Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados

2ª Edição



Perímetro irrigado de Poço da Cruz, Ibimirim-PE

Editores:
Hans Raj Gheyi
Nildo da Silva Dias
Claudivan Feitosa de Lacerda
Enéas Gomes Filho

INCTSal
Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade
FORTALEZA, CE - 2016

Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados

Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados

Editores

Hans Raj Gheyi
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Nildo da Silva Dias
Universidade Federal Rural do Semi-Árido

Claudivan Feitosa de Lacerda
Universidade Federal do Ceará

Enéas Gomes Filho
Universidade Federal do Ceará

Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4

INCTSal
Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade

Fortaleza - CE, 2016

Equipe Técnica

Editoração Eletrônica
Byte Systems - Soluções Digitais

Capa
Wedscley Oliveira de Melo

Impressão
Expressão Gráfica
Fortaleza, CE

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

M274 Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados / 2.ed. Editores: Hans Raj Gheyi, Nildo da Silva Dias, Claudivan Feitosa de Lacerda, Enéas Gomes Filho. Fortaleza, INCTSal, 2016.
504p. il.; 28 cm.

ISBN: 978-85-420-0948-4

1. Salinidade. 2. Estresse Salino. 3. Agricultura biossalina. 4. Drenagem agrícola. 5. Recuperação. I. Gheyi, Hans Raj. II. Dias, Nildo da Silva. III. Lacerda, Claudivan Feitosa de. IV. Gomes Filho, Enéas. V. Título.

CDU- 631.413.3

Os assuntos, dados e conceitos emitidos neste Livro, são de exclusiva responsabilidade dos respectivos autores. A eventual citação de produtos e marcas comerciais não significa recomendação de utilização por parte dos autores/editores. A reprodução é permitida desde que seja citada a fonte.

Apresentação

A missão do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade (INCTSal/MCT/CNPq) pode ser assim resumida: desenvolver e coordenar a pesquisa básica e aplicada; formar recursos humanos para pesquisa em salinidade; difundir os resultados das pesquisas para conhecimento da comunidade científica e da sociedade; e, finalmente, promover a articulação das agências governamentais com o setor produtivo. A complexidade da salinidade requer o estabelecimento de equipes multidisciplinares de pesquisa básica e aplicada, trabalhando de maneira coordenada e sem esquecer as demandas do setor produtivo.

O INCTSal começou a funcionar em 2009 e em 2010, patrocinou a publicação da primeira edição do livro, intitulado: "Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados", a fim de mostrar a complexidade da salinidade na agricultura irrigada, facilitar a difusão dos conhecimentos nessa área do conhecimento, integrar os cientistas que trabalham com pesquisa básica e aplicada e contribuir para a formação de recursos humanos para pesquisa, através de sua utilização como texto nos Cursos de Pós-Graduação. Além disso, o livro tem sido usado como fonte de consulta para os pesquisadores e técnicos que desejam se familiarizar com assuntos diferentes daqueles com os quais estão trabalhando.

Nesta segunda edição, pretende-se atualizar os conhecimentos sobre o assunto, incluindo-se os resultados relevantes das pesquisas que surgiram após a primeira edição deste livro.

Fortaleza/CE, Dezembro de 2016.

José Tarquínio Prisco
Coordenador Científico e Administrativo do INCTSal

Prefácio

A existência de livros textos que abordem de forma ampla o problema da salinidade é uma raridade no mundo e especialmente no Brasil. Um dos motivos é o fato de que a salinidade não é uma disciplina tradicional e, também, por ser um tema transversal, ou seja, está presente em diferentes ramos das ciências e se encontra nos programas de diferentes disciplinas do ensino de graduação e pós-graduação, tais como Fisiologia Vegetal, Química e Fertilidade do Solo e Irrigação e Drenagem. Dessa forma, tem sido mais comum encontrar-se livros ou capítulos que abordem o tema de forma geral ou que apresentem aspectos específicos da salinidade no tocante a sua aplicação prática na agricultura ou em aspectos básicos da fisiologia, bioquímica e biologia molecular.

No Brasil, a primeira vez que se produziu um livro texto sobre esse tema foi em 1997 e a obra foi lançada no XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, realizado em Campina Grande-PB. O livro "Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada", elaborado sob a liderança do Prof. Hans Raj Gheyi, era composto por 11 capítulos, os quais abordavam diferentes aspectos da salinidade, tais como: origem e extensão do problema, salinidade do solo e da água, efeitos dos sais sobre as plantas, melhoramento genético, drenagem e recuperação. Durante mais de uma década esse foi o livro de referência nacional sobre o tema salinidade.

Em 2009, o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade (INCTSal), sob a Coordenação do Prof. José Tarquinio Prisco, estabeleceu como meta a produção de um livro texto mais amplo sobre o tema. Este novo livro, que agora temos a honra de sermos seus editores, inspirou-se, sem sombra de dúvidas, no livro publicado em 1997, de modo que praticamente todos os capítulos daquele livro continuaram presentes na nova proposta do livro texto sobre salinidade. Havia, no entanto, a necessidade de ampliação e a inclusão de novos temas, de outras opiniões e de novos olhares, de modo que pelo menos cinco novas temáticas foram incluídas ou ampliadas no novo livro: 1. Estudos básicos, principalmente nas áreas de bioquímica, fisiologia e biologia molecular; 2. Ecofisiologia de halófitas e agricultura biossalina; 3. Fitorremediação de solos afetados por sais; 4. Inserção de estudos de problemas de salinidade e drenagem observados em outros países; e 5. Ampliação dos estudos nas áreas de manejo e de drenagem agrícola. Nasceu, então, em outubro de 2010, durante o I Simpósio Brasileiro de Salinidade (I SBS), em Fortaleza-CE, o livro "Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados".

Esse livro, dividido em cinco partes e 25 capítulos, tornou-se um divisor de águas nessa questão de livro texto na área de salinidade, e passou a compor a bibliografia de disciplinas de graduação e de pós-graduação de várias Universidades brasileiras e de outros países de língua portuguesa e espanhola. Ele trouxe, nas suas 472 páginas, todos os aspectos mencionados acima, nas áreas básica e aplicada, e contou com a colaboração de mais de 50 profissionais de instituições nacionais e estrangeiras, passando a ser uma importante ferramenta para agricultores, técnicos, pesquisadores e, especialmente, para discentes de graduação e de pós-graduação, notadamente da região Nordeste do Brasil.

Ao longo dos últimos seis anos colocou-se como nova meta do INCTSal a revisão desse livro. Então, no final de 2016, surge a sua segunda edição, que traz os 25 capítulos da versão anterior, revisados e atualizados, bem como a ampliação do número de colaboradores, inclusive de pesquisadores estrangeiros. Além disso, foram incluídos cinco novos capítulos que abordam temáticas relevantes para a área: 1. Aplicação de sensoriamento remoto na identificação de problemas de salinidade; 2. Metodologias de análises químicas voltadas especificamente para os solos afetados por sais; 3. Aplicação de cultura de tecidos nos estudos sobre aclimatação das plantas ao estresse salino; 4. Halófitas brasileiras e suas formas de cultivo; e 5. Estudo de caso sobre o reuso de água no Egito.

Essa nova versão do livro de salinidade trás, também, duas singelas homenagens (*In Memoriam*) a dois importantes colaboradores dessa obra e que nos deixaram nos últimos anos. Trata-se do Dr. Nand Kumar Fageria (capítulo 17), responsável por muitos trabalhos voltados para a tolerância à salinidade e melhoramento vegetal, e o Prof. Mateus Rosas Ribeiro (capítulo 2), especialista em gênese e classificação de solos. Uma das fotos que ilustra

a capa do livro é, também, uma singela homenagem a este que foi um dos grandes pesquisadores do Nordeste Brasileiro.

Concluímos esse prefácio afirmando que essa segunda edição do livro "Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados", o qual se divide em quatro partes, contendo 30 capítulos e cerca de 520 páginas, se apresenta como mais uma ferramenta para todos que precisam conhecer e aperfeiçoar suas ações relativas ao problema da salinidade, seja na sala de aula, no laboratório ou no campo do Brasil semiárido.

Fortaleza, Dezembro de 2016

Hans Raj Gheyi
Nildo da Silva Dias
Claudivan Feitosa de Lacerda
Enéas Gomes Filho

Agradecimentos

A publicação de um livro envolvendo estudos básicos e aplicados na área de salinidade não poderia prescindir da participação de pesquisadores de diversas instituições e nacionalidades, de modo que o produto final pudesse apresentar informações de qualidade para a comunidade científica e para sociedade. Nesse sentido, os editores agradecem a todos os colaboradores e às diversas instituições envolvidas na elaboração dos 30 capítulos deste livro. Os editores agradecem ainda às instituições onde eles trabalham pelo uso irrestrito da infraestrutura, e também ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade (INCTSal/CNPq), à CAPES, às Agências Estaduais de Fomento e ao CNPq, que garantiram a maior parte do suporte financeiro para realização das pesquisas apresentadas nesta publicação, e à SDE/ADECE (Secretaria de Desenvolvimento Econômico do Estado do Ceará/Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará) pelo financiamento de parte dos recursos para impressão desta obra.

Fortaleza/CE, Dezembro de 2016

Hans Raj Gheyi
Nildo da Silva Dias
Claudivan Feitosa de Lacerda
Enéas Gomes Filho

Sumário

Apresentação v
Prefácio vii
Agradecimentos ix
Autores xvii

Parte I - Salinidade no solo e na água 1

1. Integrated approach to address salinity problems in irrigated agriculture 3
Julián M. Beltrán
Introduction 3
Soil and water salinity in irrigated agriculture 3
Integrated approach for salinity management 4
Conclusions 6
Literature cited 6

2. Origem e classificação dos solos afetados por sais 9
Mateus R. Ribeiro, Mateus R. Ribeiro Filho & Paulo K. T. Jacomine
Introdução 9
Formação e evolução dos solos halomórficos 9
Classificação química e caracterização dos solos salinos e sódicos 11
Solos salinos e sódicos no sistema brasileiro de classificação de solos 13
Solos salinos e sódicos no sistema de classificação da FAO/WRB 14
Considerações finais 15
Literatura citada 15

3. Aspectos físicos e químicos de solos em regiões áridas e semiáridas 17
Paulo A. Ferreira, João B. L. da Silva & Hugo A. Ruiz
Introdução 17
Propriedades físico-químicas 17
Equilíbrio entre cátions em solução e adsorvidos 22
Floculação e dispersão das argilas 25
Classificação dos solos salinos 30
Comportamento das argilas decorrente da concentração salina e do pH 31
Efeitos da salinidade sobre a condutividade hidráulica 32
Literatura citada 34

4. Qualidade da água para irrigação 35
José S. de Holanda, Julio R. A. de Amorim, Miguel Ferreira Neto, Alan C. de Holanda & Francisco V. da S. Sá
Introdução 35
A água na natureza 35
Adequação da água para irrigação 37
Avaliação da qualidade da água para irrigação 40
Classificação da água para irrigação 42
Qualidade da água dos principais mananciais do nordeste 46
Considerações finais 47
Literatura citada 47

5. Avaliação e monitoramento da salinidade do solo usando ferramentas de geoestatística 51
José E. Queiroz, Antônio C. Gonçalves, Jacob S. Souto, Marcos V. Folegatti, Edivan R. de Souza & Maria de F. C. Barros
Introdução 51
Amostragem para estudos de salinidade 52
Monitoramento da salinidade do solo 55
Considerações finais 62
Literatura citada 63

6. Identificação de problemas de salinidade do solo utilizando técnicas de sensoriamento remoto 65
Luis C. J. Moreira, Adunias dos S. Teixeira, Lênio S. Galvão, Raimundo A. de O. Leão & Odílio C. da Rocha Neto
Introdução geral 65
Caracterização da área de estudo 66
Características espectrais de solos salinizados no semiárido brasileiro 67
Potencial de dados multiespectrais e hiperespectrais em detectar solos salinizados no semiárido do Brasil 71
Considerações finais 78
Literatura citada 79

7. Técnicas de estatística multivariada: Investigação da salinidade 83
Eunice M. de Andrade, Ana C. M. Oliveira & Fernando B. Lopes
Introdução 83
Estatística multivariada 84
Considerações finais 93
Literatura citada 93

8. Modelagem do movimento de sais no solo 95
Mauro A. Martinez, Jonathas B. G. Silva & Donizete dos R. Pereira
Introdução 95
Armazenamento de soluto no solo 95
Deslocamento de fluidos miscíveis 95
Fluxo de soluto no solo 99
Equação diferencial para o transporte convectivo e dispersivo 100
Condições iniciais e de contorno 101
Soluções analíticas 102
Soluções numéricas 103
Parâmetros de transporte 106
Exemplos de usos de modelos 107
Literatura citada 110
Apêndice A 111

9. Salinidade em ambiente protegido 113
Pedro R. F. de Medeiros, Ênio F. de F. e Silva & Sergio N. Duarte
Introdução 113
Causas mais frequentes e forma de controle da salinidade em ambiente protegido 114
Efeitos da salinização sobre o solo e as plantas em condições de ambiente protegido 115
Controle da concentração da solução do solo 117
Controle da salinidade via lavagem de manutenção 118
Recuperação de solos afetados por sais sob condições de ambiente protegido 119
Considerações finais 120
Literatura citada 120

10. Métodos de análises químicas para solos salinos 123
Maria B. G. S. Freire, Luiz G. M. Pessoa & Hans R. Gheyi
Introdução 123
Sais solúveis 124
Cátions trocáveis e capacidade de troca de cátions 137
Outras determinações 140
Considerações finais 144
Literatura citada 145

Parte II - Tolerância das plantas à salinidade 149

11. Efeitos dos sais na planta e tolerância das culturas à salinidade 151
Nildo da S. Dias, Flávio F. Blanco, Edivan R. de Souza, Jorge F. da S. Ferreira, Osvaldo N. de Sousa Neto & Ítalo S. R. de Queiroz
Introdução 151
Efeitos dos sais na planta 151
Tolerância das culturas à salinidade 158
Considerações finais 161
Literatura citada 161

12. Physiology and biochemistry of plants growing under salt stress 163
José T. Prisco, Enéas Gomes Filho & Rafael de S. Miranda
Introduction 163
Historical development of salt stress research 163
Physiological and biochemical responses to salt stress 166
Acclimation to salinity 171
Improving salt tolerance of plants 173
Final considerations 174
Glossary of terms 176
Acknowledgements 176
Literature cited 176

13. Mecanismos biomoleculares envolvidos com a resistência ao estresse salino em plantas 181
Joaquim A. G. Silveira, Sérgio L. F. Silva, Evandro N. Silva & Ricardo A. Viégas
Introdução 181
Efeitos do estresse salino e principais mecanismos de respostas das plantas 182
Mecanismos biomoleculares da resistência à salinidade 184
Homeostase iônica 188
Homeostase redoxi e proteção oxidativa 191
Seleção assistida com marcadores moleculares 195
Conclusões e perspectivas 195
Literatura citada 196

14. Cultura de tecidos e priming in vitro como estratégias de redução dos efeitos da salinidade 199
Lilia Willadino, Marciana B. Morais, Gemima M. Melo & Terezinha R. Camara
Introdução 199
Seleção in vitro para tolerância à salinidade 199
A manipulação genética no ambiente do cultivo *in vitro* 200
Priming in vitro - Pré condicionamento no enfrentamento à salinidade 202
Considerações finais 206
Literatura citada 206

15. Halofitismo e agricultura biossalina 209
Pedro D. Fernandes, Marcos E. B. Brito, Hans R. Gheyi, Alberício P. de Andrade & Salomão de S. Medeiros
Introdução – População e necessidades de alimentos 209
Glicófitas e halófitas 210
Morfologia, anatomia e ecofisiologia das halófitas 213
Salinidade x produção das plantas 221
Aspectos técnicos e econômicos - Sustentabilidade 234
Considerações finais 235
Literatura citada 235

16. Halófitas brasileiras: Formas de cultivo e usos 243
César S. B. Costa & Oriel H. Bonilla
Introdução 243
Halófitas brasileiras 244
Aspectos da biologia reprodutiva e produção de mudas de halófitas 246
Usos das halófitas brasileiras 249
Cultivos de halófitas brasileiras 250
Considerações finais 254
Literatura citada 255

17. Melhoramento genético e seleção de cultivares tolerantes à salinidade 259
Walter dos S. Soares Filho, Hans R. Gheyi, Marcos E. B. Brito, Reginaldo G. Nobre, Pedro D. Fernandes & Rafael de S. Miranda
Introdução 259
Salinidade e rendimento das culturas 260
Métodos de avaliação da tolerância das plantas à salinidade 260
Melhoramento genético para tolerância à salinidade 265
Estudos de engenharia genética de plantas e tolerância ao estresse salino 268
Considerações finais 270
Literatura citada 271

Parte III - Manejo do sistema solo-água-planta 275

18. Interação salinidade-fertilidade do solo 277
Rivaldo V. dos Santos, Lourival F. Cavalcante, Adriana de F. M. Vital, Claudivan F. de Lacerda, Edivan R. de Souza & Geovani S. de Lima
Introdução 277
A interação salinidade-fertilidade do solo 277
Dinâmica dos nutrientes em solos halomórficos 282
Influência da matéria orgânica 285
Manejo da fertilidade em solos halomórficos 286
Considerações finais 291
Literatura citada 291

19. Estimativa da evapotranspiração e da transpiração das culturas em ambiente salino 295
Luís S. Pereira & Isabel Alves
Evapotranspiração – Conceitos fundamentais 295
Evapotranspiração da cultura de referência, ETo 297
Evapotranspiração das culturas 297
Evapotranspiração real, balanço hídrico do solo e coeficientes de stress 304
Literatura citada 309

20. Manejo do solo-água-planta em áreas afetadas por sais 319
José F. de Medeiros, Hans R. Gheyi, Andréa R. F. C. da Costa & Halan V. de Q. Tomaz
Introdução 319
A salinização em áreas irrigadas no nordeste brasileiro 320
Fatores que afetam a salinidade do solo e resposta das culturas à salinidade 321
Previsão de salinidade em áreas irrigadas 325
Experiências no nordeste brasileiro com água salina 329
Considerações finais 332
Literatura citada 333

21. Estratégias de manejo para uso de água salina na agricultura 337
Claudivan F. de Lacerda, Raimundo N. T. Costa, Marlos A. Bezerra, Antônia L. R. Neves, Geocleber G. de Sousa & Hans R. Gheyi
Introdução 337
A essência das estratégias de manejo das águas salinas e salobras 338
Escolha da espécie ou cultivar e formação do estande 339
Misturas e substituição de águas 340
Práticas de manejo do solo e da irrigação 342
Cultivos adensados, rotação de culturas e sistemas consorciados 343
Cultivos em sistemas hidropônicos 345
Práticas que favorecem a aquisição de minerais pelas plantas 346
Aplicação de substâncias exógenas 348
Considerações finais 349
Literatura citada 349

22. SALTMED model for field management of water, crops and N-fertilizers 353
Ragab Ragab
Introduction 353
Brief description of the main processes in the SALTMED model 354
Water and solute flow 355
Multiple and simultaneous model application 359
SALTMED 2015 input data requirement 361
'Goodness of Fit' indicators 368
SALTMED applications 369
Final considerations 369
Acknowledgment 370
Literature cited 370

23. Uso de águas salobras em sistemas hidropônicos de cultivo 373
Tales M. Soares, Sergio N. Duarte, Ênio F. de F. e Silva, Vital P. da S. Paz & Jorge L. B. Oliveira
Introdução 373
Hidroponia: Uma alternativa de produção com água salobra no semiárido 374
Qualidade química da água para cultivos hidropônicos 378
Considerações finais 389
Agradecimentos 390
Literatura citada 390

Parte IV - Drenagem e recuperação 395

24. Drenagem agrícola no manejo dos solos afetados por sais 397
Vera L. A. de Lima, Maria S. S. de Farias & João C. F. Borges Júnior
Introdução 397
Drenagem agrícola e salinidade 397
Diagnóstico de problemas de drenagem 398
Critérios de drenagem 401
Envoltórios 401
Aplicação de modelos na drenagem agrícola 402
Considerações finais 407
Literatura citada 407

25. Dimensionamento de sistemas de drenagem 411
Hermínio H. Suguino & José C. Barros
Introdução 411
Terminologia e simbologia em drenagem agrícola 411
Drenagem superficial 414
Drenagem subterrânea 424
Estudo de caso: Projeto Irrigado Brígida 429
Considerações finais 431
Literatura citada 431

26. Biodrenagem 433
Salomão de S. Medeiros, Pedro D. Fernandes, José A. Santos Júnior & Hans R. Gheyi
Introdução 433
Biodrenagem como tecnologia alternativa às técnicas tradicionais 434
Engenharia de drenagem-projeto de biodrenagem 439
Experiências de outros países 443
Considerações finais 447
Literatura citada 447

27. Drainage water reuse practices and measures to alleviate risk of failure, Egypt case 449
Ashraf E. S. Ismail
Introduction 449
Drainage water system 449
Needs for drainage water reuse 452
Reuse practices in Egypt 453
Factors affecting drainage reuse practices 453
Variables domain reuse decision 455
Drainage water reuse guidelines for reclaimed land 455
Measures to alleviate risk of failure 457
Strategies to sustain drainage water reuse practices 459
Final considerations 459
Literature cited 460

28. Recuperação de solos afetados por sais 461
Lourival F. Cavalcante, Rivaldo V. dos Santos, Fernando F. F. Hernandez, Hans R. Gheyi, Thiago J. Dias, Járisson C. Nunes & Geovani S. de Lima
Introdução 461
Técnicas de recuperação de solos afetados por sais 461
Técnicas fundamentais 462
Recuperação de solos salinos 471
Recuperação dos solos salino-sódicos e sódicos 471
Considerações finais 475
Literatura citada 476

29. Indicadores de rentabilidade da recuperação de solos degradados por sais 479
Raimundo N. T. Costa, Claudivan F. de Lacerda, Luiz A. C. da Silva, Ana P. B. de Araújo, José C. de Araújo & Carlos H. C. de Sousa
Introdução 479
Análise de investimento 479
Estudos de caso na Bacia Hidrográfica do Rio Curu-CE 482
Considerações finais 487
Literatura citada 488

30. Fitorremediação de solos afetados por sais 489
Maria B. G. S. Freire, Fernando J. Freire & Edivan R. de Souza
Introdução 489
Fitorremediação: Conceito, processos e mecanismos 489
Os primeiros ensaios e a disseminação da fitorremediação no mundo 490
Fitorremediação: Vantagens e efeitos em solos afetados por sais 492
Plantas fitorremediadoras 493
A fitorremediação com plantas de atriplex 495
Usos e aplicações da biomassa produzida pelas plantas fitorremediadoras 498
Considerações finais 501
Literatura citada 501

Autores



Adriana de F. M. Vital - Graduada em Eng. Florestal. Mestre em Manejo de Solo e Água e MBA em Desenvolvimento Regional Sustentável. Atualmente é Prof. da UFCG. Experiência nas temáticas de solos, agroecologia, desenvolvimento sustentável, ancorados em base holística e na premissa interdisciplinar.



Adunias dos S. Teixeira - Possui graduação em Agronomia pela UFC, mestrado em Irrigação e Drenagem pela USP e doutorado em Engenharia Agrícola e de Biosistemas - University of California. Atualmente é professor associado da UFC, atuando nas áreas de Geoprocessamento, Agricultura de Precisão, Manejo de Irrigação e Otimização.



Alan C. de Holanda - Eng. Florestal pela UFCG. Doutorando em Ciências Florestais pela UFRPE. Atualmente é Prof. do CCT Agroalimentar da UFCG. Tem experiência na área de recursos florestais e eng. florestal, com ênfase em recuperação de áreas degradadas e conservação dos recursos naturais.



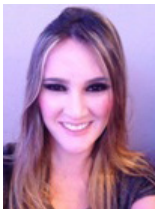
Alberício P. de Andrade - Eng. Agrônomo. Doutor em Agronomia - Ecofisiologia da Produção Vegetal pela Universidad de Cordoba. Atualmente coordena e desenvolve pesquisa sobre impacto ambiental e ecofisiologia de espécies da Caatinga.



Ana C. M. Oliveira - Eng. Agrônoma. D.Sc. em Eng. Civil/Recursos Hídricos. Professora da Universidade Federal do Cariri. Atua em pesquisas sobre qualidade das águas superficiais no semiárido e sensoriamento remoto no DENA/CCA/UFC.



Ana P. B. de Araújo - Eng. Agrônoma pela UFC. Doutora em Eng. Agrícola pela UFC. Atualmente, é Professora da Fatene. Tem experiência na área de eng. agrícola, com ênfase em drenagem e salinidade, ciência do solo e nutrição de plantas.



Andréa R. F. C. da Costa - Possui Doutorado em Engenharia Agrícola pela UFRPE. Tem experiência na área de Agronomia e Engenharia Agrícola, atuando principalmente nos seguintes temas: manejo de água e solo, salinidade, irrigação, nutrição de plantas . Atualmente faz pós-doutorado em Engenharia Agrícola na UFERSA.



Antônia L. R. Neves - Tecnóloga em Recursos Hídricos-Irrigação pelo CENTEC. Pedagoga pela UVA. Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola pela UFC. Atualmente, bolsista PDJ na Universidade Federal do Ceará-UFC. Área de atuação: Manejo da Agricultura Irrigada e salinidade.



Antônio C. Gonçalves - Graduado em Eng. Agrícola pela UFV. Doutor em Agronomia pela ESALQ/USP. Atualmente é Prof. da UEM. Experiência na área de eng. de água e solo e irrigação e drenagem, nas quais concentra suas linhas de pesquisa.



Ashraf E. S. Ismail - Atualmente atuando como Diretor Adjunto do Instituto de Pesquisa em Drenagem. Participou de vários projetos de desenvolvimento com organizações científicas, governamentais, privadas e internacionais. Membro do Comitê Nacional Egípcio de Irrigação e Drenagem, da ICID (Comitê de Drenagem, WG-DRG).



Carlos H. C. de Sousa - Graduado em Recursos Hídricos/Irrigação pelo Centec. Doutor em Engenharia Agrícola pela UFC. Atua principalmente nos seguintes temas: irrigação por superfície, salinidade e drenagem agrícola, avaliação de sistemas de irrigação e recuperação de áreas degradadas e solos afetados por sais.



César S. B. Costa - Bacharel em Oceanologia pela FURG. PhD em Ciências Biológicas pela University of East Anglia. Prof. do Instituto de Oceanografia da FURG. Atua em pesquisas sobre a dinâmica populacional de plantas costeiras, agricultura com água salgada e fitorremediação de águas e solos salinos.



Claudivan F. de Lacerda - Eng. Agrônomo. Doutor em Ciências Agrárias/Fisiologia Vegetal pela UFV. Atualmente, é Prof. Associado da UFC e pesquisador do INCTSal. Atua principalmente nos temas: eficiência no uso de água e de nutrientes em plantas sob condições normais e sob estresse.



Donizete dos R. Pereira - Eng. Agrícola pela UFLA. Doutor em Recursos Hídricos pela UFV. Atualmente é prof. do Instituto de Ciências Agrárias da UFV, Campus Florestal. Áreas de atuação: conservação do solo e água, modelagem hidrológica e sistemas de informações geográficas.



Edivan R. de Souza - Eng. Agrônomo pela UFERSA. Doutor em Ciência do Solo pela UFRPE. Atualmente é Prof. do Dept. de Agronomia da UFRPE. Desenvolve pesquisa na área de manejo e conservação do solo, com ênfase no sistema solo-água-planta.



Enéas Gomes Filho - Doutor em Biologia Vegetal pela UNICAMP. Atualmente é Prof. do Dept. de Bioquímica e Biologia Molecular da UFC. Linha de pesquisa: fisiologia e bioquímica dos estresses hídrico e salino em plantas.



Ênio F. de F. e Silva - Eng. Agrícola pela UFLA. Doutor em Irrigação e Drenagem pela USP. Atualmente é Prof. da UFRPE, onde tem trabalhado em pesquisas nas áreas de salinidade, irrigação, reuso e qualidade de água.



Eunice M. de Andrade - Eng. Agrônoma. PhD em Recursos Naturais Renováveis pela Universidade do Arizona. Prof. do Dept. de Eng. Agrícola da UFC. Atua nas áreas de manejo de bacias hidrográficas, uso racional e conservativo dos recursos solo e água.



Evandro N. Silva - Doutor em Bioquímica pela UFC. Atualmente é professor da Universidade Estadual do Ceará, onde realiza pesquisa básica nas áreas de bioquímica e fisiologia de plantas cultivadas, voltado a compreensão de diversos mecanismos.



Fernando B. Lopes - Graduado em Recursos Hídricos/Irrigação pela Faculdade CENTEC. Doutor em Engenharia Agrícola/Manejo e conservação de bacias hidrográficas pela UFC. Atualmente é Prof. da UFC. Atua principalmente nos temas: manejo de bacias hidrográficas, qualidade das águas superficiais no semiárido e sensoriamento remoto.



Fernando F. F. Hernandez - Eng. Agrônomo. Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela ESALQ/USP. Prof. do Dept. de Ciências do Solo/ CCA/UFC. Áreas de atuação: química do solo, fertilidade do solo e adubação.



Fernando J. Freire - Eng. Agrônomo pela UFRPE. Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela UFV. Prof. da Área de Solos do Dept. de Agronomia da UFRPE. Área de atuação: fertilidade de solos, fitorremediação de solos salinos e sódicos, manejo da nutrição mineral de plantas cultivadas.



Flávio F. Blanco - Eng. Agrônomo pela UFLA. Doutor em Irrigação e Drenagem pela ESALQ/ USP. Pesquisador da EMBRAPA. Realiza pesquisas sobre o manejo da irrigação, salinidade, dinâmica de água e solutos no solo.



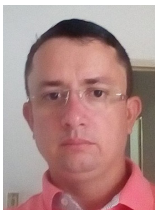
Francisco V. da S. Sá - Doutorando em Engenharia Agrícola na UFCG, Mestrado em Manejo de Solo e Água na UFERSA. Atua em pesquisa nas áreas de Engenharia de Água e Solo (Estresse Hídrico; Estresse Salino; Manejo de Fertilizantes e Corretivos) e Fisiologia do estresse em plantas.



Gemima M. Melo - Bióloga. Doutora em Botânica pela Universidade Federal Rural de Pernabuco. Área de atuação: cultura de tecidos de plantas, fisiologia de plantas em condições de estresse abiótico, biorreatores de imersão temporária, estresse oxidativo e anatomia de estruturas vegetais.



Geocleber G. de Sousa - Agronômo. Doutor em Eng. Agrícola pela Universidade Federal do Ceará. Professor Adjunto da Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira. Área de atuação: manejo do solo e da água, salinidade, irrigação, biofertilizantes, oleaginosas, construções rurais e ambiência, e nutrição mineral de plantas.



Geovani S. de Lima - Eng. Agrônomo, Mestre e Doutor em Engenharia Agrícola na área de Irrigação e drenagem pela UFCG. Atualmente é Bolsista de Pós-Doutorado PNPD/CAPES/UFCG. Tem experiência na área de Engenheira Agrícola, com ênfase em Irrigação, drenagem e salinidade.



Halan V. de Q. Tomaz - Engenheiro Agrônomo pela UFERSA, mestrado e doutorado pela ESALQ/USP. Atualmente é Engenheiro Agrônomo da Monsanto. Possui experiência na área de Agronomia, com ênfase em Fitotecnia, atuando principalmente nos seguintes temas: manejo e tratos culturais de grandes culturas e agronegócio.



Hans R. Gheyi - Graduado em Agricultura. Doutor em Ciências Agronômicas pela Université Catholique de Louvain. Atualmente é Prof. da UFRB, Editor Chefe da Revista Agriambi. Tem experiência da área de Eng. Agrícola com ênfase em eng. de água e solo, atuando nos temas: salinidade, irrigação e fertilidade.



Hermínio H. Suguino - Eng. Agrônomo, com PhD em Agri. e Eng. de Irrigação pela Utah State University. Especialista em drenagem de terras agrícolas e recuperação de solos salinizados. Funcionário da CODEVASF onde exerceu cargos como Chefe da Unidade de Conservação de Solo, Água e Recursos Florestais.



Hugo A. Ruiz - Prof. Titular da UFV (aposentado). Atualmente é Prof. Visitante Nacional Sênior/CAPES na UFES. Área de atuação: física do solo, com pesquisa em transporte de solutos na solução do solo e solos afetados por sais.



Isabel Alves - Eng. Agrônoma pelo ISA/UTL, Mestre em Hidráulica e Recursos Hídricos e Doutora em Eng. Agronômica pelo ISA/UTL. Atualmente é Professora Associada no Departamento de Ciências e Engenharia dos Biossistemas. Área de atuação: necessidades hídricas das culturas, termometria de infra-vermelhos, condução da rega.



Ítalo S. R. de Queiroz - Graduado em Agronomia pela Universidade Federal Rural do Semi Árido (UFERSA-2013). Mestre em Manejo de Solo e Água (UFERSA-2016). Possui Especialização em Segurança do Trabalho.



Jacob S. Souto - Eng. Agrônomo. Doutor em Agronomia pela UNESP. Pesquisador do CNPq. Tem experiência na área de agronomia, com ênfase em manejo e conservação de solos, nutrição mineral de plantas, atuando nos temas: recuperação de áreas degradadas e matéria orgânica do solo.



Járisson C. Nunes - Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo e Doutor em Agronomia pela UFPB. Atualmente é bolsista PNPD-CAPES do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da UFSM, e desenvolve pesquisas nos seguintes temas: salinidade, manejo de culturas e utilização de insumos orgânicos na agricultura.



João B. L. da Silva - Eng. Agrícola e Ambiental. Doutor em Eng. Agrícola na área de Concentração de Recursos Hídricos e Ambientais pela UFV. Experiência nas áreas de hidrologia, conservação de água e solo, manejo água-planta, modelagem ambiental e sistemas de informação geográficos.



João C. F. Borges Júnior - Eng. Agrícola. Doutor em Eng. Agrícola pela UFV. Prof. da UFSJ. Linhas de atuação: irrigação e drenagem, planejamento em agricultura irrigada, dinâmica de água e solutos no solo e modelagem.



Joaquim A. G. Silveira - Doutor pela USP. Atualmente é Prof. da UFC e líder de um grupo de pesquisa voltado para a compreensão de mecanismos fisiológicos e bioquímicos envolvidos com estresses abióticos múltiplos nas áreas de metabolismo oxidativo, homeostase iônica e balanço carbono-nitrogênio.



Jonathas B. G. Silva - Eng. Agrícola e Ambiental pela UFV. Prof. Assistente, Msc, da UFRJ. Atua na área de transporte de solutos no solo e tratamento e disposição final de resíduos agroindustriais.



Jorge F. da S. Ferreira - Agrônomo pela FCAP (Belém-PA), mestre em Agronomia pela ESAL (Lavras-MG) e Ph.D. em Fisiologia e Bioquímica de Plantas pela Universidade de Purdue. Atualmente é pesquisador do US Salinity Laboratory (USDA-ARS), California, estudando principalmente os mecanismos de tolerância das plantas à salinidade.



Jorge L. B. Oliveira - Eng. Agrônomo pela UFPel. Doutor em Eng. Agrícola pela UFV. Atualmente é Prof. da UFSC. Tem experiência na área de eng. agrícola, com ênfase em irrigação e drenagem, atuando nos temas: cultivo hidropônico, fertirrigação, cultivo protegido e solução nutritiva.



José A. Santos Júnior - Engenheiro agrícola e Doutor em Engenharia Agrícola pela UFCG, atualmente é Professor Adjunto na UFRPE/Recife. Tem atuado nas disciplinas de Irrigação e Drenagem e Manejo de Sais em Perímetros Irrigados, bem como desenvolvido pesquisas relacionadas ao aproveitamento de águas alternativas em hidroponia de baixo custo.



José C. Barros - Engº Agrônomo pela UFRPE com especialização "lato sensu" em Fruticultura pela UFLA. Trabalhou na empresa Projetos Técnicos prestando apoio nos projetos do Sistema Itaparica - CHESF/CODEVASF. Trabalha atualmente como Gerente de Empreendimentos de Irrigação na Superintendência Regional de Petrolina-PE da CODEVASF.



José C. de Araújo - Eng. Civil pela UFC. Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela USP. Atualmente, é professor Titular da UFC. Atua principalmente nos seguintes temas: hidrologia física de ambientes semiáridos, sedimentologia, reservatórios do semiárido e hidráulica.



José E. Queiroz - Graduado em Eng. Agrícola pela UFPB. Doutor em Ciências Agronômicas pela ESALQ/USP. Atualmente é Prof. da UFCG. Experiência em eng. de água e solo, principalmente em manejo de irrigação, drenagem e salinidade.



José F. de Medeiros - Graduado em Agr. pela ESAM. Dr. em Agr.: Irrigação e Drenagem pela USP. Atualmente é Eng. Agro. e Prof. permanente dos Prog. de Pós-Graduação de Manejo de Solo e Água e de Fitotecnia da UFERSA, pesquisador 1-A do CNPq. Área de atuação: cultivo do melão e melancia, salinidade, fertirrigação e manejo de irrigação.



José S. de Holanda - Graduado pela ESAM. Doutor em Agronomia pela USP. Atualmente é pesquisador da EMPARN-EMBRAPA. Experiência na área de agronomia, com ênfase em fertilidade do solo e atuação em adubação, nutrição de plantas, fertigação, salinidade e alimentos alternativos.



José T. Prisco - Prof. Emérito da UFC. Pesquisador Sênior do CNPq e Coordenador do INCTSal/MCT/CNPq. Graduado em Agronomia pela UFC. PhD em Botânica na University of Arizona. Dedica-se ao estudo da fisiologia e bioquímica dos estresses hídricos e salino.



Julián M. Beltrán - Doutor em Ciências Agrícolas pela Agricultural University (Wageningen) e em Eng. Agrícola pela Polytechnic University. Atualmente é Chefe da Sustainable Land and Water Management Unit of Centre for Water Studies (CEH), CEDEX, Madrid. Autor e co-autor de vários livros.



Julio R. A. de Amorim - Graduado em Tecnologia Química e Agronomia pela UFAL, especialização em Drenagem de Terras Agrícolas pela CODEVASF/ILRI e mestrado em Eng. Agrícola na área de Irrigação e Drenagem pela UFPB.



Lênio S. Galvão - Bacharel em Geologia pela UFRN, Mestrado em Sensoriamento Remoto pelo INPE e Doutorado em Geofísica pela USP. Atualmente é pesquisador titular do INPE, atuando nas áreas de Sensoriamento Remoto Hiperespectral e Espectroscopia de Reflectância em diferentes campos de aplicação.



Lilia Willadino - Bióloga. Doutora em Ciências Biológicas pela Universitad de Barcelona. Atualmente é professora Titular da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Área de atuação: Fisiologia vegetal, Plantas sob estresse abiótico e Cultura de tecidos de plantas.



Lourival F. Cavalcante - Graduado em Eng. Agrícola pela EAN/UFPB. Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela ESALQ/USP. Atualmente é Prof. da área de Manejo de Solo e Água Afetados por Sais da UFPB.



Luis C. J. Moreira - Graduado em Agronomia pela UFC (2007), Mestrado em Engenharia Agrícola - UFC (2009) e Doutorado em Engenharia Agrícola - UFC (2014) com período sanduíche no INPE. Professor do IFCE - Campus Limoeiro do Norte. Atua nas áreas de Sensoriamento Remoto e Estatística básica e experimental.



Luís S. Pereira - Eng. Agrónomo pelo Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa. Doutor pela Escola Politécnica Federal de Zurique. Agregado pela Universidade Técnica de Lisboa. É Dr. h. c. pela Universidade de Russe. É prof. catedrático jubilado do Instituto Superior de Agronomia e prof. Emérito da Universidade de Lisboa



Luiz A. C. da Silva - Eng. Agrônomo pela UFC. Doutor em Economia pela USP. Atualmente, é Prof. Titular da UFC, aposentado. Atua nas áreas de administração de agronegócio, análise de investimento e planejamento e projetos agropecuários.



Luiz G. M. Pessoa - Engenheiro Agrônomo e Doutor em Ciência do Solo pela UFRPE. Atualmente é Prof. da Área de Solos da Universidade Federal Rural de Pernambuco – Unidade Acadêmica de Serra Talhada, atuando nas áreas de Manejo e Conservação do Solo e Salinidade do Solo.



Marciana B. Morais - Bióloga. Doutora em Biotecnologia pela Universidade Federal de Pernambuco. Possui experiência na área de Botânica, com ênfase em Biotecnologia Vegetal, atuando principalmente nos seguintes temas: cultivo in vitro de plantas, fisiologia do estresse e Proteômica Vegetal.



Marcos E. B. Brito - Engenheiro Agrônomo pela UFS, Mestre e Doutor em Engenharia Agrícola, pela UFCG, ambos na área de concentração de Irrigação e Drenagem. Atualmente é bolsista de produtividade do CNPq e Professor da UFCG/ Pombal. Tem experiência na área de Engenharia Agrícola, com ênfase em Engenharia de Água e Solo.



Marcos V. Folegatti - Eng. Agrônomo e Doutor em Solos e Nutrição de Planta pela ESALQ/USP. Atualmente é Prof. Titular da USP e membro do Comitê de Assessoramento do CNPq (Eng. Agrícola). Áreas de atuação: irrigação, evapotranspiração, manejo da água em agrossistemas e gestão de água em bacias hidrográficas.



Maria B. G. S. Freire - Eng. Agrônoma pela UFRPE. Doutora em Solos e Nutrição de Plantas pela UFV. Prof. da Área de Solos do Dept. de Agronomia da UFRPE. Área de atuação: química do solo, manejo, recuperação e fitorremediação de solos salinos e sódicos, monitoramento da qualidade do solo.



Maria de F. C. Barros - Atualmente é Professora Titular da UFRPE. Professora da PGS/UFRPE e PGEA/UFRPE. Tem experiência na área de Agronomia, com ênfase em Fertilizantes e Corretivos, atuando principalmente nos seguintes temas: salinidade, sodicidade, gesso, sódio trocável. Cultivo e beneficiamento de produtos e subprodutos da acerola.



Maria S. S. de Farias - Graduada em Eng. Agrícola pela UFPB. Doutora em Eng. Agrícola pela UFCG. Atualmente é Prof. da UFCG. Tem experiência nas áreas de ciências agrárias e meio ambiente, atuando principalmente nos temas de irrigação e drenagem, monitoramento da qualidade da água e águas residuárias.



Marlos A. Bezerra - Doutor em Fisiologia Vegetal. Pesquisador da Embrapa Agroindústria Tropical. Trabalha na área da Fisiologia das Plantas Cultivadas, com ênfase em: salinidade, estresse hídrico, fotossíntese, metabolismo de carboidratos e fisiologia da produção.



Mateus R. Ribeiro - *In memoriam*.



Mateus R. Ribeiro Filho - Eng. Agrônomo pela UFRPE. Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela UFLA. Prof. da Área de Solos do Departamento de Agronomia da UFRPE. Experiência em gênese, morfologia, classificação e levantamento de solos.



Mauro A. Martinez - Eng. Agrônomo pela UFV. Doutor em Eng. Agrícola pela Purdue University. Prof. do DEA/UFV. Orientou e co-orientou diversas teses com ênfase na modelagem da dinâmica de água e soluto no solo.



Miguel Ferreira Neto - Eng. Agrônomo pela UFCG. Doutor em Agronomia pela USP. Atualmente é Prof. da UFERSA, com atuações em pesquisas na linha de manejo de água e solo, com ênfase em salinidade, fertigação, reuso de água, fertilidade de solo e nutrição de plantas.



Nand K. Fageria - *In memoriam*.



Nildo da S. Dias - Graduado em Agronomia pela UFERSA. Doutor em Agronomia pela USP. Atualmente é Prof. na UFERSA. Tem experiência na área de eng. agrícola, com ênfase em eng. de água e solo, atuando nos temas: reuso de água, conservação de solos e água, manejo da irrigação e salinização de áreas irrigadas.



Odílio C. da Rocha Neto - Possui graduação em Agronomia (2009), mestrado em Engenharia Agrícola (2012) e doutorado em Engenharia Agrícola (2016). Tem experiência na área de Classificação de Imagens, com ênfase em Irrigação, Sensoriamento Remoto e Inteligência Computacional.



Oriel H. Bonilla - Eng. Florestal pela UFRPE. Doutor em Ecologia pela Univertät Bielefeld - Alemanha. Atualmente é Prof. da Área de Ecologia do Curso de Ciências Biológicas da UECE. Área de atuação: Ecofisiologia de halófitas, fitorremediação, salinidade de solos e bioprospecção de plantas da caatinga.



Osvaldo N. de Sousa Neto - Engenheiro Agrônomo e Mestre em Ciência do solo pela UFERSA, Doutor em Engenharia de Sistemas Agrícolas pela ESALQ/USP e atualmente é professor da UFERSA-Campus Angicos-RN. Tem experiência na área de Engenharia Agrícola, com ênfase em Engenharia de Água e Solo.



Paulo A. Ferreira - Prof. Titular da UFV (aposentado). Pesquisador do CNPq, PhD em Eng. de Água e Solo pela University of Arizona. Área de atuação: drenagem agrícola e manejo de água-planta em solos salinos.



Paulo K. T. Jacomine - Atualmente é Professor Sênior da UFRPE. É membro efetivo do Comitê Executivo Nacional de Classificação de Solos para o desenvolvimento do SiBCS. Foi agraciado com o Prêmie Antônio Carlos Moniz da SBCS em 2009 Tem vasta experiência em Gênese, Morfologia e Classificação de Solos.



Pedro D. Fernandes - Eng. Agrônomo pela Escola de Agronomia do Nordeste. Doutor pela ESALQ/USP e pós-doutorado na University of Arizona em Fisiologia da Produção. Atualmente é Professor Sênior da UEPB. Lecionou na UNESP, UFPB e UFCG.



Pedro R. F. de Medeiros - Graduado em Eng. Agronômica UFERSA. Doutorando em Ciências na área de Irrigação e Drenagem pela USP. Experiência na área de Eng. Agronômica e Agrícola com ênfase em movimento de água no solo, sistemas de irrigação, física do solo, salinidade do solo e da água.



Rafael de S. Miranda - Graduado em Ciências Biológicas pela UECE. Doutor em Bioquímica/Fisiologia Vegetal pela UFC. Tem experiência no estudo da fisiologia e bioquímica do estresse salino em plantas, com ênfase nas rotas de defesa que atuam na regulação da homeostase iônica.



Ragab Ragab - Atualmente exerce função de Chefe Água, Solo e Paisagem do Centre for Ecology & Hydrology do Reino Unido. Presidente do Comitê Nacional da Irrigação e Drenagem da Inglaterra. Recipiente de vários prêmios "Quem é Quem no Mundo", "Quem é Quem na Ciência e Engenharia.



Raimundo A. de O. Leão - Graduado em Engenharia Agronômica pela UFC, mestrado em Engenharia Agrícola pela UFC e doutorado em Engenharia Agrícola pela UFV. Atua principalmente nos seguintes temas: SIG, automação da irrigação e sensores de umidade.



Raimundo N. T. Costa - Graduado em Agronomia pela UFC. Doutor em Irrigação e Drenagem pela USP. Atualmente, é Prof. Titular da UFC. Tem ex-periência na área de eng. agrícola, com ênfase em irrigação e drenagem, atuando nos temas: irrigação por superfície, drenagem agrícola e racionalização de água em perímetros irrigados.



Reginaldo G. Nobre - Graduado em Agronomia pela UFERSA. Doutor em Eng. Agrícola na área de irrigação e drenagem pela UFCG. Atualmente é Prof. da UFCG/CCTA, com atuação em pesquisas na área de Eng. Agrícola, com ênfase em Eng. de Água e Solo, atuando nos temas: salinidade, reuso de água, conservação de solo e água, fruticultura irrigada.



Ricardo A. Viégas - Doutor em Bioquímica pela UFC. Atualmente é Prof. da UFCG. Tem experiência na área de bioquímica vegetal, atuando principalmente em metabolismo e nutrição de plantas.



Rivaldo V. dos Santos - Graduado em Agronomia. Doutor em Agronomia pela ESALQ/USP. Atualmente é Prof. da UFCG. Atua nas áreas de: recuperação de áreas degradadas, fertilidade e adubação.



Salomão de S. Medeiros - Graduado em Eng. Agrícola pela UFPB, possui mestrado e doutorado em Eng. Agrícola pela UFV. Atuou como Chefe Geral da Unidade de Apoio Hidroagrícola da 2ª Superintendência Regional da CODEVASF. Atuou como pesquisador e diretor substituto no INSA/MCTIC. Atualmente é diretor do INSA/MCTIC.



Sérgio L. F. Silva - Doutor pela UFC. Atualmente é Prof. da UFC, onde realiza pesquisa básica nas áreas de bioquímica e fisiologia das plantas cultivadas, com estudos voltados à compreensão de mecanismos de proteção oxidativa contra estresses abióticos típicos do semiárido.



Sergio N. Duarte - Eng. Agrônomo pela UFRRJ. Doutor em Eng. Agrícola pela UFV. Atualmente é Prof. da USP. Tem experiência na área de eng. agrícola, com ênfase em irrigação e drenagem, atuando nos temas: drenagem, concentração iônica, ambiente protegido, salinidade e fertirrigação.



Tales M. Soares - Eng. Agrônomo pela UFBA. Doutor em Irrigação e Drenagem pela ESALQ/USP. Prof. da UFRB. Tem experiência na área de eng. agrícola e fitotecnia, com ênfase em manejo da agricultura irrigada. Principais linhas de pesquisa: qualidade e reúso de água e hidroponia.



Terezinha R. Camara - Eng. Agrônoma. Doutora em Biologia pela Universitat de Barcelona. Atualmente é professora associada da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Área de atuação: Fisiologia Vegetal com ênfase na fisiologia de plantas sob condições de estresse (salino) e morfogênese in vitro.



Thiago J. Dias - Graduado em Agronomia pela UFPB. Doutorando em Agronomia com área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas pela UFPB. Tem experiência com pesquisa científica e tecnológica na área de agronomia, atuando no manejo de solo e água em fruteiras tropicais e olerícolas.



Vera L. A. de Lima - Graduada em Eng. Agrícola pela UFPB. Doutora em Eng. Agrícola pela UFV. Atualmente é Prof. na UFCG. Tem experiência em eng. agrícola na área de irrigação e drenagem e eng. sanitária, atuando principalmente no tema reuso de água na irrigação.



Vital P. da S. Paz - Eng. Agrícola pela UFPB. Doutor em Irrigação e Drenagem pela ESALQ/USP. Prof. da UFRB. Desenvolve pesquisas nos temas de uso racional de água, fertirrigação, reúso e aplicação de águas residuárias na agricultura.



Walter dos S. Soares Filho - Doutor em Agronomia pela ESALQ/USP na área de Genética e Melhoramento de Plantas. Pesquisador da EMBRAPA, com atuação nos programas de melhoramento genético dos citros e de fruteira tropicais nativas. Experiência nas culturas da bananeira e da aceroleira.

Parte I
Salinidade no solo e na água

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

1 Integrated approach to address salinity problems in irrigated agriculture

Julián M. Beltrán[1]

[1] Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX

Introduction

Irrigated agriculture is essential for crop production. Although the area under irrigation (277 million hectares) is only about 20 percent of the total cropped area, it contributes approximately 40 percent of the total food production. Therefore, the productivity of the irrigated lands is approximately three times the productivity of rain-fed areas (FAO, 2006).

It is expected that in 2030 the contribution of irrigated agriculture to food production could be close to 50 percent. To achieve this target there are two needs: to increase the area under irrigation and to increase the productivity of the currently irrigated lands. The irrigation expansion has important constraints: the scarcity of good quality water and of lands with irrigation suitability; the resources needed to finance the investments; and the need of legal and institutional development and capacity building, especially in those countries with less irrigation tradition. Therefore, consolidation and modernization of current irrigation schemes, in order to increase water productivity, is being a priority action in many countries, as usually less financial resources are required and no new natural resources need to be mobilised.

Improvement of existing irrigation schemes has two major components: increasing water productivity and conservation of the quality of land and water resources, which frequently are affected by salinity in the arid and semi-arid regions.

This paper is focused on the latter mentioned issue. The overall objective of this chapter is to describe an integrated approach to manage soil and water salinity in irrigated lands. An overview of global salinity problems was described by Martínez Beltrán & Licona Manzur (2005). Details on the control of soil and water salinity and on reclamation of saline soils can be consulted in the Annex of the TRAGSA-publication "La ingeniería en los procesos de desertificación" (Martínez Beltrán, 2003).

Soil and Water Salinity in Irrigated Agriculture

Approximately 40 percent of the world's irrigated land is located in arid and semi-arid regions (FAO, 2006), as it can be observed in the FAO global map of irrigation areas (Figure 1).

In those regions, secondary salinity is common in irrigated agriculture because of the salts added with the irrigation water and the build up of saline groundwater in lands lacking of natural drainage (Figure 2).

Figure 2B shows that adjacent to a well cropped field there is a plot where salt accumulates in the soil surface due to capillary rise of saline groundwater (Figure 2A). This illustrates the man made character of secondary salinity.

Consequences of soil salinity are the progressive decrease of crop yields and the loss of land productivity. If the salt accumulation process continues, the retirement of land from cultivation is the following phase that drives to land desertification (Figure 2B).

In 2002, FAO (2002a) estimated that about 20-30 million hectares of irrigated land were seriously damaged by soil salinity and 0.25-0.50 million hectares were estimated to be lost from production every year as a result of salt build-up.

Figure 3 shows the world map of saline soils. By comparing with the global map of irrigation (Figure 1), some coincidence between the areas affected by salinity and the areas under irrigation can be observed.

The economic impact of soil salinity on irrigated agriculture has been estimated in some cases, in the context of plans to reclaim salt affected soils for productive agriculture and to prevent the further salinity hazard. For example, this type of assessment was made in the Río Fuerte Irrigation District, Sinaloa, Mexico, where soil salinity has limited the agricultural production of some irrigated lands mapped in Figure 4 according to its salinity level.

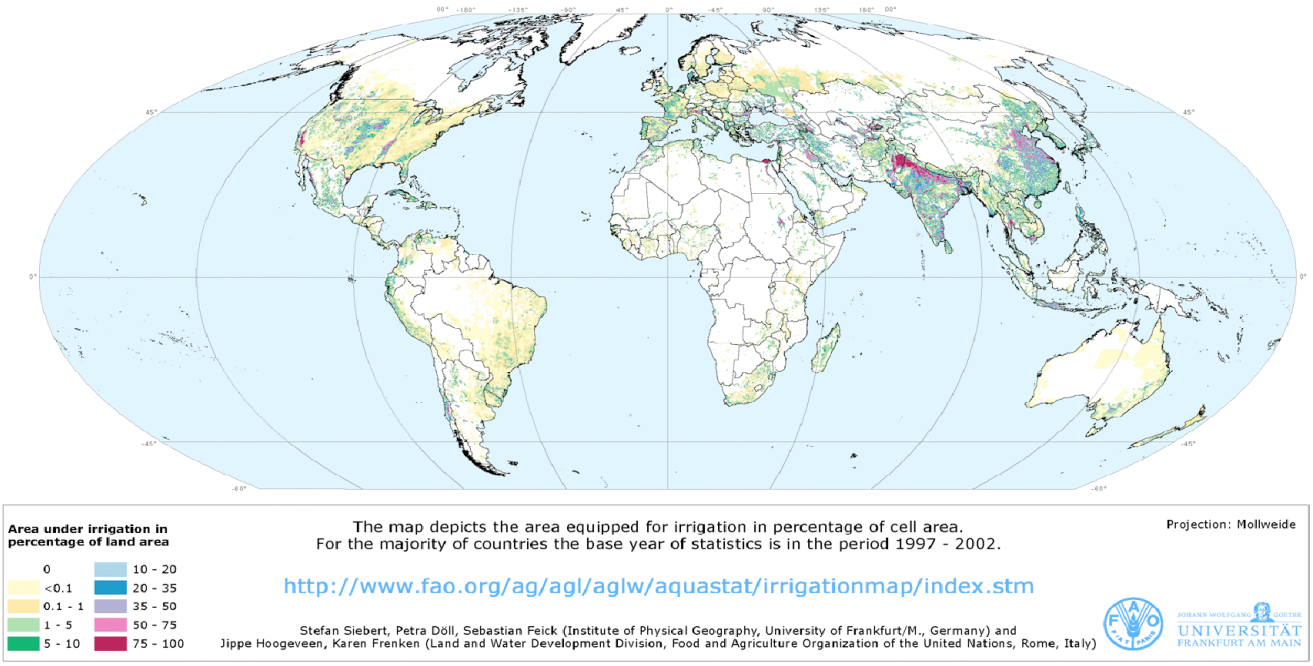


Figure 1. The FAO digital global map of irrigation areas (February, 2007)

A. B.



Figure 2. A) Capillary rise of shallow saline groundwater. B) Land degradation due to salt accumulation. Mendoza, Argentina

In this case, the annual production losses due to soil salinity were estimated as difference between the value of the potential production in the irrigation district and the actual production. The potential production was determined from: the land use distribution, the average crop yields in salt free soils and crop prices. The actual production of the salt affected soils was estimated by applying to each mapping salinity class, whose area is known, the crop yield losses due to soil salinity (Table 1).

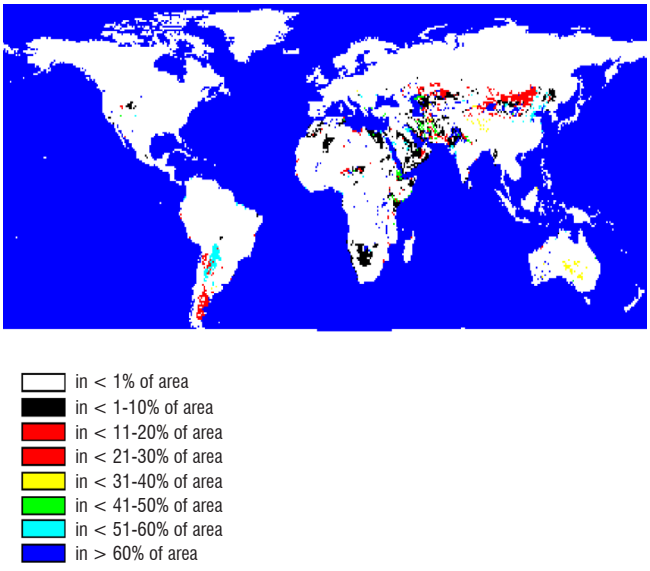


Figure 3. The world map of saline soils (FAO/UNESCO 2003)

Integrated Approach for Salinity Management

A first step for salinity management is the estimation of the magnitude of the socio-economic problem. For this purpose, mapping the salt affected areas and the characterization of the salinity problem is needed. Maps similar to that of Figure

Table 1. Estimation of production losses due to soil salinity in the Río Fuerte Irrigation District, Sinaloa, Mexico

Crop	Area (ha)	Estimated production (t)	Production losses (t)	Market value of production losses ($ Mex)
Maize (autumn-winter)	84,490	548,127	81,713	107,452,600
Maize (spring-summer)	28,276	191,873	15,434	20,295,710
Sorghum	14,975	60,790	4,599	4,231,080
Cotton	4,163	14,928	1,215	5,710,500
Wheat	3,129	12,774	1,721	2,409,400
Total	135,033	828,492	104,682	140,099,290

Adapted from Pulido Madrigal et al. (2000)

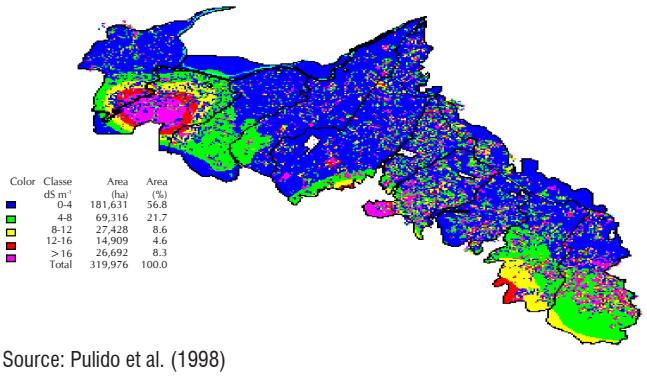
4 can be obtained by remote sensing and field work. Methods for soil salinity assessment can be consulted in the FAO Irrigation and Drainage Paper No 57 (Rhoades et al., 1999). In addition to this, the impact of salinity on the economy of the farmers involved should be done. For this purpose a method similar to that described in the previous section could be applied.

Reclamation of salt affected soils and the continuous control of soil salinity in irrigated lands need an integrated approach. Such approach includes technical (hydraulic, mechanical, chemical and agronomic), economic and environmental measures, as it can be observed in Figure 5.

A first distinction should be made between rain-fed agriculture, where soils generally have natural salinity (primary salinity), and irrigated agriculture where secondary salinity is due to inadequate water management.

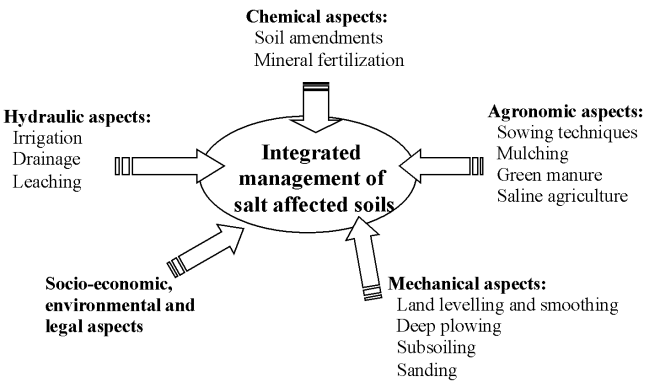
In dry lands of the arid and semi-arid regions, in the absence of rainfall and irrigation water to leach salts from the root zone, the economic use of slightly and moderately saline soils is limited to growing salt tolerant crop varieties and to the application of agronomic practices adapted to the salinity conditions (saline agriculture). Generally, soils affected by severe primary salinity are not cultivated and natural vegetation, adapted to salinity conditions, develops.

The availability of effective precipitation or/and good quality irrigation water permits the leaching of salts, if the lands have natural drainage or are provided with drainage systems to control surface water and a shallow groundwater table.



Source: Pulido et al. (1998)

Figure 4. Salt affected lands in the Río Fuerte Irrigation District, Sinaloa, Mexico



Adapted from FAO (2005)

Figure 5. Integrated management of saline soils

Figure 6 highlights the above mentioned concepts: sustainable irrigated agriculture is possible in salt affected soils if the root zone is free of salts by leaching with irrigation water and the water table is controlled by a subsurface drainage system. In this case, the subsoil is still saline as the natural vegetation of the ditch bank indicates.

Subsurface drainage systems have been installed in many irrigated areas of the world in large scale projects to reclaim lands affected by salinity and to control soil salinity, for example, in most of the lands of the Nile Delta in Egypt.

The relevance of irrigation and drainage for salinity management is also highlighted in Figure 7, which shows the contact between an irrigation scheme and the dry lands in an area with an arid climate (Mendoza, Argentina).

In this arid zone, agriculture is only possible under irrigation. Dry lands are severely affected by salinity, as it can be observed in the right part of the Figure 7. Irrigation makes agriculture possible as the left part of the picture shows. However, lands with insufficient natural drainage are affected by secondary salinity. Therefore, land productivity is clearly below the potential productivity obtained in the lands where subsurface drainage systems have been installed (central part of the picture).

Surface drainage and subsurface drainage are key factors for successful salinity management. FAO (2007) has provided guidelines and computer programs for the planning and design of land drainage systems. Details on salinity control



Figure 6. Irrigation and drainage of a soil affected by primary salinity (Lower Guadalquivir River, Spain)



Figure 7. Irrigated lands and dry lands in an area affected by salinity (Mendoza, Argentina)

can also be consulted in this FAO Irrigation and Drainage Paper.

Land leveling and smoothing are needed in irrigated fields to prevent surface water accumulation and in order to achieve sound surface drainage. In addition to this, other mechanical measures, such as deep plowing and subsoiling, are needed to increase the hydraulic conductivity of the top soil in order to improve the infiltration and percolation of the irrigation water.

If the sodium content of the soil is high, gypsum amendments are recommended to maintain soil structure stability and the infiltration rate of the soil.

Crop selection is a key factor in the integrated management of salinity in irrigated agriculture. Differences in crop tolerance to soil salinity permit the selection of the appropriate crops and the most resistant crop varieties according to the salinity levels of the soil.

Good agronomic practices adapted to soil salinity should also be considered if the topsoil is still saline. Sound mineral fertilization is needed to prevent the increase of salinity due to nitrates application. Sowing techniques should also be adapted to the saline environment to prevent the location of seeds in ground patches where salts accumulate, as the top of the irrigation furrows.

Finally, a third aspect in salinity management under irrigated agriculture is sound agricultural drainage water management. Irrigation and drainage are essential for salinity management in irrigated lands. However, deterioration of the quality of drainage water due to salinity cause major problems for the safe disposal of drainage flows, especially if water resources situated downstream of the outlets of the drainage systems are affected. Therefore, an overall view of drainage water management is needed by considering the three levels involved: the irrigated field, the irrigation scheme and the river basin. FAO has also provided guidelines for agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas (FAO, 2002b). In this publication measures for water conservation at the field level, reuse of drainage water at the scheme level, safe disposal and in some cases water treatment have been described.

Conclusions

Irrigated agriculture is essential for food production and it will be in the future to reduce food insecurity in developing countries. To cover the medium term food needs, the irrigated acreage in the developing countries should be increased, especially in those with current low irrigation development. In addition, land and water productivity of existing irrigation schemes needs to be increased.

In many irrigated areas of the arid and semi-arid zones land and water productivity is seriously affected by soil and water salinity. Therefore, reclamation of the affected lands should be an essential component of projects for the rehabilitation and modernization of irrigation schemes. Besides, in order to ensure the sustainability of the new projects, which are needed to expand the present irrigation acreage, control of secondary salinity of the irrigated soils has also to be taken into account. In addition, agricultural drainage water management is needed to reduce the environmental impacts of irrigated agriculture.

Soil and water salinity management needs an integrated approach by considering different technical, socio-economic and environmental aspects which are very specific of each agricultural development project. Also several geographic levels should be considered in the approach from the irrigated field to the river basin.

There is enough knowledge and expertise on soil and water salinity to address this challenge. Frequently, this knowledge and expertise have been applied successfully in pilot projects. However, commonly in developing countries farmers affected by salinity problems have not enough economic resources to finance the investments needed to reclaim their salt-affected lands, although costs generally are recovered in a short term. For this reason, governments have the responsibility to provide the initial resources and technical advice for up-scaling the good results obtained at the pilot level. In order to formulate an appropriate reclamation policy, it is useful to start with a sound evaluation of the socio-economic and environmental impact of salinity on the project area.

Literature Cited

FAO – Food and Agricultural Organization of the United Nations. Crops and drops: Making the best use of water for agriculture. Rome: FAO, 2002a. 22p.

FAO - Food and Agricultural Organization of the United Nations. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. Rome: FAO, 2002b. 188p. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 61

FAO - Food and Agricultural Organization of the United Nations. Management of irrigation-induced salt-affected soils. Rome: CISEAU, IPTRID and FAO, 2005.

FAO - Food and Agricultural Organization of the United Nations. Water in agriculture: Opportunity untapped. Rome: FAO, 2006.

FAO - Food and Agricultural Organization of the United Nations. Guidelines and computer programs for the planning and design of land drainage systems. Rome: FAO. 2007. 228p. Irrigation and Drainage Paper No. 62

FAO/UNESCO - Food and Agricultural Organization of the United Nations. Digital soil map of the world and derived soil properties. Rome: Land and Water Digital Media Series rev. 1. 2003.

Martínez Beltrán, J. Control de la salinización de suelos y aguas, y recuperación de suelos salinos. In: La ingeniería en los procesos de desertificación. Annex, Madrid: Mundi-Prensa, 2003. p.1003-1045.

Martínez Beltrán, J.; Licona Manzur, C. Overview of salinity problems in the world and FAO strategies to address the problem. In: Proceedings of the International Salinity Forum, Riverside: United States Salinity Laboratory, 2005. p.311-314.

Pulido Madrigal, L.; González Meraz, B. J.; Robles Rubio, J.L. López de Santa Ana, J. L.; Cisneros Estrada, O. X. Identificación con imágenes de satélite y sistemas de información geográfica, de la salinidad del suelo y de los problemas de drenaje del distrito de riego 075 Río Fuerte. Informe final del proyecto convenido entre el IMTA y la S. de R. L. del distrito de riego 075 Río Fuerte, según Anexo Número Uno IMTA-ANUR DR 075, del 21 de enero de 1998. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México. 1998.

Pulido Madrigal, L.; López de Santa Ana, J. L.; Cisneros Estrada, O. X.; Robles Rubio, B. Estimación de cosechas por medio de imágenes de satélite en el Distrito de Riego 075 Río Fuerte, Sinaloa. Memorias de la Reunión Nacional SELPER-México, 11. Cuernavaca: Sociedad de Especialistas Latinoamericanos de Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial. Cuernavaca, 2000.

Rhoades, J. D.; Chanduvi, F.; Lesh, S. Soil salinity assessment, methods and interpretation of electrical conductivity measurements. Rome: FAO, 1999. 150p. FAO Irrigation and Drainage Paper, 57

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

2 Origem e classificação dos solos afetados por sais

Mateus R. Ribeiro[1, 3], Mateus R. Ribeiro Filho[1] & Paulo K. T. Jacomine[2]

[1] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[2] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Solos
[3] *In memoriam*

Introdução

Os solos afetados por sais, também conhecidos por solos halomórficos ou solos salinos e sódicos, são solos desenvolvidos em condições imperfeitas de drenagem, que se caracterizam pela presença de sais solúveis, sódio trocável ou ambos, em horizontes ou camadas próximas à superfície.

Na classificação Americana de 1938, os solos halomórficos foram incluídos na ordem dos solos Intrazonais, aqueles que refletiam na sua formação a influência dominante de um fator local, no caso, o excesso de sais solúveis. Estão relacionados, portanto, com condições imperfeitas de drenagem, em regiões áridas ou semiáridas, onde a baixa precipitação pluvial, a presença de camadas impermeáveis e a elevada evapotranspiração contribuem para o aumento da concentração de sais solúveis na solução do solo (salinidade) e/ou o aumento da percentagem de sódio trocável (sodicidade), interferindo no desenvolvimento normal das plantas.

Os efeitos prejudiciais da salinidade e da sodicidade no crescimento das plantas são conhecidos pelo homem a mais de 2100 anos, quando os sais foram, inclusive, usados como instrumento de guerra pelos Romanos que, após a vitória sobre os Cartagineses, incorporaram cloreto de sódio nos solos dos arredores da destruída cidade de Cartago, com o intuito de torná-los improdutivos e impedir o ressurgimento da cidade (Brady & Weil, 2008).

O aumento da concentração de sais solúveis no solo afeta o crescimento das plantas em virtude do aumento da pressão osmótica da solução do solo, que reduz a absorção de água pelas plantas, da acumulação de quantidades tóxicas de vários íons e de distúrbios no balanço de íons (Henry & Johnson, 1977; Chhabra, 1996). Por outro lado, a saturação do complexo de troca pelo Na^+ resulta em condições físicas altamente desfavoráveis ao crescimento vegetal, além de provocar distúrbios nutricionais (USSL Staff, 1954; Oliveira, 2008).

No Brasil, solos salinos e sódicos ocorrem no Rio Grande do Sul, nas partes baixas e próximo às lagoas existentes na região, no Pantanal Mato-Grossense e, predominantemente, na região semiárida do Nordeste. Estimativas feitas por Pereira et al. (1986) relacionam uma área de 91.000 km^2 de solos afetados por sais no Nordeste do Brasil. Segundo Ribeiro et al. (2003), com base no Mapa de Solos do Brasil, os solos salinos, solódicos e sódicos ocupam cerca de 160.000 km^2 ou 2% do território nacional.

Na região Nordeste, o aumento da população e a pressão econômica pela produção de alimentos tem resultado no aumento da área de solos degradados por salinidade e sodicidade, em virtude da expansão das áreas irrigadas em terras marginais, do uso de águas salinas na irrigação, do manejo inadequado da água e do solo e da ausência de drenagem, com grandes prejuízos para a economia regional.

A adoção de práticas de manejo visando à sustentabilidade dos perímetros irrigados e o sucesso das técnicas de recuperação, uso e manejo dos solos salinos e sódicos estão na dependência do conhecimento da sua gênese e evolução, principal objetivo deste capítulo. A classificação taxonômica dos solos salinos e sódicos também será abordada porque constitui ferramenta indispensável para a realização dos levantamentos pedológicos necessários para a classificação de terras para irrigação e para o correto planejamento das atividades agrícolas.

Formação e Evolução dos Solos Halomórficos

As teorias clássicas sobre a formação e evolução dos solos afetados por sais são, geralmente, atribuídas ao cientista russo K. K. Gedroits em 1927, e foram posteriormente melhoradas

por C. E. Kellog e outros cientistas americanos na década de 1930 (Fanning & Fanning, 1989).

De acordo com estas ideias, salinização, solonização e solodização são processos pedogenéticos seqüenciais relacionados com a formação, evolução e degradação dos solos salinos e sódicos, embora estudos mais recentes confirmem que o desenvolvimento da sodicidade pode também ocorrer independentemente de um estágio prévio de salinização, pela passagem direta do Na para as superfícies coloidais, a partir do intemperismo de minerais ricos em sódio, particularmente albita ($NaAlSi_3O_8$), em condições de drenagem deficiente (Wilding et al., 1963).

Neste capítulo a gênese dos solos halomórficos será abordada com base nos conceitos clássicos, considerados de fundamental importância para a compreensão da evolução destes solos, única forma de se definir corretamente as práticas de manejo visando à sustentabilidade e as técnicas de recuperação dos solos salinos e sódicos.

O processo de salinização envolve a concentração de sais solúveis na solução do solo e resulta na formação dos solos salinos. O processo de solonização promove a formação de solos sódicos, e é constituído por dois sub-processos: sodificação e dessalinização. A sodificação, primeira etapa, é o processo de passagem do íon Na^+ da solução do solo para o complexo de troca, formando os solos denominados de salino-sódicos, enquanto a dessalinização, etapa final, promove a lavagem dos sais solúveis, resultando na formação de solos unicamente sódicos. Segundo a seqüência clássica de evolução dos solos halomórficos, com o prolongamento da lixiviação, os solos sódicos podem ser levados a um processo de degradação, denominado de solodização, que promove a lavagem do sódio e a sua substituição pelo hidrogênio, formando, no final do processo, solos não salinos e não sódicos que, por esta razão, não serão abordados neste capítulo (Tabela 1).

Salinização

O processo de salinização consiste na concentração de sais mais solúveis que o gesso ($CaSO_4.2H_2O$), cuja solubilidade é de 2,41 g L^{-1}, nos horizontes ou camadas do perfil de solo. Os principais sais solúveis encontrados nos solos salinos são cloretos, sulfatos e bicarbonatos de Na, Ca e Mg. Em menor quantidade podem ocorrer potássio (K^+), amônio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-) e carbonatos (CO_3^{2-}). As fontes fornecedoras dos sais solúveis são, primordialmente, os minerais primários formadores das rochas, por intemperismo químico, sendo a água o principal agente carreador.

Os solos salinos geralmente se localizam em áreas baixas, para onde convergem os sais das áreas circunvizinhas, estando a salinização relacionada com condições de restrição de drenagem, envolvendo lençol freático alto ou baixa permeabilidade, que impedem a lavagem dos sais em profundidade, e com climas áridos e semi-áridos, cuja evapotranspiração elevada favorece a ascensão capilar dos sais para a superfície. Pode ser um processo natural ou artificialmente induzido pelo homem, principalmente nas áreas irrigadas (USSL Staff, 1954; Sommerfeldt & Rapp, 1978; Fanning & Fanning, 1989).

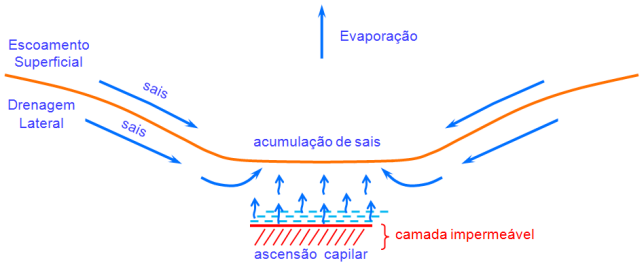
O processo de salinização natural ou salinização primária pode ser desencadeado por várias causas, podendo ser destacadas como mais importantes (Carvalho, 1966; Ribeiro et al., 2003; Ribeiro et al., 2009):

a) Invasão da água salgada que deposita seus sais nos terrenos atingidos. Este processo é característico das regiões costeiras, influenciadas pelo movimento das marés, sendo o único que pode ocorrer em regiões mais úmidas. Ocorre ao longo de toda a costa brasileira, estando relacionado com áreas de mangues e várzeas, localmente denominadas de salgados ou apicuns;

b) Acumulação de sais provenientes de áreas circunvizinhas, por escoamento superficial e drenagem lateral, nos horizontes superiores dos solos de áreas rebaixadas, devido à presença de estratos impermeáveis em pequena profundidade (Figura 1). Esta é a principal causa de salinização natural no semi-árido nordestino, ocorrendo geralmente em áreas baixas, constituídas por Neossolos Flúvicos, Planossolos, Vertissolos, Gleissolos ou outros solos relacionados com planícies aluviais ou áreas deprimidas;

c) Ascensão por capilaridade, dos sais existentes no próprio terreno e acumulados em camadas não superficiais; e

d) Acumulação dos sais em áreas baixas, sopés de encosta ou zonas de surgente, em conseqüência da drenagem subsuperficial lateral das posições mais altas. Salinização típica das posições de terço inferior de encostas em regiões



Adaptado de Fanning & Fanning (1989)

Figura 1. Diagrama do processo de salinização no semi-árido

Tabela 1. Esquema da sequência clássica dos processos e etapas da formação dos solos halomórficos

Processo		Classificação química	Grupo genético
Salinização		Salino	Solonchak
Solonização	Sodificação	Salino-sódico	Solonchak Solonétzico
	Dessalinização	Sódico	Solonetz
Solodização	Degradação	Sódico (em subsuperfície)	Solonetz Solodizado
		Não-salino e não-sódico	Solodi

Fonte: Adaptado de Carvalho (1966).

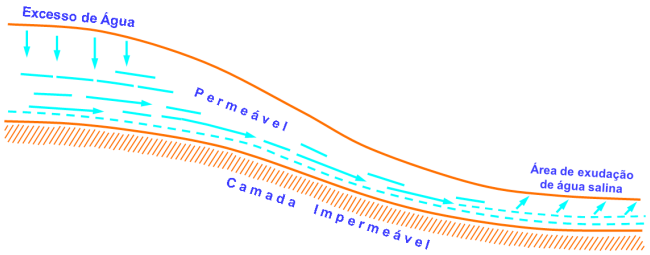
semiáridas, muito comum nas áreas de Luvissolos e Planossolos do semiárido nordestino (Figura 2).

O processo de salinização induzido ou antrópico ocorre em conseqüência das seguintes causas:

a) Deposição dos sais pela água de irrigação contendo sais em solução;

b) Elevação dos sais à superfície por ascensão do lençol freático, em virtude do manejo inadequado da irrigação (ausência de drenagem e/ou superirrigação).

Em todos os casos, naturais ou induzidos, o processo de salinização envolve o excesso de água e, geralmente, evapotranspiração elevada.



Adaptado de Sommerfeldt & Rapp (1977)

Figura 2. Drenagem lateral em solo com substrato impermeável

Solonização

Quando a concentração de sais de sódio aumenta, o Na^+ solúvel começa a ser adsorvido pelo complexo de troca, iniciando-se o processo de Solonização, que se desenvolve em duas etapas: sodificação e dessalinização (Tabela 1).

A sodificação, passagem do Na^+ da forma de íon solúvel para o complexo de troca, começa a ter importância quando este cátion constitui a metade ou mais dos cátions solúveis da solução do solo (USSL Staff, 1954). Nestas condições, os íons Ca^+ e Mg^+, por serem menos solúveis, precipitam quando a solução do solo se concentra em conseqüência da evapotranspiração, ficando o Na^+, praticamente, como o único cátion presente na solução. Por este motivo, o Na^+, apesar de ter menor poder de troca, consegue deslocar os outros cátions por ação de massa (Ribeiro et al., 2003, 2009), pela seguinte reação:

$Ca - X + 2\ Na^+ \rightarrow Na - X - Na + Ca^{2+}$, onde X é o complexo de troca do solo.

Se as condições ambientais forem mantidas, prevalecendo o aporte de sais, a evapotranspiração elevada e a deficiência de drenagem, os solos permanecerão indefinidamente na condição de solos salino-sódicos, ou seja, com excesso de sais solúveis e de sódio trocável, condição dominante na grande maioria das áreas salinizadas dos perímetros de irrigação do Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS) no Nordeste.

Segundo Fanning & Fanning (1989), se houver, entretanto, um processo de drenagem natural ou artificial, pode ocorrer a dessalinização, última etapa do processo de solonização, que promove a lavagem dos sais solúveis do solo. Com a lixiviação dos sais solúveis, a salinidade é removida e o complexo de troca fica saturado predominantemente por sódio, que promove a dispersão e consequente translocação das argilas, formando um horizonte B textural e desenvolvendo condições físicas extremamente desfavoráveis.

Como citado anteriormente, a sodicidade também pode se desenvolver independentemente de um estágio prévio de salinização, pela passagem direta do Na para as superfícies coloidais, a partir do intemperismo de minerais ricos em sódio, particularmente albita ($NaAlSi_3O_8$), em condições de drenagem deficiente e semiaridez (Wilding et al., 1963). Este tipo de sodificação está relacionado com as grandes áreas de Planossolos Nátricos e Planossolos Háplicos Eutróficos solódicos do semiárido nordestino, que têm relevo plano e suave ondulado.

Solodização

O processo de lavagem que promove a dessalinização, não se limita somente à lixiviação dos sais solúveis, mas, pode continuar hidrolisando o sódio do complexo de troca. Este sódio vai sendo gradualmente substituído pelo hidrogênio, que penetra no complexo de troca em quantidades sempre crescentes e termina por modificar a reação do solo de alcalina para ácida.

A solodização, também denominada de fase de degradação, remove inicialmente o sódio trocável do horizonte A, permanecendo o B ainda sódico, e pode chegar a remover o sódio de todo o perfil, resultando em perfis não salinos e não sódicos (Tabela 1). Evidentemente, este processo só chegará a solos não salinos e não sódicos se ocorrer uma mudança radical nas condições ambientais, favorecendo os processos de infiltração e lixiviação, em detrimento da evapotranspiração e enriquecimento.

Classificação Química e Caracterização dos Solos Salinos e Sódicos

Os solos halomórficos, formados pelos processos de salinização, solonização e solodização, são usualmente classificados com base em dois critérios: (1) o conteúdo total de sais solúveis e (2) a percentagem de sódio trocável. Em virtude da propriedade dos íons em solução conduzirem a corrente elétrica, a condutividade elétrica do extrato da pasta saturada, mais conhecida como condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) é o mais rápido e simples método para se estimar o total de sais solúveis do solo, tendo em vista que a condução da corrente elétrica é diretamente proporcional à quantidade de íons em solução (Donahue et al., 1977).

A percentagem de sódio trocável (PST), que representa o percentual de Na^+ em relação à capacidade total de troca de cátions é calculada pela Eq. 1:

$$PST = \frac{\text{Sódio trocável}}{CTC} \times 100 \qquad (1)$$

Três grupos de solos halomórficos são definidos em função destes parâmetros pelo USSL Staff (1954), mais conhecidos a partir de 1963 como solos salinos, salino-sódicos e sódicos (Tabela 1).

Solos salinos

Os solos são considerados salinos, segundo o USSL Staff (1954), quando a condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) é ≥ 4 dS m^{-1} e a percentagem de Na^+ trocável (PST) é < 15%. Normalmente, o pH destes solos é menor que 8,5.

Solos com altos níveis de salinidade apresentam, na época seca, a superfície coberta por eflorescências salinas, que formam uma crosta esbranquiçada (Figura 3). Por esta razão foram chamados por E.W. Hilgard, em 1906, de álcali branco (USSL Staff, 1954). Em virtude da alta concentração de sais solúveis na solução do solo e da ausência de quantidades expressivas de sódio no complexo de troca, os solos salinos são geralmente floculados, apresentando permeabilidade igual ou maior que a de solos similares não salinos. Em virtude da floculação das argilas estes solos também não apresentam estrutura prismática ou colunar, como pode ser observado na Figura 4

Os solos salinos correspondem aos solos classificados como Solonchak nos antigos sistemas de classificação taxonômica e no sistema atual do WRB. No atual Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) a salinidade é considerada no caráter sálico (CEes ≥ 7 dS m^{-1}, a 25 ºC) e no caráter salino (4 ≤ CEes < 7 dS m^{-1}, a 25 ºC), utilizados para separar classes no segundo, terceiro e quarto níveis categóricos (EMBRAPA, 2013).



Foto cedida pela Coleção Mateus Rosas Ribeiro – Solos de Referência de Pernambuco/UFRPE (http://www.colecaomateusrosas.com.br)

Figura 3. Aspecto da superfície de um solo salino (CEes = 47 dSm^{-1}) no perímetro irrigado de Poço da Cruz, Ibimirim, PE, mostrando a crosta salina esbranquiçada e a ausência de vegetação. A única planta presente é um indivíduo de Atriplex sp., espécie altamente tolerante à salinidade

Solos salino-sódicos

Os solos são classificados como salino-sódicos quando a PST atinge valores maiores ou iguais a 15% e os níveis de salinidade permanecem altos, com uma CEes ≥ 4 dS m^{-1}. Devido ao excesso de sais, os solos salino-sódicos possuem pH, geralmente, ≤ 8,5 e parte dos colóides permanece ainda floculada (Figura 5). Mantidas as condições ambientais, os solos permanecerão nestas condições. Estes solos foram classificados como Solonchak-Solonetzico nos antigos



Foto do acervo pessoal do autor Mateus Rosas Ribeiro

Figura 4. Perfil de um solo salino (Gleissolo sálico) na planície aluvial do rio Acaraú, CE, mostrando a presença de um lençol freático com influência da salinidade marinha



Foto cedida pela Coleção Mateus Rosas Ribeiro – Solos de Referência de Pernambuco/UFRPE (http://www.colecaomateusrosas.com.br)

Figura 5. Aspecto morfológico de um solo salino-sódico (Neossolo Flúvico Sódico sálico), mostrando a superfície esbranquiçada e a ausência de estrutura colunar, em consequência da salinidade, apesar da alta saturação por sódio. A alta salinidade mantém as argilas parcialmente floculadas

sistemas de classificação taxonômica (Camargo et al., 1987).

Solos sódicos

Os solos sódicos, denominados de Solonetz (Camargo et al., 1987) nos antigos sistemas de classificação taxonômica, podem evoluir de um solo salino-sódico, através de um processo de drenagem natural ou artificial que promova a lixiviação dos sais, ficando o solo apenas com sódio no complexo de troca.

Os solos sódicos caracterizam-se por apresentar PST ≥ 15% e CE < 4 dS m^{-1}, com um pH, geralmente, entre 8,5 e 10, resultante da hidrólise do Na do complexo de troca ou da formação de Na_2CO_3. O alto pH resultante dispersa a argila e a matéria orgânica podendo dar cor escura ao solo (álcali negro) e fazendo com que a argila migre no perfil formando um horizonte Btn, com alto teor de sódio, estrutura colunar ou prismática e condições físicas altamente desfavoráveis à penetração da água e das raízes. O solonetz pode evoluir para o Solonetz Solodizado, ainda considerado como sódico, por meio de uma lavagem superficial do Na (solodização parcial), tornando o solo menos alcalino e formando horizontes A e E sobre um Btn mais profundo e sódico (Fanning & Fanning, 1989) (Figura 6).



Fotos cedidas pela Coleção Mateus Rosas Ribeiro – Solos de Referência de Pernambuco/UFRPE (http://www.colecaomateusrosas.com.br)

Figura 6. Aspectos da estrutura colunar do horizonte Btn de dois solos com diferentes níveis de PST, classificados como Planossolos Nátricos, com características físicas extremamente desfavoráveis à penetração da água e das raízes

Embora aceito em muitos paises, o nível de 15% de PST, como limite de separação de solos sódicos e não sódicos e como nível a partir do qual as propriedades físicas do solo seriam gravemente afetadas, está longe de ser uma unanimidade universal. O efeito negativo da PST sobre as propriedades físicas do solo depende, além dos níveis de PST, de vários outros fatores, entre eles: presença de sais na solução do solo, textura, tipo de argila e CE da água usada na irrigação ou na determinação da condutividade hidráulica (Sumner, 1995; Ribeiro et al., 2009). Segundo Sumner (1995), as diferenças entre os limites de sodicidade estabelecidos pela USSL Staff (1954), de 15%, e o valor adotado na Austrália por Northcote & Skene (1972), de 6%, foram conseqüência do uso de águas com diferentes concentrações de eletrólitos nas determinações de condutividade hidráulica em laboratório, mais alta no laboratório da Califórnia e requerendo, portanto, uma PST maior para que as condições físicas fossem afetadas. Devido a estas diferenças o SiBCS (EMBRAPA, 2013) considera dois níveis de sodicidade para a separação de classes: o caráter sódico (PST ≥15%) e o caráter solódico (6% < PST < 15%).

Solos Salinos e Sódicos no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), seguindo tendência mundial de diversos sistemas de classificação, adotou a definição de atributos e horizontes diagnósticos para a diferenciação das diversas classes de solos. Como os solos halomórficos não constituem uma classe individualizada no 1º nível categórico, salinidade e sodicidade separam classes em níveis hierárquicos mais baixos de diversas ordens do sistema, com base nos seguintes atributos diagnósticos (EMBRAPA, 2013).

Caráter salino – Propriedade referente à presença de sais, mais solúveis em água fria que o $CaSO_4$, em quantidades expressas por CE ≥4 e <7dS m^{-1};

Caráter sálico – Propriedade relativa à presença de sais, mais solúveis em água fria que $CaSO_4$, em quantidades expressas por CE ≥7dS m^{-1};

Caráter solódico – Termo usado para distinguir horizontes ou camadas que apresentam PST variando de 6 a <15%;

Caráter sódico – Termo usado para distinguir horizontes ou camadas que apresentam PST ≥15%;

Estes atributos são considerados dentro dos primeiros 100 ou 120 cm do perfil, e são utilizados para diferenciar classes no 2º, 3º e 4º níveis categóricos, na dependência da importância destes processos na formação dos solos e do nível de restrição imposto ao desenvolvimento das plantas e ao movimento da água.

Altos níveis de salinidade e sodicidade representados pelos termos, sálico e sódico, são utilizados, preferencialmente, nos níveis de subordem e grande grupo. Ocorrem naturalmente relacionados com a formação de classes de solos como Planossolos, Neossolos Flúvicos, Vertissolos, Gleissolos

e Cambissolos, que são normalmente relacionadas com posições baixas do relevo e apresentam subordens e grandes grupos formados sob condições de deficiência de drenagem e semiaridez, como nos exemplos abaixo:

PLANOSSOLO NÁTRICO Órtico
PLANOSSOLO NÁTRICO Sálico
PLANOSSOLO HÁPLICO Sálico
NEOSSOLO FLÚVICO Sódico ou Sálico
VERTISSOLO HIDROMÓRFICO Sódico ou Sálico
VERTISSOLO HÁPLICO Sódico ou Sálico
CAMBISSOLO FLÚVICO Sódico ou Sálico
CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico
GLEISSOLO SÁLICO Órtico
GLEISSOLO SÁLICO Sódico

Níveis moderados de salinidade e sodicidade, representados pelos termos salino e solódico, são utilizados para separar classes no quarto nível (subgrupo) de várias classes de solos, como nos exemplos a seguir:

NEOSSOLO FLÚVICO Ta Eutrófico solódico ou salino
NEOSSOLO REGOLÍTICO Eutrófico solódico
VERTISSOLO HÁPLICO Órtico salino ou solódico
CAMBISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico solódico
CHERNOSSOLO ARGILÚVICO Órtico solódico
LUVISSOLO CRÔMICO Órtico salino ou solódico
ARGISSOLO AMARELO Eutrófico solódico
ARGISSOLO AMARELO Eutrófico planossólico solódico
PLINTOSSOLO ARGILÚVICO Eutrófico solódico
GLEISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico solódico ou salino

Nos casos em que os altos níveis de salinidade e sodicidade ocorrem em classes nas quais estes atributos têm menor importância pedogenética e agronômica que outros processos ou atributos, como no caso dos Gleissolos Tiomórficos e dos Organossolos, os termos sálico e sódico são usados no quarto nível, juntamente com solódico e salino, como nos exemplos a seguir:

GLEISSOLO TIOMÓRFICO Húmico sódico ou sálico
GLEISSOLO TIOMÓRFICO Húmico solódico ou salino
GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico sódico ou sálico
GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico solódico ou salino
ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico sálico ou sódico
ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico salino ou solódico
ORGANOSSOLO HÁPLICO Fíbrico solódico
ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico sálico ou sódico
ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico salino ou solódico
ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Hêmico salino ou solódico
ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Sáprico salino ou solódico

Solos Salinos e Sódicos no Sistema de Classificação da FAO/WRB

A classificação de solos da WRB (*World Reference Base for Soil Resources*) é uma classificação compreensiva, construída com o propósito de servir de base para correlação e comunicação internacional em solos, sendo recomendada oficialmente pela IUSS (International Union of Soil Sciences) em 1998, com sua segunda edição apresentada em 2006 (FAO, 2006). Em 2014, chegou a sua terceira edição (FAO, 2015).

O sistema, construído com a colaboração da FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) e do ISRIC (World Soil Information) é constituído por 32 grupos de referência estabelecidos com base em propriedades definidas em termos de horizontes diagnósticos, propriedades e materiais, em sua maioria, passíveis de serem observados e determinados no campo (FAO, 2015).

Segundo FAO (2015) o sistema da WRB considera a salinidade e a sodicidade na definição de dois horizontes diagnósticos principais:

Salic horizon: Horizonte superficial ou subsuperficial raso, com enriquecimento secundário de sais solúveis (mais solúveis que o $CaSO_4$), apresentando CEes ≥ 15 dSm^{-1} a 25°C em alguma época do ano; CEes ≥ 8 dSm^{-1}, se o pH do extrato de saturação for maior do que 8,5; ou, o produto da espessura em cm pela CEes em dSm^{-1} maior que 450.

Natric horizon: Horizonte subsuperficial denso, com alto conteúdo de argila em relação ao horizonte superficial, e com PST ≥ 15% nos primeiros 40 cm, ou, com um valor de PST menor, desde que Mg + Na > Ca + H nos primeiros 40 cm, e a PST ≥ 15% em algum sub-horizonte dentro de 200 cm de profundidade.

Estes horizontes diagnósticos vão definir dois grupos de referência no primeiro nível da classificação da WRB:

Solonetz: Solos apresentando um '*natric horizon*' com início dentro dos primeiros 100 cm de profundidade. Correspondem aos Planossolos Nátricos do SiBCS.

Solonchak: Solos com um '*salic horizon*' com início nos primeiros 50 cm da superfície do solo. Estes solos podem corresponder no SiBCS a Neossolos Flúvicos Sálicos, Vertissolos Háplicos Sálicos ou Gleissolos Sálicos, entre outras classes relacionadas com posições baixas, que podem apresentar o caráter sálico

O sistema ainda utiliza no segundo e terceiro níveis uma série de prefixos e sufixos qualificadores que são usados para separar os solos dos diversos grupos de referência, em função de características transicionais e especiais. Com relação à salinidade o sistema, é bastante detalhado, e considera os seguintes qualificadores:

Salic: Usado para indicar a presença de um '*salic horizon*' dentro dos primeiros 100 cm de profundidade. Para aumentar o detalhamento podem ser usados os termos '*endosalic*', para horizonte sálico entre 50 e 100 cm, e 'epysalic' para horizonte sálico entre 0 e 50 cm. Exemplos: *Salic Fluvisol* - Neossolo Flúvico sálico (SiBCS), *Endosalic Gleysol* - Gleissolo Sálico (SiBCS),

Hypersalic: Usado para indicar CEes ≥ 30 dSm^{-1} em alguma camada dentro dos primeiros 100 cm do perfil. Exemplos: *Hypersalic Solonchak* - Gleissolo Sálico (SiBCS)

Hyposalic: Usado como sufixo para indicar CEes > 4 dSm^{-1} em alguma camada dentro dos primeiros 100 cm de profundidade. Exemplo: *Leptic Regosol (Hyposalic)* - Neossolo Regolítico Eutrófico léptico salino (SiBCS)

Com relação à sodicidade, os seguintes termos são usados como prefixos ou sufixos, dependendo da classe de solo:

Natric: Usado para discriminar solos que não se enquadram como Solonetz e apresentam o horizonte nátrico dentro dos primeiros 100 cm do solo. Exemplo: *Natric Cryosol* – sem equivalente no SiBCS.

Sodic: Usado para distinguir solos com 15% ou mais de Na + Mg trocáveis no complexo de troca nos primeiros 50 cm do solo. Exemplo: *Vertic Luvisol (Sodic)* – Luvissolo Crômico Órtico vértico sódico (SiBCS)

Endosodic: Usado para distinguir solos com 15% ou mais de Na + Mg trocáveis no complexo de troca entre 50 e 100 cm de profundidade.

Hyposodic: Usado para discriminar solos com PST > 4% e < 15% nos primeiros 100 cm de profundidade. Exemplo: *Gleyic Vertisol (Hyposodic)* – Vertissolo Hidromórfico Órtico solódico (SiBCS).

Solodic: Usado para qualificar solos com estrutura prismática ou colunar típica do horizonte nátrico, mas, com PST < 15 %. Exemplo: *Solodic Planosol* – Planossolo Háplico Eutrófico solódico (SiBCS).

Como se pode observar pelos exemplos citados, a salinidade e a sodicidade tem atenção especial na WRB, permitindo uma boa correlação com as classificações nacionais, particularmente com o SiBCS.

Considerações Finais

Este capítulo procurou destacar a importância do conhecimento da gênese, morfologia e classificação dos solos na prevenção, controle e recuperação de solos salinos e sódicos.

O aumento da população mundial e das suas demandas por alimentos, fibras e fontes renováveis de energia, tem resultado na expansão da área cultivada no mundo. Nas regiões semiáridas a irrigação avança em áreas de terras marginais, muitas vezes com utilização de águas de baixa qualidade. Nesse contexto, o conhecimento das propriedades e dos processos de formação e evolução dos solos afetados por sais torna-se uma ferramenta indispensável na escolha das práticas de manejo do solo e da água que visem a sustentabilidade destas explorações, e na seleção das técnicas mais indicadas para a recuperação de áreas já afetadas por salinidade e,ou, sodicidade.

O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, na sua estrutura atual, permite classificar os solos em função de diversos níveis de salinidade e sodicidade, contribuindo para a compreensão dos processos envolvidos na sua formação e evolução. A inclusão de informações sobre o sistema de classificação da WRB foi motivado pela necessidade de correlação e troca de informações internacionais sobre os solos salinos e sódicos.

A realização de levantamentos detalhados e ultra-detalhados de solos constitui ferramenta indispensável para a classificação de terras para irrigação e o correto planejamento da implantação ou recuperação dos perímetros irrigados. Os insucessos observados em alguns dos perímetros irrigados implantados no Brasil (inclusive na iniciativa privada) são uma conseqüência do total desconhecimento dos solos e das suas características.

Literatura Citada

Brady, N. C.; Weil, R. R. The nature and properties of soils. 14. ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 2008. 975p.

Camargo, M. N.; Klant, E.; Kauffman, J. H. Classificação de solos usada em levantamentos pedológicos no Brasil. Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.12, p.11-33, 1987.

Carvalho, L. G. O. Gênese de solos halomórficos. Rio de Janeiro: Divisão de Pedologia e Fertilidade do Solo, Convênio MA/DPFS-USAID/Brasil, 1966. 19p.

Chhabra, R. Soil salinity and water quality. Rotterdam: A. A. Balkema Publishers, 1996. 283p.

Donahue, R. L.; Miller, R.W.; Shickluna, J. C. Soils: An introduction to soils and plant growth. New Jersey: Prentice-Hall, 1977. 626p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353p.

Fanning, D. S.; Fanning, M. C. B. Soil morphology, genesis and classification. New York: John Wiley & Sons, 1989. 395p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. Rome: IUSS/ISRIC/FAO. 2006. 128p. World Soil Resources Report, 103

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. World reference base for soil resources 2014 (update 2015). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: FAO. 2015. 203p. World Soil Resources Report, 106

Henry, J. L.; Johnson, W. E. The nature and management of salt-affected soils in Saskatchewan. Saskatoon: University of Saskatchewan, 1977. 26p.

Northcote, J. H.; Skene, J. K. M. Australian soils with saline and sodic properties. Melbourne: Commonwealth Scientific and Inustrial Research Organisation, 1972. 61p. Soil Publication 27

Oliveira, J. B. Pedologia aplicada. Piracicaba: FEALQ, 2008. 592p

Pereira, J. R.; Valdivieso, C. R.; Cordeiro, G. G. Recuperação de solos afetados por sódio através do uso de gesso. In: Seminário sobre o Uso do Fósforo na Agricultura, 1, 1985, Brasília, Anais... Brasília: IBRAFOS, 1986. p.85-105.

Ribeiro, M. R.; Barros, M. F. C.; Freire, M. B. G. S. Química dos solos salinos e sódicos. In: Melo, V. F.; Alleoni, L. R. F. (ed). Química e mineralogia do solo. Parte II – Aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.449-484.

Ribeiro, M. R.; Freire. F. J.; Montenegro, A. A. Solos halomórficos no Brasil: Ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. In: Curi, N.; Marques, J. J.; Guilherme, L. R. G. G.; Lima, J. M. ; Lopes, A. S.; Alvarez V, V. H. (ed.). Tópicos em ciência do solo. v.3. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p.165-208.

Sommerfeldt, T. G.; Rapp, E. Management of saline soils. Ottawa: Canada Department of Agriculture, 1978. 30p. Publication 1624

Sumner, M. E. Sodic soils: New perspectives. In: Naidu, R. Sumner, M. E.; Rengasamy, P. (ed.). Australian sodic soils: Distribution, properties and management. Adelaide: First National Conference and Workshop on Sodic Soils, 1995. p.1-34.

USSL STAFF - United States Salinity Laboratory Staff. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: U.S. Department of Agriculture, 1954. 160p. Handbook 60

Wilding, L. P.; Odell, R. T; Fehrenbacher, J. B.; Beavers, A. H. Source and distribution of sodium in solonetzic soils in Illinois. Soil Science Society of America Proceedings, v.27, p.432-438, 1963.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

3 Aspectos físicos e químicos de solos em regiões áridas e semiáridas

Paulo A. Ferreira[1], João B. L. da Silva[1] & Hugo A. Ruiz[1]

[1] Universidade Federal de Viçosa

Introdução

Em condições naturais, tanto os solos quanto as águas contêm sais. No solo, a concentração dos sais varia, principalmente, conforme sua origem, presença de matéria orgânica, adubação e manejo. Em regiões de clima úmido e subúmido, a concentração de sais nas águas é frequentemente expressa por traços de algumas espécies de íons, enquanto em regiões áridas e semiáridas as concentrações podem atingir valores elevados, prejudicando os solos e as plantas.

No solo, dependendo da natureza e concentração dos íons presentes, podem ocorrer danos inerentes à estrutura como a dispersão de colóides e a formação de estratos impermeáveis, decorrentes da precipitação de carbonatos e silicatos, com reflexos indesejáveis no arejamento e na taxa de infiltração e percolação da água no perfil.

No passado remoto, a acumulação de sais no perfil dos solos resultava, essencialmente, de processos naturais tais como inundações, drenagem natural deficiente e evaporação de águas salinas subterrâneas. Atualmente, vastas áreas são salinizadas devido ações antrópicas, tais como irrigação sem previsão de drenagem, lâmina insuficiente de água de irrigação, uso de água salina ou mesmo a combinação destes fatores.

Os solos afetados por sais podem ser considerados como: a) salinos - quando o acúmulo de sais em solução se eleva ao ponto de provocar estresse osmótico às plantas; b) sódicos - quando a relação de sódio trocável é alta; e c) salino-sódico - quando as condições anteriores ocorrem simultaneamente. Os sais solúveis normalmente presentes na solução dos solos de regiões áridas e semiáridas são constituintes de: sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), borato (BO_3^{3-}) e nitrato (NO^{3-}).

Neste capítulo, visando esclarecer as condições que levam os solos das regiões áridas e semiáridas a salinizar e, seus colóides a flocular ou dispersar, serão apresentadas: propriedades físico-químicas dos sais que compõem a solução do solo; equações de equilíbrio entre cátions em solução e adsorvidos; fenômenos de interface sólido-líquido; e classificação dos solos em salinos, salino-sódicos e sódicos em decorrência do tipo de argila predominante, pH, composição e concentração iônica.

Propriedades Físico-Químicas

Equilíbrio químico

Dentre as teorias empregadas para explicar as reações de equilíbrio entre os reagentes e o produto da reação, destaca-se a Lei de Guldberg-Waage ou Lei de Ação das Massas: "A velocidade de uma reação, num certo instante e a uma dada temperatura é proporcional ao produto das concentrações molares dos reagentes". Em outras palavras, a velocidade da reação depende do número de colisões eficazes totais por unidade de tempo e fração molar. O número de colisões eficazes, por sua vez, depende fundamentalmente da temperatura e do catalisador.

Portanto, a velocidade de reação (V) entre os reagentes A e B, é

$$aA + bB \rightarrow \text{produto}$$

$$V = K\,[A]^a\,[B]^b$$

O símbolo [ ] representa a concentração Molar e K é uma constante de proporcionalidade.

Exemplo:

$$2SO_2 + O_2 \rightarrow 2SO_3$$

$$V = K\,[SO_2]^2\,[O_2]$$

Constante de equilíbrio

Seja a reação

$$aA + bB \leftrightarrows cC + dD$$

$\vec{V}_1 = K_1[A]^a[B]^b$ (Velocidade da reação → produto)

$\overleftarrow{V}_2 = K_2[C]^c[D]^d$ (Velocidade da reação ← reagente)

No equilíbrio, $V_1 = V_2$ (condições isotérmicas e isobáricas), ou

$$K_1 [A]^a [B]^b = K_2 [C]^c [D]^d$$

ou

$$\frac{K_1}{K_2} = \frac{[C]^c[D]^d}{[A]^a[B]^b}$$

Fazendo a relação $K_1 / K_2 = K_e$, em que, K_e é a constante de equilíbrio, obtém-se,

$$K_e = \frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b} \quad (1)$$

Fatores que afetam o equilíbrio químico

Lei de Chatelier - "Se num sistema em equilíbrio for exercida uma ação externa tal que suas propriedades termodinâmicas sejam modificadas, o equilíbrio deslocará no sentido de opor-se àquela ação, para que um novo equilíbrio seja alcançado".

Ilustração da lei de Chatelier:

1. Concentração: conforme a Eq 1, aumentando a concentração do reagente A, o equilíbrio desloca-se no sentido de que A diminua, ou seja, para a direita;

2. Temperatura: Aumentando a temperatura, o equilíbrio desloca-se no sentido de que o sistema absorva a temperatura, e vice-versa; e Pressão: Aumentando a pressão, o equilíbrio desloca-se no sentido de que a pressão diminua. Por exemplo, em $N_2 + 3H_2 \leftrightarrows 2NH_3$, o equilíbrio se deslocará no sentido de formar o menor número de moles, isto é, da esquerda para a direita.

Concentração e atividade

Atividade é a concentração efetiva[1] de um íon ou soluto i. O conceito de atividade restringe-se às interações eletrostáticas de banda larga[2]. Aquelas de banda mais curta[3] são denominadas íons complexos e pares iônicos. Quando o comportamento do soluto i for ideal, isto é, não houver qualquer interação íon-íon ou íon-solvente, a concentração c_i é igual à atividade a_i. A atividade é definida, quantitativamente, pela relação:

$$a_i = \beta_i c_i \quad (2)$$

em que:

a_i - atividade do íon i;
β_i - coeficiente de atividade do íon i; e,
c_i - concentração analítica do íon i.

Quando a concentração da solução é relativamente baixa, o coeficiente de atividade β_i é inferior a um, ou seja, a concentração é maior do que a atividade. Esta condição corresponde à região A da Figura 1, na qual predominam as atrações íon-íon, isto é, $a_i < c_i \Rightarrow \beta_i < 1$.

A área sombreada, na região A da Figura 1, ilustra as concentrações dos solutos, normalmente encontradas no solo. Na região B ocorre a solvatação[4], ou seja, a fixação de moléculas do solvente por íons ou partículas do soluto pela coroa de hidratação, fazendo com que a concentração efetiva aumente, isto é, $a_i > c_i \Rightarrow \beta_i > 1$.

Existem várias expressões para calcular o coeficiente de atividade. Dentre elas, serão citadas as seguintes:

a) Lei de Debye - Huckel simplificada (válida apenas para soluções muito diluídas)

$$-\log \beta i = AZ_i^2 \mu^{1/2} \quad (3)$$

b) Lei de Debye - Huckel estendida (válida para soluções mais concentradas)

$$-\log \beta i = \frac{AZ_i^2 \mu^{1/2}}{1 + Ba_{ih}\mu^{1/2}} \quad (4)$$

c) Eq de Guntelberg

$$-\log \beta i = \frac{AZ_i^2 \mu^{1/2}}{1 + \mu^{1/2}} \quad (5)$$

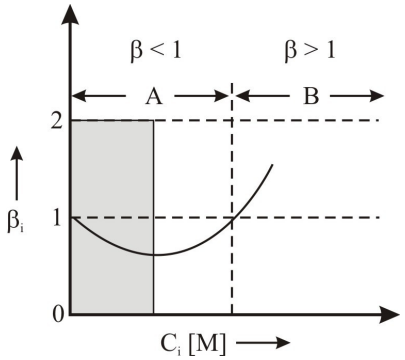


Figura 1. Valores do coeficiente de atividade em função da concentração de solutos na solução

[1] Concentração efetiva refere-se somente ao que está ionizado.

[2] Na banda larga há maior liberdade dos íons, com grande parte em estado ionizado.

[3] Na banda curta há pouca liberdade dos íons, com grande parte em estado complexado e/ou pares iônicos.

[4] A solvatação ocorre quando a concentração dos íons é alta, ou seja, quando começa ocorrer também a interação íon-solvente.

d) Eq de Davies

$$-\log \beta i = \frac{AZ_i^2 \mu^{1/2}}{1+\mu^{1/2}} - b\mu \qquad (6)$$

em que:

A e B - constantes que dependem da temperatura e natureza do solvente, sendo que para água a 25 °C, A = 0,509, e B = 0,33 10^8;

Z_i - valência do íon i;

a_{ih} - tamanho do íon hidratado;

b - parâmetro de distorção, o qual varia entre 0,2 a 0,3; e,

μ - força iônica, parâmetro que considera a concentração e os efeitos eletrostáticos dos íons.

A força iônica é calculada por meio da Eq de Lewis - Randall,

$$\mu = \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n} c_i z_i^2 \qquad (7)$$

A força iônica é um índice da força do campo elétrico que os íons experimentam em solução. Quando $\mu \rightarrow 0$, $\beta_i \rightarrow 1 \Rightarrow a_i \rightarrow c_i$. O coeficiente de atividade diminui com acréscimos em μ, sendo esta diminuição maior para os íons trivalentes seguidos dos bivalentes e monovalentes[5] (Figura 2).

A atividade de um sal é o produto das atividades de seus íons, elevadas ao número de átomos da molécula. Por exemplo, a atividade do $MgCl_2 \leftrightarrows Mg^{2+} + 2Cl^-$ é

$$a_{MgCl_2} = a_{Mg} a_{Cl}^2 = \left(\beta_{Mg} C_{Mg}\right)\left(\beta_{Cl} C_{Cl}\right)^2 \qquad (8)$$

em que:

β_{Mg} e β_{Cl} - coeficientes de atividade do magnésio e cloro; e

C_{Mg} e C_{Cl} - concentrações do magnésio e cloro, respectivamente.

Solubilidade dos sais

A solubilidade dos sais é uma propriedade importante porque quanto maior for a concentração salina da solução (por que existe cultivo sem solo), maior será seu efeito sobre as plantas e, portanto, os sais de elevada solubilidade são os mais nocivos. Os sais pouco solúveis, geralmente, precipitam-se antes mesmo de alcançar níveis de concentração prejudiciais às plantas[6]. A temperatura exerce grande influência sobre a solubilidade da maioria dos sais presentes na solução do solo, conforme apresentado na Figura 3. Por exemplo, a solubilidade do K_2SO_4 à 20 °C é 100 g L^{-1} e esta eleva-se para 200 g L^{-1} quando a temperatura aumenta para 75 °C. Observa-se que o K_2SO_4 e $NaHCO_3$ são os sais que têm grande variação linear na solubilidade com o aumento da temperatura, enquanto que no caso de Na_2CO_3 e Na_2SO_4 a solubilidade varia exponencialmente acima de 20 e 25 °C. Já para o NaCl a solubilidade não varia com a temperatura.

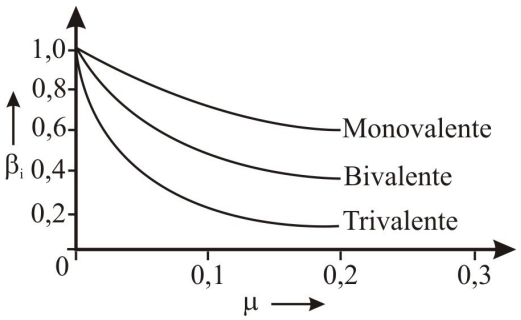


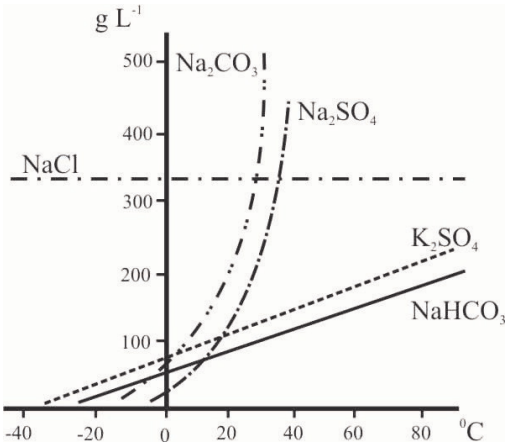
Figura 2. Valores do coeficiente de atividade em função da força iônica de íons monovalentes, bivalentes e trivalentes

Nas soluções complexas, em geral, adicionando sais de íons comuns, diminui a solubilidade desses sais. Por outro lado, a adição de sais de íons diferentes resulta no aumento da solubilidade do sal menos solúvel. Por exemplo, a solubilidade do gesso é 2,04 g L^{-1} na ausência de NaCl e esta eleva-se para 7,09 g L^{-1} com a adição de 358 g L^{-1} de NaCl.

Quando um soluto não totalmente ionizável é colocado em meio a um solvente, ocorre um equilíbrio entre o número de moléculas do soluto, que ionizam ou abandonam o sólido, e os íons que abandonam a fase líquida depositando-se sobre o sólido, na unidade de tempo, ou seja,

$$AB \rightleftarrows A^+B^- \qquad (9)$$

No sentido da esquerda para a direita, tem-se a dissolução e, ao contrário, a cristalização. A solução formada, quando em equilíbrio com a fase sólida, denomina-se solução saturada e sua concentração a uma dada temperatura constitui a solubilidade do soluto naquele solvente.



Adaptado de Pizarro (1985)

Figura 3. Influência da temperatura sobre a solubilidade de diversos sais[7]

[5] Quanto maior a valência maior a μ, assim estes íons de maior valência ficam mais agrupados, dificultando as reações.

[6] Sais de baixa solubilidade, geralmente, apresentam pouco risco de toxidez às plantas. Porém podem causar problemas de aeração e infiltração da água no solo em razão da precipitação dentro dos poros do solo.

[7] Não se deve fazer lixiviação de sais de baixa solubilidade a temperaturas muito baixas.

A dissolução de um sólido é um fenômeno de superfície e, como tal, depende do grau de fragmentação em que ele se encontra. Como o aumento da temperatura e a agitação aumentam a velocidade de dissolução, isto é, em temperaturas mais altas e a solução agitada, o tempo necessário para o estabelecimento do equilíbrio entre as fases sólida e líquida do soluto diminui. Além disso, aumentando-se a temperatura ocorrerá aumento da energia interna das moléculas e, consequentemente, a solubilidade aumentará.

A lei da ação das massas aplicada à Eq acima, depois de estabelecido o equilíbrio, permite escrever:

$$K = \frac{\left(a_{A^+}\right)\left(a_{B^-}\right)}{a_{AB}} \qquad (10)$$

Como $a_{AB} = 1 \Rightarrow K\, a_{AB} = K_{sp}$, em que K_{sp} é a constante do produto de solubilidade, isto é,

$$K_{sp} = (a_{A^+})(a_{B^-}) = \beta^+[A^+]\beta^-[B^-] = \beta_{\pm}^2[A][B] = \beta_{\pm}^2 S^2$$

ou

$$S = \frac{K_{sp}^{1/2}}{\beta \pm}$$

em que, S representa a solubilidade.

Fatores que afetam a solubilidade

Efeito salino ou de força iônica: A solubilidade de um sólido aumenta com o aumento da concentração de um eletrólito, cujos íons não são comuns aos do sólido precipitado[8]. Concentração iônica$\uparrow \Rightarrow \mu\uparrow \Rightarrow \beta_{\pm} \downarrow \Rightarrow S = (K_{sp}^{1/2}) / (\beta_{\pm})$ aumenta, pois K_{sp} é constante.

Efeito do íon comum: A solubilidade de um sólido diminui quando aumenta a concentração de um eletrólito, cujos íons são comuns aos do sólido precipitado. Tal fato é explicado, como: primeiro aumentando a força iônica, o coeficiente de atividade diminui e a solubilidade aumenta, ou seja, $\mu\uparrow \Rightarrow \beta\pm\downarrow \Rightarrow S\uparrow$; e segundo aumentando a atividade do íon A^+, haverá decréscimo na atividade do íon B^-, porque K_{sp} é constante. Portanto, para que a atividade de B^- diminua, AB terá que precipitar, ou seja, que a solubilidade de AB tenha diminuído. O segundo efeito prevalece sobre o primeiro, ocorrendo, portanto, a precipitação de AB.

Efeito de associação iônica: A solubilidade de um sólido aumenta quando é aumentada a concentração de um agente que se liga ou associa aos íons desse sólido. Seja, por exemplo,

$$AB \underset{\leftarrow}{\rightarrow} A^+ + B^-$$

adicionado

$$C^+ \rightarrow BC \rightarrow a_{B\downarrow} \rightarrow a_{A\uparrow}$$

Como $a_A\ a_B$ = constante → solubilidade aumenta. As posições de troca de cátions, na micela do solo, podem atuar de modo semelhante.

Exemplos

Seja o caso do gesso,

$$CaSO_4.2H_2O \underset{\leftarrow}{\rightarrow} Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$$

cuja

$$K_{sp} = a_{Ca} \times a_{SO_4} = \beta_{Ca}[Ca]\beta SO_4[SO_4]$$

Adicionando sais cujos íons não são comuns aos íons do gesso como, por exemplo, NaCl e $MgCl_2$, a força iônica da solução aumenta (μ) e, consequentemente, ocorrerá redução do coeficiente de atividade (β) aumentando a solubilidade (S). Simbolicamente, adicionando

$$NaCl \Rightarrow \mu = \frac{1}{2}\sum C_i Z_i^2 \uparrow \Rightarrow \beta \downarrow \Rightarrow [Ca]\,e\,[SO_4]\uparrow$$

(aumenta a solubilidade), enquanto adicionando

$$MgCl_2 \Rightarrow \mu \uparrow\uparrow \Rightarrow \beta \downarrow\downarrow \Rightarrow [Ca]\ e\ [SO4] \uparrow\uparrow$$

(aumenta ainda mais a solubilidade, devido ao efeito bivalente do magnésio).

Adicionando um sal que possui íon comum como Na_2SO_4, por exemplo, ocorrerão dois efeitos opostos relativo à solubilidade. O primeiro no sentido de aumentá-la em consequência do aumento na força iônica, e o segundo no sentido de diminuí-la em consequência da diminuição na atividade do Ca. Simbolicamente, adicionando

$$Na_2SO_4 \Rightarrow \begin{cases} \mu\uparrow \Rightarrow \beta\downarrow \Rightarrow \text{solubilidade}\uparrow \\ a_{SO_4}\uparrow \Rightarrow a_{Ca}\downarrow \text{solubilidade}\downarrow \end{cases}$$

O efeito líquido manifesta-se no sentido da diminuição na solubilidade, porque K_{sp} é constante.

- Associação iônica

$$CaSO_4.2H_2O \underset{\leftarrow}{\rightarrow} Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$$

Adicionando Na^+ e Ca^{2+}, irá formar $NaSO_4$,

$$CaSO_4^o \Rightarrow a_{SO_4} \downarrow \Rightarrow a_{Ca} \uparrow \Rightarrow \text{solubilidade} \uparrow$$

Formação de pares iônicos

As interações de banda curta entre íons em solução podem resultar na formação de par iônico entre eles, os quais modificam o estado de equilíbrio do sistema. Por exemplo, a solubilidade do gesso, expressa com maior rigor, é:

$$CaSO_4.2H_2O \underset{\leftarrow}{\rightarrow} Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$$

[8] A adição de íons não comuns é muito útil para a aplicação de corretivos no solo, pois esta adição aumenta a solubilidade do corretivo, tornando este mais eficaz.

e

$$Ca^{2+} + SO_4^{2-} \rightleftarrows Ca\,SO_4^{o}$$

em que:

$CaSO_4^0$ - exemplo de par iônico em solução, mas não ionizado.

Cálcio e sulfato totais em solução são frequentemente encontrados nas seguintes proporções:

$Ca_T = Ca^{2+} + CaSO_4^0 = 20{,}88 + 9{,}8 = 30{,}68$ meq L^{-1}; e

$SO_T = SO_4^{2-} + CaSO_4^0 = 20{,}88 + 9{,}8 = 30{,}68$ meq L^{-1}.

A formação de pares iônicos depende do tipo de íon.

1. O íon Cl^- não forma par iônico, pois possui energia cinética muito alta;
2. A formação de pares iônicos com o íon NO_3^- é desprezível;
3. Geralmente, a formação de pares iônicos com o SO_4^{2-} é maior com cátions bivalentes do que com os monovalentes;
4. A formação de pares iônicos com o HCO_3^- só é significativa em pH básico;
5. A formação de pares iônicos aumenta com a carga e concentração dos íons.

Alguns exemplos de pares iônicos são:

$CaSO_4^0$, $MgSO_4^0$, $NaHSO_4^0$, $CaCO_3^0$, $Ca(HCO_3)_2^0$, $NaSO_4^-$, $CaHCO_3^-$

Embora permaneça em solução, a formação de pares iônicos condiciona a carga elétrica dos íons a se tornar neutra ou quase neutra. A análise química fornece, por exemplo, o $Ca_T = Ca^{2+} + CaSO_4^0$. Empregando técnica de eletrodo específico, determina-se a_{Ca} e, por diferença, obtém-se a concentração de par iônico na solução.

Formação de íons complexos

Enquanto os pares iônicos formam-se com a união eletrostática de dois íons hidratados fora da esfera de hidratação, os íons complexos formam-se da combinação de um cátion central com um ou mais íons que penetram na esfera hidratada do cátion, ocupando o lugar de uma ou mais moléculas de água. A formação de íons complexos ou pares iônicos depende da atração dos cátions e anions envolvidos. A Figura 4 ilustra os dois casos.

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica de uma solução é proporcional à sua concentração iônica; esta propriedade permite conhecer a salinidade de uma solução .

Seja o condutor representado na Figura 5. A resistência elétrica R (ohm) de um condutor é diretamente proporcional ao comprimento d (cm) e inversamente proporcional à seção transversal S (cm^2), ou seja,



Figura 4. Ilustração de pares iônicos e íons complexos

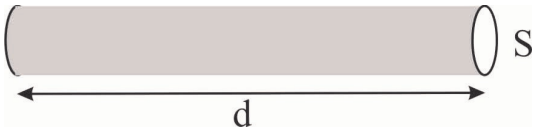


Figura 5. Condutor de comprimento d e seção S

$$R \propto \frac{d}{S}$$

Entrando com o fator de proporcionalidade ρ, obtém-se a resistência do condutor

$$R = \rho\frac{d}{S} \quad \text{ou} \quad \frac{R}{d} = \frac{\rho}{S} \quad \text{e} \quad S = 1\,cm^2 \Rightarrow \rho = \frac{R}{d}$$

em que, ρ é a resistência específica ou resistividade elétrica (resistência por unidade de comprimento e área).

O fator de proporcionalidade ρ depende apenas da natureza do condutor. Quanto maior for o seu valor, pior é o condutor de corrente elétrica.

Ao inverso da resistividade denomina-se condutância específica ou condutividade elétrica (CE). Portanto,

$$CE = \frac{1}{\rho} = \frac{d}{RS} = \frac{cm}{ohm\,cm^2} = ohm\,cm^{-1}$$

As unidades de condutividade elétrica, normalmente, usadas são:

- solução do solo - (miliohm cm)$^{-1}$ (mohm cm)$^{-1}$ = 10^{-3} (ohm cm)$^{-1}$ = dS m^{-1} = 0,1 S m^{-1} = mS cm^{-1}.
- água de irrigação - (microohm cm)$^{-1}$ (μohm cm)$^{-1}$ = 10^{-6} (ohm cm)$^{-1}$ = μS cm^{-1}.

Como a CE depende da temperatura, seu valor deve ser sempre convertido para a temperatura padrão de 25 °C (Richards, 1954). Além da temperatura, a CE depende de outros fatores, como: número de espécies iônicas presentes na solução; cargas das espécies iônicas; mobilidade de cada íon; área efetiva dos eletrodos; e distância entre eletrodos.

A CE é uma medida unicamente dos solutos (íons) carregados, conforme discutido no item sobre pares iônicos e íons complexos. É uma característica da solução do solo amplamente usada para medir sua salinidade. Assim, a condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE_{es}), geralmente é tomada como um parâmetro para medir a salinidade do solo. Seu valor aumenta à medida que o teor de água do solo diminui, isto é, a solução concentra-se. Quando o objetivo é determinar o efeito da salinidade sobre as plantas, é necessário obtê-la na faixa de teor de água do solo na qual a planta se encontra. Os resultados podem ser influenciados pela porosidade do solo.

Sejam, por exemplo, os solos:

Solo 1 - argiloso	Solo 2 – arenoso
$\theta_s = \varepsilon = 43\%$	$\theta_s = \varepsilon = 29\%$
$\theta_{cc} = 36\%$	$\theta_{cc} = 16\%$
$\theta_{pm} = 20\%$	$\theta_{pm} = 12\%$

em que, θ é o teor de água em base volume e ε é a porosidade total. Os subscritos s, cc e pm correspondem aos teores de água em meio saturado, capacidade de campo e ponto de murcha permanente, respectivamente.

Supondo que ao medir a condutividade elétrica do extrato da pasta saturada dos dois solos, encontrou-se CE_{es} = 2 dS m^{-1}, para ambos. As condutividades elétricas em teores de água em capacidade de campo e de ponto de murcha permanente serão obtidas a partir das seguintes relações:

$CE_{es} \times \varepsilon = CE_{cc} \times \theta_{cc}$

$CE_{es} \times \varepsilon = CE_{pm} \times \theta_{pm}$

Solo 1 - argiloso

$CE_{cc} = CEes \times \varepsilon/\theta_{cc} = 2 \times 43 / 36 = 2{,}4$ dS m^{-1}

$CE_{pm} = CEes \times \varepsilon/\theta_{pm} = 2 \times 43 / 20 = 4{,}3$ dS m^{-1}

Solo 2 - arenoso

$CE_{cc} = CEes \times \varepsilon/\theta_{cc} = 2 \times 29 / 16 = 3{,}6$ dS m^{-1}

$CE_{pm} = CEes \times \varepsilon/\theta_{pm} = 2 \times 29 / 12 = 4{,}8$ dS m^{-1}

Nota-se que a salinidade da solução do solo argiloso é menor do que a do arenoso, quando não saturados, em razão da maior retenção de água no argiloso. Este exemplo mostra a importância da textura e estrutura do solo na concentração salina da solução, quando os teores de água do estado saturado diminuem até atingir o ponto de murcha permanente. Pode-se fazer uma relação com o manejo dos solos salinos; por exemplo a irrigação de alta frequência reduz os efeitos da salinidade do solo por que o solo fica próximo à saturação, reduzindo a CE.

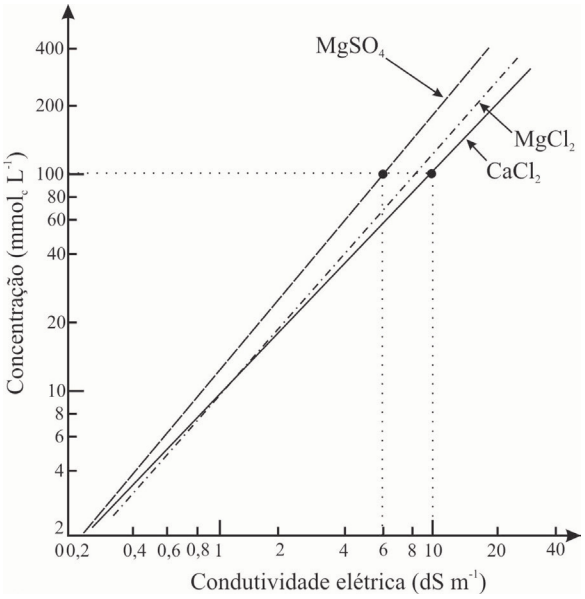
Se não houver nem fonte nem sumidouro de sal na solução do solo e se o teor de água reduzir do estado de saturação ao ponto de murcha, existem entre as condutividades elétricas e os respectivos teores de água, as seguintes relações:

$$CEes \times \varepsilon = CE_{cc} \times \theta_{cc} = CE_{pm} \times \theta_{pm} = CE_{(\theta)} \times \theta = \alpha = \text{constante}$$

Entre a condutividade elétrica e outras unidades que expressão a salinidade da solução do solo, existem as seguintes relações empíricas:

- CE (dS m^{-1}) = (10 a 12) x concentração total de cátions, $mmol_c$ L^{-1};
- Pressão osmótica (kg cm^{-2} ou bar) = 0,36 x CE (dS m^{-1}); e,
- ppm (mg L^{-1}) = (640 a 700) x CE (dS m^{-1}).

Os intervalos nos quais os coeficientes de conversão de unidades variam de 10 a 12 e de 640 a 700, decorrem da diferença existente entre as atividades dos íons presentes na solução, que varia de espécie para espécie, e da concentração do íon específico. Na Figura 6, que ilustra este fato, observa-se que para uma concentração de 100 $mmol_c$ L^{-1}, se na solução prevalecer o sulfato de magnésio ($MgSO_4$), a CE é aproximadamente 6 dS m^{-1}, ao passo que se na solução predominarem íons de cloretos, a CE aproxima-se de 10 dS m^{-1}.



Adaptada de Richards (1954)

Figura 6. Relação entre condutividade elétrica (dS m^{-1}) e concentração ($mmol_c$ L^{-1})

Equilíbrio entre Cátions em Solução e Adsorvidos

A troca de cátions no solo pode ser representada por equações semelhantes àquelas empregadas para reações químicas em solução. Por exemplo, a reação entre argila saturada com cálcio e o cloreto de sódio na solução, pode ser escrita:

$$Ca^{1/2}\ \boxed{\text{micela}} + NaCl \rightleftarrows Na\ \boxed{\text{micela}} + Ca^{1/2}Cl$$

ou

$$Ca^{1/2}\ \boxed{\text{micela}} + Na^{+} \rightleftarrows Na\ \boxed{\text{micela}} + \tfrac{1}{2}Ca^{2+}$$

Ocorre uma reação de equilíbrio ou incompleta porque a quantidade de íons de cálcio ou sódio que entra na solução do solo está em equilíbrio com a fração que permanece adsorvida na micela. A quantidade adsorvida está em equilíbrio com a fração que permanece na solução. Assim, a constante de equilíbrio é, conforme Eq .1,

$$K_e = \frac{(\text{Na ads})\left[Ca^{2+}\right]^{1/2}}{(\text{Ca ads})\left[Na^{+}\right]} \qquad (11.a)$$

ou

$$K_e = \frac{(\text{Na ads})\left[Ca^{2+}\right]}{(\text{Ca ads})\left[Na^{+}\right]^2} \qquad (11.b)$$

Na Eq 11, as relações (Na ads) / (Ca ads) e $[Ca^{2+}] / [Na]^2$, correspondem às concentrações nas fases sólida e líquida, respectivamente.

Algumas equações têm sido propostas por vários pesquisadores (Richards, 1954; Bresler, 1970; Bresler et at., 1982) para quantificar, no equilíbrio, a distribuição de pares de cátions entre aqueles encontrados na forma trocável (adsorvidos) e aqueles em solução. Para pares de cátions de mesma valência, muitas dessas equações têm a mesma forma e conduzem a constante de equilíbrio satisfatória. Todavia, resultados desencontrados têm sido obtidos com o emprego de diferentes equações, quando cátions de diferentes valências estão presentes.

Em solos de regiões áridas, o uso de equações de troca de cátions para exprimir a relação entre cátions em solução e cátions adsorvidos, envolve dificuldades próprias. Estas dificuldades decorrem da presença de uma mistura de tipos diferentes de argila no solo e da presença de quatro espécies de cátions.

Apesar dessas dificuldades, Gapon, Mattson e Wiklander, Davis e Schofield, nas décadas de trinta e quarenta do século passado, mostraram que a função entre a relação de cátions adsorvidos monovalente e bivalente, com a relação entre a concentração molar do cátion monovalente pela raiz quadrada da concentração molar do cátion bivalente é linear, conforme Eq 11 e Figura 7 (adaptada de Richards, 1954), isto é,

$$\frac{(\text{Na ads})}{(\text{Ca ads})} = K_e \frac{[Na^{+}]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}} \qquad (12)$$

↑ Fase sólida (RST) ↑ Fase líquida (RAS)

em que:

RST - relação de sódio trocável; e

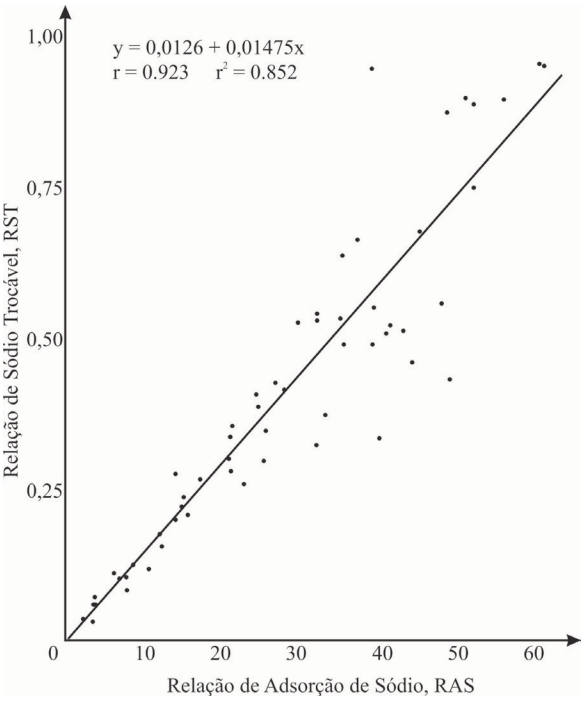
RAS - relação de adsorção de sódio.

Obs.: O símbolo [ ] significa concentração em $mmol_c\ L^{-1}$.

A Eq 12 é igual a 11 explicitada para a relação (Na ads) / (Ca ads).

Duas relações semelhantes àquela apresentada no segundo membro da Eq 12, designadas Relação de Adsorção de Sódio (RAS) e Relação de Adsorção de Potássio (RAP) são empregadas para discutir, em condições de equilíbrio, a relação existente entre cátions adsorvidos e cátions em solução. São elas:

$$RAS = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \qquad (13)$$



Adaptado de Richards (1954)

Figura 7. Relação de sódio trocável em função da relação de adsorção de sódio, para solos do Oeste dos EUA

$$RAP = \frac{K^{+}}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \qquad (14)$$

em que, as concentrações de Na^{+}, K^{+}, Ca^{2+} e Mg^{2+} são em $mmol_c\ L^{-1}$ (Razão da divisão da soma, sob radical, por 2).

Comparando a Eq de regressão da Figura 7, isto é,

$$y = -0,0126 + 0,01475x \qquad (15)$$

com a Eq 12, observa-se que:

$$y = (\text{Na ads}) / (\text{Ca ads}) = RST$$

ou

$$y = (\text{Na ads}) / (\text{CTC} - \text{Na ads});$$

- 0,01475 = Ke = Kg → Coeficiente de Gapon (Declividade da reta);

$$x = RAS = \frac{\left[Na^{+}\right]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}}$$

ou

$$x = \frac{\left[Na^{+}\right]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]}{2}}}$$

- 0,0126 = Coeficiente linear (intercepto).

Obs.: A RAS possui unidades de $(mmol\ L^{-1})^{1/2}$.

Os valores da Porcentagem de Sódio Trocável (PST), em função da RST para o exemplo da Figura 7, podem ser obtidos empregando-se a Eq 15, ou seja,

$$PST = \frac{100(-0,0126 + 0,01475RAS)}{1 + (-0,0126 + 0,01475RAS)} \qquad (16.a)$$

ou

$$PST = \frac{100RST}{1 + RST} \qquad (16.b)$$

A demonstração da Eq 16 é feita a partir da definição da PST e da expressão (Ca ads + Mg ads) ≈ (CTC - Na ads), isto é,

$$PST = \frac{100(Na\ ads)}{CTC} = 100\frac{(Na\ ads)}{(CTC - Na\ ads) + (Na\ ads)}$$

Dividindo tudo por (CTC - Na ads), obtém-se

$$PST = 100\frac{\frac{(Na\ ads)}{(CTC - Na\ ads)}}{\frac{(CTC - Na\ ads)}{(CTC - Na\ ads)} + \frac{(Na\ ads)}{(CTC - Na\ ads)}} = 100\frac{RST}{1 + RST}$$

Vale salientar que para a estimativa da RAS na Eq 13, a concentração dos cátions Ca, Mg e Na refere-se ao extrato da pasta do solo saturado, em condição de equilíbrio entre as concentrações na fase sólida e líquida, e não na água de irrigação.

A Eq geral de equilíbrio entre cátions adsorvidos e cátions em solução, Eq de Gapon, pode ser escrita a partir da reação,

$$B\frac{1}{b}ads + \frac{1}{a}A_s \rightleftarrows A\frac{1}{a}ads + \frac{1}{b}B_s \qquad (17)$$

Portanto, o coeficiente Kg é:

$$K_g = \frac{(A\ ads)[B_s]^{1/b}}{(B\ ads)[A_s]^{1/a}} \qquad (18)$$

em que, a, b - valência dos cátions A e B; ads - adsorvido; e subscrito s - em solução.

A Eq 18 transforma-se na Eq 11 para $A = Na^+$ e $B = Ca^{2+}$. Portanto, torna-se evidente que os cátions adsorvidos podem ser substituídos ou trocados por outros cátions introduzidos na solução do solo. Sob condições quimicamente neutras, o número total de cargas catiônicas trocáveis, expresso em termos de equivalentes químicos por unidade de massas de partículas do solo, é aproximadamente constante e independe da espécie de cátions presente. Esta é uma propriedade intrínseca do material de solo, denominada capacidade de troca de cátions (CTC) que, normalmente, é expressa em termos do número de $cmol_c$ de cátions por kg de solo. A CTC varia, aproximadamente, de 0 (zero) nas areias quartzosas lavadas a 100 $cmol_c\ kg^{-1}$ de solo, ou mais, nas argilas (Hillel, 1980).

O fenômeno de troca de cátions afeta o movimento e a retenção de íons no solo, bem como os processos de floculação e dispersão dos colóides do solo.

Devido às diferenças em valências, raio e propriedades hidratantes, cátions são adsorvidos nas micelas com diferentes graus de preferência. Quanto menor for o raio iônico hidratado e maior for a valência, mais fortemente o íon será adsorvido. A uma dada concentração, a ordem de preferência em reações de troca de cátions é a seguinte:

$$Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > NH_4^+ > H^+ > K^+ > Na^+ > Li^+$$
(solos de regiões semiárida e árida)

Nas Equações 12 e 18, observa-se que o mecanismo de adsorção favorece o cátion de valência mais alta e que essa preferência aumenta com a diluição da solução.

Exemplos:

1) Para manter uma RST = (Na ads) / (Ca ads) = 0,06, calcule a quantidade de sódio em solução à diferentes concentrações de cálcio.

Solução:

a) $[Ca^{2+}] = 5\ mmol_c\ L^{-1}$

Pela Eq 12, obtém-se

$$[Na^+] = \frac{(Na\ ads)[Ca^{2+}]^{1/2}}{(Ca\ ads) \times K_g} = \frac{0,06[5]^{1/2}}{0,01475} = 9,10\ mmol\ L^{-1}$$

b) $[Ca^{2+}] = 10\ mmol_c\ L^{-1}$

$$[Na^+] = \frac{0,06[10]^{1/2}}{0,01475} = 12,86\ mmol\ L^{-1}$$

c) $[Ca^{2+}] = 20\ mmol_c\ L^{-1}$

$$[Na^+] = \frac{0,06[20]^{1/2}}{0,01475} = 18,19\ mmol\ L^{-1}$$

As razões entre sódio e cálcio em solução, para as concentrações acima, são:

1. $[Na^+] / [Ca^{2+}] = 9,10 / 5 = 1,82$
2. $[Na^+] / [Ca^{2+}] = 12,86 / 10 = 1,29$
3. $[Na^+] / [Ca^{2+}] = 18,19 / 20 = 0,91$

Nota-se que, para manter a RST = 0,06 à medida que a solução torna-se mais concentrada, necessita-se de uma menor relação $[Na^+] / [Ca^{2+}]$, comprovando, assim, que a

diluição favorece o íon de valência mais alta. É necessário mais Na^+ em relação ao Ca^{2+} (1,82) quando a solução é diluída (5 $mmol_c\ L^{-1}$) do que quando ela é concentrada (0,91), 20 $mmol_c\ L^{-1}$.

2) Calcular a RST e as porcentagens de cálcio e sódio adsorvidos no complexo de troca de cátions de um solo que se encontra em equilíbrio com uma solução 0,012 M (Ca^{2+} + Na^+).

$$n_o = 0{,}012 \text{ mol} = 12 \text{ mmol } (Ca^{2+} + Na^+)$$

ou

$$[Ca^{2+}] = 6 \text{ mmol}_c L^{-1}; \text{ e } [Na^+] = 6 \text{ mmol}_c L^{-1}$$

$$RST = \frac{(Na\ ads)}{(Ca\ ads)} = K_g \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}]^{1/2}} = 0{,}01475 \frac{6}{6^{1/2}} = 0{,}036$$

Portanto,

$$(Na\ ads) = 0{,}036\ (Ca\ ads).$$

Mas,

$$(Na\ ads) + (Ca\ ads) = 100\%$$

ou

$$0{,}036\ (Ca\ ads) + (Ca\ ads) = 100\%.$$

Portanto 1,036 (Ca ads) = 100% , ou seja,

$$(Ca\ ads) = 100\% / 1{,}036 = 96{,}5\%$$

e

$$(Na\ ads) = 100\% - 96{,}5\% = 3{,}5\%.$$

Este exemplo evidencia a intensidade com que o mecanismo de adsorção favorece o íon de valência mais alta em soluções diluídas.

3) Verificar o efeito da diluição sobre a RST e as porcentagens de Na e Ca adsorvidos para

a) n_o = 10 mmol; b) n_o = 6 mmol; c) n_o = 4 mmol.

Respostas:

a) RST = 0,036; (Ca ads) = 96,5%; (Na ads) = 3,5%

b) RST = 0,025; (Ca ads) = 97,6%; (Na ads) = 2,4%

c) RST = 0,021; (Ca ads) = 97,9%; (Na ads) = 2,1%

Com a diluição a porcentagem de (Ca ads) em relação ao (Na ads) aumenta. Este exemplo ressalta os efeitos simultâneos da valência e diluição.

4) Se a CTC de um solo é 40 $mmol_c\ 100g^{-1}$ e se o sódio ocupa 25 % do complexo de troca desse solo, qual é a quantidade mínima de gesso necessária, por hectare, para substituir o sódio pelo cálcio na camada de 0-20 cm do solo?

Dados:

Densidade do solo = 1,2 g cm^{-3};

Fórmula química do gesso = $CaSO_4.2H_2O$; e

Peso molecular = 172; peso equivalente = 86.

Solução:

a) Massa do solo / ha $\Rightarrow$ M = V d_a (volume × densidade)

$$V = 10.000\ m^2 \times 0{,}2\ m = 10^4 \times 2 \times 10^{-1}\ m^3 = 2 \times 10^3\ m^3 = 2 \times 10^9\ cm^3.$$

$$M = V \times da = 2 \times 10^9\ cm^3 \times 1{,}2\ g\ cm^{-3} = 2{,}4 \times 10^9\ g \text{ de solo.}$$

b) Número de equivalentes de Na à serem removidos (substituídos) da camada de 0-20 cm:

$$mmol_c \text{ de Na por g de solo} = 0{,}25 \times 0{,}4\ mmol_c\ g^{-1} = 0{,}1\ mmol_c\ Na\ g^{-1} \text{ de solo}$$

$$2{,}4 \times 10^9\ g \times (0{,}1\ mmol_c\ Na\ g^{-1} \times 10^{-3} = 2{,}4 \times 10^5\ mol_c\ Na$$

c) Massa de gesso necessária para substituir $2{,}4 \times 10^5\ mol_c$ de Na:

$$86\ g \text{ de gesso } mol_c^{-1} \times 2{,}4 \times 10^5\ mol_c = 206{,}4 \times 10^5 = 2{,}064 \times 10^7\ g \text{ de gesso} = 20{,}64 \text{ ton } ha^{-1} \text{ de gesso.}$$

Floculação e Dispersão das Argilas

Forças e energia no sistema solo-água

Em um sistema solo-água as forças moleculares presentes podem ser divididas entre forças de coesão e adesão. Coesão é uma força de atração entre moléculas iguais enquanto a adesão é uma força de atração entre moléculas diferentes. As forças de atração elétricas ocorrem tanto em nível molecular quanto em nível atômico. As pontes de hidrogênio constituem exemplo de força de atração eletrostática em nível molecular, enquanto a força de van der Waals-London constituem um tipo de atração elétrica em nível atômico.

Força de van der Waals-London (V-L)

Força de van der Waals é aquela existente entre moléculas neutras ou apolares e, portanto, não depende de um excesso de carga elétrica. Antes do advento da mecânica quantum, a atração entre moléculas era explicada pela física clássica como uma atração eletrostática entre pólos opostos de moléculas bipolares ou com dipolo induzido.

Segundo Kirkham & Powers (1972), London usou a mecânica quântica, em 1930, para obter uma expressão quantitativa da força de van der Waals que passou a ser denominada força de van der Waals-London (V-L). Esta força atrativa ocorre porque os elétrons de um átomo oscilam em

tal frequência (10^{15} a 10^{16} Hz) que o fazem, instantaneamente, flutuar como átomo bipolar o qual, por sua vez, polariza ou atrai outro átomo adjacente. Em outras palavras, as atrações entre moléculas ocorrem em razão da flutuação de cargas em dois átomos, ou moléculas, que se encontram muito próximos. Devido ao permanente movimento dos elétrons, cada molécula possui, instantaneamente, um momento-dipolo diferente de zero. Um dipolo instantâneo de um átomo ou molécula induz outro dipolo opostamente orientado de um átomo e/ou molécula vizinha, e estes dipolos instantâneos se atraem mutuamente.

A força de atração, gerada entre os átomos, varia inversamente com a distância entre eles à sétima potência ($F \propto 1/d^7$), isto é, atua em um campo menor que 100 Angströms (100 Å = 10^{-8} m). Isto significa que, a uma distância acima de 10^{-8} m um átomo não consegue polarizar outro átomo.

Kirkham & Powers (1972) afirmam que as forças de V-L são aditivas significando que, no caso das partículas coloidais do solo que possuem muitos átomos, as forças atrativas entre elas podem ser maiores. Segundo Adamson (1960), as forças atrativas entre partículas coloidais laminares e esféricas variam com o inverso das distâncias, entre elas, elevadas a terceira e sétima potências, respectivamente. Assim, as forças atrativas entre partículas coloidais atuariam a uma maior distância, isto é, em uma banda mais larga do que entre átomos individuais.

Sabe-se que as forças de V-L exercem papel desprezível relativamente à atração água-argila e água-água, porém essa força é muito importante para a floculação de partículas de argila no sistema solo-solução.

A camada dupla eletrostática ou camada dupla difusa

Quando uma partícula coloidal de argila está relativamente seca, os cátions neutralizantes estão fortemente presos à sua superfície. Umedecendo-a, alguns íons dissociam-se e entram em solução. Uma partícula coloidal hidratada de argila ou húmus forma, então, uma micela, na qual os íons adsorvidos estão espacialmente separados, a uma maior ou menor distância, em relação à micela carregada negativamente. Juntos, a superfície da micela agindo como um ânion múltiplo e o aglomerado de cátions flutuando ao seu redor formam uma camada dupla eletrostática ou dupla camada difusa (Figura 8).

Os cátions fortemente adsorvidos formam uma camada relativamente fixa junto à superfície da partícula, conhecida como Camada de Stern. Enquanto, os cátions que se difundem a maiores distâncias, relativamente à superfície da partícula, formam a camada difusa cuja concentração iônica decresce à medida que a distância à superfície da partícula aumenta. Juntas, a camada de Stern e difusa formam a camada dupla difusa (Figura 9), a qual decorre do equilíbrio entre duas forças opostas:

a) atração eletrostática das cargas negativas da micela para com os cátions, a qual tende a puxá-los para junto da partícula (Coulombiano), compreendendo uma força de atração; e

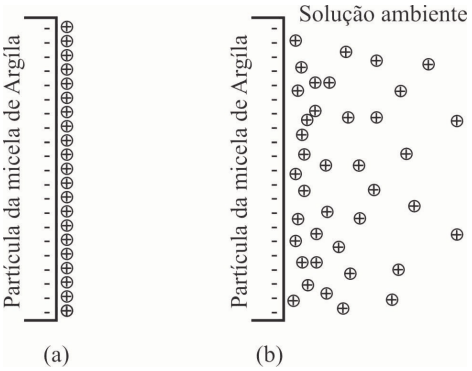
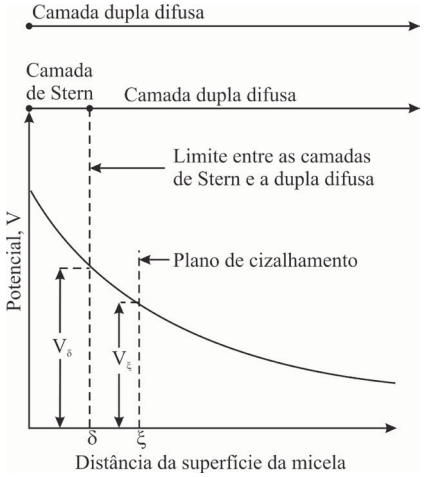


Figura 8. Formação da camada dupla difusa numa micela mostrando: (a) a partícula coloidal desidratada e (b) hidratada ou micela



Adaptada de Kirkham & Powers (1972)

Figura 9. Distribuição de potencial na camada dupla difusa. O valor do potencial à distância ξ da superfície da micela denomina-se potencial zeta, V_ξ

b) movimento cinético (Browniano) induzindo no sentido da difusão dos cátions adsorvidos, isto é, no sentido de igualar a concentração através da fase líquida.

A concentração de cátions dentro da camada dupla difusa é aproximadamente 100 a 1000 vezes maior do que na solução ambiente.

Enquanto os cátions são adsorvidos positivamente pela partícula coloidal, os ânions são repelidos (cargas de mesmo sinal) ou adsorvidos negativamente (Figura 10).

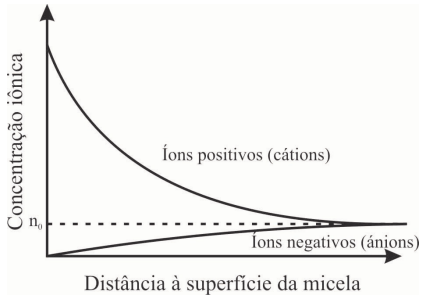


Figura 10. Distribuição de íons positivos e negativos, em solução, em função da distância à superfície da micela. Aqui, n_0 é a concentração iônica da solução ambiente, fora da camada dupla eletrostática

Evolução do conhecimento sobre a camada dupla eletrostática

Uma das mais antigas teorias, objetivando descrever o que mais tarde denominou-se dupla camada difusa, é a de Helmholtz. Conforme esta teoria, as cargas negativas de uma micela encontram-se uniformemente distribuídas na sua superfície e a carga positiva, total que a neutraliza, está contida num plano paralelo à superfície da micela a certa distância dela. Portanto, a concepção de dupla camada difusa ainda não existia. O decréscimo de potencial entre a superfície da micela e o plano de cargas positivas era considerado linear (Figura 11).

O conceito de dupla camada difusa surgiu com as pesquisas de Gouy em 1910 e Chapman em 1913. Embora estes pesquisadores tenham trabalhado independentemente, eles propuseram o conceito de dupla camada difusa com base em três pressuposições:

1. As cargas negativas distribuem-se uniformemente por toda superfície da micela - conforme Helmholtz;

2. Os íons neutralizantes das cargas negativas da micela comportam-se como pontos de carga, ou seja, não possuem massa podendo, assim, aproximarem a distâncias infinitésimas da superfície da micela; e

3. Inexistência de especificidade de íons, isto é, todos os monovalentes têm comportamento idêntico assim como os bi e trivalentes.

Semelhantemente a Helmholtz, Gouy-Chapman também pressupuseram que a força consequente das cargas superficiais da micela é proporcional à densidade de carga. Uma limitação ao emprego da teoria de Gouy-Chapman é que ao calcular a quantidade de íons junto à superfície da micela o valor resulta irreal, ou seja, superestimado por causa da pressuposição de que os íons, considerados como pontos de carga, não ocupam espaço, isto é, não possuem massa.

A solução deste problema foi apresentada por Stern ao propor um novo modelo para a dupla camada difusa. Stern considerou o volume ocupado pelos íons e que a aproximação deles à superfície da micela é limitada. Outro ponto importante foi caracterizar a camada dupla ao pressupor a existência de uma camada de íons mais próximos à superfície da micela a uma distância de maior aproximação, conhecida como camada de Stern, seguida de uma camada difusa de íons.

Na Figura 9 percebe-se que o potencial eletrostático é máximo na superfície da micela e que ele apresenta decréscimos lineares e exponenciais dentro das camadas de Stern e difusa, respectivamente.

Características do modelo de Stern:

- limita a aproximação dos íons à superfície da micela;
- atribui ao íon uma energia de interação específica - íons diferentes interagem diferentemente com a superfície da micela; e
- limita a capacidade da camada de Stern.

A carga negativa total na superfície da micela é igual à soma das cargas positivas nas camadas difusa e de Stern. Sua energia de interação específica é máxima para os cátions trivalentes, mais fortemente adsorvidos, e decresce no sentido dos cátions bi e monovalentes. Dentre os de mesma valência aqueles que apresentam maior grau de hidratação possuem menor energia de interação específica.

Estudos quantitativos da camada dupla eletrostática têm sido fundamentados na Teoria de Gouy-Chapman. Por exemplo, a espessura da camada dupla difusa é calculada pela Eq:

$$z = \frac{1}{ev}\sqrt{\frac{\varepsilon\lambda T}{8\pi n_o}} \qquad (19)$$

em que,

z - espessura da camada dupla difusa (Å);

e - carga elementar de um elétron (4,77 x 10^{-10} esu);

v - valência do íon em solução;

ε - constante dielétrica da água;

λ - constante de Boltzmann (k = R/N, onde R é a constante dos gases e N é o número de Avogadro);

T - temperatura (°K); e

n_o - concentração de íons na solução ambiente fora do campo de forças da micela (íons cm^{-3}).

Conforme a Eq 19 e as Figuras 12 e 13, o valor de z varia inversamente com a valência do íon e com o inverso da raiz quadrada da concentração. Por exemplo, se uma solução de cátions monovalentes for substituída por outra de cátions bivalentes, a camada dupla difusa reduzirá à metade do seu valor inicial (Figura 12). Por outro lado, aumentando-se em quatro vezes a concentração da solução ambiente ($N_1 = 4N_2$), a espessura da camada dupla difusa ficará reduzida à metade (Figura 13).

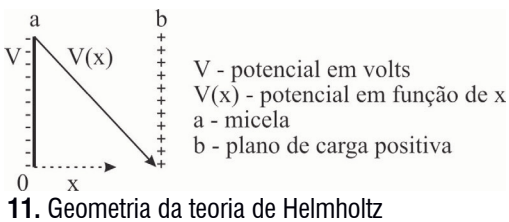


Figura 11. Geometria da teoria de Helmholtz

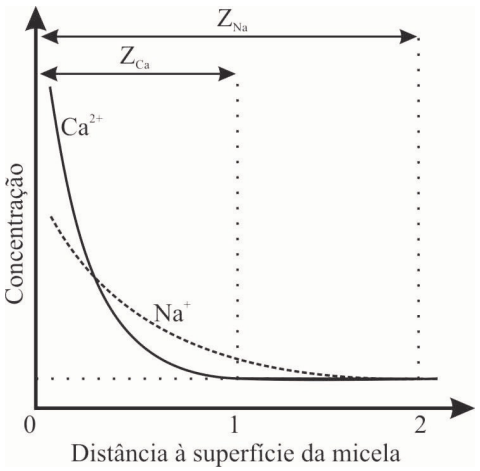


Figura 12. Comparação entre a concentração de um cátion monovalente, Na, e um bivalente, Ca, na camada dupla difusa

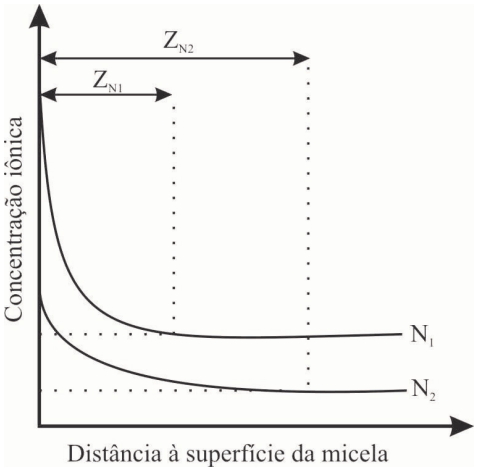


Figura 13. Influência da concentração da solução ambiente sobre a espessura da camada dupla difusa

As considerações acima não levam em conta a interação entre partículas, isto é, o caso em que a camada dupla difusa de uma partícula sobrepõe-se à de outra (Figura 14). Quando isto ocorre, a concentração no plano intermediário é maior do que na solução ambiente, a qual é estimada pela Eq de Longmuir expressa como:

$$n_c = 2\pi / \left[v2B(d + x)210 - 16 \right] \qquad (20)$$

em que:

n_c - concentração de cátion no plano intermediário ($mol_c\ L^{-1}$);

v - valência do cátion trocável;

B - constante relacionada com a temperatura e com a constante dielétrica (10^{15} cm $mmol_c^{-1}$);

d - distância de cada partícula (micela) ao plano intermediário (Å); e

x - fator de correção (1 – 4 Å).

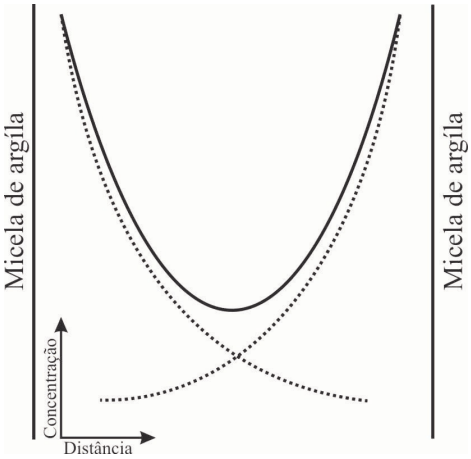


Figura 14. Ilustração do aumento de concentração de cátions na camada dupla difusa consequente à interação de duas micelas de argila

Força repulsiva ou potencial eletrostático

As partículas com carga igual se repelem e as partículas com carga oposta se atraem. Por exemplo, se um ânion como o Cl^- for liberado perto da superfície de uma micela ele, será repelido no sentido contrário à superfície da micela pela força de repulsão eletrostática entre a micela e o Cl^-. Isto significa que o sistema argila-solução é capaz de realizar trabalho sobre o ânion, isto é, o sistema tem energia potencial e esta varia de ponto para ponto na solução do solo.

Em qualquer ponto próximo à superfície da micela, o potencial é definido como o trabalho a ser realizado para transferir uma unidade de carga negativa de um ponto qualquer na solução ambiente, onde o potencial é zero, para um ponto próximo à superfície da micela, onde o potencial é V (Figura 9). Para explicar a distribuição de potencial dentro da camada dupla difusa, o conceito de campo de força eletrostático é frequentemente usado.

Para um simples íon, movendo-se a uma distância ds ao longo de uma linha de força eletrostática, a mudança no potencial dV é expressa por dV = F ds, que integrando resulta:

$$V = -F\int_{s0}^{s1} ds \qquad (21)$$

em que:

V - potencial;

F - força do campo elétrico (força elétrica por unidade de carga); e

$s = s_1 - s_0$, sendo: s_1 a distancia entre a superfície da micela a um ponto próximo a ela, onde o potencial é V; s_0 é a menor distância entre a superfície da micela a um ponto na solução ambiente, em que o potencial é zero (V = 0).

Potencial zeta (ξ)

Quando uma partícula de argila, com um aglomerado de íons ao seu redor, é colocada em um campo elétrico, a partícula, carregada negativamente, migrará em direção ao pólo (eletrodo) positivo, enquanto os cátions irão, predominantemente, migrar para o pólo negativo. Todavia, os cátions muito próximos à superfície da partícula de argila migrarão juntamente com ela em direção ao pólo positivo, por estarem fortemente adsorvidos. Aqueles cátions mais distantes, isto é, com menor energia de adsorção, migrarão na direção do campo negativo (Figura 15).O plano que divide os cátions, dentre aqueles que migrarão juntamente com a partícula de argila hidratada ou micela e os que movimentarão na direção do campo negativo, é denominado plano de cisalhamento ou plano de deslizamento. O valor do potencial no plano de cisalhamento em relação ao seu valor na solução ambiente, denomina-se potencial zeta (Figura 9). A distância do plano de cisalhamento à superfície da micela em condição de pH relativamente constante, depende apenas da densidade de cargas na superfície da micela.

O potencial zeta é o trabalho por unidade de carga para mover, por exemplo, um ânion, como o cloreto (Cl^-) de um ponto na solução ambiente até o plano de cisalhamento.

Considerando a camada dupla eletrostática como sendo as duas camadas de carga de um simples condensador de

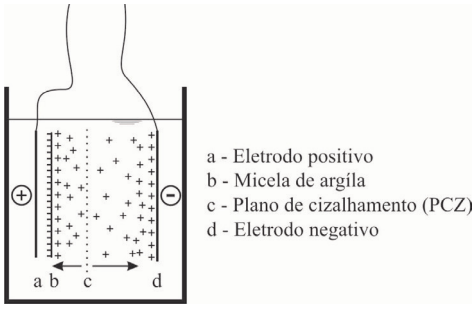


Figura 15. Separação iônica mostrando os eletrodos positivo e negativo, a micela e o plano de cisalhamento

placas paralelas, pode-se utilizar a fórmula do condensador $E = 4\pi k /$ para obter o potencial zeta:

$$E = \frac{\xi}{d} = 4\pi\kappa / \varepsilon\xi \qquad (22.a)$$

ou

$$E = \frac{\xi}{d} = 4\pi\kappa / \varepsilon \qquad (22.b)$$

em que,

ξ - diferença de potencial através das placas, isto é, potencial zeta;

d - distância entre as placas;

κ - densidade de carga por unidade de área sobre uma das placas;

ε - constante dielétrica da água; e

ξ/d - intensidade de campo elétrico, E, entre as placas.

Conforme a Figura 9 e a Eq 19, o valor do potencial zeta decresce com a diminuição da espessura da dupla camada difusa. Portanto, se a concentração da solução do solo permanece relativamente constante, mas o potencial zeta, determinado em suspensões coloidais de um solo, está diminuindo com o decorrer do tempo, isto indica propensão para floculação dos colóides, ou seja, íons de valência maior estão substituindo os de menor valência na micela. Este fato é benéfico e indica que o solo está em processo de floculação das micelas seguida de estruturação. Reciprocamente, aumentos no potencial zeta ao longo do tempo alerta para a dispersão dos colóides com a consequente redução da condutividade hidráulica e do arejamento do solo.

Floculação e dispersão

Quando as partículas de argila interagem podem atuar tanto forças de atração quanto de repulsão. Dependendo das condições físicas e químicas, uma ou outra irá predominar. Se a camada dupla difusa possui espessura maior do que a distância sobre a qual a força de V-L atua, então a força repulsiva dos cátions, das camadas duplas difusas, irá prevalecer e as partículas de argila serão mantidas distantes entre si ou dispersas. Por outro lado, se a camada dupla difusa das partículas for compacta, as partículas de argila aproximam-se de tal modo entre si que a distância entre elas pode ficar menor do que a distância sobre a qual as forças de V-L atuam. Neste caso, as forças de V-L prevalecerão sobre as forças repulsivas dos cátions, as camadas duplas sobrepõem-se e as partículas de argila agregam-se formando flocos. Portanto, regulando a espessura da camada dupla difusa com o aumento da concentração iônica e/ou da presença de íons de maior valência, é possível promover a floculação dos colóides. Por outro lado, em concentração baixa e a predominância de íons monovalente implica na dispersão das argilas. Este princípio pode ser demonstrado aplicando-se gesso ($CaSO_4.2H_2O$) em suspensão obtida de um solo disperso pelo sódio, para aumentar a condutividade hidráulica.

Além da força de V-L, as cargas negativas de uma micela podem atrair íons positivos da camada dupla difusa de outra micela, quando elas tornam-se muito próximas (15 Å ou menos), de tal forma que os íons de uma e outra camada se misturam formando uma camada unificada de cargas positivas, que são polarizados pelas cargas negativas de micelas vizinhas. A Figura 16A ilustra este fato onde as setas sobrepostas representam as forças atrativas das cargas negativas sobre a camada compactada de íons positivos, resultando na floculação. Este fenômeno, também conhecido como condensação de placa, resulta na formação de "tactoids" ou sucessão de partículas laminares (Figura 16B). Já a Figura 16C corresponde a uma condição de camada dupla difusa espessa mantendo as micelas distantes entre si e, consequentemente, dispersas.

Outro tipo de atração eletrostática pode ocorrer quando as arestas de partículas laminares de argila desenvolvem cargas positivas, a pH ácido. Se a repulsão não for muito forte de modo a permitir uma estreita aproximação entre partículas, a carga positiva na aresta da partícula pode formar

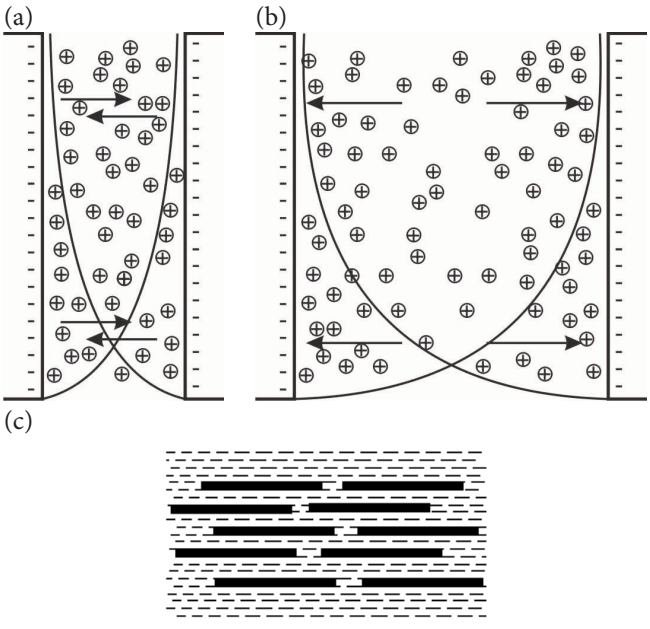


Figura 16. Micelas saturadas (A) – íons de cálcio (B) íons. monovalentes e (C) estrutura laminar

ligação com a carga negativa na face da outra partícula. Isto ocorrendo entre várias partículas, formará um tipo de estrutura denominada casa de cartão (card house) (Figura 17).

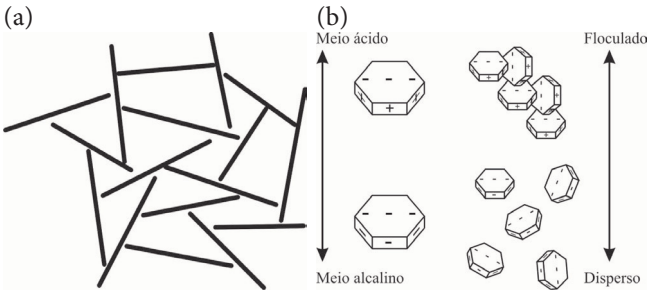


Figura 17. Representação esquemática de uma estrutura de argila do tipo "casa de cartão" (A) (Hillel, 1980), vista espacial das ligações eletrostática aresta-face em meio ácido e alcalino (B) (Chuchman et al., 1995)

Classificação dos Solos Salinos

Classificação dos solos do Sudoeste americano (Richards, 1954)

Solos são considerados salinos quando eles contém concentrações de sais solúveis em quantidades suficientes para interferir no crescimento da maior parte das espécies cultivadas. As quatros classificações para solos afetados por sais mais importantes são a Russa, a Francesa, a Americana, e a da FAO, sendo que a classificação mais simples e mais prática tem sido a Americana. Esta classificação, embora até hoje usada por muitos pesquisadores ao classificar os solos salinos, é somente válida para as condições dos solos e águas de irrigação do sudoeste americano, os quais são ricos em carbonatos e bicarbonatos. Os parâmetros classificatórios aqui empregados são completamente adversos quando os solos salinos são pobres em carbonatos e a condutividade elétrica da água de irrigação for menor do que aquela do sudoeste americano, como é o caso do nordeste brasileiro e da Austrália.

Segundo esta classificação os solos salinos classificam-se em três tipos:

Solos Salinos - a concentração elevada de sais solúveis neutros[9] pode afetar seriamente o desenvolvimento e a produção das culturas pelo estresse osmótico. Apresentam:

CEes > 4 dS m^{-1} a 25 °C;
PST < 15; e
7 < pH < 8,5.

Devido à predominância dos sais solúveis neutralizantes e também à baixa concentração de Na, a porcentagem de sódio trocável é baixa. Quando predominam cloretos e sulfatos de sódio, cálcio e magnésio, o excesso de sais solúveis pode ser facilmente lixiviado sem que ocorra elevação apreciável do pH. A água de lixiviação não deve conter sódio em concentração perigosa.

b) Solos Salino-Sódicos - apresentam concentrações apreciáveis de sais solúveis neutralizantes e quantidade de sódio suficiente para interferir no desenvolvimento das plantas.

Apresentam:
CEes > 4 dS m^{-1} a 25 °C;
PST > 15; e
pH < 8,5.

Embora a PST > 15, o pH é freqüentemente menor do que 8,5 devido à influência repressiva dos sais solúveis neutralizantes, como ocorrem em solos salinos. Ao contrário dos solos salinos, com a remoção dos sais neutralizantes, pela lixiviação, o sódio trocável hidrolisa-se resultando em um aumento repentino na concentração de OH^-, e no consequente aumento do pH.

$$Na\ \boxed{micela} + HOH \rightleftarrows H\ \boxed{micela} + Na^+OH^-$$

Para evitar a hidrólise e a consequente dispersão dos colóides, a lixiviação dos solos salino-sódicos só deve ser feita com água contendo sais de cálcio e/ou magnésio em concentrações adequadas.

c) Solos Sódicos[10] - apresentam baixa concentração de sais solúveis neutralizantes e alta toxicidade às plantas por excesso de Na^+ e OH^- como também o efeito indireto do Na trocável sob a estrutura solo.

Apresentam:
CEes < 4 dS m^{-1} a 25 °C;
PST > 15; e
pH > 8,5.

O pH é sempre muito alcalino devido à hidrólise do carbonato de sódio, isto é,

$$2Na^+ + CO_3^{2-} + 2HOH \rightleftarrows 2Na^+ + 2OH^- + H_2CO_3$$

Como o H_2CO_3 é um ácido fraco, os íons OH^- provocam valores de pH ≥ 10. O sódio trocável pode também se hidrolisar porque a concentração de sais solúveis neutralizantes é baixa.

$$Na\ \boxed{micela} + HOH \rightleftarrows H\ \boxed{micela} + Na^+OH^-$$

A alta alcalinidade, provocada pela presença do $NaCO_3$, faz com que a superfície desses solos fique preta por causa de dissolução de parte de matéria orgânica que sobe juntamente com a água capilar. Por isto, são também conhecidos como álcali-pretos.

Discussão sobre classificação de solos salinos

Não há, ainda, uma definição unânime para solo sódico. Além disso, esta definição torna-se mais complicada com

[9] São os sais de Ca e Mg que previnem a hidrólise do Na e, consequentemente, o aumento do pH.

[10] Estes tipos de solo são inertes do ponto de vista microbiológico e, em geral, são dispersos.

a presença dos sais neutralizantes da hidrólise do sódio os quais, dependendo da concentração, podem tornar o solo salino-sódico.

Por outro lado, o tipo de textura tornou-se fator importante ao adotar um valor crítico de PST = 10, para solos de textura fina, e 20 para os de textura grossa ao cacterizar um solo como sódico, isto é, capaz de ocorrer problemas estruturais (Greene et al., 1978).

No final da década de 70 do século passado, o termo álcali foi considerado antiquado nos Estados Unidos, enquanto a definição de solo sódico tornou-se: um solo não salino contendo sódio trocável em concentração suficiente para causar danos à produção das culturas e à estrutura da maioria dos solos, em condições de campo (Sumner, 1995).

Na Austrália estabeleceu-se, para até um metro de profundidade no perfil do solo, um valor de PST > 6 como sendo a definição australiana de solo sódico (Northcote & Skene, 1972). Mais tarde, McIntyre (1979) propôs uma PST > 5 como critério de definição para o solo sódico. Observações semelhantes foram, também, feitas no sul da África (Cass, 1972).

Posteriormente, constatou-se que o valor original de PST > 15, usado pelos pesquisadores da Califórnia como limiar, ou seja, acima do qual a estrutura do solo é severamente afetada, foi baseado em medições de condutividade hidráulica usando água com concentração salina entre (3-10 $mmol_c\ L^{-1}$). Esse valor é muito acima daquele empregado pelos pesquisadores australianos, ou seja, 0,7 $mmol_c\ L^{-1}$ (Shainberg et al., 1989). Portanto, na Califórnia uma maior PST foi exigida antes que a degradação da estrutura do solo ocorresse. Somam-se a esses fatos os problemas associados ao cálculo da PST que, também, tem causado confusão porque alguns autores usam a CTC como denominador no cálculo da PST enquanto outros a soma dos cátions trocáveis (Ca + Mg + K + Na) (Rengasame et al., 1984). Isto significa que quanto mais distante estiver o pH do solo em relação àquele no qual a CTC foi determinada, maior será a diferença nas duas maneiras de expressar a PST. Isto, ainda, tem motivado o uso da RAS do extrato da pasta saturada do solo, em certos casos, no lugar da PST, ao classificar os solos.

Em razão do efeito contínuo do sódio, desde níveis considerados baixos até aqueles mais altos, sobre o comportamento do solo, o estabelecimento de um nível crítico para a PST é muito arbitrário e tem causado dificuldades. O que realmente importa é a inter-relação entre a PST do solo e a concentração total de cátions em solução ao determinar, em campo, o comportamento do solo face aos níveis de sódio. Por esta razão, o termo sódico deve ser usado somente em situações em que as propriedades físicas do solo estejam apreciavelmente afetadas pela presença do sódio, independentemente da quantidade presente.

Comportamento das Argilas Decorrente da Concentração Salina e do pH

Em razão da natureza dos vários componentes da fração sólida do solo, sua solução fica em contato com uma enorme variedade de superfícies as quais podem exibir tanto cargas permanentes quanto variáveis, de ambas as polaridades. As superfícies de argila dos minerais silicatados, 2:1, como montmorilonita e vermiculita, carregam cargas negativas permanentes, enquanto as argilas 1:1, como a caulinita, e principalmente as superfícies dos óxidos de Fe e Al, podem carregar tanto cargas negativas quanto positivas, dependendo das condições na solução de equilíbrio, notadamente do pH.

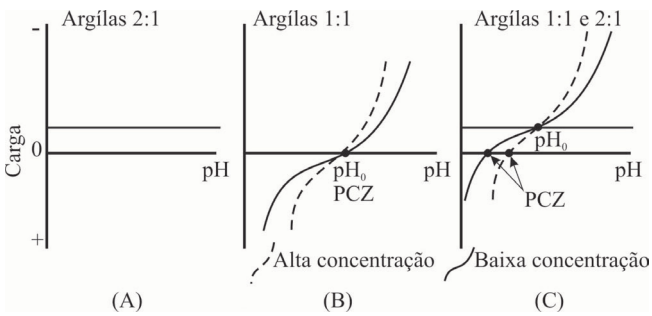
Pelo fato do campo de forças eletrostáticas ou interações Coulombianas serem muito importantes em solos sódicos, pois estas forças podem governar tanto a dispersão quanto a expansão das argilas, será apresentada, com base na Figura 18, uma descrição resumida da variação de carga, decorrente das condições reinantes na solução ambiente.

Carga permanente - decorre da substituição isomórfica nos minerais de argila 2:1, sendo que tanto a quantidade de carga quanto sua natureza independem do pH e da concentração catiônica total da solução, linha horizontal (Figura 18A).

Carga variável - nas superfícies com cargas variáveis (argilas 1:1), tanto a intensidade das cargas quanto o sinal delas são completamente dependentes do pH e da concentração catiônica total da solução (Figura 18B).

Nas superfícies de cargas variáveis, aumentando tanto o pH quanto a concentração catiônica total acima do pH_0 (valor do pH quando há um número igual de cargas positivas e negativas sobre a superfície da micela) as cargas negativas aumentarão. Por outro lado, reduzindo o pH abaixo do pH_0 e aumentando a concentração, as cargas positivas aumentarão. Portanto, sob condições de soluções eletrolíticas diluídas e pH = pH_0, as cargas superficiais opostas interagiriam ao máximo, promovendo grande interação Coulombiana entre partículas (entre superfícies carregadas positiva e negativamente), resultando na floculação do sistema.

Sistema misto - no caso de sistema misto, isto é, com cargas permanentes e variáveis, as curvas são deslocadas para cima e para a esquerda. Em condições de pH_0, o balanço de cargas não é zero, e sim negativo, em razão das cargas permanentes e, daí, a necessidade do deslocamento para a esquerda, pois, a pH mais baixo as argilas de carga variável neutralizaram as cargas negativas das argilas de carga permanentes. Um novo PCZ é, então, definido quando cargas positivas e negativas no sistema, como um todo, são iguais.



Adaptada de Sumner (1995)

Figura 18. Variação na carga da fração sólida do solo em função do pH e da concentração eletrolítica da solução ambiente para sistemas de carga permanente (A), variável (B) e misto (C)

Para a maioria dos solos que contêm partículas minerais de argila negativamente carregadas e, ou matéria orgânica, o PCZ será sempre abaixo do pH_0. Para que as interações Coulombianas ocorram expressivamente, como num sistema de carga variável, o pH do sistema de carga misto teria que ser mais baixo. Tanto em sistemas de carga variável, quanto misto, o grau de interações Colombianas entre partículas aumentará na medida em que o pH_0 e o PCZ se aproximam. Isto significa que quanto mais próximo o sistema esteja do pH_0 = PCZ, mais prontamente ele flocula.

De um modo geral, à medida que se eleva o pH acima de pH = PCZ, maior será a probabilidade dos colóides do solo se dispersarem. Isto ocorre porque, conforme as Figuras 18B e C, quanto maior o pH maior será o excesso de cargas negativas na caulinita e, principalmente, nos óxidos de Fe e Al. Além disto, em pH bastante alcalino, a quantidade de cargas negativas de todas as partículas é alta e a presença de cátions monovalentes e hidratados resulta na formação de duplas camadas difusas expandidas e na consequente dispersão.

Por outro lado, a valores de pH abaixo do PCZ do solo haverá um excesso de cargas positivas que neutralizaram as cargas residuais negativas. Além disto, o ataque ácido às estruturas das argilas silicatadas e a outros componentes sólidos do sistema libera o Al^{3+} no meio, o qual promoverá intensa compressão na camada dupla difusa das argilas, resultando na floculação dos colóides.

Expansão nos sistemas argila

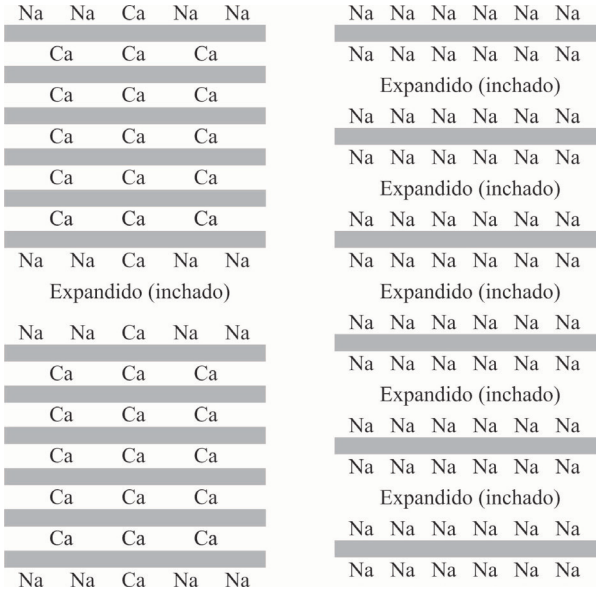
A expansão das argilas montmorilonita (argilas 2:1) tem sido exaustivamente estudada e compreendida. Em sistema sódico puro, a montmorilonita separa-se em plaquetas individuais e desenvolve alta pressão de expansão. Por outro lado, quando as plaquetas de montmorilonita estão saturadas com cálcio, a espessura da dupla camada difusa é reduzida e elas agregam-se em grupos de quatro a nove plaquetas resultando numa agregação do tipo "tactóides". A formação de "tactóides" resulta na redução da área efetiva superficial da montmorilonita que, por causa disto, comporta-se como se fosse uma partícula maior na qual a camada dupla difusa tem influência apenas sobre as superfícies externas do "tactóide" (Figura 19).

Além disso, nos sistemas mistos sódio-cálcio (Figura 19) a distribuição de íons não ocorre ao acaso através do sistema, e sim apresentando as cargas dentro dos "tactóides" neutralizadas pelo cálcio, enquanto as cargas relativas às superfícies externas são mais neutralizadas pelo sódio do que pelo cálcio.

O efeito do Na sobre a expansão das argilas montmorilonitas, mostrado na Figura 19B, indica que em níveis baixos da PST a expansão não é a principal causa da degradação física do solo, e torna-se importante somente quando a PST for alta.

Dispersão e expansão das argilas

Ambos os termos resultam do balanço entre as forças repulsivas e as forças atrativas de van der Waals e



Adaptada de Sumner (1995)

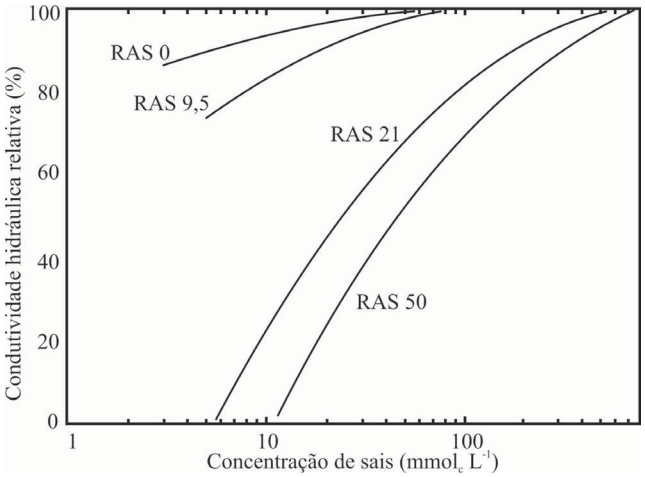
Figura 19. Arranjos de partículas de montmorilonita em um sistema sódio à direita e sódio-cálcio à esquerda

Coulombianas, nas camadas dupla difusas. Quando as argilas expandem em um sistema aquoso ou não confinado, a expansão é espontânea. Por outro lado, em sistemas não expansivos, a dispersão espontânea só ocorrerá quando as forças repulsivas excederem, em muito, as atrativas. Quando estas duas forças são aproximadamente iguais, é necessário aplicar energia mecânica externa ao sistema para promover a separação das partículas ou a dispersão. Conforme a Figura 19, à esquerda, a dispersão das argilas implica num aumento de volume e, portanto, nas camadas mais profundas do solo as forças repulsivas terão também que superar as resistências mecânicas da massa de solo à expansão.

Efeitos da Salinidade sobre a Condutividade Hidráulica

Tanto a dispersão quanto a expansão das argilas afetam a porosidade do solo e, consequentemente, sua condutividade hidráulica. Ao relatar valores de condutividade hidráulica, determinados tanto em laboratório quanto em campo, é muito importante informar a concentração iônica da água usada no procedimento. Nas determinações em laboratório, é aconselhável o uso da água de irrigação disponível no campo. Na Figura 20, o valor da condutividade hidráulica de uma coluna de solo em função da RAS e da concentração total de cátions na solução percolante, diminui à medida que a RAS da solução percolante (ou a consequente PST) aumenta e a concentração total de cátions diminui. Portanto, esses resultados são coerentes com a teoria de Gouy-Chapmen, Eq 19.

Em estudo de alguns solos do estado de Pernambuco (Freire, 2001) determinou a condutividade hidráulica de nove solos de textura e natureza diversas, tratados com soluções de diferentes condutividades elétricas e relações de



Adaptado de Cass & Sumner (1982)

Figura 20. Efeitos de quatro relações de adsorção de sódio e da concentração de sais na solução do solo sobre a condutividade hidráulica, para um solo Lindley

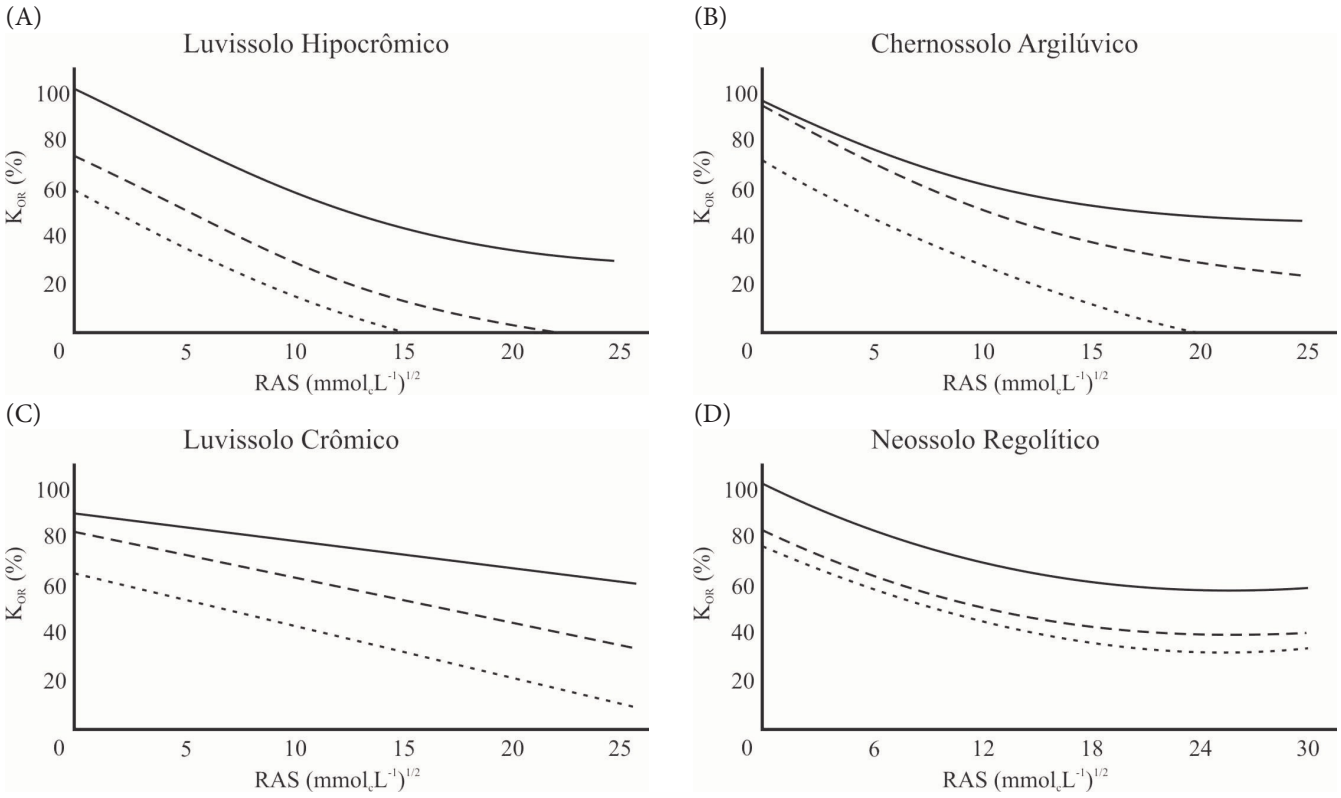
adsorção de sódio, em permeâmetros de carga constante. As soluções para o ajuste da relação Na:Ca (soluções saturante) foram preparadas com vistas a uma concentração final de 50 mmol$_c$ L^{-1} de NaCl e CaCl. Após saturação por 48 horas, as colunas de solo foram montadas em permeâmetros vertical de carga constante. A solução percolante foi a mesma usada na saturação das amostras, sendo aplicada até o momento em que a condutividade elétrica do efluente era, aproximadamente, igual àquela da solução saturante.

Aqui estão apresentados apenas resultados de condutividade hidráulica relativa (K_{0R}) em função da relação de adsorção de sódio (RAS), encontrados para os solos: Neossolo Regolítico(NR), Luvissolo Crômico (LC), Crernossolo Argilúvico (CA) e Luvissolo Hipocrômico (LH) (Figura 21). Os teores de argila, silte e areia dos solos NR, LC, CA e LH foram, respectivamente: 12,0, 14,6 e 20,8; 16,5, 18,3 e 65,2; 23,0, 27,4 e 49,6; e 34,6, 22,2 e 43,2.

Os menores valores de K_{0R} foram obtidos para os solos Luvissolo Hipocrômico e Crernossolo Argilúvico, notadamente nas soluções mais diluídas, em razão de serem solos mais argilosos dentre aqueles com presença de esmectita e, portanto, muito suscetíveis aos efeitos do sódio e à baixa concentração salina da solução percolante. Vale ainda ressaltar que estes foram os solos que apresentaram os maiores valores de argila dispersa em água, ou seja, 11,2 e 14,6, respectivamente (Freire, 2001).

No Luvissolo Crômico, a K_{0R} também decresceu, mas linearmente, com a elevação da RAS e a diminuição da concentração salina das soluções percolantes. Este fato pode estar relacionado com baixos teores de argila dispersa em água (4,3%) e com a maior presença de caulinita.

O Neossolo Regolítico apresentou resposta aos incrementos da RAS até 24 (mmol L^{-1})$^{1/2}$ para as três concentrações salinas, mas a partir deste valor da K_{0R}, tendeu a se estabilizar para todas as concentrações da solução percolante. Este fato se relaciona com a textura arenosa (CTC = 5,65 cmol$_c$ kg^{-1}) e o caráter fragipânico, induzindo um adensamento inicial das partículas (Freire, 2001).

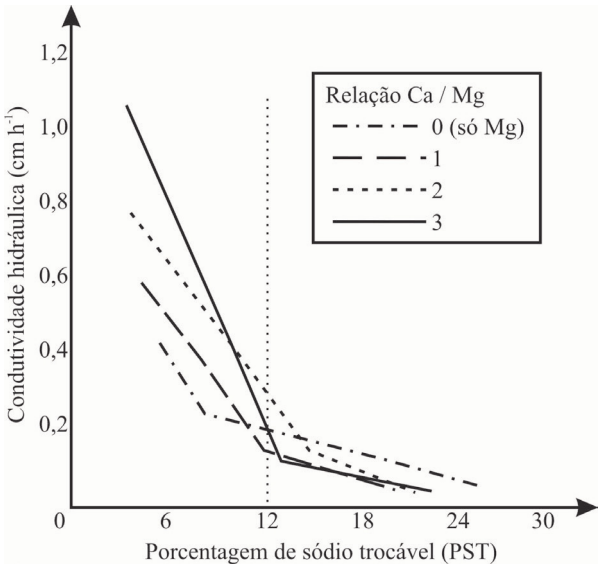


Adaptado de Freire (2001)

Figura 21. Condutividade hidráulica relativa (K_{0R}) em função da relação de adsorção de sódio (RSA) em amostras do Luvissolo Hipocrômico, Crernossolo Argilúvico, Luvissolo Crômico, e Neossolo Regolítico. Curvas determinadas por cortes nas superfícies de resposta para condutividades elétricas de 175 (.....), 500 (_ _ _ _) e 1.500 μS cm^{-1} (_____), respectivamente

Efeito do magnésio trocável

O efeito do sódio sobre a dispersão e a condutividade hidráulica de um Vertissolo é intensificado quando predomina a presença do magnésio trocável em relação ao cálcio, para valores de PST ≤ 12, conforme apresentado por So & Aylmore (1995). (Figura 22). Além deste valor da PST o efeito do sódio foi predominante independente da relação Ca/Mg. A maior presença do cálcio em solução, relativamente ao Mg, provoca maior atenuação dos efeitos do sódio sobre as argilas em razão do cálcio possuir maior energia de adsorção em relação ao magnésio.



Adaptado de So & Aylmore (1995)

Figura 22. Efeito da porcentagem de sódio trocável e da relação Ca/Mg sobre a condutividade hidráulica de um Vertissolo (72% de argila)

Literatura Citada

Adamson, S.W. Physical chemistry of surfaces. 2.ed. New York: John Wiley and Sons Inc. 1960. 321p.

Bresler, E. Numerical solution of the equation for interacting diffuse layer in mixed ionic system with non-symmetrical electrolytes. Journal Colloid Interface Science, v.33, p.278-283, 1970.

Bresler, E.; Menial, B. L.; Carter, D. L. Diagnosis and properties. In: Bresler, E.; McNeal, B. L.; Carte, D. L. (ed.) Saline and sodic soils: Principles-dinamics-modeling. Berlin: Springers-Verlag. 1982. p.1-17.

Cass, A. Reclamation of sodic soils - a laboratory investigation. Pietermaritzburg: University of Natal, 1972. 95p. Dissertação Mestrado

Cass, A.; Sumner, M. E. Soil pore structural stability and irrigation water quality: II. Sodium stability data. Soil Science Society America Journal, v.46, p.507-512, 1982.

Churchman, G. J.; Skjemstad, J. O.; Oades, J. M. Effect of clay minerals and organic matter on sodicity. In: Naidu, R.; Sumner, M. E.; Rengasamy, P. (ed.). Australian sodic soils. Adelaide: CSIRO, 1995. p.107–119.

Freire, M. B. dos S. Saturação por sódio e qualidade da água de irrigação na degradação de propriedades físicas de solos do Estado de Pernambuco. Viçosa: UFV, 2001. 66p. Tese Doutorado

Greene, R. S. B.; Posner, A. M.; Quirk,J. P. A study of the coagulation of monttmorilonite and illite suspensions using the electron microscope. In: Emerson, W. W.; Bond, R. D.; Dexter, A. R. (ed.). Modifications of soil structure. New York: John Wiley and Sons. 1978. p.35-40.

Hillel, D. Fundamentals of soil physics. New York: Academic Press, Inc. 1980. 413p.

Kirkham, D.; Powers, W. L. Advanced soil physics. New York: John Wiley-Interscience, 1972. 534p.

McIntyre, D. S. Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. Australian Journal of Soil Research, v 17, p.115-120, 1979.

Northcote, K. H.; Skene, J. K. M. Australian soils with saline and sodic properties. Adelaide: CSIRO. 1972. 62p. CSIRO Australia, Division of Soils Publication, No. 27

Pizarro, F. Drenaje agricola y recuperacion de suelos salinos. 2.ed. Madrid: Editorial Agricola S. A. 1985. 521p.

Richards, L. A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington DC: US Department of Agriculture, 1954, 160p. USDA Agricultural Handbook, 60

Shainberg, I.; Sumner, M. E.; Miller, W. P.; Farina, M. P. W.; Pavan, M. A.; Fey, M. V. Use of gypsum on soils: A review. Advances in Soil Science, v.9 p.1-111, 1989.

So, H. B.; Aylmore, L. A. G. The effects of sodicity on soil physic behavior. In: Naidu, R.; Sumner, M. E.; Rengasamy, P. (ed.). Australian sodic soils. Adelaide: CSIRO, 1995. p.71–79.

Sumner, M. E. Sodic soils: New perspectives. In: Naidu, R.; Sumner, M. E.; Rengasamy, P. Australian sodic soils. Adelaide: CSIRO, 1995. p.1-34.

Verwey, E. J. W.; Overbeek, J. T. G. Theory of stability of lyophobic colloids, the interaction of soil particles having an electric double layer. New York: Elsevier Publication Company, 1948. 165p.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

4 Qualidade da água para irrigação

José S. de Holanda[1], Julio R. A. de Amorim[2], Miguel Ferreira Neto[3], Alan C. de Holanda[3] & Francisco V. da S. Sá[4]

[1] Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte S/A
[2] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Tabuleiros Costeiros
[3] Universidade Federal Rural do Semi-Árido
[4] Universidade Federal de Campina Grande

Introdução

A água é um componente indispensável à vida dos organismos e considerado uma das maiores forças a exercer influência sobre o clima na terra. As características químicas, físicas e biológicas da água podem variar em função da região de ocorrência e, sua utilização em projetos de irrigação é sinônimo de desenvolvimento e prosperidade em várias regiões agricultáveis do mundo.

Para Montenegro & Montenegro (2012), a água é dotada de valor econômico e cumpre seu ciclo global a partir das precipitações, retornando à atmosfera por meio da evaporação de corpos hídricos e transpiração dos vegetais. Dentre as regiões submetidas a cenários de escassez de água se destacam as zonas semiáridas, sujeitas as chuvas de distribuição irregular, no tempo e no espaço, produzindo períodos de estiagem aguda. São nessas regiões que há uma maior necessidade de construção de reservatórios de água para que o mesmo venha ter utilização comum, pela população e em projetos de irrigação.

A irrigação, em muitas situações, é a única maneira de garantir a produção agrícola com segurança, principalmente em regiões tropicais de clima quente e seco, como é o caso do semiárido do Nordeste brasileiro, onde ocorre déficit hídrico para as plantas devido à taxa de evapotranspiração potencial exceder a de precipitação durante a maior parte do ano. Nessas regiões, a salinização do solo é inevitável, principalmente quando não se adota um manejo adequado das práticas de irrigação.

A crescente demanda por matéria-prima e alimentos, produzidos pela agricultura, torna o uso da irrigação essencial em todo o mundo (Szabolcs & Darab, 1979). A evolução mundial das áreas irrigadas vem tendo o seguinte comportamento: 8 milhões de ha em 1880, 48 milhões de ha em 1900, 94 milhões de ha em 1950, 198 milhões de ha em 1970, 220 milhões de ha em 1990 (Jensen et al., 1990) e 275 milhões de hectares em 2000 (Christofidis, 2002). Cerca de 3/4 das áreas irrigadas situam-se em países em desenvolvimento, respondendo os cereais por 60% do total das culturas exploradas. As áreas irrigadas representam 18% das terras cultivadas e responderam por 42% da produção mundial de alimentos (Christofidis, 2002).

Embora a irrigação seja uma prática milenar, a importância da qualidade da água para a irrigação começou a ser reconhecida apenas no início do século XX (Wilcox & Durum, 1967; Araguez-Lafarga, 1982). Segundo Ayers & Westcot (1991), a desatenção a este aspecto foi devido à abundância de fontes de água que, no geral, eram de boa qualidade e de fácil utilização.

Em muitos países, essa situação está mudando, em decorrência do aumento da produção de alimentos em consequência do crescimento populacional, tendo-se que recorrer ao uso de águas de qualidade inferior, cuja avaliação torna-se necessária (Ayers & Westcot, 1991). Ressalta-se que, um manejo racional da irrigação envolve tanto a economia de água como os aspectos qualitativos para a prevenção dos problemas causados pela salinidade dos solos, e deve estar associado aos demais fatores de produção, em níveis ideais, de modo a maximizar os rendimentos agrícolas.

A Água na Natureza

A água existe na natureza nas fases sólida, líquida e gasosa, como componentes do chamado ciclo hidrológico ou

ciclo da água. O ciclo hidrológico é um ciclo contínuo em que a água no estado líquido se evapora da superfície da terra, dos oceanos e outras reservas e se incorpora à atmosfera no estado gasoso, retornando ao estado anterior sob a forma de chuva ou neve. Anualmente, a energia do sol faz com que um volume aproximado de 500 mil km^3 de água se evapore, principalmente dos oceanos (Crise de água..., 1994). Do ponto de vista de suprimento de água para as plantas e uso em agricultura irrigada, é de grande interesse estudos que envolvam a água de chuva, água armazenada em reservatório de superfície e água subterrânea.

Conforme Amorim et al. (2008) são múltiplos os usos dos recursos hídricos nos dias atuais podendo-se relacionar: abastecimento doméstico e industrial, dessedentação de animais, irrigação, geração de energia elétrica, recreação, harmonia paisagística, navegação, preservação da biota aquática, aquicultura, pesca, assimilação e transporte de esgotos, controle de enchentes e melhoria das condições climáticas

O expressivo aumento populacional impôs a necessidade de se aumentar a produção mundial de alimentos, fator que aliado ao acelerado desenvolvimento industrial fez aumentar a demanda de água. Considerando o abastecimento doméstico e a dessendentação animal como prioritários estes passaram a ter a preferência de uso da água garantida pela Lei Federal nº 9443/97, conhecida como Lei das Águas (Brasil, 2001, 2002) de modo que as fontes de água de melhor qualidade lhes são asseguradas se destinando para a agricultura irrigada, em caso de conflito de uso as de qualidade inferior (Airoldi et al., 2005; Amorim et al., 2008).

Embora 3/4 da superfície terrestre sejam cobertos por água, as expectativas para este século são preocupantes quanto à disponibilidade de água potável para o consumo humano, tanto pelo crescimento populacional como, principalmente, pela poluição dos reservatórios naturais, rios, lagos, depósitos subterrâneos, etc. Entre 1940 e 1960, o consumo total de água dobrou de 1 mil para 2 mil km^3 ano^{-1}, de 1960 para 1990, saltou para 4,13 mil km^3; e, para 2.000, foi previsto que seriam atingidos 5,19 mil km^{3}ano^{-1} (Crise de água..., 1994). Também foi estimado que até o final do século XX, o consumo de água aumentaria em cerca de 10 vezes em relação ao ano de 1900, continuando a agricultura como o maior consumidor, embora que em menor proporção, posto que, nesse mesmo ano o uso de água por essa atividade representou cerca de 90,5%, índice bastante elevado em relação aos atuais (Ghassemi et al., 1995).

Por outro lado, cerca de 9.000 km^3 de água doce são disponíveis para exploração humana em todo o mundo, o que seria suficiente para a manutenção de 20 bilhões de pessoas, correspondendo a cerca do triplo da população atual (La Riviére, citado por Ghassemi, 1995). Entretanto, existem problemas sérios de distribuição. Países cuja disponibilidade de água não atinge 1 mil m^{3}hab^{-1}ano^{-1} sofrem de escassez de oferta. Em 1990, cerca de 20 países integravam o bloco dos deficitários, prevendo-se para 2.025 a inclusão de mais 10, entre os quais: Haiti, Marrocos, África do Sul, Síria, Etiópia, Egito, etc.

A escassez de água é causada pelo crescimento populacional desordenado aliado a redução da cobertura vegetal e comprometimento das reservas hídricas pela degradação ambiental. Nos últimos anos o problema tem se acentuado peloa umento do numero de barragens e açudes (Laraque, 1989) cuja destinação das águas (70%) são para irrigação e o restante para a indústria e uso doméstico (Hawken et al., 1999; FAO, 2002; Medeiros et al., 2003).

Água de chuva

A água de chuva é o componente mais importante do ciclo hidrológico por se constituir na principal fonte de uso pelas plantas através da reposição da capacidade de armazenamento hídrico do solo e do reabastecimento dos reservatórios de águas superficiais e subterrâneas. Estima-se que a contribuição do ciclo hidrológico, de água oriunda dos oceanos, para a terra firme apresenta um saldo positivo próximo de 40 mil km^{3}ano^{-1}, servindo como alimentador dos rios e recarga dos depósitos superficiais e subterrâneos (Crise de água...., 1994).

A média anual de precipitação na superfície da terra é da ordem de 800 mm (Chow et al., citado por Ghassemi et al., 1995). Entretanto, o ciclo hidrológico distribui água irregularmente, tanto espacial como temporal, havendo regiões do globo com bom suprimento e outras com deficiências, onde as chuvas não são suficientes para atender a demanda potencial da cobertura vegetal. São exemplos de áreas deficientes: África, meio leste e oeste dos Estados Unidos da América, noroeste do México, nordeste semiárido do Brasil, partes do Chile, Argentina e a maior parte da Austrália.

A chuva é uma forma de irrigação natural das lavouras com água praticamente isenta de sais, apresentando condutividade elétrica (CE) em torno de 0,010 dS m^{-1} (Molle & Cadier, 1992), o que confere um ótimo sabor para consumo humano. A baixa concentração de sais na água de chuva é, no entanto, fator favorável à dispersão de partículas do solo causando problemas de infiltração (Ayers & Westcot, 1991).

Além do papel de alimentador dos seres vivos, a água de chuva pode eventualmente ter mais uma função de ordem física, assegurando uma lixiviação satisfatória de sais dos solos e, a consequente redução dos efeitos negativos sobre o desenvolvimento e a produção das culturas (Scaloppi & Brito, 1986).

Águas de superfície

Entenda-se como águas de superfície as águas doces armazenadas em barragens, açudes, lagos, represas em geral e as contidas nos fluxos dos rios. Apenas 2,5% das águas da Terra, que corresponde a 35 milhões de km^3, é considerada potável, entretanto, 2,2% não estão disponíveis por estarem presa nas geleiras e nas calotas polares ou se achar a grandes profundidades subterrâneas (FAO, 2002). O volume de água doce contido nos lagos é estimado em 91.000 km^3, o que corresponde apenas a 0,007% de toda água existente, e o

volume dos rios compreende cerca de 2.120 km^3 (Ghassemi et al., 1995). Além da disponibilidade limitada existe uma agravante no fato de as águas de rios, lagos e lençóis freáticos estarem cada vez mais poluídas (Hawken et al., 1999).

O Brasil possui o maior volume de água doce do mundo (8% do total), dispondo de uma oferta de 46.631 m^3 habitante^{-1} ano^{-1}. Entretanto, como no resto da Terra, a situação de distribuição é delicada, pois 80% se concentra na região Amazônica e o restante se distribui irregularmente para atendimento de 95% da população (Um mundo de água...,1996). Problemas de escassez são sentidos em várias partes do Nordeste, Sudeste e Centro-Oeste, necessitando de estudos para controle de uso desses recursos, de modo a não agravar a situação existente.

As principais fontes hídricas para uso na irrigação são as águas de superfície que são abastecidas pelas águas de chuva e apresentam maior facilidade de captação. Quanto ao uso racional, em geral, há um descaso enorme, pois, conforme estimativas da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, o Brasil perde 50% de sua produção de água simplesmente por desperdícios com vazamentos em equipamentos de adutoras e falta de controle de consumo. A água, embora vital à sobrevivência e ao progresso de qualquer sociedade, só é lembrada como tal por ocasião do período de escassez ou de excesso (Rodriguez, 1991).

Água subterrânea

A água subterrânea estende-se por toda a parte sob a superfície do solo, distribuída desde as planícies mais áridas até os pontos mais altos do relevo terrestre e se constitui em uma das principais fontes de toda a água utilizável pelo homem. As reservas subterrâneas são abastecidas por infiltração lenta das águas superficiais, através dos solos e acomodam-se em camadas rochosas a diferentes profundidades, sendo mantidas, muitas vezes, sob pressão. São essas águas que abastecem os poços utilizados nas zonas rurais, pequenas e médias cidades.

Na natureza existe em torno de 10,53 milhões de km^3 de reservas de águas subterrâneas, a profundidades abaixo de 600 m da superfície do solo, que correspondem a 0,76% de toda a água disponível na terra e representa 37 vezes o volume armazenado em lagos e rios (Ghassemi et al., 1995).

Com um custo menor que o da água de superfície, a subterrânea deve ser tratada como reserva estratégica e protegida como recurso natural capaz de assegurar a sobrevivência humana com direito à boa qualidade de vida (Um mundo de água..., 1996).

No que diz respeito à gestão de águas, Rodriguez (1991) afirma que as águas subterrâneas não podem ter tratamento distinto das águas de superfície já que no ciclo hidrológico elas interagem. Os cursos de águas perenes se mantém com as águas das chuvas que se infiltram e abastecem depósitos subterrâneos. Problemas, no entanto, podem surgir quando o uso consultivo superar a recarga natural do manancial subterrâneo.

As águas subterrâneas tem temperatura pouco variável e geralmente acima da temperatura das águas de superfície, correspondendo a média anual de temperatura atmosférica do local acrescido do produto da profundidade pelo gradiente geométrico. Em geral não tem material em suspensão e o pH situa-se entre 6,5 e 8 numa espécie de tamponamento pela presença de CO_2 dissolvido e HCO_3^-; as águas subterrâneas doces contém em geral não mais que 1.000 mg L^{-1} de substâncias dissolvidas.

Água do mar

O volume total de água na Terra é da ordem de 1,386 bilhões de km^3, dos quais as águas dos mares e oceanos representam cerca de 96,5% e não se adéquam para uso humano. Se esse volume fosse espalhado de maneira uniforme na superfície da terra formaria um imenso oceano de 3.700 m de profundidade (Ghassemi et al., 1995).

Os mares e oceanos se constituem em depósitos naturais de sais que são carreados pelas águas escoadas da superfície terrestre, tendo como parada final os pontos mais baixos do relevo, acumulando-se progressivamente ao longo de milênios de anos. A água do mar, no entanto, tem função básica de fomento do ciclo hidrológico através da evaporação, só participando dessa fase a água pura, permanecendo os sais que aí se acumulam. Os oceanos desenvolvem um papel fundamental no condicionamento de fatores climáticos do planeta com efeitos na temperatura, ocorrência e distribuição de chuvas etc. Dada a sua composição química, a água do mar tem condutividade elétrica em torno de 48 dS m^{-1}, o que corresponde a aproximadamente 36 g L^{-1} de sais.

Para se ter uma ideia de grandeza da condutividade elétrica das águas, os dados são informados na Tabela 1 (Almeida, 2010).

Tabela 1. Condutividade elétrica de diferentes fontes hídricas

Fonte	CE a 25 ºC (dS m^{-1})
Água média dos rios	0,2 – 0,4
Água do mar Mediterrâneo	63
Água do Oceano Atlântico (máxima)	59
Água do Oceano Atlântico (média)	55
Água do Oceano Pacífico	51
Água do Oceano Índico	54
Água de irrigação de salinidade média	0,75 – 2,25

Adequação da Água para Irrigação

A adequação da água para irrigação depende tanto de sua própria qualidade quanto de fatores relacionados com as condições de uso (Wilcox & Durum, 1967). Uma mesma qualidade de água pode ser considerada perfeitamente adequada para uma certa condição edafoclimática e cultura, mas ser inadequada para outras (Hoorn, 1971). A qualidade da água de irrigação pode ser considerada como um importante fator, mas nunca deve ser esquecido que ela é tão somente um dos fatores e que não é possível desenvolver um sistema de classificação universal que possa ser utilizado sob todas as circunstâncias (Yaron, 1973).

Para Frenkel (1984), a água por si mesma não tem qualidade inerente, exceto no contexto para o qual é usada, pois sua adequabilidade depende do que pode ser feito com ela sob condições específicas de uso.

Assim, além das características físico-químicas da água, outros fatores devem ser levados em consideração e analisados em conjunto quando de sua avaliação e recomendação de uso para irrigação, os quais são: atributos físico-químicos do solo; a tolerância das culturas a serem exploradas; as condições climáticas locais e o manejo da irrigação e drenagem.

Características da água de irrigação

A rigor, todas as águas naturais sejam elas de origem pluvial, superficial (rios, lagos e açudes) ou subterrânea (poços e cacimbas), contêm sais dissolvidos em quantidades variadas (Kamphorst & Bolt, 1976).

A variação na composição e qualidade das águas destinadas à irrigação depende da zona climática, fonte da água, trajeto percorrido, época do ano, geologia da região e desenvolvimento da irrigação (Shalhevet & Kamburov, 1976). Geralmente, as água de zonas úmidas apresentam menor teor de sais do que as de zonas áridas; águas subterrâneas são mais salinas do que as águas de rios e estas, próximo da foz, contém mais sais do que as próximas à nascente; a concentração de sais nas águas de rios varia com a estação do ano, sendo maior no outono que na primavera. Numa determinada região, as águas naturalmente contém menos sais antes do desenvolvimento de um projeto de irrigação.

Segundo Cruz & Melo (1969), os principais fatores que controlam a salinização das águas subterrâneas na região Nordeste, por ordem de importância, são: 1) quantidade de chuvas; 2) tipo do aquífero; 3) condição de circulação (em zoneamentos verticais, dependendo do comprimento, da trajetória e do tempo de contato há alteração na composição iônica da água) e 4) natureza geológica (composição lítológica). Santos et al. (1984) afirmam que, em aquífero fraturado da região do cristalino do Rio Grande do Norte, a salinidade das águas provavelmente está associada a composição dos diferentes tipos de solos que predominam no ambiente.

O teor de sais nas águas superficiais é função das rochas predominantes nas nascentes da bacia hidrográfica, da natureza do solo em que a água flui e de eventuais poluições causadas pela atividade humana (Kovda et al., 1973; Yaron, 1973). Quanto as subterrâneas o teor de sais depende da origem da água, do curso sobre o qual ela flui e da composição e facilidade de dissolução do substrato em que se encontra em contato (Kovda et al., 1973). As mudanças no teor de sais no processo de recarga resultam por reações de redução, troca catiônica, evapotranspiração e precipitação (Yaron, 1973). Molle & Cadier (1992) mencionam que os primeiros escoamentos que chegam aos reservatórios, no momento das cheias, são de boa qualidade; os posteriores, incorporam águas infiltradas que voltam aos rios por escoamento subterrâneo e podem vir carregadas de sais. Conforme os mesmos autores, diversos são os fatores que influem no risco de salinização das águas de superfície armazenadas: a qualidade da água escoada, a profundidade e forma do reservatório, o dimensionamento, a utilização e infiltração na bacia hidrográfica.

A composição da água de superfície pode ser alterada por influência da pluviosidade e da evaporação (Yaron, 1973). A perda por evaporação é responsável pela elevação progressiva da concentração de sais nas águas de superfície (Molle & Cadier, 1992) e associada às propriedades químicas das rochas/solos atravessados por elas são as principais causas de variação no teor de sais nas regiões áridas e semiáridas (Costa & Gheyi, 1984). Leprun (1983) constatou que a composição da água de açudes varia entre a estação chuvosa e a seca.

Características do solo

O comportamento do solo em contato com água salina depende de suas propriedades físicas e conteúdo de sais iniciais (Kovda et al., 1973). Assim, o conteúdo de argila do solo afeta a capacidade de adsorção de íons que, por sua vez, influencia as propriedades fisicohídricas do mesmo.

Segundo Kovda et al. (1973), tendo em vista que a composição química do solo influencia os processos de troca durante o contato solo-água, a aplicação de água salina num solo sem problema de salinidade transforma-o em salino, porém o uso de água desta mesma qualidade pode reduzir o nível de salinidade de um solo salinizado, se a drenagem for adequada.

Ademais, como a infiltração e percolação de água podem variar bastante para diferentes tipos de solo, diferentes graus de salinização do solo podem ocorrer com a mesma quantidade e qualidade de água de irrigação aplicada (Kovda et al., 1973).

A adequação da água em relação ao tipo de solo se refere principalmente aos aspectos estruturais que condicionam à sua permeabilidade e consequente condução de água e ar. Solos de baixa permeabilidade causam maiores problemas em terras irrigadas, limitando a lixiviação de sais, favorecendo a dispersão de partículas e intensificando o grau de salinização.

O tipo de solo da bacia hidrográfica pode ser o indicador do risco de salinização das águas de superfície (Laraque, 1989). A influência depende do escoamento interno que, por sua vez, varia quantitativamente com a permeabilidade do solo e qualitativamente com a disponibilidade de sais. Os Latossolos são solos bem desenvolvidos e bastante permeáveis, entretanto, por serem continuamente lavados dispõem de pouquíssimos sais para liberação. Os Planossolos permitem boa infiltração na camada arenosa superior, mas as argilas das camadas inferiores podem liberar grandes quantidades de sais. O escoamento subterrâneo é desprezível sob condições de solo pouco espesso, de baixa permeabilidade e com subsolo impermeável como no caso do substrato cristalino do sertão (Molle & Cadier, 1992).

A influência do tipo de solo da bacia hidrográfica na qualidade de água de riacho em condições do semiárido nordestino brasileiro pode ser observada na Tabela 2, com destaque para os Solonetz e Planossolos, que são solos afetados por sais, como os que apresentam maior risco de salinização da água.

Tabela 2. Condutividade elétrica média da água (CE_a) de riacho em função do tipo de solo

Tipo de solo	CE_a (dS m^{-1})
Neossolo Quartzarênico (Areias Quartzosas)	0,098
Latossolo	0,188
Argissolo Amarelo (Podzólico Amarelo)	0,226
Luvissolo Crômico (Bruno Não-Cálcico)	0,329
Vertissolo	0,484
Neossolo Litólico Eutrófico (Litossolo Eutrófico)	0,621
Planossolo Nátrico (Solonetz)	2,817
Planossolo	4,596

Fonte: Leprun (1983)

Tolerância das culturas à salinidade

Tendo em vista que o maior interesse na classificação da água é com fins agronômicos, a cultura é o principal e mais importante fator a ser considerado. Para Hoorn (1971) e Kovda et al. (1973), a avaliação da água deve ser baseada na tolerância de uma cultura específica, ou culturas em rotação, ao conteúdo total de sais ou concentração de um íon específico (sódio, cloreto etc.).

Como o objetivo final de todo projeto de irrigação é uma agricultura rentável, uma redução dos benefícios econômicos ou sociais em decorrência do problema de salinidade é um fator decisivo para a execução do projeto. Segundo Hoorn (1971), esta redução deve-se tanto a um decréscimo direto na produção quanto ao fato de se ter que mudar de culturas menos tolerantes para mais tolerantes à salinidade, que podem ser menos rentáveis sob determinado ponto de vista. Por exemplo, a troca de uma hortaliça de alto valor comercial e que requeira bastante mão de obra por culturas forrageiras de baixo valor comercial e que necessitam de poucos postos de trabalho.

Dada a grande variabilidade de comportamento existente entre as culturas em relação aos limites de tolerância à salinidade, a adequabilidade da água é bastante influenciada, variando, desde as classes que se adequam para irrigação de culturas bastante tolerantes a sais, como o algodão, até àquelas que podem não se adequar para culturas muito sensíveis, como as hortaliças e espécies frutícolas, em geral. Dentro de uma mesma espécie, pode haver variações entre variedades, por adaptação ao meio onde se desenvolveram e, ainda, para uma mesma variedade, o nível de tolerância varia entre estádios de desenvolvimento, haja vista, que as alterações de natureza iônica, osmótica, nutricional e hormonal ocorrentes nas plantas são frutos da intensidade do estresse, do tipo de sal presente na água e da expressão de distintos mecanismos de tolerância ocorrentes em indivíduos da mesma espécie (Maas & Hoffmann, 1977; Maas, 1986; Flowers & Flowers, 2005; Sá et al., 2015a).

Condições climáticas locais

O clima atua como um dos fatores mais importantes na adequação da água; as plantas suportam maiores concentrações de sais sob clima frio e úmido do que sob clima quente e seco (Maas, 1986).

A evapotranspiração e a pluviosidade são os principais elementos climáticos a serem considerados para a avaliação da água de irrigação (Kovda et al., 1973). A quantidade de água a ser aplicada durante um período de irrigação depende da evapotranspiração, que afeta o regime de irrigação e, consequentemente, o movimento sazonal de sais no perfil do solo. Maior evapotranspiração requer maior quantidade de água de irrigação, que, por sua vez, resulta em maior quantidade de sais e, geralmente, maior salinidade do solo, embora parte seja lixiviado (Hoorn, 1971).

A quantidade e a distribuição das chuvas é um segundo fator do clima a ser dado atenção. Uma dada quantidade de chuva distribuída uniformemente durante a estação de crescimento diluirá a solução do solo, mas não efetuará uma lixiviação do perfil da mesma forma como faria igual quantidade de chuva caindo durante um curto espaço de tempo (Kovda et al., 1973).

A salinidade reduz mais os rendimentos das culturas quando a umidade atmosférica é baixa (Rhoades et al., 1992). Sob condições de baixa umidade do ar, altas temperaturas e elevada velocidade dos ventos, a toxicidade causada pela irrigação por aspersão é intensificada, com redução do limite de tolerância das culturas (Ayers & Westcot, 1991).

Manejo da irrigação e drenagem

Os métodos de irrigação influenciam na acumulação de sais no solo e na planta. Por exemplo, uma água relativamente salina aplicada por sulcos em solos permeáveis não trará nenhum efeito prejudicial ao crescimento da planta, enquanto, água de mesma qualidade aplicada por aspersão, poderá causar redução na produtividade (Kovda et al., 1973).

A aplicação de quantidades de água menores que o requerimento hídrico das culturas resultará na acumulação de sais na zona radicular; por outro lado, aumentando-se a aplicação, haverá lixiviação de sais para pontos abaixo da zona das raízes e, um equilíbrio poderá ser alcançado entre a concentração salina da água e do solo (Kovda et al., 1973). Porém, em uma área com drenagem impedida, um lençol freático elevado provocará uma ascenção capilar da água subterrânea, aumentando a salinidade do solo (Kovda et al., 1973).

Tanto o método como a frequência de irrigação interferem na adequação da água e tolerância das plantas à salinidade. Em métodos de irrigação por superfície (como inundação ou sulcos) e localizada (gotejamento), a concentração de sais suportada pelas culturas é bem mais elevada do que no método de irrigação por aspersão. Ainda na irrigação por aspersão, o impacto das gotas grandes na superfície do solo, pode desagregar as partículas e provocar ou agravar os problemas de infiltração, causando escoamento superficial. A irrigação por inundação associada à prática da subsolagem

reduziu a sodicidade em todo o perfil de um solo salino-sódico (Holanda, 1996).

Conforme Rhoades & Merril (1976), a salinidade média da água do solo, em dado intervalo de tempo, é maior em solos que são irrigados com menor frequência, quando se mantêm os outros fatores constantes.

A não observância de determinados princípios básicos, como a escolha do método de irrigação apropriado para a aplicação de água de qualidade conveniente, conduz, quase sempre, a deterioração das propriedades físicas e químicas do solo, limitando com isso o potencial produtivo das culturas (Amorim, 1994). O aprimoramento do manejo da irrigação será indispensável, portanto, para se obter uma produção agrícola sustentável e atender às crescentes demandas de alimentos nos países em desenvolvimento (Jensen et al., 1990).

Avaliação da Qualidade da Água para Irrigação

No Brasil, especificamente no Nordeste, as águas usadas na irrigação são provenientes de rios e açudes, apresentando, com algumas exceções, valores de CE abaixo de 0,75 dS m^{-1} e porcentual de sódio abaixo de 60%. São consideradas de boa qualidade e não deveriam ocasionar maiores problemas para a irrigação sob condições adequadas de manejo. Todavia, em decorrência do inadequado balanço de sais comumente verificado, observa-se uma gradativa salinização do perfil do solo irrigado e progressivo aumento dos problemas (Almeida, 2010).

A prática da irrigação é indispensável nas regiões áridas e semiáridas em virtude da ocorrência de déficit hídrico para culturas na época seca. A acumulação de água no período chuvoso alternado com o aumento de evaporação na estação seca promovem uma variação quantitativa e qualitativa no teor de sais das águas com implicações para uso na irrigação (Nunes Filho et al., 1991) e esta, pode ser fator de salinização quando não manejada adequadamente (Hoorn & Alphen, 1988). É portanto, imprescindível a avaliação da qualidade da água como medida preventiva dos processos de salinização gradativos pelo acúmulo de sais oriundos de irrigações sucessivas.

As águas que se destinam a irrigação devem ser avaliadas principalmente sob três aspectos: riscos de salinidade, problemas com infiltração de água no solo e toxicidade de íons específicos, parâmetros fundamentais na determinação da qualidade agronômica das mesmas. O efeito da salinidade é de natureza osmótica e reduz a absorção de água pelas plantas, afetando diretamente o rendimento das culturas. A sodicidade se refere ao efeito relativo do sódio da água de irrigação tendendo a elevar a porcentagem de sódio trocável no solo (PST), com danos nas suas propriedades físico químicas, provocando problemas de infiltração. A toxicidade, diz respeito aos efeitos de toxidez pelo excesso de Cl, Na e Boro sobre as plantas, afetando o rendimento, independente do efeito osmótico. Em algumas situações, o efeito iônico pode se manifestar na forma de desequilíbrio nutricional.

Em se tratando de irrigação localizada, além dos aspectos relacionados ao risco de salinidade e toxicidade, devem ser avaliados aqueles que permitam antever o risco potencial de obstruções em emissores. As causas de entupimento de emissores estão reunidas em três grupos principais, conforme sua natureza: física, química e biológica (Airoldi et al., 2005).

Parâmetros que determinam a qualidade da água

O excesso de sais na zona radicular tem em geral um efeito deletério no crescimento das plantas que se manifesta por uma equivalente redução na taxa de transpiração e crescimento. A alta salinidade da zona radicular reduz o desenvolvimento devido ao aumento de energia que precisa ser despendida para absorver água do solo e ao ajustamento bioquímico necessário para sobreviver sob estresse (Rhoades et al., 1992).

A Condutividade elétrica da água (CE_a) é o parâmetro mais empregado para expressar a concentração de sais solúveis na água. A determinação é rápida e tem boa precisão para a maioria das águas (Doneen, 1975). Este parâmetro é o oposto da resistividade elétrica e corresponde a medida da capacidade de uma água em conduzir eletricidade, crescendo proporcionalmente à medida que a concentração de sais aumenta. A água pura tem uma condutividade elétrica (CE) muito baixa, da ordem de 0,05 µS cm^{-1}, podendo crescer muito ao conter impurezas ou substâncias dissolvidas e se tornar um bom condutor elétrico. Como a condutividade elétrica aumenta com a temperatura ambiente, o valor é medido a uma temperatura de referência, geralmente, 25 °C.

A condutividade elétrica da água de irrigação (CE_a), conforme Rhoades et al. (1992), apresenta as seguintes relações com outros parâmetros de salinidade:

- Sais dissolvidos totais - SDT (mg L^{-1}) CE_a x 640 (0,1 < CE_a < 5,0 dS m^{-1});
- Sais dissolvidos totais - SDT (mg L^{-1}) ≅ CE_a x 800 (CE_a > 5,0 dS m^{-1});
- Soma de cátions ou ânions ($mmol_c$ L^{-1}) ≅ CE_a x 10 (0,1 < CE_a < 5,0 dS m^{-1});
- Log. sais solúveis totais ($mmol_c$ L^{-1}) ≅ 0,990 + 1,055 log CE_a;
- Força iônica (mol L^{-1}) ≅ CE_a x 0,0127;
- Pressão osmótica (kPa) ≅ CE_a x 0,40 .10^{-2} (3 < CE_a < 30 dS m^{-1}).

Está amplamente comprovado que valores altos da PST, especialmente sob condições de baixa salinidade, causam a dispersão de partículas com redução na condutividade hidráulica do solo. A razão de adsorção de sódio (RAS) da água de irrigação é o parâmetro de melhor correlação com a PST do solo. Richards (1954) foi o primeiro a introduzir esse conceito num sistema de classificação de águas para irrigação que passou a ser usado e conhecido internacionalmente pelo seu próprio nome.

Ultimamente, o risco de sodicidade passou a ser avaliado com mais segurança relacionando a RAS com a salinidade da água, estimada pela equação a seguir:

$$RAS^{o} = \frac{Na}{\sqrt{\frac{\left(Ca^{o} + Mg\right)}{2}}}$$

em que:

Na - Concentração de sódio na água, em $mmol_c\ L^{-1}$;

Ca^o - Concentração de cálcio na água, corrigida pela relação HCO_3^-/Ca ($mmol_c\ L^{-1}$) e CE_a ($dS\ m^{-1}$), de acordo com a Tabela 3; e,

Mg - Concentração de Magnésio na água, em $mmol_c\ L^{-1}$.

A RAS^o, conforme procedimento sugerido por Suarez (1981), facilita o entendimento das alterações que ocorrem com o cálcio na água do solo através de reações com carbonatos e silicatos. Nas águas ricas em bicarbonato há uma tendência de precipitação, principalmente do cálcio, em forma de carbonato, à medida que a solução do solo se torna mais concentrada, aumentando o risco de sodicidade (Bohn et al., 1985) cujo efeito é prevenido pela correção da RAS conforme a Tabela 3.

Como as águas do nordeste do Brasil, normalmente são pobres em sulfatos (Medeiros, 1992), este estimador é mais adequado para prever riscos de sodificação ou de infiltração de água no solo.

Algumas espécies iônicas constituem parâmetros de importância pela toxicidade que podem causar às plantas. Os íons cloreto, sódio e boro, quando presentes em concentrações elevadas na água, podem causar danos às culturas reduzindo a produção. A magnitude do dano depende, além da concentração do íon, do tempo de exposição, da sensibilidade das plantas, do uso da água pelas culturas, do tipo de irrigação etc. (Maas, 1985). Em irrigação por aspersão e sob condições de alta evaporação o problema tende a se acentuar. As culturas arbóreas e plantas lenhosas em geral são sensíveis ao sódio e cloreto (Maas, 1986).

Outro parâmetro importante para avaliar a qualidade da água de irrigação é o teor de nitrogênio que, quando elevado, pode causar desequilíbrio nutricional, particularmente em plantas sensíveis como citros, beterraba, videira, etc. Pode-se observar aumento no crescimento vegetativo, decréscimo na produção e na qualidade do produto, além de atrasar a maturação. É um parâmetro cuja determinação é necessária principalmente em águas residuarias e com altos teores de matéria orgânica.

Usualmente os parâmetros referentes a metais pesados (Pb, Cr, Cd, Ni, etc.) não são incluídos na avaliação de qualidade de água de irrigação, exceto quando suspeita-se de contaminação pela ação do homem.

Outros parâmetros como: pH, potássio e sulfatos também são considerados quando da avaliação da qualidade da água de irrigação. Em resumo, os parâmetros básicos de avaliação da qualidade de água para irrigação, acompanhados dos respectivos símbolos e unidades internacionais adotadas

Tabela 3. Concentração de cálcio (Ca^o) contida na água do solo, próxima à superfície, que resultaria da irrigação com água de determinada relação HCO_3/Ca e CE_a[1,2,3]

HCO_3/Ca	Salinidade da água aplicada (CE_a) – $dS\ m^{-1}$											
	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	1,5	2,0	3,0	4,0	6,0	8,0
0,05	13,20	13,61	13,92	14,40	14,79	15,26	15,91	16,43	17,28	17,97	19,07	19,94
0,10	8,31	8,57	8,77	9,07	9,31	9,62	10,02	10,35	10,89	11,32	12,01	12,56
0,15	6,34	6,54	6,69	6,92	7,11	7,34	7,65	7,90	8,31	8,64	9,17	9,58
0,20	5,24	5,40	5,52	5,71	5,87	6,06	6,31	6,52	6,86	7,13	7,57	7,91
0,25	4,51	4,65	4,76	4,92	5,06	5,22	5,44	5,62	5,91	6,15	6,52	6,82
0,30	4,00	4,12	4,21	4,36	4,48	4,62	4,82	4,98	5,24	5,44	5,77	6,04
0,35	3,61	3,72	3,80	3,94	4,04	4,17	4,35	4,49	4,72	4,91	5,21	5,45
0,40	3,30	3,40	3,48	3,60	3,70	3,82	3,98	4,11	4,32	4,49	4,77	4,98
0,45	3,05	3,14	3,22	3,33	3,42	3,53	3,68	3,80	4,00	4,15	4,41	4,61
0,50	2,84	2,93	3,00	3,10	3,19	3,29	3,43	3,54	3,72	3,87	4,11	4,30
0,75	2,17	2,24	2,29	2,37	2,43	2,51	2,62	2,70	2,84	2,95	3,14	3,28
1,00	1,79	1,85	1,89	1,96	2,01	2,09	2,16	2,23	2,35	2,44	2,59	2,71
1,25	1,54	1,59	1,63	1,68	1,73	1,78	1,86	1,92	2,02	2,10	2,23	2,33
1,50	1,37	1,41	1,44	1,49	1,53	1,58	1,65	1,70	1,79	1,86	1,97	2,07
1,75	1,23	1,27	1,30	1,35	1,38	1,43	1,49	1,54	1,62	1,68	1,78	1,86
2,00	1,13	1,16	1,19	1,23	1,26	1,31	1,36	1,40	1,48	1,54	1,63	1,70
2,25	1,04	1,06	1,10	1,14	1,17	1,21	1,26	1,30	1,37	1,42	1,51	1,58
2,50	0,97	1,00	1,02	1,06	1,09	1,12	1,17	1,21	1,27	1,32	1,40	1,47
3,00	0,85	0,89	0,91	0,94	0,96	1,00	1,04	1,07	1,13	1,17	1,24	1,30
3,50	0,78	0,80	0,82	0,85	0,87	0,90	0,94	0,97	1,02	1,06	1,12	1,17
4,00	0,71	0,73	0,75	0,78	0,80	0,82	0,86	0,88	0,93	0,97	1,03	1,07
4,50	0,66	0,68	0,69	0,72	0,74	0,76	0,79	0,82	0,86	0,90	0,95	0,99
5,00	0,61	0,63	0,65	0,67	0,69	0,71	0,74	0,76	0,80	0,83	0,88	0,93
7,00	0,49	0,50	0,52	0,53	0,55	0,57	0,59	0,61	0,64	0,67	0,71	0,74
10,0	0,39	0,40	0,41	0,42	0,43	0,45	0,47	0,48	0,51	0,53	0,56	0,58
20,0	0,24	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,29	0,30	0,32	0,33	0,35	0,37
30,0	0,18	0,19	0,20	0,20	0,21	0,21	0,22	0,23	0,24	0,25	0,27	0,28

[1]Fonte: Suarez (1981).[2]Supõe-se: a) Cálcio do solo proveniente do calcário ($CaCO_3$) ou silicatos; b) Não existe precipitação do Magnésio; c) Pressão parcial de CO_2 perto da superfície do solo (pCO_2) é 7.10^{-2} kPa. [3]Ca^o e HCO_3/Ca são expressos em $mmol_c\ L^{-1}$.

Tabela 4. Principais parâmetros utilizados na avaliação da qualidade da água para irrigação

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valores normais
Salinidade (Teor de sais)			
Condutividade elétrica	CE_a	dS m^{-1} (25 °C)	0 – 3
Sais dissolvidos totais	SDT	mg L^{-1}	0 – 2000
Cátionse ânions			
Cálcio	Ca^{++}	$mmol_c$ L^{-1}	0 – 20
Magnésio	Mg^{++}	$mmol_c$ L^{-1}	0 – 5
Sódio	Na^{+}	$mmol_c$ L^{-1}	0 – 40
Cloreto	Cl-	$mmol_c$ L^{-1}	0 – 30
Sulfato	$SO_4^{=}$	$mmol_c$ L^{-1}	0 – 20
Carbonato	$CO_3^{=}$	$mmol_c$ L^{-1}	0 – 0,1
Bicarbonato	HCO_3^{-}	$mmol_c$ L^{-1}	0 – 10
Nutrientes			
Nitrogênio - Nitrato	$N\text{-}NO_3^{-}$	mg L^{-1}	0 – 10
Nitrogênio - Amônio	$N\text{-}NH_4^{+}$	mg L^{-1}	0 – 5
Fósforo – Fosfato	$P – PO_4^{3-}$	mg L^{-1}	0 – 1
Potássio	K^{+}	mg L^{-1}	0 – 2
Outros			
Acidez	Ph	-	6,0 – 8,5
Boro	B	mg L^{-1}	0 – 2
Relação de adsorção de sódio	RAS[o]	($mmol_c$ L^{-1})	0 – 15

[1] Fonte: Amorim et al (2008); UCCC(1974); Ayers e Westcot (1994). dS m^{-1}(deci-Siemens por metro) = mmho cm^{-1}; mg L^{-1} miligramas por litro) = partes por milhão (ppm); $mmol_c$ L^{-1} (milimol carga por litro) = meq L^{-1} (miliequivalente por litro). [2] $N\text{-}NO_3^{-}$ significa que se deverá determinar o NO_3^{-} e expressá-lo como equivalente químico do N. Analogamente para $N – NH_4^{+}$ se determinará o NH_4^{+} e expressá-lo-á na forma de equivalente químico de N elementar. O mesmo procedimento deve ser utilizado para expressar o fósforo.

estão contidos na Tabela 4. No caso de irrigação localizada é necessário a inclusão de mais alguns parâmetros prevenindo-se quanto ao entupimento de emissores, conforme será apresentado posteriormente nesse capítulo.

Coleta de água para avaliação

A amostra de água para fins de analise deve ser o mais representativa possível da fonte e a coleta o mais próximo do local de captação para uso. De modo geral, recomendam-se os seguintes procedimentos:

As amostras de água deverão ser coletadas, preferencialmente, em garrafas de plástico, herméticas. Cada fonte de água deverá ser amostrada separadamente, mesmo que se encontrem em locais bem próximos um do outro. Antes de se coletar a amostra, a garrafa deverá ser lavada duas a três vezes com a mesma água a ser amostrada.

No caso de coleta de água de rio, açude ou riacho, quando possível, a amostragem próxima à margem deverá ser evitada. Após a lavagem, a garrafa (volume em torno de 1 L) é introduzida na água com a boca fechada a uma profundidade de 4 a 5 cm. Enche-se completamente a garrafa dentro da água e em seguida a mesma é fechada completamente. No caso de amostragem em poços, a coleta deverá ser feita depois que a bomba funcionar pelo menos 15 a 20 minutos, para retirada total da água parada no sistema. Sempre que possível, a amostra deve ser coletada perto do local onde será utilizada, visto que a água pode sofrer variações na sua composição, mesmo em tubos de PVC, durante sua condução.

A amostra de água deverá ser identificada com indicações do local, propriedade, fonte e responsável pela coleta. Informações adicionais, tais como vazão de poços, características do solo e da cultura a ser irrigada, se disponíveis, deverão ser enviadas ao laboratório.

A amostra de água coletada deverá ser transportada para o laboratório o mais breve possível, preferencialmente nas primeiras 72 horas. Não sendo possível, a mesma deve ser guardada em geladeira. Para análise de nitrogênio a determinação deve ser feita no máximo 24 horas após a coleta.

Para determinação de Mn e Fe na água (características indispensáveis em irrigação localizada) precisa-se acidificar a água (solução de ácido nítrico ou fosfórico diluída) com o objetivo de evitar a precipitação desses elementos, podendo-se optar pelo ácido acético na proporção de 3 mL L^{-1} da amostra.

Classificação da Água para Irrigação

Classes de água quanto ao risco de salinidade

A classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, em Riverside, Califórnia cujos trabalhos foram coordenados por Richards (1954) embora com algumas limitações foi a que mais se destacou e ainda hoje é a mais utilizada. Numa avaliação qualitativa, as águas se dividem em quatro classes de salinidade, à medida que aumenta a concentração de sais e consequentemente sua condutividade elétrica, recebendo denominações sucessivas de C_1, C_2, C_3 e C_4, com os limites apresentados por Richards (1954) e, por conveniência, também adotados como índices de salinidade por Frenkel (1984), conforme mostra a Tabela 5, com as seguintes interpretações:

C_1 - Água de baixa salinidade. Pode ser usada para irrigação da maioria das culturas, em quase todos os tipos de solos, com muito pouca probabilidade de que se desenvolvam problemas de salinidade. Se necessário alguma lixiviação de sais, esta é conseguida em condições normais de irrigação, exceto em solos de muito baixa permeabilidade.

Tabela 5. Classificação da água para irrigação quanto ao risco de salinidade

Classe de salinidade	Richards (1954)	UCCC[1]	Risco de salinidade	Ayers & Westcot (1991)	
	Faixas de CE_a (dS m^{-1})			Faixa de CE_a (dS m^{-1})	Problema de salinidade
C_1	< 0,25	< 0,75	Baixo	< 0,7	Nenhum
C_2	0,25 - 0,75	0,75 - 1,50	Médio	0,7 - 3,0	Moderado
C_3	0,75 - 2,25	1,50 - 3,00	Alto	> 3,0	Severo
C_4	> 2,25	> 3,00	Muito alto	-	-

[1] UCCC - University of California Committee of Consultantes (Fonte: Frenkel, 1984; Pizarro, 1985).

C_2 - Água de média salinidade. Pode ser usada sempre e quando houver uma lixiviação moderada de sais. Em quase todos os casos se adequa ao cultivo de plantas moderadamente tolerante aos sais, sem necessidade de práticas especiais de controle de salinidade.

C_3 - Água de alta salinidade. Não pode ser usada em solos com drenagem deficiente. Mesmo com drenagem adequada pode ser necessário práticas especiais de controle da salinidade, devendo, portanto, ser utilizada na irrigação de espécies vegetais de alta tolerância aos sais. Os riscos apresentados por esta classe de água podem ser amenizados quando do emprego do método de irrigação localizada mantendo o solo continuamente úmido.

C_4 - Água de muito alta salinidade. Não é apropriada para irrigação sob condições normais, porém pode ser usada ocasionalmente, em circunstâncias muito especiais. Os solos devem ser permeáveis, a drenagem adequada, devendo ser aplicada água em excesso para se obter uma boa lixiviação de sais e, mesmo assim devem ser explorados com culturas altamente tolerantes aos sais.

A salinidade afeta tanto o crescimento das plantas como a produção e qualidade do produto, se manifestando principalmente na redução da população e desenvolvimento das culturas, com sintoma similar ao causado por estresse hídrico (Rhoades et al., 1992). As culturas, no entanto, se comportam diferentemente quanto à tolerância a sais na água de irrigação desde as mais tolerantes como o algodão até as mais sensíveis como a maioria das hortaliças, conforme apresentado na Tabela 6.

Classes de água quanto ao risco de sodicidade

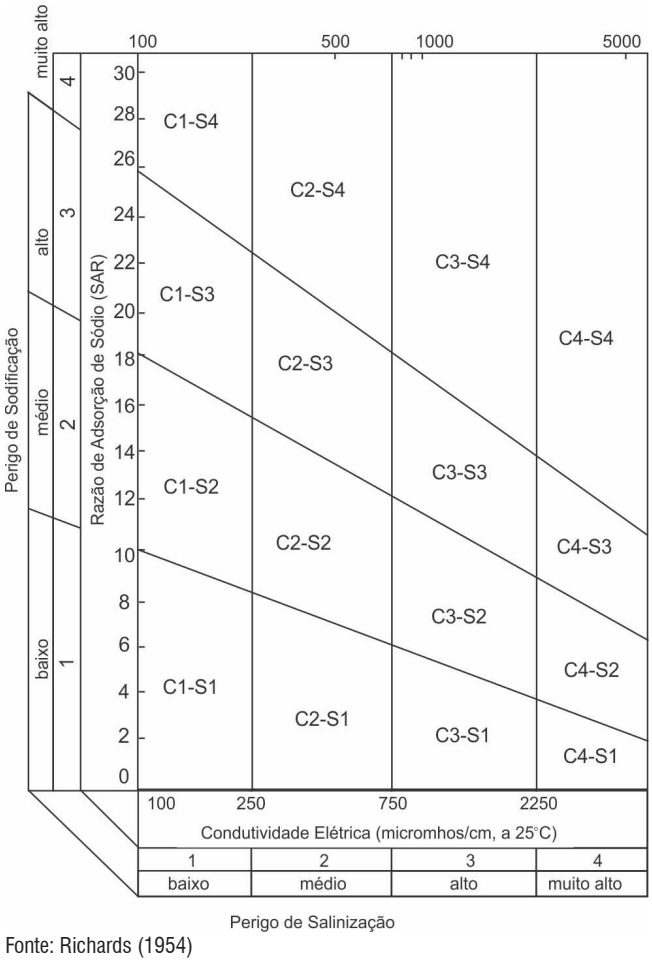
A classificação das águas de irrigação com respeito à RAS se baseia essencialmente no efeito do sódio trocável nas condições físicas do solo causando problemas de infiltração pela redução da permeabilidade.

A classificação de Richards (1954), conforme apresentada na Figura 1, foi de muita utilidade como guia para classificação das águas de irrigação, numa época que pouco se conhecia do assunto. Ainda hoje, continua sendo bastante utilizada, embora estudos posteriores tenham mostrado alguns inconvenientes. Pizarro (1985) aponta como principais problemas dessa classificação: 1) a suposição de que o cálcio e magnésio tem a mesma seletividade de troca iônica, o que não corresponde a realidade; para uma mesma RAS a adsorção de sódio cresce ao aumentar a relação Mg/Ca devido a menor energia de adsorção do magnésio; 2)

Tabela 6. Níveis de tolerância à salinidade da água, apresentados por diferentes culturas, para 90% do rendimento potencial

Culturas	CE_a (dS m^{-1} a 25ºC)	Culturas	CE_a (dS m^{-1} a 25 ºC)
Culturas extensivas		Fruteiras	
Cevada	6,7	Coqueiro	6,4
Beterraba-açucareira	5,8	Tamareira	4,5
Sorgo	5,0	Noni	3,0
Trigo	4,9	Figueira	2,6
Arroz	2,6	Gravioleira/Umbuzeiro/ Maracujazeiro	2,3
Feijão Vigna/Cana de açúcar	2,3	Mamoeiro/Pinheira	2,0
Milho	1,7	Videira/Goiabeira	1,7
Feijão Phaseolus	1,0	Citros/Cidra/Macieira	1,6
Hortaliças		Ameixeira/Pessegueiro	1,4
Abobrinha	2,6	Amoreira	1,3
Melão	2,4	Abacateiro	1,2
Tomateiro/Berinjela	2,3	Bananeira	1,1
Espinafre/Pepino/Aboboras/Morangas	2,2	Morangueiro	0,9
Maxixe	2,1	Forrageiras	
Repolho	1,9	Capim-bermuda	5,7
Coentro	1,8	Brachiaria brizantha	>5,0
Batatinha/Pimenta	1,7	Azevém/Centeio	4,6
Batata-doce	1,6	Cornichão de folha estreita	4,0
Pimentão	1,5	Palma Forrageira	3,6
Alface	1,4	Capim-sudão	3,4
Rabanete	1,3	Tifton 85/Tanzânia	2,8
Cebola	1,2	Ervilhaca	2,6
Cenoura	1,1	Alfafa	2,2
Fibrosas e Oleaginosas		Capim-mimoso	2,1
Algodoeiro	6,4	Trevo	1,6
Soja	3,7	Ornamentais	
Amendoim	3,2	Bauganvile	>8
Mamoneira	2,7	Magnólia	4-6
Gergelim	2,6	Papola	3-4
Girassol	1,7	Roseira	2-3
Pinhão-manso	1,3	Jasmim-estrela	1-2

Fonte: Adaptado de Ayers & Westcot (1991); Rhoades et al. (1992); Ferreira Neto et al. (2002); Nobre et al. (2003); Neves et al. (2004); Kaya et al. (2009); Freire (2012); Sousa et al., (2012); Sá et al. (2013); Santos et al. (2013); Caetano et al. (2014); Oliveira et al. (2014a; 2014b); Praxedes (2014); Silva et al. (2014); Suassuna et al. (2014); Sá et al. (2015b); Silva et al. (2015a; 2015b); Souto et al. (2015). [1] valores para 100% do potencial.



Fonte: Richards (1954)

Figura 1. Diagrama de classificação de água

Não leva em conta a possibilidade de precipitação de sais, fenômeno que pode aumentar o risco de sodicidade, já que o cálcio é o cátion mais sujeito a reação, precipitando na forma de carbonato e sulfato que são de baixa solubilidade e 3) a classificação tem um erro conceitual, pois, os sais da solução do solo tem um efeito floculante, oposto ao efeito dispersante do sódio trocável; dessa forma, para uma mesma RAS o risco de sodicidade será menor quanto maior for a CE_a.

Assim, as linhas descendentes no diagrama de classificação passam a ser ascendentes conforme Figura 2, traçada empiricamente com os valores das classes de salinidade do UCCC, citado por Pizarro (1985) e das classes de sodicidade/infiltração apresentada por Ayers & Westcot (1991). Das dezesseis classes previstas da combinação da salinidade com a sodicidade na classificação de Richards (1954), seis não existem sob condições naturais (Bhumbla, 1977).

A recomendação de Ayers & Westcot (1991), quanto ao perigo de sódio, restringe-se a três classes de sodicidade, obtidas relacionando-se a RAS° com a CE da água de irrigação, conforme Tabela 7.

Classes de água quanto ao risco de toxicidade

Os elementos mais propensos a causarem toxidez nas plantas, em decorrência de concentrações elevadas na água de irrigação, são: sódio, cloro e boro. Quanto aos riscos que apresentam, de acordo com Ayers & Westcot (1991) podem

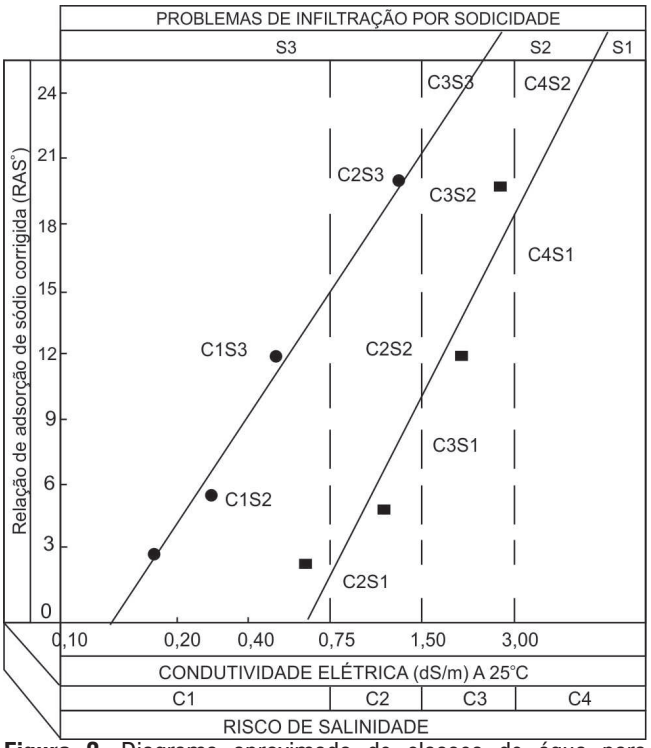


Figura 2. Diagrama aproximado de classes de água para irrigação

Tabela 7. Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água

RAS° $(mmol_c\ L^{-1})^{½}$	Classes de sodicidade[1]		
	S_1 Sem problemas	S_2 Problemas crescentes	S_3 Problemas severos
	CE_a (dS m^{-1})		
0-3	> 0,70	0,70 - 0,20	< 0,20
3-6	> 1,20	1,20 - 0,30	< 0,30
6-12	> 1,90	1,90 - 0,50	< 0,50
12-20	> 2,90	2,90 - 1,30	< 1,30
20-40	> 5,00	5,00 - 2,90	< 2,90

Fonte:Adaptado de Ayers & Westcot (1991). [1] Simbologia (S) não se refere a classificação de Richards (1954); foi inserida para resumir a descrição da classe.

ser divididos em três classes (Tabela 8). Na irrigação por aspersão foliar, quando há uma exposição direta da parte mais sensível da planta à água contendo elevados teores de sais, os problemas de toxicidade tendem a se intensificarem (Maas, 1985, 1986; Ayers & Westcot, 1991) e as culturas se

Tabela 8. Concentrações de íons em água e respectivos riscos de toxicidade às plantas

Íon	Classes de toxicidade da água[1]		
	T_1 Nenhum problema	T_2 Problema moderado	T_3 Problema severo
Sódio ou Cloreto ($mmol_c\ L^{-1}$)			
- Irrigação por superfície	< 3	3 – 9	> 9
- Irrigação por aspersão	< 3	> 3	
Boro (mg L^{-1})	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0

Fonte: Adaptado de Ayers & Westcot (1991). [1]Simbologia (T) não contida nos artigos originais; inserida neste item para resumir descrição da classe.

subdividem quanto ao limite de tolerância ao sódio e cloreto conforme Tabela 9.

Quanto aos riscos de desequilíbrio nutricional nas plantas, por excesso de nitrogênio na água de irrigação, Ayers & Westcot (1991) apresentam a seguinte classificação (Tabela 10).

Os conceitos de salinidade, sodicidade e toxicidade iônica aqui apresentados são aplicáveis também para irrigação localizada, ressaltando-se, porém, que deve se levar em conta a qualidade da água do ponto de vista de possíveis entupimentos de emissores causados por problemas de ordem física, química e/ou biológica (Tabela 11).

O entupimento de emissores em decorrência de causa física está, em sua grande maioria, relacionado com o nível dos sedimentos em suspensão na água de irrigação, ou que são succionados pelo conjunto motobomba. A condição de pH da água e a incompatibilidade entre fertilizantes são também responsáveis diretos pela formação de precipitados químicos (Resende, 1999).

O cálcio é o principal responsável por entupimentos em regiões áridas e semiáridas. A precipitação de carbonato de cálcio ($CaCO_3$) ocorre frequentemente em águas ricas em cálcio e bicarbonato (Gilbert & Ford, 1986). Inclusive verifica-se um maior risco de precipitação de calcita na água tratada do que na água bruta, indicando que a utilização, no tratamento da água, de substancias desinfetantes que possuem cálcio na composição, poderá acelerar o processo de deposição da calcita na tubulação de abastecimento (Mendonça et al., 2008). Com o intuito de prever problemas de obstrução de emissores, deve-se efetuar análise química da água para determinar principalmente os seguintes íons: cálcio, carbonato, bicarbonato, ferro e manganês.

Para a avaliação do risco de obstrução pelo teor de cálcio presente na água de irrigação, Nakayama (1982) recomenda utilizar o Índice de Saturação de Langelier (IS). Por esse procedimento, calcula-se o pH da água e, em seguida, obtém-se a diferença entre o pH lido, com a ajuda do aparelho, e o pH calculado (IS = pH lido – pH calculado). Se resultar em valores positivos, deduz-se haver tendência de formação de precipitados de $CaCO_3$; valores negativos são indícios de tendência em se manter o $CaCO_3$ dissolvido em solução, não produzindo, portanto, precipitados químicos (Ayers & Westcot, 1994).

O desenvolvimento de microrganismos no interior das instalações de irrigação, quando estimulado por excesso de nutrientes, como nitrogênio e fósforo (Ayers & Westcot, 1994), talvez seja a causa mais frequente na formação de obstruções, as quais se apresentam em qualquer ponto da rede de tubulação, embora seu efeito mais prejudicial esteja em emissores (Pizarro & Cabello, 1996). O uso de águas residuárias nos sistemas de irrigação localizada é particularmente problemático, por conta do seu conteúdo de nutrientes, substâncias orgânicas e microrganismos (Ayers & Westcot, 1994).

Águas de irrigação provenientes de poços rasos apresentam frequentemente problemas de qualidade biológica. Actinomicetos e Vitreoscilla, gêneros de bactéria filamentosa, são encontradas em profusão, causando entupimento de emissores. Bactérias do gênero *Thiothrix*, que oxidam enxofre, e as dos gêneros *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Gallionella*, *Leptothrix*, *Toxothrx*, *Crenothrix* e *Sphaerotilus*, oxidantes de Fe, também são frequentemente observadas (Gilbert & Ford, 1986). O tratamento químico da água com cloro (cloração) é um dos métodos mais eficazes para controlar o desenvolvimento de microrganismos (Ayers & Westcot, 1994).

Medeiros & Gheyi (1994) enfatizam a necessidade do desenvolvimento de um sistema de classificação de água, próprio para as condições brasileiras, como medida para se ter um prognóstico seguro de seu efeito quando usada em irrigação. Enquanto não se define um sistema de tal natureza se sugere que, para classificação quanto a salinidade seja utilizada a proposição do UCCC citada por Frenkel (1984) e Pizarro (1985) por não ser conservadora como a de Richards (1954) nem generalista como a apresentada por Ayers & Westcot (1991). Com respeito a sodicidade ou problemas de infiltração e a toxicidade iônica, as diretrizes apresentadas por Ayers & Westcot (1991) são adequadas.

Tabela 9. Tolerância relativa de algumas culturas a sódio e cloreto em água aplicada por aspersão

Concentração de Na^+ ou $C1^-$ que causa dano foliar ($mmol_c\ L^{-1}$)			
< 5,0	5 – 10	10 – 20	>20
Ameixeira	Batatinha	Alfafa	Algodoeiro
Amendoeira	Pimentão	Cártamo	Beterraba-açucareira
Citros	Tomateiro	Cevada	Couve-flor
Damasqueiro	Videira	Gergelim	Girassol
		Milho/Sorgo	Morangueiro
		Pepino	

Fonte: Adaptado de Maas (1985).

Tabela 10. Concentrações de nitrogênio na água com respectivos riscos de desequilíbrio nutricional nas plantas

Nutriente	Risco de desequilíbrio nutricional		
	Nenhum problema	Problema moderado	Problemas severo
Nitrogênio $N\text{-}NO_3$ ($mg\ L^{-1}$)	< 5	5-30	> 30

Fonte: Ayers & Westcot (1991).

Tabela 11. Influência da qualidade da água no surgimento de problemas de obstrução em sistemas de irrigação localizada

Problemas	Unidades	Grau de restrição de uso		
		Nenhuma	Moderada	Severa
Físicos				
Sólidos suspensão	$mg\ L^{-1}$	<50	50-100	>100
Químicos				
pH		<7,0	7,0-8,0	>8,0
Sólidos solúveis	$mg\ L^{-1}$	<500	500-2.000	>2.000
Manganês	$mg\ L^{-1}$	<0,1	0,1-1,5	>1,5
Ferro	$mg\ L^{-1}$	<0,1	0,1-1,5	>1,5
Ácido Sulfídrico	$mg\ L^{-1}$	<0,5	0,5-2,0	>2,0
Biológicos				
População bactéria Nº max. mL^{-1}		<10.000	10.000-50.000	>50.000

Fonte: Nakayama (citado por Ayers & Westcot, 1991).

Considerando que as variáveis fundamentais para avaliação da qualidade das águas de irrigação compreendem: salinidade, sodicidade e toxicidade iônica, se sugere aos Laboratórios de análises que, para a classificação sejam mantidas as letras de costume C e S com acréscimo da letra T, correspondendo aos riscos de salinidade, sodicidade e toxicidade, respectivamente. Todas as letras devem ser acompanhadas de um numero subscrito (1, 2, 3 ou 4) designando a intensidade do problema apresentado. Assim, por exemplo, $C_1S_2T_1$ seria a interpretação de uma água de baixa salinidade, média sodicidade e sem problemas de toxicidade; consequentemente o seu uso em irrigação não traria nenhum risco de salinidade para o solo, poderia provocar problemas moderados de infiltração e não apresentaria nenhum risco de toxidez para as plantas.

Qualidade da Água dos Principais Mananciais do Nordeste

No semiárido do Nordeste do Brasil, os reservatórios de água de maior capacidade de armazenamento, geralmente, contém água de boa qualidade para irrigação, com pequena variação na composição ao longo do ano (Tabela 12). Medeiros (1992), estudando as águas utilizadas na irrigação nos Estados do Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba, constatou que existe consideráveis variações nas suas características durante o ano, principalmente naquelas oriundas de poços amazonas e naturais, em leitos de rios/riachos e pequenos e médios açudes. Além dessas fontes, poderia se acrescentar as águas contidas em lagoas, como de maior variação na composição química em relação ao tempo ou estação climática.

Em levantamentos de avaliação de qualidade de água para irrigação realizados em Estados do Nordeste e considerando como de boa qualidade as que apresentam níveis de salinidade entre baixo e médio, foram observados os seguintes percentuais para as fontes incluídas nessa categoria: 74,3% na microrregião homogênea de Catolé do Rocha na Paraíba (Costa & Gheyi, 1984); 64% no sertão de Pernambuco (Nunes Filho et al., 1991); 71,9 a 75% no Seridó e Zona Oeste do Rio Grande do Norte (Pereira et al., 1992; Martins, 1993); 75% nas pequenas propriedades irrigadas do Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba (Medeiros, 1992).

Avaliando a qualidade de águas do cristalino dos estados da Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará, Silva Jr. et al. (1999) concluíram que em geral são cloretadas sódicas com poucas restrições de uso para irrigação (Tabela 12). Da mesma forma, Morais et al. (1998) trabalhando com resultados de mais de mil amostras de águas do banco de dados da UFERSA (1990 – 1995) observaram que 73,08% são de salinidade de média a baixa, porém, 60% da amostras apresentaram risco de toxidez de sódio ou cloreto requerendo um manejo e tipo de irrigação adequado.

No tocante a águas subterrâneas, Medeiros et al. (2003) afirmam que as da zona produtora de melão da chapada do Apodi, estados do Ceará e Rio Grande do Norte, apresentam níveis elevados de salinidade, altas concentrações de cloreto, baixa sodicidade e elevada alcalinidade (Tabela 12). No mesmo sentido, Andrade Jr. et al. (2006) avaliando águas de 225 poços de 29 municípios do Piauí concluíram que os situados na formação Serra Grande são de alta vazão com baixa concentração de sais, não apresentando restrição para uso em irrigação. Por outro lado, os situados no embasamento cristalino do município de Simões apresentam alta salinidade.

Estudos realizado por Silva et al. (2007) avaliando a qualidade da água de poços de bacias sedimentar e do

Tabela 12. Composição química da água de alguns mananciais da região Nordeste

Manancial	Município	pH	CE_a	Íons ($mmol_c\ L^{-1}$)						
			($dS\ m^{-1}$)	Ca	Mg	K	Na	CO_3	HCO_3	Cl
S. Francisco	Petrolina-PE	-	0,07	0,40	0,25	0,00	0,25	0,00	0,63	0,03
São Gonçalo	Sousa-PB	7,1	0,24	1,05	0,80	0,20	0,61	0,00	1,69	0,65
Aç. Boqueirão	Boqueirão-PB		1,21	2,33	2,68		6,59	-	2,17	8,89
Açude Itans	Caicó-RN	8,0	0,66	0,93	2,67	0,17	3,20	0,92	1,31	3,70
Açude	Cruzeta-RN	8,0	0,73	1,37	1,88	0,12	3,70	0,30	1,80	4,50
Gargalheiras	Acari-RN	8,1	1,32	2,92	0,65	0,14	8,08	0,15	1,75	3,50
Rio Piranhas	J. Piranhas-RN	7,5	0,52	1,37	1,70	0,08	2,10	0,90	1,40	2,25
Rio	P. Ferros -RN		0,63	1,47	1,08	-	3,60		2,63	3,54
Arm. Ribeiro	Assu-RN	7,9	0,30	0,88	0,82	0,14	1,22	0,00	1,55	1,63
Serra Mossoró	Mossoró-RN	6,7	1,90	7,20	7,70	-	7,50	-	5,00	7,40
Poço Perm.	Tauá-CE		0,96	2,12	2,64		5,11		4,10	5,11
Quixeré	Quixeré-CE	6,7	1,75	8,90	4,30	-	4,50	-	5,20	10,6
Rio Capiá	Alagoas	7,9	5,97	5,90	13,1	0,65	38,3	0,20	2,80	51,5
Rio Mossoró	Mossoró-RN	8,1	0,82	3,10	2,75	0,10	3,15	0,36	2,81	5,63
Poço tubular	Baraúnas-RN	6,7	1,53	8,50	3,60	0,10	4,69	0,00	9,60	6,10
Açude	Pombal-PB	7,7	0,28	0,87	0,52	0,10	1,23	0,00	1,78	0,99
Poço Amaz.	Condado-PB	8,1	0,53	1,88	1,04	0,07	3,07	0,15	2,25	3,17
Poço Amaz.	Angicos-RN	7,6	4,8	8,97	12,06	0,30	28,0	0,32	3,12	43,7
Poço P. Irrig .	S. Talhada-PE	7,7	1,93	2,67	2,80	0,29	14,6	0,00	0,03	16,6
Rio P. Irrig .	S. Talhada-PE	7,6	0,81	1,87	1,32	0,32	5,02	0,00	0,01	7,18
S. Rosa	Acaraú-CE	-	0,28	0,54	0,60	0,16	1,44	-	1,43	1,38

Fontes: Pereira et al. (1991); Leite (1991): Medeiros, (1992); Martins, (1993); Morais et al. (1998); Silva Jr et al. (1999); Medeiros et al. (2012); Fernandes et al. (2009); Lobato et al. (2008).

cristalino no estado do Ceará, mostram a predominância de embasamento cristalino, que sugere baixa disponibilidade de águas de substrato, a exploração deste recurso vem aumentando continuamente em razão de pressões de demanda. Os autores verificaram que os poços localizados no cristalino cearense possuem vazão específica em torno de 13% do valor observado em poços localizados em bacias sedimentares. Os poços deste tipo litológico são 35% mais profundos que os de embasamento cristalino. As águas de poços do cristalino possuem maior conteúdo salino que as de litologia sedimentar. No cristalino, o grau de conformidade com padrões de potabilidade atinge a 47%, enquanto em bacia sedimentar chega a 90%. Para uso agronômico, as águas subterrâneas do cristalino são mais restritivas, porém o risco de sodicização do solo não é tão alto. Maior atenção deve ser dada à toxicidade do íon cloreto nas águas desta litologia. Exige-se um manejo cuidadoso, com cultivo de culturas adequadas e monitorização do solo.

Pode-se verificar que, cerca de 70% das fontes de água avaliadas em Estados do Nordeste foram consideradas de boa qualidade para irrigação. Considerando apenas esse aspecto poderia se esperar que as áreas irrigadas com águas dessa qualidade não desenvolvessem problemas por acumulação de sais, o que não é verdade. Estima-se entre 25 a 30% dos perímetros irrigados do Nordeste são salinizadas (Goes, 1978; Cordeiro & Millar, 1978). Este fato deve-se essencialmente ao manejo de irrigação adotado, sob condição de intensa evaporação e drenagem deficiente, em solos de textura francosiltosa a argilosa, predominantes nas áreas de aluviões, onde se concentra a maioria dos perímetros irrigados.

É importante ressaltar que os solos destes perímetros, naturalmente tinham problema de salinidade, porém o manejo inadequado da irrigação causou a acumulação gradativa de sais por falta de drenagem ou promoveu a elevação do lençol freático, com consequente aumento das áreas salinizadas.

Considerações Finais

Em regiões áridas e semiáridas, a irrigação é uma alternativa segura de garantir a produção agrícola. As áreas irrigadas representam aproximadamente 16% das terras cultivadas e respondem por 36% da produção mundial de alimentos.

Um manejo racional da irrigação envolve tanto aspectos quantitativos para economia de água como qualitativos, para prevenção dos processos de salinização. Na adequabilidade da água para irrigação influi, além da sua composição iônica, fatores climáticos, solo, tolerância das plantas à salinidade, método e manejo da irrigação.

A concentração de sais nas águas de superfície depende da composição e grau de intemperismo das rochas da bacia hidrográfica e da natureza e tipo de solo pelo qual ela flui. Os riscos potenciais das águas quanto aos aspectos de salinidade, sodicidade e toxicidade de íons específicos são os principais critérios de avaliação da qualidade das águas para irrigação.

A partir da década de 1950 evoluíram os estudos sobre avaliação da qualidade de água para irrigação. A classificação qualitativa e quantitativa na avaliação da qualidade da água para fins de irrigação estabelecida por Richards (1954), tornou-se mundialmente utilizada, embora apresente alguns inconvenientes, incluindo erros conceituais. Assim, essa classificação deve ser utilizada apenas como uma diretriz para se estabelecer e definir práticas de manejo adequado da água salina, devendo-se, também, levar em consideração as caraterísticas edafoclimáticas da área a ser irrigada.

A classificação proposta pelo Comitê de Consultores da Universidade da Califórnia é menos rigorosa. Sugere-se que os riscos de salinidade, sodicidade/infiltração e toxicidade iônica sejam representados pelas letras C, S e T, respectivamente, com subscritos numéricos (1, 2, 3 ou 4) para designar o grau do problema.

Literatura Citada

Airoldi, R. P. S.; Teixeira, M. B.; Botrel, T. A.; Coelho, R. D. Água limpa. Cultivar máquinas, v.3, p.14-19, 2005.

Almeida, O. A. Qualidade da água de irrigação. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura. 2010. 227p.

Amorim, J. R. A. Comportamento do alho (*Allium sativun* L.) sob duas formas de aplicação e diferentes níveis de salinidade na água de irrigação. Campina Grande: DEAg/CCT/UFPB, 1994. 97p. Dissertação Mestrado

Amorim, J. R. A. de; Resende, R. S.; Holanda, J. S. de; Fernandes, P. D. Qualidade da água na agricultura irrigada. In: Albuquerque, P. E. P. de; Durães, F. O. M. (ed.) Uso e manejo de irrigação. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. cap.6, p.255-316.

Andrade Júnior, A. S. de; Silva, E. F. F.; Bastos, E. A.; Melo, F. B.; Leal, C. M. Uso e qualidade da água subterrânea para irrigação no Semi-Árido piauiense. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.873-880, 2006.

Araguez-Lafarga, R. Adequacion del água para riego. Tenerife: INIA, 1982. INIA. Curso Internacional de Riego Localizado, 3

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p. Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29 revisado 1

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. Water quality for agriculture. 3. ed. Rome: FAO, 1994. 174p. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 29

Bhumbla, D. R. Chemical composition of irrigation water and its effect on crop growth and soil properties. In: Worthington, E. B. (ed.) Arid land irrigation in developing countries: Environmental problems and effects. Oxford: Pergamon Press, 1977. p.279-287.

Bohn, H. L.; McNeal, B. L.; O'Connor, G. A. Soil chemistry. 2. ed. New York: J. Wiley & Sons, 1985. 341p.

Brasil. Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997 da Constituição Federal que Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília.

Christofidis, D. Irrigação: A fronteira hídrica na produção de alimentos. Irrigação e Tecnologia Moderna - ITEM, n.54, p.46-55, 2002.

Cordeiro, G. G.; Millar, A. A. Problemas de sais mas áreas em operação agrícola do projeto de irrigação de São Gonçalo. In: Congresso de Irrigação e Drenagem, Salvador, 1978, Anais... Brasília: ABID, 1978. p.20.

Costa, R. G.; Gheyi, H. R. Variação da qualidade da água de irrigação da microrregião homogênea de Catolé do Rocha, PB. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.19, p.1021-1025, 1984.

Crise de água chega com o próximo século. O Estado de São Paulo, São Paulo, p.7, 23/10/1994.

Cruz, W. B.; Melo, F. A. C. F. Zoneamento químico e salinização das águas subterrâneas do Nordeste do Brasil. Boletim de Recursos Naturais, v.7, p.7-40, 1969.

Doneen, L. D. Water quality for irrigated agriculture. In: Poljakoff-Mayber, A.; Gale, J. (ed.) Plants in saline environments. Berlin: Springer-Verlag, 1975. Cap.4, p.56-76. Ecological Studies, 15

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Crops and Drops: Making the best use of water for agriculture. Rome: FAO, 2002. 22p.

Fernandes, J. G.; Freire, M. B. G. S; Cunha, J. C.; Galvíncio, J. D.; Correia, M. M.; Santos, P. R. Qualidade físico-química das águas utilizadas no Perímetro Irrigado Cachoeira II, Serra Talhada, Pernambuco. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.4, p.27-34, 2009.

Ferreira Neto, M.; Gheyi, H. R.; Holanda, J. S.; Medeiros, J. F.; Fernandes, P. D. Qualidade do fruto verde de coqueiro em função da irrigação com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.6, p.69-75, 2002.

Flowers, T. J.; Flowers, S. A. Why does salinity pose such a difficult problem for plant breeders? Agricultural Water Management, v.78, p.15-24, 2005.

Freire, J. L. Avaliação de clones de palma forrageira (Opuntia e Nopalea) sob irrigação e salinidade. Recife: UFRPE, 2012. 85p. Dissertação Mestrado

Frenkel, H. Reassessment of water quality criteria for irrigation. In: Shainberg. I.; Shalhevet, J. Soil salinity under irrigation. Berlin: Springer-Verlag, 1984. p.143-172.

Ghassemi, F.; Jakeman, A. J.; Nix, H. A. Salinization of land and water resources: Humans causes, extent, management and case studies. Camberra: Center for Resources and Environment Studies/The Australian Nacional University, 1995, 526p.

Gilbert, R. G.; Ford, H. W. Operational principles/emitter clogging. In: Nakayama, F. S.; Bulks, D. A. Trickle irrigation for crop production .Amsterdam: Elsevier, 1986. Cap.3, p. 142-163.

Goes, C. S. Problemas de salinidade e drenagem em projetos de irrigação do Nordeste e a ação da pesquisa com vistas a seu equacionamento. Recife: MINTER/SUDENE, 1978. 20p.

Hawken, P.; Lovins, A.; Lovins, L. H. Natural capitalism: Creating the next industrial revolution. Snowmass: Little Brown and Company, 1999. 396p.

Holanda, J. S. Manejo de solo salino-sódico na região do Baixo Açu-RN. Piracicaba: ESALQ/USP, 1996. 84p. Tese Doutorado

Hoorn, J. W. van. Quality of irrigation water, limits of use of long-term effects. In: Salinity Seminar, Baghdad. Rome: FAO, 1971. p.117-135. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 7

Hoorn, J. W. van; Alphen, J. G. van. Salinity control, salt balance and leaching requirement of irrigated soils. Wageningen: Agricultural University of Wageningen, 1988. Lectures notes for the International Course on Land Drainage, 29. 1990. np.

Jensen, M. E.; Rangeley, W. R.; Dieleman, P. J. Irrigation trends in world agriculture. In: Stewart, B. A.; Nielson, D. R. Irrigation of agriculture crops. Madison: American Society Agronomy, 1990. p.31-67.

Kamphorst, A.; Bolt, G. H. Saline and sodic soils. In: Bolt, G. H.; Bruggent, M. G. M. (ed.) Soil chemistry. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1976. v.1, p.171-191. Developments in Soil Science, 5A

Kaya, C.; Ashraf, M.; Sonmez, O.; Aydemir, S.; Tuna, A. L.; Cullu, M. A. The influence of arbuscular mycorrhizal colonisation on key growth parameters and fruit yield of pepper plants grown at high salinity. Scientia Horticulturae, v.121, p.1-6, 2009.

Kovda, V. A.; Yaron, B.; Shalhevet, Y. Quality of irrigation water. In: Kovda, V. A.; Berg, C. van den; Hagan, R. M. (ed.) International source book on irigation, drainage and salinity. London: Hutchinson/FAO/UNESCO, 1973. Cap.7, p.177-205.

Laraque, A. Estudo e previsao da qualidade da agua de açudes do Nordeste semi-árido brasileiro. Recife: SUDENE/DPG/PRN/ Grupo de Trabalho de Hidrometeorologia, 1989. 95p. SUDENE. Hidrologia, 26

Leite, L. M. Caracterização da qualidade da água superficial na bacia Capiá - AL, para fins de irrigação. Campina Grande: UFPB, 1991. 96p. Dissertação Mestrado

Leprun, J. C. Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste. In: Relatório de fim de convênio de manejo e conservação do solo do Nordeste brasileiro. Recife: SUDENE, 1983. p.91-142.

Lobato, F. A. O.; Andrade, E. M.; Meireles, A. C. M.; Crisostomo, L.A. Sazonalidade na qualidade da água de irrigação do Distrito Irrigado Baixo Acaraú, Ceará. Revista Ciência Agronômica, v.39, p.167-172, 2008.

Maas, E. V. Crop tolerance to saline sprinkling water. Plant and Soil, n.89, p.273-84, 1985.

Maas, E. V. Salt tolerance of plants. Applied Agricultural Research, v.1, p.12-26, 1986.

Maas, E. V.; Hoffman, G. J. Crop salt tolerance - Current assessment. Journal of Irrigation and Drainage Division, v.103, p.115-134. 1977.

Martins, L. H. Avaliação da qualidade da água nos mananciais superficiais disponíveis para irrigação na Zona Oeste Potiguar. Mossoró: ESAM, 1993. 97p Monografia de Especialização

Medeiros, J. F. de. Qualidade da água de irrigação e evolução da salinidade nas propriedades assistidas pelo "GAT" nos estados do RN, PB e CE. Campina Grande: UFPB, 1992. 173p. Dissertação Mestrado

Medeiros, J. F.; Gheyi, H. R. A qualidade da água de irrigação. Mossoró, ENA/ESAM. 1994. 60p. ESAM, Boletim Técnico-científico, 22

Medeiros, J. F.; Gheyi, H. R.; Nascimento, I. B. Salinidade de solo e da água e seus efeitos na produção agrícola. In. Gheyi, H. R.; Paz, V. P. S.; Medeiros, S. S.; Galvão, C. O. (org.) Recursos Hídricos em regiões semiáridas. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2012. p.189-222

Medeiros, J. F; Lisboa, R. A.; Oliveira, M.; Silva Júnior, M. J.; Alves, L. P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, p.469-472, 2003.

Mendonça, L. A. R.; Santiago, M. O.; Frischkorn, H.; Sasaki, J. M. Problemas de cálcio na água de abastecimento de Nova Olinda CE. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.13, p.298-305, 2008.

Molle, F., Cadier, E. Manual do pequeno açude. Recife: SUDENE/ DPG/PRN/DPP/ APR, 1992. 523p.

Montenegro, A. A. A.; Montenegro, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In. Gheyi, H. R.; Paz, V. P. S.; Medeiros, S. S.; Galvão, C. O. (org.) Recursos hídricos em regiões semiáridas. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2012. p.2-27

Morais, E. R. C.; Maia, C. E.; Oliveira, M. de. Qualidade da água para irrigação em amostras analíticas do banco de dados do Departamento de Solos e Geologia da Escola Superior de Agricultura de Mossoró, RN. Revista Caatinga, v.11, p.75-83, 1998.

Nakayama, F. S. Water analysis and treatment techniques for control emitter plugging. In: Proceedings Irrigation Association Conference, Portland, Oregon, 1982.

Neves, O. S. C.; Carvalho, J. G.; Rodrigues, C. R. Crescimento e nutrição mineral de mudas de umbuzeiro (*Spondias tuberosa* Arr. Cam.) submetidas a níveis de salinidade em solução nutritiva. Ciência e Agrotecnologia, v.28, p.997-1006, 2004.

Nobre, R. G.; Fernandes, P. D.; Gheyi, H. R.; Santos, F. J. S.; Bezerra, I. L.; Gurgel, M. T. Germinação e formação de mudas enxertadas de gravioleira sob estresse salino. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.38, p.1365-1371, 2003.

Nunes Filho, J.; Guerra, C. A. M.; Souza, A. R.; Sá, V. A. L.; Soares, M. J. C. C. Qualidade da água de açudes, para fins de irrigação no sertão de Pernambuco. Irrigação e Tecnologia Moderna - ITEM, n.44, p.35-39, 1991.

Oliveira, F. A.; Medeiros , J. F.; Alves, R. C.; Linhares, P. S. F.; Medeiros, A. M. A.; Oliveira, M. K. T. Interação entre salinidade da água de irrigação e adubação nitrogenada na cultura da berinjela. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.18, p.480-486, 2014b.

Oliveira, F. A.; Pinto, K. S. O.; Bezerra, F. M. S.; Lima, L. A.; Cavalcante, A. L. G.; Oliveira, M. K. T.; Medeiros, J. F. Tolerância do maxixeiro, cultivado em vasos, à salinidade da água de irrigação. Revista Ceres, v.61, p.147-154, 2014a.

Pereira, F. A. M.; Holanda, J. S.; Medeiros, J. D'a. F.; Brito, R. A. L. Qualidade de água para irrigação no Seridó-RN. In: Congresso Nacional De Irrigação e Drenagem, 9. 1991, Natal. Anais... Fortaleza, 1992. 2v. em 5. (Tomo 1). p.543-562.

Pizarro, F. Drenaje agrícola y recuperacion de suelos salinos. 2. ed. Madrid: Editorial Española S.A.,1985. 542p.

Pizarro, F.; Cabello, F. Riegos localizados de alta frecuencia. 3 ed. Madrid: Mundi-Prensa, 1996. 513p.

Praxedes, S. S. C. Uso de águas salinas no cultivo de forrageiras. Mossoró: Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2014. 93p. Dissertação Mestrado

Resende, R. S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica e avaliação do desentupimento via cloração da água de irrigação. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo,1999. 77p. Dissertação Mestrado

Rhoades, J. D.; Kandiah, A.; Mashal, A. M. The use of saline water for crop production. Rome: FAO, 1992. 133p. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 48

Rhoades, J. D.; Merril, S. D. Assessing the suitabillity of water for irrigation: Theorical and empirical approches. In: Prognossis of salinity and alkalinity. Rome: FAO, 1976. p.69-110. FAO. Soils Bulletin, 31

Richards, L. A. (ed.). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington D.C.: U.S. Department of Agriculture, 1954. 160p. USDA. Agriculture Handbook, 60

Rodriguez, F. Recursos hídricos para a irrigação: Aspectos institucionais. Irrigação e Tecnologia Moderna - ITEM, n.44, p.21-33, 1991.

Sá, F. V. S.; Brito, M. E. B.; Ferreira, I. B.; Antônio Neto, P.; Silva, L. A.; Costa, F. B. Balanço de sais e crescimento inicial de mudas de pinheira (*Annona squamosa* L.) sob substratos irrigados com água salina. Irriga, v.20, p.544-556, 2015b.

Sá, F. V. S.; Brito, M. E. B.; Melo, A. S.; Antônio Neto, Fernandes, P. D.; Ferreira, I. B. Produção de mudas de mamoeiro irrigadas com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.1047-1054, 2013.

Sá, F. V. S.; Brito, M. E. B.; Silva, L. A.; Moreira, R. C. L.; Fernandes, P. D.; Figueiredo, L. C. Fisiologia da percepção do estresse salino em híbridos de tangerineira - Sunki Comum sob solução hidropônica salinizada. Comunicata Scientiae, v.6, p. 463-470, 2015a.

Santos, D. B.; Voltolini, T. V.; Azevedo, C. A. V.; Nogueira, D. M.; Silva, A. S.; Medeiros, S. S. Tolerância do capim marandu a salinidade. Revista Educação Agrícola Superior, v.28, p.63-66, 2013.

Santos, J. P.; Azevedo, S. G.; Mistretta, G.M. Novos aspectos da salinização das águas subterrâneas do cristalino do Rio Grande do Norte. São Paulo: IPT, 1984, 27p. Comunicação Técnica, 314

Scaloppi, J. E.; Brito, R. A. L. Qualidade da água e do solo para irrigação. Informe Agropecuário, v.12, n.139. 1986.

Shalhevet, J., Kamburov, J. Irrigation and salinity: A world-wide survey. New Delhi: International Commission on Irrigation and Drainage, 1976. 106p.

Silva, E. M.; Nobre, R. G.; Souza, L. P.; Abrantes, D. S.; Andrade, A. B. A. Efeito da adubação nitrogenada na formação de mudas de goiabeira irrigadas com águas salinizadas. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v.10, p.42-48, 2015a.

Silva, F. J. A.; Araújo, A. L.; Souza, R. O. Águas subterrâneas no Ceará – poços instalados e salinidade. Revista Tecnologia, v.28, p.136-159, 2007.

Silva, M. G.; Soares, T. M.; Oliveira, I. S.; Santos, J. C. S.; Pinho, J. S.; Freitas, F. T. O. Produção de coentro em hidroponia com o uso de águas salobras para reposição do consumo evapotranspirado. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, v.9, p.246-258, 2015b.

Silva, M. V. T.; Lima, R. M. S.; Silva, N. K. C.; Oliveira, F. L.; Medeiros, J. F. Produção de abobora sob diferentes níveis de água salina e doses de nitrogênio. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v.9, p.287-294, 2014.

Silva Júnior, L. G. A.; Gheyi, H. R.; Medeiros, J. F. Composição química de águas do cristalino do Nordeste Brasileiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.3, p.11-17, 1999.

Sousa, A. E. C.; Gheyi, H. R.; Soares, F. A. L.; Nobre, R. G.; Nascimento, E. C. S. Componentes de produção de pinhão manso irrigado com água de diferentes condutividades elétrica e doses de fósforo. Ciência Rural, v.42, p.1007-1012, 2012.

Souto, A. G. L.; Cavalcante, L. F.; Diniz, B. L. M. T.; Mesquita, F. O.; Nascimento, J. A. M.; Lima Neto, A. J. Água salina e biofertilizante bovino na produção de frutos e alocação de biomassa em noni (*Morinda citrifolia* L.). Revista Brasileira de Plantas Medicinais, v.17, p.340-349, 2015.

Suarez, D. L. Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. Soil Science. Society of America Journal, v. 45, p.469-475, 1981.

Suassuna, J. F.; Fernandes, P. D.; Maia Júnior, S. O.; Anjos, L. A.; Brito, K. Q. D.; Arriel, N. H. C. Componentes de produção de genótipos de gergelim sob irrigação com águas salinizadas. In: Inovagri International Meeting, 2. 2014, Fortaleza-CE. II Inovagri International Meeting, p.667-675, 2014.

Szabolcs, I.; Darab, K. Water quality for irrigation and salinization problems. In: Symposium of C.I.E.C. on water and fertilizer use for food production in arid and semiarid zones, 3, Benghazi, Libya, 1979. Proceedings... Benghazi: University of Garyounis, 1979. p.51-69.

Um mundo de água subterrânea sob o mercosul. Canal de inofrmação. A água em revista. Belo Horizonte, ano IV, n.7, p.79-82, 1996.

Wilcox, L. V.; Durum, W. H. Quality of irrigation. In: Hagan, R. M.; Haise, R. H.; Edminister, T. W. (ed.). Irrigation of agricultural lands. Madison: American Society Agronomy, 1967. Cap. 9, p.104-122. Agronomy, 11

Yaron, B. Water suitability for irrigation. In: Yaron, B.; Danfors, E.; Vaadia, Y. (ed.) Arid zone irrigations. Berlin: Springer-Verlag. 1973. Cap. 4, p.71-85. Ecological Studies, 5

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

5 Avaliação e monitoramento da salinidade do solo usando ferramentas de geoestatística

José E. Queiroz[1], Antônio C. A. Gonçalves[2], Jacob S. Souto[1], Marcos V. Folegatti[3], Edivan R. de Souza[4] & Maria de F. C. Barros[4]

[1] Universidade Federal de Campina Grande
[2] Universidade Estadual de Maringá
[3] Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
[4] Universidade Federal Rural de Pernambuco

Introdução

A salinidade do solo é um dos fatores ambientais que afeta diretamente o rendimento dos cultivos. Em se tratando de regiões áridas e semiáridas irrigadas, a salinidade do solo constitui um sério problema, limitando a produção agrícola, já que a alta concentração de sais solúveis e sódio trocável encontrada nestes solos podem reduzir, interferir ou até mesmo impedir o desenvolvimento vegetal e consequentemente a produção das culturas (Barros et al., 2009). Nessas regiões, caracterizadas por baixos índices pluviométricos e elevada evapotranspiração, o manejo inadequado da irrigação (qualidade e quantidade) e as condições de drenagem insuficiente, contribuem para aceleração do processo de salinização do solo.

Os solos salinos e sódicos, também conhecidos por solos afetados por sais, são caracterizados pela presença de sais solúveis, sódio trocável ou ambos em horizontes ou camadas próximas à superfície. O aumento da concentração de sais solúveis na solução do solo (salinidade) e/ou aumento da percentagem de sódio trocável (sodicidade), interfere no desenvolvimento normal das plantas (Ribeiro et al., 2003).

A concentração de sais no solo medida pela condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes) é uma propriedade que apresenta variabilidade espaço-temporal, principalmente, devido a natureza dinâmica dos fatores edáfico-climáticos (qualidade da água de irrigação, granulometria do solo, condutividade hidráulica do solo, taxas de infiltração, mineralogia do solo, nível do lençol freático, quantidade e distribuição das chuvas, temperatura, etc.) e ação do homem (irrigação, fertilização, práticas culturais, etc.). Dessa forma, na definição de estratégias de manejo e no estabelecimento de planos de recuperação dos solos afetados por sais, o monitoramento espacial e temporal dos parâmetros que definem a salinidade constitui um aspecto de fundamental importância.

A agricultura irrigada em regiões áridas e semiáridas requer um monitoramento periódico da salinidade do solo. Para tanto, procedimentos práticos e rápidos de campo para medida da CE, que permitam identificar áreas fontes de carregamento de sais e mapear a distribuição e extensão dos solos afetados por sais devem ser utilizados.

O nível de sais na zona radicular deve ficar abaixo do nível nocivo às plantas cultivadas. Assim, o monitoramento direto da salinidade na zona radicular é recomendado para avaliar a eficiência dos diversos programas de manejo na área irrigada (Barros et al., 2011).

A determinação da salinidade pode ser feita por métodos de laboratório e campo. No laboratório, estima-se a salinidade a partir de medidas da condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes), da solução extraída de cápsulas porosas ou da CE em diferentes relações solo: água. Em condições de campo, as seguintes técnicas tem sido utilizadas com maior frequência para avaliar a salinidade: a) técnica de indução eletromagnética (Ding et al., 2014; Yao et al., 2014; Siqueira et al., 2014; Siqueira et al., 2015) e b) "time domain reflectometry - TDR" (Soncela et al., 2011)

Para monitoramento da salinidade do solo se faz necessário a utilização de métodos rápidos, precisos e de baixo custo de análise dos dados. A avaliação deve ter como objetivo identificar os fatores que contribuíram e, ou, estão contribuindo para aumentar o grau de salinidade, definir um sistema de amostragem adequado e classificar os resultados conforme a magnitude dos dados. Devido à grande

variabilidade normalmente encontrada nos parâmetros de avaliação da salinidade do solo, a análise dos dados requer habilidade, conhecimento, experiência e a utilização de técnicas estatísticas adequadas.

Nas análises estatísticas usuais supõe-se que as amostras são espacialmente aleatórias e independentes, o que nem sempre é verdade. É de se esperar, por exemplo, que amostras de solo mais próximas, numa dada região, resultem valores de salinidade mais parecidos do que amostras mais distantes, o que indica a existência de alguma relação espacial entre as medidas. As técnicas geoestatísticas podem ser utilizadas como uma ferramenta apropriada para identificar a existência de estrutura de dependência espacial entre as observações. O processo de krigagem possibilita a estimativa de valores em pontos não medidos, permitindo, assim, o mapeamento da área estudada com maior precisão. Este processo quando feito para diferentes variáveis de interesse permite estudar a correlação espacial entre elas. Por exemplo, correlação entre níveis de salinidade do solo e a elevação do lençol freático.

A aplicação das técnicas geoestatísticas deve ser orientada por uma análise descritiva geral e espacial dos dados, isto é, através de uma análise exploratória dos dados. Esta análise constitui uma forma de auxiliar na decisão de se assumir algum tipo de estacionariedade dos dados, o que é um pressuposto para aplicação das técnicas geoestatísticas. Esses recursos da geoestatística podem ser usados para tomada de decisão quanto ao manejo da salinidade e estudos de recuperação dos solos afetados por sais.

Este capítulo aborda aspectos relacionados à avaliação de técnicas de amostragem em solos afetados por sais e da análise de dados por meio de técnicas exploratórias e o emprego da geoestatísticas. Nesse sentido serão apresentadas simulações de dados e estudo de caso.

Amostragem para Estudos de Salinidade

Aspectos gerais

Quais os critérios devem ser estabelecidos para se decidir como amostrar uma determinada área, de forma que os valores medidos permitam fazer inferências sobre esta propriedade do solo, com um desejado nível de precisão, em toda a área?

Para abordar esta questão, inicialmente deve-se considerar que o procedimento clássico da estatística consiste em se assumir que o valor esperado de uma propriedade do solo Z(x) qualquer, em uma posição x dentro da área em estudo, é dado por:

$$Z(x) = \mu + e(x) \qquad (1)$$

em que μ é a média populacional ou a esperança de Z(x) e e(x) são os desvios dos valores em torno da média. Assume-se que estes desvios são aleatórios e espacialmente independentes, apresentando distribuição normal com média zero e variância representada por σ^2 (Trangmar et al., 1985).

Assumindo estas hipóteses e sendo a distribuição de frequências da propriedade Z(x) simétrica o bastante para ser suficientemente próxima da normal, a média aritmética dos dados amostrais é adotada como sendo uma boa estimativa da tendência central dos valores da população. A média é então tomada como uma estimativa da propriedade em locais não amostrados, tornando necessário identificar o nível de precisão desta média como estimador. Para tanto, tem sido usado algum parâmetro que quantifica a dispersão dos dados em torno desta média, como o coeficiente de variação ou os limites de confiança para a média. Para a comparação da variação entre unidades de amostragem, a análise de variância e subseqüentes testes estatísticos são usados (Trangmar et al., 1985).

Dentro desta abordagem do problema, o procedimento de amostragem adequado para a caracterização do comportamento de uma propriedade do solo Z(x), em uma determinada área, consiste em se proceder a uma amostragem aleatória na área, garantindo, assim, a independência dos dados. A intensidade de amostragem dependerá então da variabilidade da propriedade na área, assim como do nível de precisão desejado em torno da média. Quanto maior a variabilidade da propriedade, assim como quanto maior a precisão desejada, maior será o número necessário de amostras.

De acordo com Warrick & Nielsen (1980), a partir de um conjunto de valores de uma determinada propriedade, pode-se estimar o número de amostras necessário em futuras amostragens (N), para se obter uma previsão com um nível de probabilidade desejado, por meio da Eq. 2:

$$N = \frac{t^2 (n-1,1-\alpha/2) S^2}{d^2} \qquad (2)$$

em que d é o limite de variação aceitável em torno da média, expresso em porcentagem, S^2 a variância amostral dos n dados conhecidos e t o valor do parâmetro "t" da distribuição de Student para o nível de significância α desejado. Lascano & Hatfield (1992) salientam que, caso a população siga a distribuição normal, a equação acima é adequada. Em caso contrário, esta expressão fornece apenas uma aproximação do número necessário de amostras.

Segundo Bresler et al. (1982), o procedimento descrito acima pressupõe estacionariedade e independência dos valores amostrais. Russo & Bresler (1981), no entanto, afirmam que é usual propriedades do solo apresentarem estrutura de variação bem definida no espaço, o que ocorre, segundo Ahuja & Nielsen (1990), em função do material originário e dos fatores de formação do solo. Desta forma, as hipóteses formuladas anteriormente são negadas, uma vez que os procedimentos clássicos da estatística assumem que os valores da propriedade se distribuem aleatoriamente na área. De acordo com Burgess & Webster (1980), uma propriedade de solo é uma variável contínua cujo valor em uma dada posição deve ser função da direção e da distância de separação em relação aos valores vizinhos amostrados. Em

função desta dependência espacial, os métodos tradicionais de interpolação tornam-se inadequados por não levarem em consideração a correlação espacial e a posição relativa das amostras.

O estudo da distribuição dos valores de uma propriedade do solo em uma área deve considerar a possível correlação espacial dos seus valores, tornando necessário que não apenas os valores em uma série de locais sejam conhecidos, mas que se conheçam também as coordenadas destes locais. Em outras palavras, deve-se conhecer o valor da propriedade em cada ponto, assim como a posição de cada ponto de amostragem, constituindo assim uma amostragem sistemática, como será descrito a seguir.

Vale salientar que as propriedades dos solos afetados por sais são bastante variáveis. Estas podem variar com a profundidade do perfil ou horizontalmente dentro de uma mesma área. As propriedades desse solo são afetadas também com a variação da precipitação pluviométrica durante o ano.

Formas de amostragens

Não é possível medir o valor de uma propriedade do solo em todos os pontos. É necessário tomar algumas amostras, as quais são úteis desde que sejam capazes de representar confiavelmente uma região. A teoria da amostragem procura estabelecer bases seguras para a definição do padrão de amostragem. De um modo geral, procura-se estabelecer uma amostragem aleatória como forma de garantir que esta será não tendenciosa. De posse de um conjunto de valores amostrais, pode-se calcular a sua média e a sua variância, assim como momentos de maior ordem. Se a amostragem for não tendenciosa, estes valores podem ser usados para estimar os parâmetros populacionais correspondentes, ou seja, m e s^2 (média e variância amostral) estimam μ e σ^2 (média populacional e variância populacional), respectivamente. Sendo a amostragem não tendenciosa, os valores amostrais convergem para os valores populacionais, à medida que o número de amostras cresce.

Em se tratando de uma área de solo, é usual representá-la em um primeiro quadrante de um sistema de eixos cartesianos, de forma que cada ponto tenha duas coordenadas (x e y). Buscam-se então valores aleatórios para estas coordenadas, definindo assim os pontos que serão amostrados. Para tanto, pode-se fazer uso das tabelas de números aleatórios ou pode-se usar um gerador de números pseudo-aleatórios disponível em calculadoras e computadores. Este procedimento constitui uma amostragem aleatória simples, o qual é mais apropriado para solos homogêneos. Um grave inconveniente deste padrão de amostragem é que algumas regiões tendem a ser intensamente amostradas, enquanto outras o são precariamente. A aleatoriedade não garante uma boa distribuição dos pontos de amostragem em toda a área. Assim, pode-se fazer uso da amostragem aleatória estratificada, técnica mais apropriada para solos heterogêneos, que consiste em se subdividir a área total em células relativamente homogêneas, usualmente quadradas, dentro das quais é feito a casualização dos pontos amostrais, como descritos anteriormente. É necessário que cada célula seja de igual tamanho, sem haver superposição, sendo a seleção de cada uma baseada nas diferenças em termos de aparência das culturas, textura do solo, acumulação de sais na superfície do solo ou práticas de manejo.

Em estudos de salinidade do solo, por ser esta uma propriedade altamente variável e dinâmica, esta técnica de amostragem proporciona uma boa caracterização da região estudada. Uma grande região heterogênea é subdividida em sub-regiões menores que apresentam níveis de salinidade relativamente homogêneos, associando-se a estes, fatores edáficos, climatológicos e operações de manejo dentro de cada sub-região.

O número de amostras por célula deve ser proporcional à porcentagem da área total representada pela célula. Com a amostragem aleatória estratificada elimina-se o erro amostral entre células, sendo o erro amostral proveniente apenas de dentro de cada célula.

De acordo com Webster & Olivier (1990), sendo assegurado que todas as células sejam iguais e contenha o mesmo número de pontos, a média de todas as observações é um estimador não tendencioso da média populacional. Contudo, o desvio padrão deve ser estimado de acordo com a expressão:

$$S_{est} = \left(\frac{1}{m}\right)\left[\sum_{k=1}^{m} S_k^2 / n_k\right]^{1/2} \qquad (3)$$

em que m é o número de células, S_k^2 é a variância das n_k observações na célula k.

Outro padrão de amostragem é a amostragem sistemática, na qual os pontos de amostragem são localizados em intervalos regulares em um "grid" ou ao longo de um "transect". Isto garante uma cobertura total da área, sendo a forma mais simples de se identificar os pontos e demarcá-los na área. Para se determinar a localização dos pontos, inicialmente, de forma aleatória, escolhem-se as coordenadas x e y do primeiro ponto e, em seguida, adota-se o espaçamento constante nas duas direções, identificando-se os demais pontos

Neste tipo de amostragem como normalmente é obtida apenas uma observação por intervalo, não há como estimar o desvio padrão da média amostral. Quando a propriedade em estudo não se distribui aleatoriamente na área, mas segundo um padrão definido, a amostragem sistemática pode conduzir a erros de estimativa. De acordo com Webster & Olivier (1990), no entanto, existem evidências de que esta forma de amostragem é mais precisa que a amostragem aleatória simples e mesmo que a estratificada.

Além destas formas de amostragem, pode-se citar também a amostragem sistemática estratificada não alinhada, na qual a área é subdividida em células e dentro destas, de forma não alinhada, os pontos amostrais são distribuídos sistematicamente. Outra forma é a amostragem desigual, onde subáreas são mais intensamente amostradas. Existem

outras formas de amostragem, porém estão relacionadas a estudos específicos que não são aqui tratados.

Estratégia de amostragens

Na estratégia de amostragens para estudos de salinidade, vários aspectos devem ser considerados (seleção da forma de amostragem, a distribuição espacial e temporal da salinidade, a independência das observações, o volume da amostra, o tamanho da área, entre outros), os quais são descritos abaixo:

Seleção da forma de amostragem

A seleção de uma determinada forma de amostragem depende dos objetivos e das fontes de variação. Para problemas de salinidade em áreas relativamente pequenas, um critério de amostragem composta pode ser usado. Se, entretanto, necessita-se avaliar a salinidade em uma grande área, uma técnica de amostragem não tendenciosa e precisa pode ser requerida, principalmente quando o monitoramento da salinidade com o tempo é um dos objetivos

As causas comuns de variação estão associadas com a tendência, descontinuidade, periodicidade e aleatoriedade. A tendência em salinidade do solo pode ser resultante de variações na textura ou infiltração da água no solo, de forma que se esta é a maior causa de variabilidade, pode ser melhor realizar uma amostragem aleatória estratificada ou sistemática. Em áreas com descontinuidade ou mudanças relativamente abruptas na salinidade, deve-se usar também a técnica de amostragem aleatória estratificada. Se a maior fonte de variabilidade é devida ao acaso e o extenso campo populacional parecer homogêneo, então a amostragem aleatória simples seria satisfatória.

No caso da periodicidade ser substancial, a estratégia de amostragem deve considerar esta fonte de variação. Amostragem em blocos de observações de tamanhos iguais pode ser necessária para períodos relativamente curtos (alta frequência de amostragem). Os blocos poderiam ser distribuídos aleatoriamente ou sistematicamente sobre todo o campo, dependendo da forma de amostragem desejada. Em áreas cultivadas, o período e o tamanho dos blocos podem ser estimados a partir de informações das práticas culturais.

Distribuição espacial

Se os parâmetros que caracterizam a salinidade variam espacialmente e não se ajustam a uma distribuição normal de probabilidade, a média não pode ser usada como um parâmetro representativo para recomendações quanto as técnicas de recuperação e manejo. O conhecimento da distribuição espacial dos dados permite o planejamento quanto à aplicação de tratamentos adequados nas áreas com problemas mais severos e evita despesas com tratamentos além das necessidades em outras áreas. Este tipo de estudo permite subdividir a área em zonas de menor variabilidade onde valores médios podem ser usados como representativos, se a distribuição for normal. Nesse caso, o número necessário de amostras pode ser estimado pela Eq. 2, apresentada na página 52.

Independência das observações

As técnicas de amostragens comumente utilizadas assumem independência entre as observações, o que implica dizer que cada observação proporciona completamente uma nova informação acerca do parâmetro populacional. Entretanto, até uma determinada distância, as propriedades do solo podem ser autocorrelacionados, indicando uma dependência espacial dos dados, isto é, cada observação não fornece uma nova informação a respeito do parâmetro populacional. Neste caso, a estratégia de amostragem deve considerar a distância amostral para satisfazer independência espacial das amostras para uso das técnicas clássicas da estatística.

Tamanho da área

O número necessário de amostras depende da variância dos dados. Assim, o número de observações aumenta com o aumento da área apenas se a variância aumentar.

A relação entre o coeficiente de variação e o tamanho da área amostrada varia muito. O efeito do tamanho da área sobre a variabilidade depende da distribuição das observações na área de interesse.

Variabilidade local

Quando existe uma substancial variabilidade na salinidade do solo em pequena escala, mais cuidados são necessários na amostragem. Os fatores locais que estão contribuindo para esta variabilidade devem ser observados. O sistema de irrigação utilizado é um dos fatores que pode proporcionar diferenças na variabilidade da salinidade, conforme a distribuição da água no solo. Amostragens em um particular local podem ser necessárias para considerar esta variabilidade. Para os sistemas de irrigação por aspersão e gotejamento, por exemplo, amostras obtidas no espaço médio entre os emissores resultaria em níveis diferentes de salinidade em relação a amostras próximas aos emissores.

Quando o monitoramento da salinidade é feito em função do tempo, cada observação deve ser feita na mesma posição relativa.

Amostragem composta

As amostras compostas são frequentemente utilizadas com o objetivo de reduzir o custo de análises. Cline (1944) (citado por Tanji, 1990) condiciona que a amostra composta é válida se:

1. O volume amostrado representa uma população homogênea. Para populações heterogêneas, o conhecimento da distribuição espacial é importante, no qual uma amostra composta resultaria em erros;
2. Quantidades iguais de cada unidade amostral contribuem para a amostra composta;
3. Não ocorrem interações dentro da amostra composta como resultado da composição; e,
4. Uma estimativa não tendenciosa da média é o único objetivo. Amostragem composta não é satisfatória se qualquer outra estatística é requerida.

Monitoramento da Salinidade do Solo

Análise exploratória de dados

Aspectos gerais

A estatística atualmente é empregada em praticamente todas as áreas do conhecimento humano, tendo se tornado uma poderosa ferramenta no planejamento de experimentos, organização, apresentação e análise de dados, permitindo a dedução de conclusões válidas, para um dado nível de confiança, e auxiliando na tomada de importantes decisões.

Em agricultura irrigada, os parâmetros envolvidos, sejam relativos à água, ao solo, à planta ou à atmosfera, exibem uma variabilidade espaço-temporal, o que requer uma análise estatística e interpretação adequadas. Uma análise exploratória adequada dos dados constitui o ponto de partida para observar o comportamento das variáveis de interesse, o que pode ser feito por meio de técnicas estatísticas descritivas gerais e espaciais. Esta análise servirá de base para orientar na decisão de se assumir algum tipo de estacionariedade dos dados, o que é de fundamental importância nas análises geoestatísticas.

A salinidade, assim como outras propriedades físicas e químicas do solo, apresenta uma variabilidade espacial (e temporal) natural devido a influências das práticas de manejo utilizadas, profundidade do lençol freático, permeabilidade do solo, taxa de evapotranspiração, chuvas, salinidade da água subterrânea e outros fatores geohidrológicos.

A análise de dados de salinidade deve ser realizada de modo a permitir a identificação de áreas problema e o monitoramento de variações temporais, tornando possível planejar o estudo de recuperação, definir estratégias de manejo, bem como identificar que fatores estão contribuindo para o problema.

Análise descritiva geral

A análise descritiva geral tem por objetivo fazer uma identificação inicial do comportamento dos dados, tratando os valores de cada variável como independentes espacialmente, isto é, neste tipo de análise a posição onde a variável é medida não é levada em consideração. Os procedimentos utilizados permitem a interpretação dos dados por meio de medidas sínteses, conhecidas como estatísticas descritivas.

Assumir independência entre as medidas de salinidade do solo, por exemplo, significa considerar que a obtenção de um determinado valor não tem nenhum tipo de influência na obtenção de qualquer outro.

Assim como todas as outras técnicas estatísticas, a análise descritiva exige muita experiência, bom senso e precisão para interpretação dos resultados.

Neste item comentaremos, de forma resumida, os seguintes recursos da estatística descritiva: a) principais estatísticas descritivas; b) histogramas; c) gráficos de probabilidade e d) "box-plot" ou gráficos de caixa. O objetivo é fazer uma apresentação didática, incluindo um exemplo de aplicação com dados hipotéticos de CEes.

Principais estatísticas descritivas: As estatísticas descritivas resumem o comportamento geral dos dados, sendo representadas por meio de medidas de posição e de variabilidade. As medidas de posição são utilizadas para representar um determinado fenômeno por meio de valores em torno dos quais tende a haver uma maior concentração dos dados observados (Fonseca & Martins, 1993).

A média aritmética, a moda e a mediana, representam as três medidas de posição mais frequentemente utilizadas para descrever a tendência central de um conjunto de dados. As médias geométrica, quadrática, biquadrática, harmônica e cúbica, são de uso menos frequente.

Os quartís, embora não sendo medidas de tendência central, são medidas de posição que apresentam concepção semelhante à mediana. Enquanto a mediana divide o conjunto de dados em duas partes iguais quanto ao número de elementos de cada parte, os quartis divide-os em quatro partes iguais. Ao leitor interessado numa leitura detalhada sobre estas medidas, sugere-se consultar literaturas específicas de estatística (Fonseca & Martins, 1993; Beiguelman, 1994).

Numa distribuição normal, como os dados são simétricos em torno de um valor central, a média, a moda e a mediana, são coincidentes, podendo-se utilizar a média como medida de posição representativa dos dados, caso seja necessário obter outros parâmetros como o desvio padrão e a variância. Por outro lado, sendo a distribuição assimétrica, como é o caso de dados com distribuição do tipo log-normal, por exemplo, é preferível usar a mediana, por tratar-se de uma medida resistente a influência de valores extremos.

A verificação da normalidade dos dados pode ser baseada nos coeficientes de assimetria (C_s) e curtose (C_r), definidos conforme as Equações 4 e 5, ou através de testes de aderência como o qui-quadrado (X^2) ou Kolmogorov-Smirnov (Spiegel, 1985; Costa Neto, 1990).

$$C_s = \frac{\hat{m} - M_o}{S} \quad (4)$$

$$C_r = \frac{M_4}{S^4} \quad (5)$$

onde m é a estimativa da média da população, M_o é a moda, S é a estimativa do desvio padrão, M_4 é o momento da quarta ordem centrado na média e S^4 é o quadrado da variância. Valores de $C_s = 0$ e $C_r = 3$, caracterizam uma distribuição normal, sendo utilizado a teoria estatística da decisão (testes de hipóteses) para testar se os valores encontrados para um conjunto de dados são estatisticamente iguais a 0 e 3, respectivamente. Segundo Spiegel (1985), muitas vezes, utiliza-se apenas a raiz quadrada do coeficiente momento de assimetria (b_1), definido conforme a Eq. 6, para representar o coeficiente de assimetria da distribuição de probabilidade:

$$b_1 = \frac{m_3^2}{m_2} \quad (6)$$

onde m_2 e m_3 são os momentos de segunda e terceira ordem, centrados na média. Para uma distribuição perfeitamente simétrica, $\sqrt{b_1} = 0$.

No estudo da variabilidade dos dados, as medidas clássicas mais utilizadas da estatística são: a variância, o desvio padrão e o coeficiente de variação. A amplitude total e a amplitude interquartílica, também são medidas frequentemente utilizadas para analisar a dispersão de um conjunto de dados. A amplitude total constitui uma medida que apresenta grande instabilidade por ser bastante influenciada pela ocorrência de *outliers*, isto é, por observações que produzem efeito adverso substancial nas medidas estatísticas não resistentes, podendo conduzir a interpretações errôneas a respeito do fenômeno estudado. Por outro lado, a amplitude interquartílica representa uma medida insensível a estas observações, constituindo uma medida considerada resistente.

Histogramas: Uma vez coletado um conjunto de dados, o passo seguinte consiste em fazer uma pré-análise dos mesmos, para posterior tabulação. Essa pré-análise diz respeito a ordenação (ordem crescente ou decrescente) e contagem. Após a ordenação, tomando-se os valores máximo e mínimo, por diferença se obtém a amplitude total, a qual é dividida pelo número total de classes para determinação do intervalo de classes. Tendo-se os intervalos de classe e a frequência de ocorrência dos dados em cada intervalo, constrói-se o histograma.

Os histogramas constituem uma ferramenta gráfica muito importante da estatística descritiva, os quais dão uma primeira visão sobre o comportamento do fenômeno como um todo e permitem observar características como: simetria, distribuição, observações perturbadoras (valores discrepantes em relação ao conjunto de dados), concentração e lacunas nos dados. Uma predominância de valores superiores à moda revela uma distribuição assimétrica à direita (assimetria positiva). Neste caso, ocorre maior concentração dos dados na escala inferior do gráfico, sendo a média aritmética superior a mediana e a moda. Por outro lado, uma predominância de valores inferiores à moda indica uma distribuição assimétrica à esquerda (assimetria negativa), tendo-se maior concentração de dados na escala superior do gráfico. A média é menor que a mediana e a moda.

Atualmente a construção de histogramas, inclusive com o ajuste da melhor distribuição de frequência, é feito de forma eficiente e rápida através de inúmeros programas computacionais disponíveis (EXCEL, STATÍSTICA, SANEST, GeoEAS, GRAPH, etc.).

Gráficos de probabilidade: Os gráficos de probabilidade ou "probability plot" constituem um instrumento bastante útil na análise descritiva geral, permitindo verificar se os dados são provenientes ou não de uma população de distribuição normal, como também detectar a existência de valores discrepantes. Quando o gráfico apresenta um comportamento linear aceita-se a hipótese de que os dados se ajustam a uma distribuição normal, podendo-se usar a média como medida de tendência central representativa do conjunto de dados.

Ao se usar o logaritmo dos dados, um comportamento linear no gráfico de probabilidade indica ser razoável aceitar a hipótese de que os dados originais (X_i) são provenientes de uma população log-normalmente distribuída e que os dados transformados, $Y_i = LnX_i$, se ajustam a uma distribuição normal. Os programas Geo-EAS (Geostatistical Enviromental Assement Software) e o SAS (Statistical Analysis Sistem) permitem a obtenção dos gráficos de probabilidade com relativa facilidade.

"Box-plot" ou gráfico de caixa: O gráfico "box-plot" representa o resumo de 5-números de um conjunto de dados (limite inferior, limite superior, quartil inferior, quartil superior e mediana), podendo também apresentar os valores acima dos limites considerados "críticos", isto é, os valores discrepantes ou "outliers". Constitui um gráfico especialmente útil para comparação de vários grupos de dados. Quando feito com os dados de cada linha e de cada coluna permite uma visualização do comportamento espacial dos dados em duas dimensões.

A caixa tem comprimento igual a dispersão dos quartís ou amplitude interquartílica. Duas linhas contínuas saindo da caixa, uma da base inferior e outra da base superior, indicam os limites críticos inferior e superior das observações não "outliers". Normalmente acima dos limites críticos são destacados os valores considerados "outliers". De acordo com Hoaglin et al. (1983) os limites críticos inferior (L_i) e superior (L_s) são dados pelas Equações 7 e 8, respectivamente:

$$L_i = Q_i - 1,5D_q \quad (7)$$

$$L_s = Q_s - 1,5D_q \quad (8)$$

onde Q_i e Q_s correspondem aos quatís inferior e superior, respectivamente; e D_q a dispersão dos quartís.

Exemplo de aplicação da análise descritiva ou exploratória de dados

A partir de um conjunto de dados hipotéticos de CEes, serão utilizados alguns recursos da estatística descritiva com o objetivo de mostrar a utilização de tais recursos na análise de dados de salinidade, sem, no entanto, ter a pretensão de discutir detalhadamente os resultados. Para tanto, será adotado um esquema de amostragem sistemática, numa área retangular de 45 x 120 m, quadriculada com espaçamento de 5 m, totalizando 10 linhas e 25 colunas, com um total de 250 pontos.

A Tabela 1 resume as principais estatísticas dos dados de CEes e dos valores transformados na forma logarítmica,

Tabela 1. Momentos estatísticos para os dados originais (CEes) e transformados (Y_i = LnCEes) de condutividade elétrica do estrato de saturação

Estatísticas	CEes	Ln(CEes)
	(dS m^{-1} à 25ºC)	
Número de dados	250	250
Média	9,90	2,17
Mediana	8,79	2,17
Variância	33,52	0,23
Desvio padrão	5,79	0,48
CV (%)	58,46	21,96
Mínimo	2,05	0,72
Máximo	41,98	3,74
Amplitude total	39,93	3,02
Quartil inferior	6,62	1,89
Quartil superior	11,42	2,44
Amplitude interquartílica	4,80	0,55
Assimetria	2,80	0,34
Curtose	11,10	1,17

Yi = LnCEes, obtidas com o programa STATÍSTICA. O GeoEAS permite o cálculo de todos os momentos estatísticos apresentados, assim como vários outros programas computacionais. Pode-se verificar pela tabela que os valores de CEes não se ajustam a uma distribuição normal, enquanto os valores transformados se ajustam bem a este tipo de distribuição. Os histogramas das Figuras 1 e 2 e os gráficos de probabilidade das Figuras 3 e 4, construídos no módulo STAT1 do programa GeoEAS e melhorados em um programa de tratamento de imagens (o Paint, por exemplo), ilustram e reforçam esta análise. Observa-se claramente um comportamento assimétrico dos dados de CEes e simétrico para LnCEes, com média igual a mediana, o que é uma das características de dados com distribuição normal.

Observa-se por meio das medidas de dispersão uma elevada variabilidade dos dados. A amplitude total (39,93 dS m^{-1}) apresenta uma elevada diferença quando comparada com a amplitude interquartílica (4,80 dS m^{-1}), o que se deve ao fato da primeira ser uma medida estatística de dispersão muito influenciada por observações discrepantes, o que não ocorre com a segunda, a qual é considerada uma medida estatística de dispersão resistente.

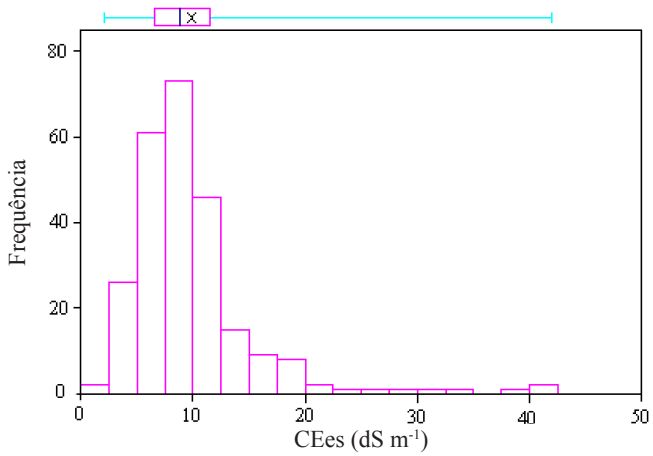


Figura 1. Histograma dos dados de condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes)

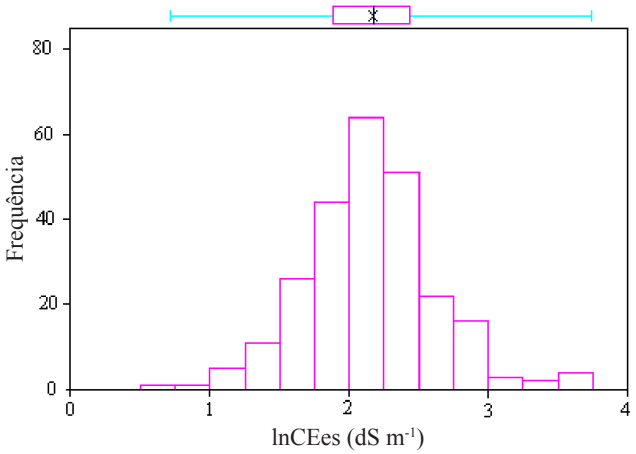


Figura 2. Histograma dos dados transformados de condutividade elétrica do estrato de saturação (Y = LnCEes)

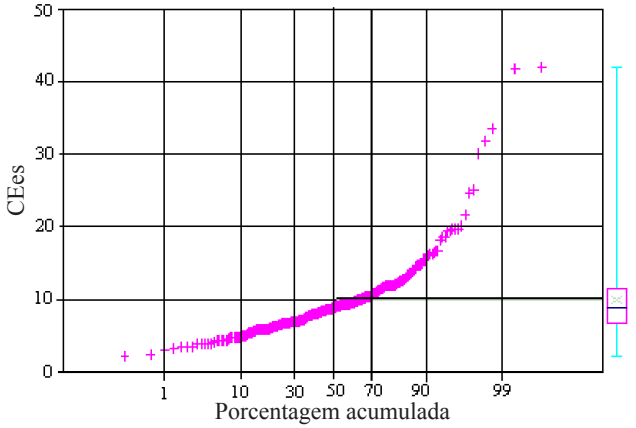


Figura 3. Gráfico de probabilidade normal dos dados de condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes)

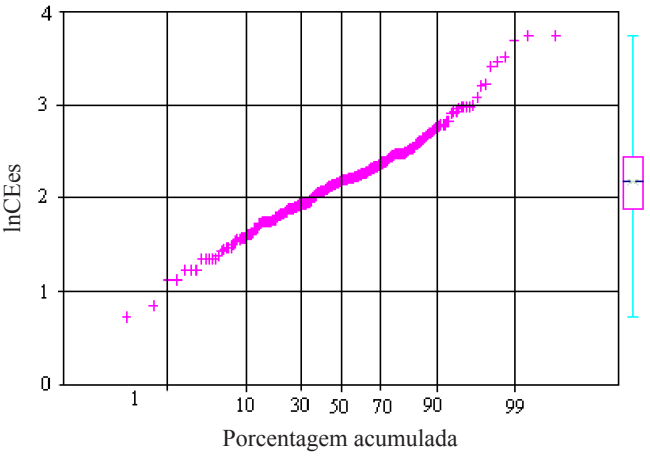


Figura 4. Gráfico de probabilidade normal dos dados transformados de condutivididade elétrica do estrato de saturação (Y = LnCEes)

Análise descritiva espacial

As características espaciais de um conjunto de dados, tais como a localização de valores extremos, a tendência, ou o grau de continuidade, são freqüentemente de considerável interesse (Isaaks & Srivastava, 1989).

A análise descritiva espacial, por considerar de alguma forma a posição espacial em que as variáveis são medidas,

constitui uma alternativa para orientar na tomada de decisões quanto a eliminação ou não de dados, bem como a remoção de tendências, o que é de fundamental importância nas análises geoestatísticas.

Os principais recursos gráficos para análise descritiva espacial são: mapa de localização e valores de cada observação ou "datapost", "postplot", mapa de contorno, gráficos por linhas e colunas (dispersão dos dados brutos, médias e desvios padrão, box-plot, etc.) e janelas móveis. No exemplo de aplicação somente alguns desses recursos serão utilizados para o mesmo conjunto de dados usados na análise descritiva geral. O objetivo é verificar a existência de tendências, heterogeneidades de variâncias e comportamentos de dados isolados. Para maiores detalhes sobre estes recursos sugere-se aos interessados consultar Isaaks & Srivastava (1989) e Ribeiro Júnior (1995).

O "datapost" é um recurso gráfico que, além de revelar possíveis erros quanto a localização dos dados, permite chamar atenção quanto a valores possivelmente errôneos ou que estão associados a algum fenômeno localizado que precisa ser investigado. Algumas características dos dados aparecem de forma clara no "datapost", podendo-se destacar zonas de valores máximos e mínimos. Para o mesmo conjunto de dados utilizado na análise descritiva geral, obteve-se o "datapost" apresentado na Figura 5. Observa-se uma

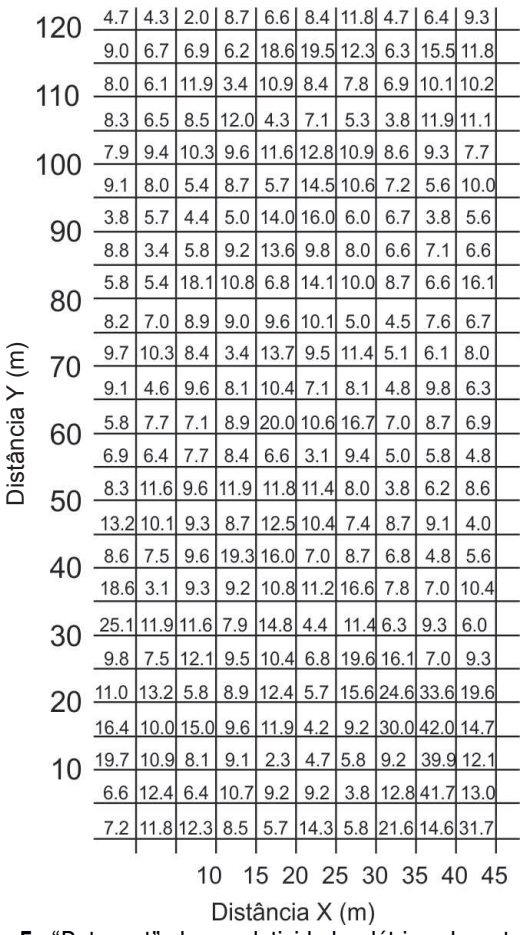


Figura 5. "Datapost" de condutividade elétrica do estrato de saturação em 250 pontos amostrais em uma área de 45 m x 120 m, quadriculada com espaçamento de 5 m

concentração de maiores valores no canto inferior direito da área, o que está associado a algum efeito localizado.

O "postplot" é um recurso gráfico muito parecido com o "datapost", onde o valor da propriedade analisada é distribuído em classes, em vez de ser assinalado o seu valor bruto. No caso de uso do programa GoeEAS, as seguintes classes são consideradas: C_1 - entre o mínimo e o quartil inferior, C_2 - entre o quartil inferior e a média, C_3 - entre a média e o quartil superior e C_4 - entre o quartil superior e o valor máximo. Este gráfico dar uma idéia inicial sobre a continuidade do fenômeno. Variações gradativas numa dada direção indicam a existência de tendência, o que é incompatível com as hipóteses de estacionariedade assumidas nas análises geoestatíticas.

A Figura 6 mostra o "postplot" dos valores dos logaritmos dos dados de condutividade elétrica do estrato de saturação (Y = LnCEes), gerado no módulo POSTPLOT do GeoEAS. Observa-se, conforme já confirmado pelo "datapost", uma tendência de concentração de maiores valores no canto inferior direito da área, o que não chega a caracterizar uma tendência global.

Os gráficos por linhas e por colunas permitem identificar variações da propriedade de interesse em relação às direções da malha experimental, podendo-se também utilizar para esta finalidade janelas móveis, as quais consistem na divisão da área em várias subáreas vizinhas e de igual tamanho, englobando certo número de linhas e de colunas, podendo haver ou não superposição. Através das janelas móveis é possível identificar regiões onde os dados são mais variáveis do que outras, indicando heterocedasticidade nos dados, o que tem sérias implicações práticas que devem ser analisadas.

Para o conjunto de dados de CEes que vem sendo utilizado como exemplo, foram construídos os gráficos de "box-plot" múltiplos por colunas (25 dados por coluna) e por linhas (10 dados por linha), sem delimitação de janelas móveis, apresentados através das Figuras 7 e 8. As colunas e as linhas com valores elevados ficam bem evidenciadas nestas figuras. Observa-se, entretanto, não haver uma tendência global nas

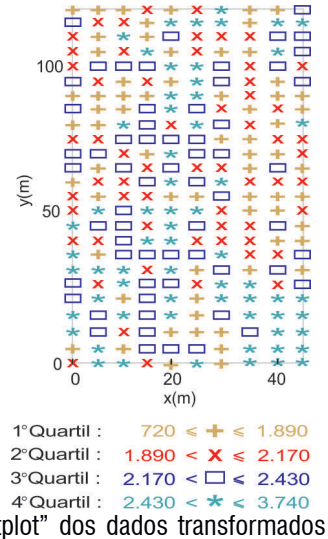


Figura 6. "Postplot" dos dados transformados de CEes, Y_i = LnCEes, na área amostrada

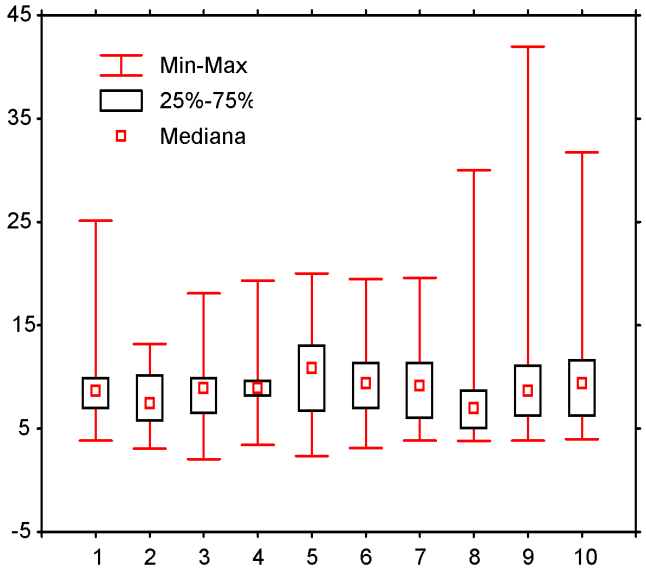


Figura 7. Gráficos "box-plot" por coluna dos dados de condutividade elétrica do estrato de saturação (CEes)

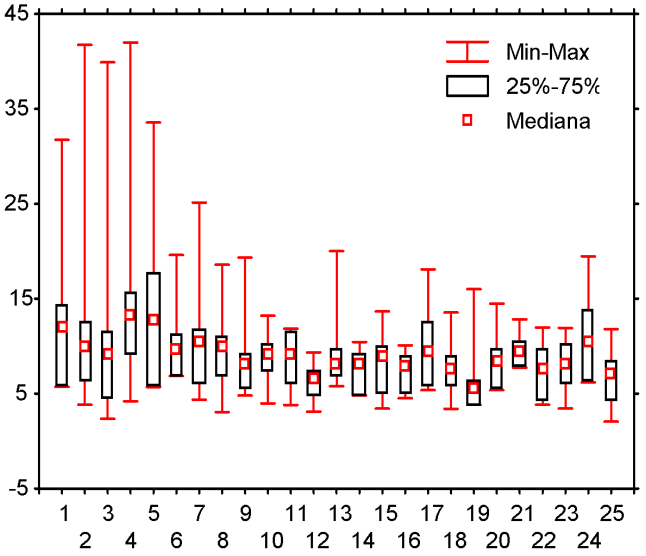


Figura 8. Gráficos "box-plot" por linha dos dados de condutividade elétrica do estrato de saturação (CEes)

direções X e Y da malha experimental. De um modo geral as análises descritivas mostram que a estacionariedade intrínseca pode ser assumida, indicando não haver restrição quanto a construção do semivariograma.

Técnicas geoestatísticas

Dependência espacial

Os métodos clássicos da estatística assumem que o valor médio de uma propriedade de solo em uma região amostrada é igual ao valor da esperança desta propriedade em qualquer ponto dentro da região, com um erro de estimativa correspondente à variância dos dados amostrais, conforme Trangmar et al. (1985). Isto corresponde a assumir que a variabilidade em torno da média é aleatória e independente da posição espacial dos valores amostrais. No entanto, muitos trabalhos, como o de Vieira et al. (1981) e Souza et al. (2008) mostram que a variabilidade de propriedades do solo é espacialmente dependente, ou seja, dentro de um certo domínio, as diferenças entre valores de uma propriedade do solo podem ser expressas como uma função da distância de separação entre estes pontos medidos.

Webster & Olivier (1990) afirmam que muitas propriedades do solo variam continuamente no espaço e, consequentemente, os valores em locais mais próximos entre si tendem a ser mais semelhantes, até um determinado limite, correspondente ao domínio destas propriedades, que aqueles tomados a maiores distâncias. Caso isto ocorra, os dados não podem ser tratados como independentes e um tratamento estatístico mais adequado é necessário.

As ferramentas estatísticas que consideram a posição de cada valor no espaço tem como base trabalhos desenvolvidos por Krige (citado por Webster & Olivier, 1990), em mineração, os quais foram seguidos pelos trabalhos de Matheron (1971). Estes trabalhos formalizam a teoria das variáveis regionalizadas, fundamento da geoestatística. Os conceitos de variável aleatória, variável regionalizada, funções aleatórias e estacionariedade são fundamentais para a geoestatística.

A geoestatística possibilita a descrição quantitativa da variação espacial no solo, a estimativa não tendenciosa e de variância mínima de valores da propriedade em locais não amostrados, permitindo a construção de mapas de valores e também a identificação de esquemas de amostragem eficientes.

Hipóteses de estacionariedade

Uma medida de uma propriedade do solo em uma posição qualquer pode ser entendida como uma realização de uma variável aleatória (v.a.), a qual deve variar segundo alguma lei de distribuição de probabilidade que pode ser descrita pelos seus parâmetros. De acordo com Journel & Huijbregts (1978), uma variável regionalizada z(x) é uma variável aleatória que assume diferentes valores z em função da posição x dentro de uma certa região. Segundo Trangmar et al. (1985), uma variável regionalizada z(x) pode ser considerada como uma realização particular de uma variável aleatória Z para uma dada localização x. O conjunto de variáveis z(x) medidas em todos os pontos x pode ser considerado uma função aleatória Z(x), uma vez que, segundo Isaaks & Srivastava (1989), são variáveis aleatórias, regionalizadas e assume-se que a dependência entre elas é especificada por algum mecanismo probabilístico.

Segundo Journel & Huijbregts (1978), a interpretação probabilística de que a variável regionalizada z(x) é uma particular realização de uma função aleatória Z(x) é consistente quando se pode inferir toda ou pelo menos parte da lei de distribuição de probabilidade que define esta função aleatória. Em problemas práticos, no entanto, em cada ponto x tem-se apenas uma realização z(x) e o número de pontos x é sempre finito. Isto torna usualmente impossível inferir sobre a distribuição de Z(x). Em vista disto, certas hipóteses são necessárias, as quais envolvem diferentes graus de

homogeneidade espacial, sendo comumente denominadas hipóteses de estacionariedade.

Assumir que em cada ponto x tem-se uma v.a. e que todas elas apresentam a mesma distribuição de freqüência seria uma hipótese de estacionariedade extremamente forte, denominada estacionariedade estrita por Journel & Huijbregts (1978). O que se adota usualmente então são hipóteses menos rígidas, admitindo-se que apenas alguns momentos das distribuições das v.a. são iguais, uma vez que isto é o bastante para a geoestatística.

A hipótese de estacionariedade de primeira ordem é definida por Trangmar et al. (1985) como sendo a hipótese de que o momento de primeira ordem da distribuição da função aleatória Z(x) é constante em toda a área, ou seja:

$$E\left[Z(x)\right] = m \tag{9}$$

em que m é a média dos valores amostrais.

Decorre desta definição que se for tomado um vetor h de separação entre dois pontos, o qual apresenta módulo e direção, para qualquer h tem-se:

$$E\left[Z(x) - Z(x+h)\right] = 0 \tag{10}$$

A estacionariedade de segunda ordem é definida por Journel & Huijbregts (1978) quando a função aleatória, além de atender à estacionariedade de primeira ordem, apresenta a característica de, para cada par de valores {Z(x), Z(x+h)}, a covariância existe e depende apenas da distância de separação h:

$$\begin{aligned} C(h) &= E\left[Z(x+h) - m\right]\left[Z(x) - m\right] = \\ &= E\left[Z(x+h)\cdot Z(x)\right] - m^2 \end{aligned} \tag{11}$$

Usualmente a geoestatística não necessita do atendimento a esta estacionariedade, bastando uma estacionariedade menos forte, definida como sendo a hipótese intrínseca que, segundo Journel & Huijbregts (1978), corresponde ao fato de que para todo vetor h, a variância da diferença [Z(x) - Z(x+h)] é finita e independente da posição na região, dependendo apenas do valor de h, ou seja:

$$\begin{aligned} VAR\left[Z(x) - Z(x+h)\right] &= E\left[Z(x) - Z(x+h)\right]^2 = \\ &= 2G(h) \end{aligned} \tag{12}$$

Nesta expressão é definida a função de semivariância, G(h), igual a esperança do quadrado da diferença entre dois valores defasados de uma distância h.

A determinação do valor do semivariograma poderia ser feita para cada valor de h, caso houvesse disponível várias realizações da v.a. z(x) em cada posição x. Como em cada posição x usualmente tem-se apenas uma realização da v.a., apenas um par de valores [Z(x), Z(x+h)] existe para cada posição x. Para contornar este problema, segundo Journel & Huijbregts (1978), é introduzida a hipótese intrínseca, segundo a qual a função de semivariância é função apenas do vetor de separação h, e não da localização na região. Isto torna possível estimar a semivariância G(h) a partir dos dados disponíveis, definindo-se um estimador G*(h) igual à média aritmética das diferenças quadradas entre dois valores experimentais [$Z(x_i)$, $Z(x_i + h)$], em todos os pontos separados pela distância h:

$$G^*(h) = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \left[z(x_i) - z(x_i + h)\right]^2 \tag{13}$$

em que N(h) é o número de pares de pontos defasados pelo vetor h.

Journel & Huijbregts (1978) salientam ainda que a hipótese intrínseca corresponde à hipótese de estacionariedade de segunda ordem da v.a. constituída pela diferença [Z(x) - Z(x+h)]. Esta v.a. está sempre presente na geoestatística. Em termos físicos, assume-se que a estrutura de variabilidade entre dois pontos, dentro da região de estudo, independe da posição. Quando a propriedade se distribui de forma homogênea, isto é verdadeiro.

Na prática, contudo, muitas vezes uma propriedade nega a estacionariedade dentro da região estudada, apresentando, por exemplo, uma tendência de crescimento de valores numa determinada direção. No entanto, Journel & Huijbregts (1978) definem uma vizinhança de quase estacionariedade (b), dentro da qual a propriedade pode ser considerada estacionária. Caso o semivariograma, como definido a seguir, seja usado em distâncias inferiores a este valor b, pode-se assumir estacionariedade da propriedade.

Análise da dependência espacial

A partir dos conceitos apresentados para variáveis regionalizadas, funções aleatórias, estacionariedade, assim como a definição da função de semivariância e do seu estimador clássico, pode-se estudar a dependência espacial em um conjunto de valores de uma determinada propriedade, em uma região onde se procedeu a amostragem, usualmente sistemática, mas que, sobretudo, sejam conhecidas as posições correspondentes aos valores.

A função de semivariância pode ser estimada para um dado valor de h, vetor de separação entre dois pontos, por meio do estimador clássico definido. Se na região amostrada a máxima distância de separação for representada por L e os pontos estiverem espaçados entre si de uma distância "e", então, pode-se definir um conjunto de valores de h, variando de zero até à metade de L, com incremento igual a "e" e, em seguida, calcular o valor da função de semivariância para cada valor de h. Inicialmente, tomam-se todos os pares de pontos entre si do valor de h, independente da direção. O mesmo procedimento pode ser adotado para diferentes direções dentro da área. O gráfico que relaciona o valor de semivariância obtido com o correspondente valor de h, é denominado semivariograma. A Figura 9 representa

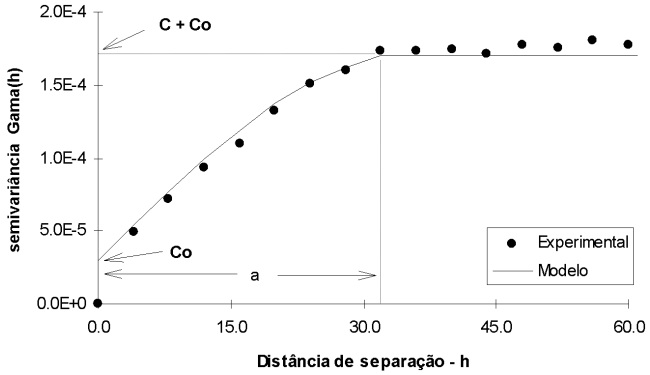


Figura 9. Semivariograma experimental e modelo matemático ajustado

um esquema de um semivariograma, mostrando os seus elementos constituintes.

Nessa figura é mostrado o comportamento típico de um semivariograma experimental de uma propriedade que apresenta dependência espacial. Pontos próximos entre si são mais semelhantes que pontos mais afastados. Como a função de semivariância quantifica a dessemelhança entre os pontos, ao contrário da correlação, então o semivariograma começa com um baixo valor, denominado efeito pepita ou "nugget effect" e representado por C_0 e cresce à medida que h cresce, até uma distância "a", denominada alcance ou "range" do semivariograma, a qual determina a distância até onde a propriedade se apresenta espacialmente dependente. A partir desta distância, os dados podem ser considerados independentes, condição assumida pela estatística. Para distâncias maiores que o alcance, o semivariograma tende a se estabilizar em torno de um valor denominado patamar, representado por $C + C_0$, onde C é denominado "Sill", nos textos de geoestatística. A curva apresentada na Figura 10 corresponde a um modelo matemático ajustado aos valores experimentais, o que será tratado a seguir.

Modelos de semivariogramas

Uma vez que as propriedades do solo variam continuamente no espaço, os seus semivariogramas são funções contínuas. O semivariograma experimental consiste em alguns pontos estimados ao longo desta função, a partir dos pontos experimentais e, portanto, sujeitos a erros. De acordo com Webster (1985), embora os pontos em um semivariograma experimental bem estimado se apresentem de forma ainda irregular, usualmente é possível ajustar funções simples a eles. Basicamente, um modelo matemático a ser ajustado ao semivariograma precisa incluir os três parâmetros descritos anteriormente: um intercepto ou efeito pepita, um patamar ou "Sill", atingido após uma distância correspondente ao alcance. Além disto, a forma da curva deve se ajustar aos pontos experimentais na região de crescimento da função, ou seja, para h entre zero e o alcance. Diversos modelos matemáticos podem ser usados desde que algumas condições sejam atendidas, como descritas por Mcbratney & Webster (1986). Estes autores apresentam os modelos mais comumente usados, ou seja:

1) Modelo linear com patamar:

$$\begin{aligned} G(h) &= C_0 + C(h/a) \text{ para } 0 < h < a \\ G(h) &= C_0 + C \text{ para } h > a \end{aligned} \quad (14)$$

2) Modelo esférico:

$$\begin{aligned} G(h) &= C_0 + C\left\{\left[3h/2a\right] - \left[(1/2)(h/a)^3\right]\right\} \text{ para } 0 < h < a \\ G(h) &= C_0 + C \text{ para } h > a \end{aligned} \quad (15)$$

3) Modelo esférico:

$$G(h) = C_0 + C\left\{1 - \exp(-3h/a)\right\} \text{ para } h > 0 \quad (16)$$

Esta função cresce assintoticamente em relação ao patamar. Outros modelos, como o gaussiano, podem ser encontrados na literatura de geoestatística. Webster (1985) apresenta uma discussão detalhada sobre o assunto.

Obtido o semivariograma experimental para um conjunto de valores de uma propriedade e ajustado um modelo matemático a este, tem-se uma função contínua que descreve a dependência espacial da propriedade, sendo de grande utilidade para a compreensão de vários aspectos da variabilidade do solo, da sua formação e implicações no manejo. Trangmar et al. (1985) apresentam discussão muito útil sobre estas aplicações. Pode-se dizer que a função de semivariograma descreve uma característica intrínseca àquela propriedade, nas condições estudadas. Esta característica, quantificada e descrita por um modelo matemático, pode ser usada para, talvez, o mais importante recurso da geoestatística: a interpolação por Krigagem, descrita a seguir.

Interpolação por krigagem

A krigagem é uma técnica de interpolação para estimativa dos valores de uma propriedade em locais não amostrados, a partir de valores vizinhos resultantes da amostragem realizada. Diversas outras técnicas estão disponíveis para este propósito. A krigagem, no entanto, faz uso de um interpolador linear não tendencioso e de variância mínima que assegura a melhor estimativa. Este estimador tem como base os dados amostrais da variável regionalizada e as propriedades estruturais do semivariograma obtido a partir destes dados. A teoria pertinente a esta técnica está descrita em Journel & Huijbregts (1978), Isaaks & Srivastava (1989), Vieira et al. (1983), dentre outras literaturas. Diversas formas de krigagem são utilizadas, cada qual compatível com as características do problema em questão. Para fins de estudo de salinidade de solo, a forma mais simples de krigagem, a krigagem ordinária pontual, pode fornecer resultados muito úteis, permitindo o mapeamento dessa propriedade em áreas amostradas.

Para o uso da krigagem em mapeamento de uma propriedade do solo, o mais conveniente é a estimativa de

valores nos vértices de um grid suficientemente fino para os propósitos em questão. Diversos programas computacionais permitem a realização da krigagem desta forma, a partir do grid de dados originais e do modelo matemático ajustado ao semivariograma experimental. A seguir apresenta-se um exemplo de aplicação destes recursos computacionais.

Estudo de caso sobre monitoramento da condutividade elétrica usando geoestatísticas

Para exemplificar o uso das técnicas comentadas acima serão utilizados dados obtidos sob condições de campo disponíveis em Souza et al. (2007), que realizaram o monitoramento da condutividade elétrica em lote irrigado em assentamento rural, município de Pesqueira, agreste pernambucano, sob as coordenadas 8º 34' 17" de latitude Sul e 37º 1' 20" de longitude Oeste, e altitude média de 613 m.

A área monitorada apresentava uma dimensão de 65 m x 30 m e foi estabelecida uma malha regular de 5 x 5 m, totalizando 98 pontos amostrais (Figura 10). Foram coletadas amostras deformadas de solo na camada de 0-20 cm com trado holandês. A condutividade elétrica foi medida no extrato da pasta de saturação do solo.

Para análise geoestatísticas e confecção dos semivariogramas os autores utilizaram a ferramenta geoestatística GS+. O gráfico resultante, bem como o modelo ajustado, é mostrado na Figura 11.

De posse da função de semivariograma pode-se proceder à Krigagem, ou seja, a partir dos pontos experimentais e do

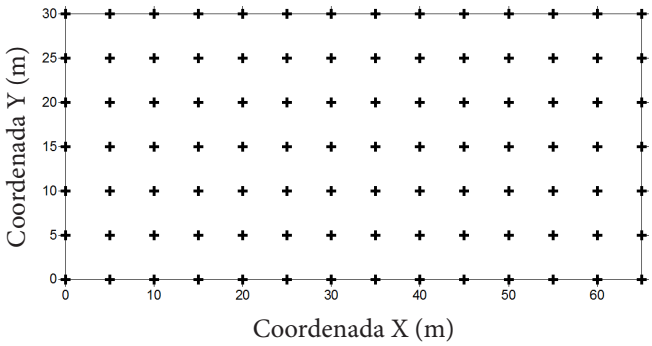


Figura 10. Disposição dos pontos de coleta de solo par determinação da condutividade elétrica

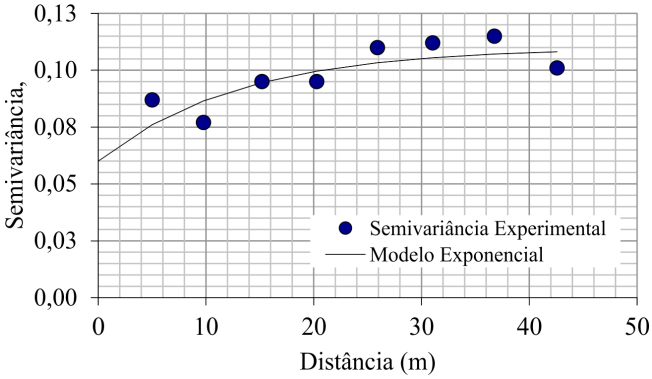


Figura 11. Semivariograma experimental e teórico para a condutividade elétrica do solo na camada de 0-20 cm

semivariograma, estimar o valor da propriedade em locais não amostrados. Diversas formas de krigagem podem ser usadas. A mais simples é a Krigagem ordinária pontual, que atende aos nossos propósitos e foi utilizado nesse exemplo. Diversos programas podem ser adotados para confecção dos mapas. No caso específico desse exemplo foi utilizado o programa SURFER 8.0. Nesse sentido, a Figura 12 representa a distribuição espacial da condutividade elétrica do solo.

De posse dos mapas de isolinhas de atributos do solo, especialmente a condutividade elétrica, é possível ajustar programas de recuperação desses solos ou manejo hídrico e nutricional mais apropriados.

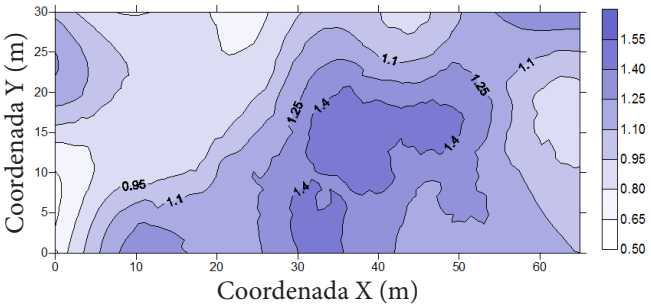


Figura 12. Mapa de isolinhas para a variável condutividade elétrica do solo (dS m^{-1}) na camada de 0-20 cm em lote irrigado do Agreste Pernambucano

Considerações Finais

O monitoramento da salinidade do solo, que envolve uma série de variáveis, sendo a condutividade elétrica a de maior relevância, é de fundamental importância para orientar as práticas de manejo da irrigação e as técnicas de recuperação de áreas afetadas. A utilização de recursos da estatística clássica e da geoestatística se complementam na análise e interpretação dos dados de salinidade. Porém, somente através da geoestatística é possível caracterizar a estrutura de dependência espacial entre os parâmetros que definem a salinidade do solo. Uma vez detectada a dependência espacial entre as observações, o processo de krigagem (mapeamento) permite estimar valores em locais não amostrados, sem tendência e com variância mínima, assegurando a melhor qualidade das estimativas. Por outro lado, caso as observações sejam independentes espacialmente, os procedimentos clássicos da estatística podem ser utilizados para avaliar a distribuição de probabilidade e os momentos estatísticos dos parâmetros estudados.

O mapeamento pelo processo de krigagem é de grande importância para orientação do manejo e controle da salinidade, como também o planejamento de estudos quanto à resposta de cultivos em diferentes estágios da salinidade. O mapeamento permite uma visualização espacial da salinidade na área de interesse, o que constitui um aspecto de inquestionável importância no manejo da agricultura irrigada em zonas áridas e semiáridas

Literatura Citada

Ahuja, L. R.; Nielsen, D. R. Field soil-water relations. In: Irrigation of agricultural crops.1990. p.143-189. Agronomy Monograph No. 30

Barros, M. de F. C.; Bebé, F. V.; Santos, T. O.; Campos, M. C. C. Influência da aplicação de gesso para correção de um solo salino-sódico cultivado com feijão-caupi. Revista de Biologia e Ciências da Terra. v.9, p.77-82, 2009.

Barros, M. de F. C.; Vasconcelos, R. R. A.; Oliveira, T. S.; Santos, P. M. Manejo da irrigação no processo de degradação de solos pela salinização. In: IWRA Congresso Mundial da Água, 14, 2011, Porto de Galinhas, PE. Anais... Porto de Galinhas, PE, IWRA

Beiguelman, B. Curso prático de bioestatística. 3. ed. Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética, 1994. 244p.

Bresler, E. G.; Dagan, G.; Hanks, R. J. Statistical analysis of crop yield under controlled line-source irrigation. Soil Science Society of America Journal, v.46, p.841-47, 1982.

Burgess, T. M.; Webster, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I. The semi-variogram and punctual kriging. Journal of Soil Science, v.31, p.315-331, 1980.

Costa Neto, P. L. O. Estatística. 10.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1990. 264p.

Ding, J.; Yu, D. Monitoring and evaluating spatial variability of soil salinity in dry and wet seasons in the Werigan-Kuqa Oasis, China, using remote sensing and electromagnetic induction instruments. Geoderma, v.235-236, p. 316-322, 2014.

Fonseca, J. S.; Martins, G. A. Curso de estatística. São Paulo: Atlas, 1993. 317p.

Hoaglin, D. C.; Mosteller, F.; Tykey, J. W. Análise exploratória de dados: Técnicas robustas; um guia. Lisboa: Salamandra, 1983. 446p.

Isaaks, E. H.; Srivastava, R. M. An introduction to applied geostatistics. Oxford: Oxford University Press, 1989. 561p.

Journel, A. G.; Huijbregts, C. H. J. Mining geostatistics. London: Academic Press, 1978. 600p.

Lascano, R. J.; Hatfield, J. L. Spatial variability of evaporation along two transects of a bare soil. Soil Science Society of America Journal, v.56, p.341-346, 1992.

Matheron, G. The theory of regionalized variables and its applications. Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fountainebleau nº 5. Paris: Ecole Nationale Supérior des Mines de Paris. 1971. 211p.

McBratney, A. B.; Webster, R. Choosing functions for semi-variograms of soil properties and fitting them to sampling estimates. Journal of Soil Science, v.37, p.617-639. 1986.

Ribeiro, M. R.; Freire, F. J.; Montenegro, A. A. A. Solos halomórficos no Brasil: Ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. In: Tópicos em ciência do solo. v.3. 2003. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p.165-208.

Ribeiro Júnior, P. J. Métodos geoestatísticos no estudo da variabilidade espacial de parâmetros do solo. Piracicaba: ESALQ, 1995. 99p. Dissertação Mestrado

Russo, D.; Bresler, E. Soil hidraulic properties as stochastic processes: I. An analysis of field spatial variability. Soil Science Society of America Journal, v.45, p.682-687, 1981.

Siqueira, G. M.; Dafonte, J. D.; Armesto, M. V.; Silva, E. F. F. E. Using multivariate geostatistics to assess patterns of spatial dependence of apparent soil electrical conductivity and selected soil properties. The Scientific World Journal, v.2014, p.1-11, 2014.

Siqueira, G. M.; Silva, E. F. F. E.; Dafonte, J. D. Distribuição espacial da condutividade elétrica do solo medida por indução eletromagnética e da produtividade de cana-de-açúcar. Bragantia, v.74, p.215-223, 2015.

Soncela, R.; Sampaio, S. C.; Vilas Boas, M. A.; Tavares, M. H. F.; Souza, C. F.; Soncela, A. S. Electrical conductivity of soil irrigated with swine wastewater estimated by time-domain reflectometry. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.35, p.1293-1300, 2011.

Souza, E. R.; Montenegro, A. A. A.; Freire, M. B. G. S. Evolução e variabilidade espacial da salinidade em Neossolo Flúvico cultivado com cenoura sob irrigação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.12, p.584-592, 2008.

Souza, E. R; Montenegro, A. A. A.; Santos, F. X.; Costa Neto, M. Dinâmica da condutividade elétrica em Neossolo Flúvico no semi-árido. Revista de Biologia e Ciências da Terra, v.7, p.132-139, 2007.

Spiegel, M. R. Estatística. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1985. 454p.

Tanji, K. K. Agricultural salinity assessment and management. New York: American Society of Civil Engineers, 1990. 619p.

Trangmar, B. B.; Yost, R. S.; Uehara, G. Applications of geostatistics to spatial studies of soil properties. Advances in Agronomy**,** **v.**38, p. 45-94. 1985.

Vieira, S. R.; Hatfield, J. L.; Nielsen, D. R.; Biggar, J. W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. Hilgardia**,** v.31, p.1-75, 1983.

Vieira, S. R.; Nielsen, D. R.; Biggar, J. W. Spatial variability of field-measured infiltration rate. Soil Science Society American Journal, v.45, p.1040-1048, 1981.

Warrick, A. W.; Nielsen, D. R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: Hillel, D. (ed.) Applications of soil physics. New York: Academic Press, 1980. p.319-344.

Webster, R. Quantitative spatial analysis of soil in the field. Advances in Soil Science, v.3, p.1-70, 1985.

Webster, R.; Olivier, M. A. Statistical methods in soil and land resource survey. Oxford: Oxford University Press. 1990. 316p.

Yao, R.J.; Yang, J. S.; Gao, P.; Shao, H. B.; Liu, G. M.; Yu, S. P. Comparison of statistical prediction methods for characterizing the spatial variability of apparent electrical conductivity in coastal salt-affected farmland. Environmental Earth Sciences. v.71, p.233-243,2014.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

6 Identificação de problemas de salinidade do solo utilizando técnicas de sensoriamento remoto

Luis C. J. Moreira[1], Adunias dos S. Teixeira[2], Lênio S. Galvão[3], Raimundo A. de O. Leão[2] & Odílio C. da Rocha Neto[2]

[1] Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará
[2] Universidade Federal do Ceará
[3] Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Introdução

A salinização é uma das formas mais devastadoras de degradação das terras, que afeta a produção de alimentos em todo o mundo, especialmente em climas áridos e semiáridos, como é o caso do Nordeste brasileiro (Bouaziz et al., 2011). Segundo a Organização para Alimentaçãoe Agricultura das Nações Unidas (FAO), hoje existem mais de 397 milhões de hectares de terras completamente salinizadas (Koohafkan, 2012).

A origem da salinização dos solos é consequência de processos naturais (salinização primária) e de atividades humanas (salinização secundária). Os principais fatores determinantes para esse processo estão ligados aos minerais primários, ao clima árido e/ou semiárido, à má drenagem, à elevação do lençol freático, à baixa permeabilidade do solo, ao manejo inadequado da irrigação e às adubações químicas contínuas e mal conduzidas em solos irrigados (Barros et al., 2008).

Grande parte dos danos aos solos causados pela salinidade está relacionado ao efeito prejudicial do sódio sobre suas propriedades físicas. O aumento desse íon promove mudanças estruturais que resultam na dispersão das partículas e impermeabilização, produzindo solos instáveis e adensados (Aguiar Netto et al., 2007). Essas alterações nas propriedades físicas, como resultado de acumulações de sais, promovem uma redução da produtividade do solo, dificultando o desenvolvimento de vegetação. Em estágios mais avançados de degradação, há uma formação de crostas de sal na superfície dos solos, podendo eventualmente evoluir para desertificação (Farifteh, 2007; D'Odorico et al., 2013).

A detecção, avaliação da gravidade e da extensão da salinização do solo em escala local ou regional, especialmente em seus estágios iniciais, é de grande importância em termos de gestão da agricultura sustentável. Elas permitem o uso de medidas preventivas ou corretivas antes de um agravamento do problema (Farifteh, 2007).

Convencionalmente, a salinidade é medida pela condutividade elétrica (CE), através da coleta de amostras de solo *in situ* e análises dessas amostras em laboratório. No entanto, os métodos de análises são demorados e dispendiosos, já que é necessária uma amostragem densa para caracterizar adequadamente a variabilidade espacial da CE de uma área (Nanni & Demattê, 2006).

Dados e técnicas de sensoriamento remoto (SR) têm sido progressivamente aplicadas para monitorar e mapear a salinidade do solo desde 1960, quando fotografias aéreas em preto-e-branco e/ou coloridas foram usadas para delinear solos afetados por sais (Dale et al., 1986). Sensores multiespectrais como os da série Landsat, do SPOT, do IKONOS, do QuickBird e do IRS, bem como os hiperespectrais Hyperion/EO-1 e HyMap, são usados em aplicações para detecção, mapeamento e monitoramento da salinidade do solo (Farifteh, 2007; Dehni & Lounis, 2012). Esses sensores remotos captam a energia refletida ao longo do espectro eletromagnético, cobrindo a região do visível (VIS: 400 – 700 nm), infravermelho próximo (NIR: 700 – 1100 nm) e infravermelho de ondas curtas (SWIR: 1100 – 2500 nm). Essa energia é usada para obter informações sobre a superfície da Terra com diferentes níveis de detalhes. Com base neste potencial de aplicação, a reflectância espectral do sal na superfície do solo ou da vegetação que ocorre em áreas salinizadas pode ser usada como um indicador de salinidade. Para quantificar essa relação, a variável reflectância da superfície pode ser correlacionada com a variável CE, que é a medida usual para caracterização da salinidade do solo.

No entanto, a detecção remota de solos afetados por sais pode ser dificultada pela forma como esses sais são distribuídos na superfície. Isso ocorre por causa dos variados tipos e concentrações de sais, das variações espaciais e da associação com outras propriedades dos solos que interferem na reflectância, tais como a umidade, a granulometria, a matéria orgânica e a rugosidade (Metternicht & Zinck, 2008). Por isso, são de grande importância estudos de espectroscopia de reflectância de laboratório para uma melhor compreensão do comportamento espectral de solos salinizados, visando definir técnicas com melhor capacidade de reconhecer a presença do sal na superfície (Farifteh et al., 2008).

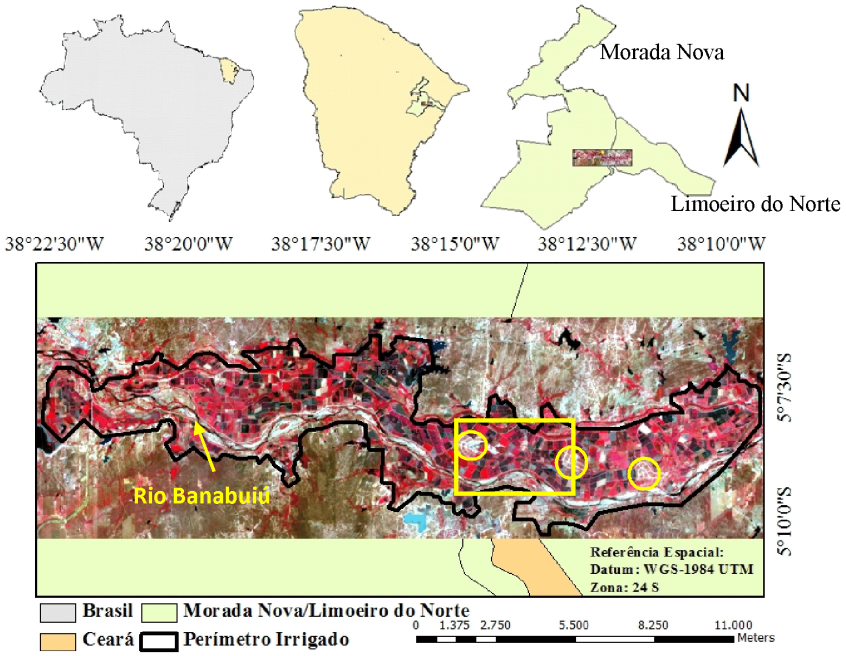
Quando se pretende usar imagens obtidas a partir de plataformas espaciais ou de sensores aerotransportados, uma abordagem direta torna-se complicada e pode produzir resultados pouco confiáveis. Além dos fatores que influenciam a reflectância espectral direta do solo salinizado, citados anteriormente, existe ainda a possibilidade da presença de diferentes espécies de vegetação tolerantes nas áreas com variados graus de salinização (Wang et al., 2013). Além disso, a dinâmica temporal e a grande variabilidade espacial da salinização exigem sensores com boa resolução espacial, espectral e temporal para essa aplicação (Metternicht & Zinck, 2008).

Por ter uma ampla cobertura espacial (185 x 185 km), resolução temporal (16 dias) e por fazer parte de uma série histórica de instrumentos, avalia-se que os sensores multiespectrais do programa Landsat possam vir a ser utilizados no desenvolvimento de estratégias metodológicas para detecção e identificação de áreas salinizadas. Outra fonte de dados bastante promissora são as imagens hiperespectrais, que são obtidas com um nível de resolução espectral mais próximo do existente em condições de laboratório. Apesar de serem considerados como "teste de tecnologia", sensores como o Hyperion/EO1, por exemplo, oferecem a possibilidade de se adquirir imagens em um grande número de bandas espectrais (242 bandas) que podem ser usadas na detecção e quantificação de bandas de absorção associadas com variações do sal na superfície. Entretanto, o uso desse tipo de informação ainda constitui um desafio. Isto ocorre não apenas pelos desafios tecnológicos inerentes ao desenvolvimento de sensores operando em faixas mais amplas de cobertura do terreno, mas também pelo fato da maioria das feições espectrais diagnósticas da presença de sais minerais ou de solos salinizados ser mascarada pelo efeito atmosférico (Farifteh et al., 2008).

Partindo da hipótese que os diferentes níveis de sais no solo podem ser determinados usando sensoriamento remoto com suporte da espectroscopia de reflectância e que imagens multiespectrais e hiperespectrais podem ser usadas para identificação e avaliação de padrões espectrais relacionados com áreas salinizadas e não salinizadas, o objetivo principal deste capítulo é avaliar a possibilidade de uso dessa ferramenta no desenvolvimento de estratégias metodológicas capazes de identificar solos com problemas de salinidade em áreas irrigadas características do semiárido brasileiro.

Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo foi o perímetro de Irrigação de Morada Nova, que está localizado nos municípios de Morada Nova e Limoeiro do Norte, no Estado do Ceará, na microrregião do Baixo Jaguaribe, sub-vale Banabuiú, a 170 km de Fortaleza (Figura 1). De acordo com a classificação de Köppen, o clima



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 1. Localização da área de estudo na região nordeste do Brasil. A composição colorida (12/09/2013) é do sensor *Operational Land Imager* (OLI)/Landsat-8, com as bandas 5, 4 e 3 em vermelho, verde e azul, respectivamente. Círculos amarelos indicam três assentamentos residenciais. A área dentro do quadrado amarelo é discutida no texto

na região é BSW'h '(muito quente e semi-árido), com uma precipitação acumulada anual inferior a 900 mm, temperatura média de 27,5 °C e uma evapotranspiração potencial superior a 2000 mm (Barbosa et al., 2005). Neossolos flúvicos predominam na área de estudo com textura média do solo de 39% de areia, 33% de silte e 28% de argila (Cunha, 2013).

Essa é uma área agrícola irrigada que foi implantada em 1969 pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS). Desde sua implantação, a salinidade do solo tem sido um problema constante enfrentado pelos produtores rurais. Fatores como clima favorável, material de origem do solo, péssima drenagem, qualidade da água e, principalmente, manejo da irrigação, têm contribuído progressivamente para salinização da área. Atualmente, dentro do perímetro irrigado, encontram-se vários talhões apresentando uma crosta de sal na superfície do solo. Essas áreas foram abandonadas ao longo do tempo, já que não houve nenhuma medida preventiva ou corretiva para evitar tais danos.

Características Espectrais de Solos Salinizados no Semiárido Brasileiro

A presença de sais na superfície pode ser detectada remotamente de forma direta em solos expostos (eflorescência ou crosta de sal na superfície) ou indiretamente através dos efeitos sobre o crescimento da vegetação ou a produtividade das culturas (Mougenot et al., 1993). As restrições sobre o uso dos dados de sensoriamento remoto para o mapeamento de áreas afetadas pelo sal incluem fatores como o comportamento espectral dos sais, a baixa resolução espectral de alguns sistemas sensores, as mudanças temporais na salinidade, a interferência da vegetação e as modificações físicas e químicas da superfície do solo devidas à salinização (Metternicht & Zinck, 2003).

Com a melhoria na resolução espectral dos sensores imageadores, vários estudos de espectroscopia de reflectância também têm sido feitos em laboratório com o objetivo de melhor compreender a influência dos sais sobre a resposta espectral dos solos. Por exemplo, Howari et al., (2002) examinaram a reflectância espectral de solos tratados com soluções salinas em laboratório. Eles observaram que crostas de diferentes sais possuem bandas de absorção diagnósticas em diferentes comprimentos de onda, cuja posição não se modifica com o tamanho dos cristais ou com a concentração dos sais. Segundo os autores, quando o gesso foi misturado com os sais nas soluções de tratamento, seus recursos primários de diagnósticos predominaram nos espectros de solos com crostas de sais. Farifteh et al., (2008) montaram um experimento de laboratório envolvendo solos com três texturas e seis sais minerais para estudar a relação entre a concentração de sal no solo e sua resposta espectral. Mudanças na forma das bandas de absorção posicionadas em comprimentos de ondas acima de 1300 nm e na reflectância média ou total foram observadas com o aumento da concentração de sal. Além disso, a análise dos espectros com remoção do contínuo indicou uma forte correlação negativa entre a CE do solo e parâmetros de bandas de absorção (profundidade, largura e área).

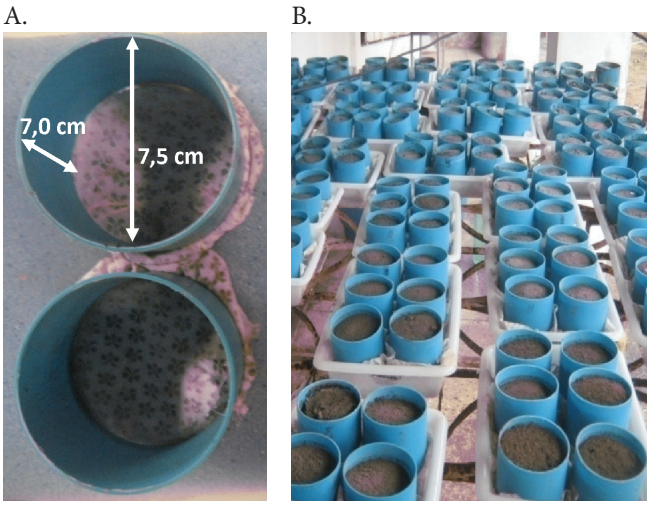
Nesse trabalho, amostras de um mesmo tipo de solo (Neossolo Flúvico – ou Fluvents na classificação americana de solos), normalmente usados para cultivo de arroz e com problemas de salinização induzidos por irrigação, foram coletadas no Distrito de Irrigação Morada Nova no Estado do Ceará, na região semiárida do Nordeste do Brasil. Adotando a estratégia geral dos experimentos de Howari et al., (2002) e Farifteh et al., (2008), um estudo de laboratório foi conduzido para examinar variações na reflectância espectral e na profundidade das principais bandas de absorção em espectros de solos salinizados. As amostras de solos foram submetidas a diferentes soluções salinas de cloreto de sódio (NaCl), cloreto de magnésio ($MgCl_2$) e cloreto de cálcio ($CaCl_2$), cuja concentração relativa (não salino a extremamente salino) foi expressa por valores de CE das soluções salinas. O foco da análise foi sobre os efeitos espectrais do gesso em locais de solos salinos, usando análise por componentes principais e técnicas de remoção do contínuo para observar variações na reflectância espectral, no brilho e na profundidade das principais bandas de absorção. As implicações dos resultados para o mapeamento e o monitoramento da salinização do solo utilizando sensoriamento remoto hiperespectral na região são discutidas.

Estratégias experimentais

Na área de estudo foram coletadas 180 amostras de solo da camada 0-15 cm e montado em laboratório um experimento para simular o acumulo de sais. Essas amostras foram homogeneizadas, trituradas e peneiradas (2 mm) para reduzir o efeito da rugosidade. Em seguida, esse material foi dividido em dois conjuntos de amostras de solos com seis repetições cada. O primeiro conjunto de amostras ("Não tratado quimicamente com gesso – NTG") foi distribuído dentro de cilindros de PVC de 7,5 cm de diâmetro por 7,0 cm de altura, totalizando volumes de aproximadamente 309 cm^3 de solo por amostra (Figura 2). Este conjunto foi submetido à salinização através da irrigação de água destilada com três soluções salinas de NaCl, $MgCl_2$ e $CaCl_2$ em cinco concentrações crescentes de sal ou de níveis de CE: CE1 (0 dS/m; solução somente com água destilada); CE2 (até 5,48 dS/m); CE3 (5,48-9,52 dS/m); CE4 (9,52-17,25 dS/m) e CE5 (>17,25 dS/m). Os dados de CE (dS/m à 25°C) foram medidos com um condutivímetro modelo HI2300 (Hanna instruments).

O segundo conjunto de amostras de solo ("tratado quimicamente com gesso - TG") foi tratado com 9,4 g/kg de gesso (tamanho da partícula - 50 mesh). As amostras foram lavadas várias vezes com água destilada antes de serem transferidas para recipientes, seguindo os procedimentos descritos por Duarte et al., (2007). Uma simulação de salinização foi então realizada utilizando os mesmos procedimentos descritos no parágrafo anterior.

Dentro de cada bandeja foi colocada uma esponja para simular a ascensão do lençol freático. Todas as amostras



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 2. (A) Cilindros utilizados no experimento, posicionados com uma esponja na base; e (B) bandejas com seis repetições de amostras de Neossolo Flúvico por tratamento

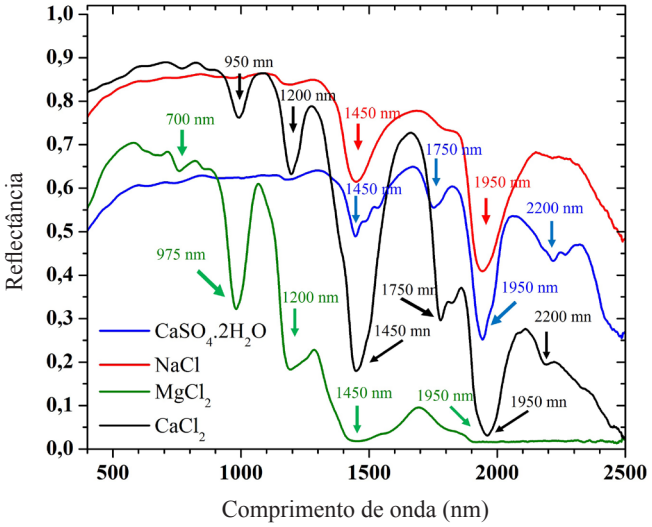
foram secas ao ar (processo natural de evaporação). Esse processo de saturação e secagem das amostras teve duração de 60 dias.

Nas análises químicas das amostras de solos, as concentrações de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e sódio (Na^{+}) em mmol/dm^3 foram determinadas de acordo com os procedimentos descritos pela EMBRAPA (1997).

Para obtenção dos dados espectrais em laboratório, utilizou-se o espectrômetro FieldSpec Pro FR 3 (AnalyticalSpectralDevices Inc.), que opera na região de 350 a 2500 nm com resolução espectral de 3 nm nas faixas do visível e infravermelho próximo (VNIR = 350-1300 nm) e de 10 nm na faixa do infravermelho de ondas curtas (SWIR = 1300-2500). O sensor foi posicionado ao nadir a 7 cm de distância das amostras. A fonte de iluminação foi uma lâmpada halógena de 250 W de potência com refletor parabólico, feixe colimado para o plano visado e com 30° de ângulo zenital de iluminação. Como padrão de referência absoluta, foi utilizada uma placa spectralon branca de alta reflectância, calibrada. Foram realizadas três leituras de reflectância para cada amostra, sendo, posteriormente, utilizado o valor médio.

Análise espectral dos sais puros

Os espectros de reflectância dos sais usados no experimento de laboratório são mostrados na Figura 3. Os sais foram previamente secos em um forno a 105°C durante duas horas. Na curva de reflectância do gesso, podem ser observadas bandas de absorção posicionadas em torno de 1450 nm, 1750 nm, 1950 nm e 2200 nm. As bandas situadas próximas a 1450 nm e 1950 nm são produzidas por moléculas de água (Howari et al., 2002; Farifteh et al., 2008). A absorção em 2200 nm é causada por "overtones" (transição de um modo vibracional de um estado de energia para outro nível de energia acima ou abaixo do original) de grupos hidroxila existente nos argilo-minerais (Howari et al., 2002).



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 3. Espectros de reflectância dos sais usados no experimento e do gesso ($CaSO_4.2H_2O$) usado para tratamento químico das amostras. As posições das principais feições de absorção estão indicadas por setas

O NaCl apresentou maior reflectância no VNIR e SWIR em relação aos outros sais e apenas duas bandas de absorção bem definidas em 1450 nm e 1950 nm, que estão relacionadas com inclusões fluidas e/ou água absorvida. No espectro do $MgCl_2$, são observadas feições características em torno de 975 nm, 1200 nm, seguido de um forte decréscimo de reflectância entre 1400-2500 nm. O espectro do $CaCl_2$ apresenta fortes bandas de absorção em torno de 950 nm, 1200 nm, 1450 nm, 1750 nm, 1950 nm e uma banda mais fraca em torno de 2200 nm. O $MgCl_2$ e $CaCl_2$ são muito mais higroscópicos do que o NaCl e durante o experimento eles podem absorver umidade do ar, que tende a afetar a reflectância no SWIR e a provocar o aparecimento de algumas bandas de absorção de água, quando comparado com NaCl.

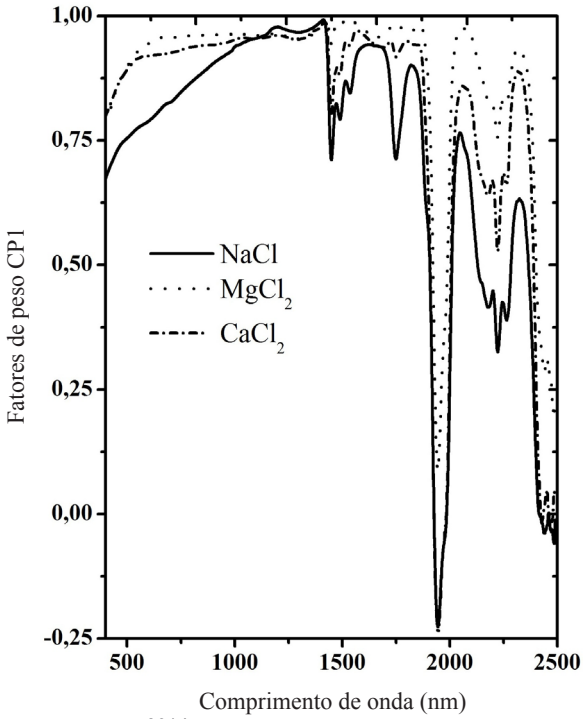
Efeitos da CE sobre os espectros dos solos NTG e TG

A análise de dados envolveu duas etapas: uma para caracterizar as variações de reflectância espectral e outra para caracterizar as modificações na profundidade das principais bandas de absorção com o aumento da concentração de sais nos solos (ou CE) para amostras dos conjuntos NTG e TG.

A análise por componentes principais (ACP), quando aplicada a espectros de laboratório, permite a redução na dimensionalidade de dados e a determinação dos fatores responsáveis pela variabilidade espectral nos conjuntos de dados (Moreira & Galvão, 2010). Os autovalores indicam o número de CPs responsáveis pela maior parte da variância dos dados, enquanto que os autovetores indicam as variáveis de entradas mais importantes para explicar cada componente. Como parte do primeiro passo para a análise dos dados, a ACP foi aplicada separadamente para cada sal, para ambos os conjuntos de dados (NTG e TG). Os valores de reflectância de todo o espectro foram usados como variáveis de entrada. As componentes com autovalores maiores que 1 foram retidas e seus autovetores analisados para verificar a

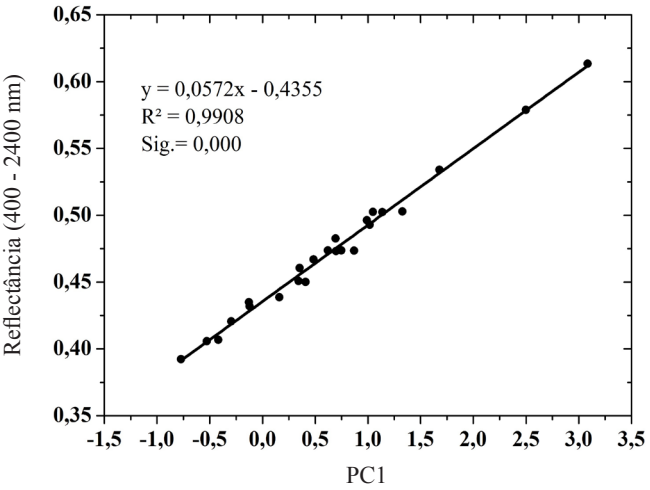
contribuição da reflectância em diferentes comprimentos de onda para explicar cada componente. Escores componentes principais foram plotados em função da CE para as amostras de NTG e TG. Com base nestes escores e no significado das CPs, espectros de reflectância foram selecionados para mostrar as variações em reflectância com o aumento da concentração de sais. Coeficientes de correlação de Pearson para as relações entre a reflectância e a CE também foram obtidos e analisados para cada um dos sais com o uso de correlogramas e de diagramas de espalhamento.

A análise por componentes principais dos dados espectrais demonstrou que a primeira componente (CP1) foi responsável por 61,01%, 81,37% e 73,11% da variância total das amostras de NaCl, $MgCl_2$ e $CaCl_2$, enquanto a segunda componente (CP2) foi responsável por 33,16%, 13,71% e 20,69% da variância dos mesmos conjuntos amostrais, respectivamente. Os fatores de pesos correspondentes a primeira componente principal (Figura 4) mostraram comportamentos semelhantes para ambos os tratamentos dos sais. Fatores de pesos positivos foram observados para todos os comprimentos de onda, exceto para estreitas faixas espectrais, especialmente em 1950 nm e 2500 nm (borda do trecho fundamental de vibração da água centrada em 2700 nm), ambas relacionadas ao teor de água, e em menores graus em 2200, 1700, 1650, 1550 e 1450 nm, presumivelmente refletindo variações no teor de gesso. Tal como ilustrado na Figura 5, a CP1 expressou variações de brilho (reflectância total) das amostras ou de reflectância média (ρb1+ρb2+...+ρbn/n bandas) para a faixa espectral estudada, pois apresentou altos valores de fatores de peso para a maior parte dos comprimentos de onda.



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 4. Fatores de peso da primeira componente principal (CP1)

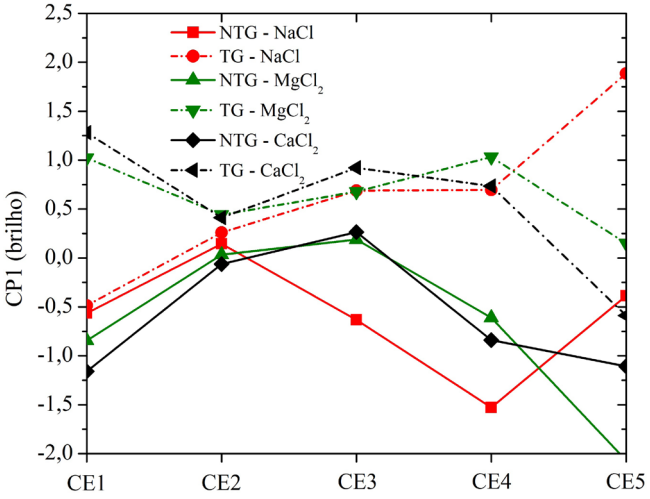


Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 5. Relações entre a reflectância média no intervalo 400-2400 nm das amostras de Neossolo Flúvico e os escores CP1 (brilho) para dados tratados quimicamente com gesso (TG) de NaCl

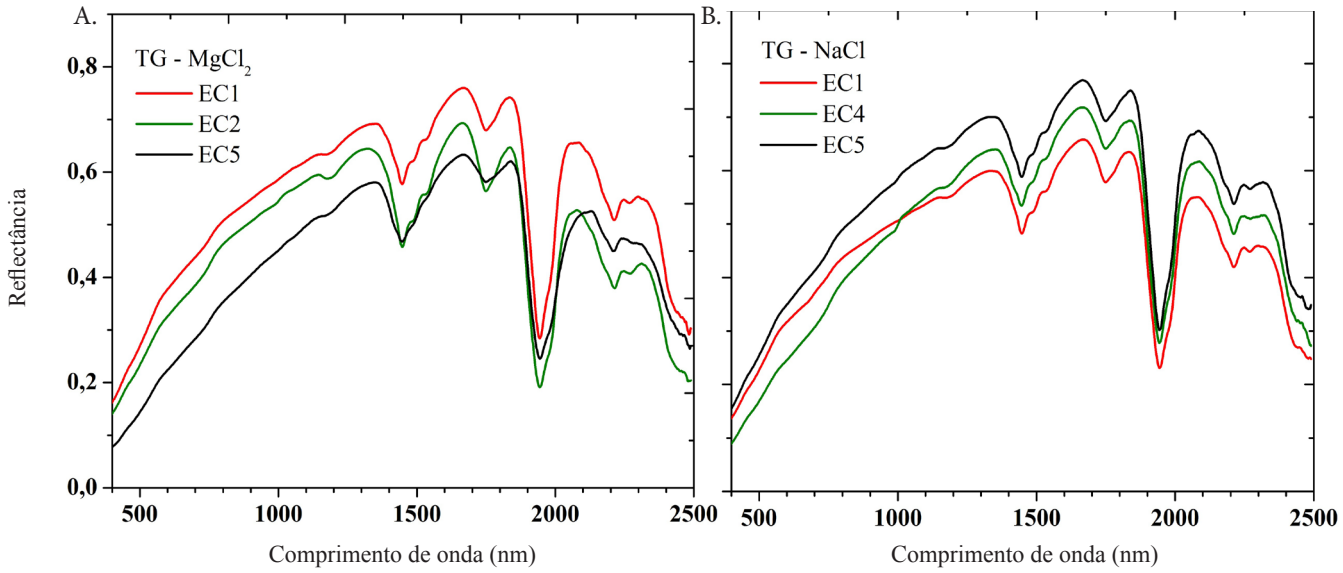
As projeções dos escores CP1 médios em função das amostras NTG e TG de NaCl, $MgCl_2$ e $CaCl_2$ mostraram que as amostras tratadas quimicamente (linhas tracejadas na Figura 6) tiveram valores de brilho superiores às das não tratadas (linhas cheias). Isto ocorre devido à influência espectral do gesso, cuja magnitude do efeito depende do tipo e da concentração dos sais na mistura (Howari et al., 2002). O brilho das amostras NaCl (TG) aumentou de CE1 para CE5, conforme expresso pelo gradual aumento dos escores CP1 (Figura 6). O contrário foi observado para $CaCl_2$ e $MgCl_2$, cuja reflectância espectral dos sais puros diminuiu fortemente do VNIR para o SWIR (Figura 3).

A inspeção dos espectros de reflectância de amostras de solos salinizadas com $MgCl_2$ (Figura 7a) e NaCl (Figura 7b)



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 6. Projeções dos escores médios CP1 para amostras de Neossolo Flúvico tratadas (TG) e não tratadas (NTG) quimicamente com gesso em função de cinco classes de condutividade elétrica (CE) das soluções salinas usadas para irrigar os solos



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 7. Variações espectrais com condutividade elétrica (CE) das amostras de solo tratadas com soluções salinas, mostrando maiores e menores valores de reflectância de CE1 para CE5 para (a) $MgCl_2$e (b) NaCl, respectivamente

indicou que os padrões de aumento e diminuição de brilho no espaço CP da Figura 6 em função do tratamento químico com o gesso foram mais bem definidos no SWIR e VNIR, respectivamente. Além disso, as feições espectrais do gesso prevaleceram sobre as feições espectrais do $MgCl_2$ e NaCl.

Para as amostras NTG, exceto para NaCl, o brilho dos outros dois sais primeiro aumentou de CE1 para CE3 (maiores escores CP1) e depois diminuiu na direção de CE5. A diminuição de brilho com a concentração de sal na Figura 6 para $MgCl_2$ (NTG) é consistente com os resultados obtidos por Farifteh et al., (2008) ao calcularem o albedo normalizado (1000-2400 nm) de três tipos de solos irrigados com soluções salinas em relação aos mesmos solos irrigados apenas com água destilada.

Variações na profundidade das bandas de absorção com CE para NTG e TG

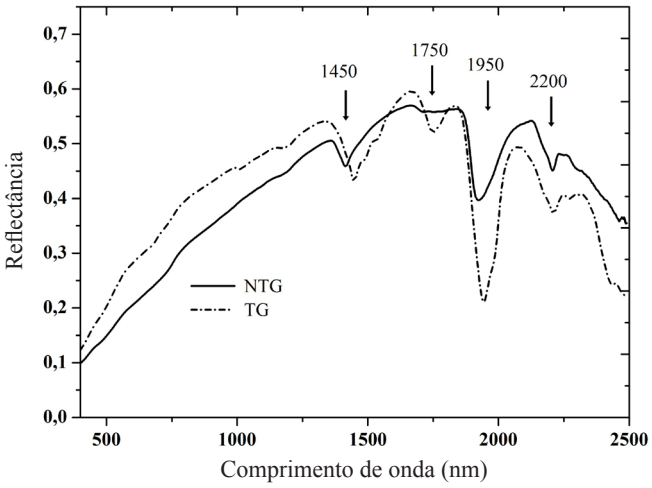
Na segunda etapa, visando escolher as bandas de absorção dos espectros mais significativas e para quantificar as variações na profundidade de absorção, a técnica de remoção do contínuo foi utilizada (Clark & Roush, 1984). Ela consiste na divisão dos valores originais de reflectância ($\rho_{\lambda original}$) em cada comprimento de onda (λ) pelos valores correspondentes projetados na linha reta ($\rho_{\lambda continuum}$), conectando as extremidades de uma determinada banda de absorção. A profundidade de uma banda de absorção (D) centrada em um determinado comprimento de onda λ_c é calculada pela Eq. 1 (Clark & Roush, 1984):

$$D = 1 - \frac{\rho_{\lambda coriginal}}{\rho_{\lambda ccontinuum}} \quad (1)$$

Em princípio, quanto maior for D em um determinado λ, maior será a quantidade do absorvedor. Os valores de D para as principais bandas de absorção foram então plotados em função da CE para as amostras de NTG e TG e as correlações foram analisadas.

Quando comparados com os espectros dos sais puros (Figura 3), os espectros NTG e TG dos Neossolos Flúvicos salinizados em laboratório exibiram um número menor de feições espectrais bem definidas. As bandas de absorção mais profundas, calculadas usando o método de remoção do contínuo, foram observadas em 1450 nm, 1950 nm e 1750 nm. Feições em 2200 nm são devidas à presença de minerais de argila nos solos (Dehaan & Taylor, 2003). Elas são aproximadamente coincidentes com as características de absorção do gesso (Figura 8).

Em regiões áridas e semiáridas, NaCl está presente em maior quantidade em relação aos outros sais estudados, ocorrendo principalmente na forma de cristais ou eflorescência resultante da evaporação da água salinizada (Farifteh et al., 2008). Entretanto, para as amostras NTG



Fonte: Moreira et al. (2014)

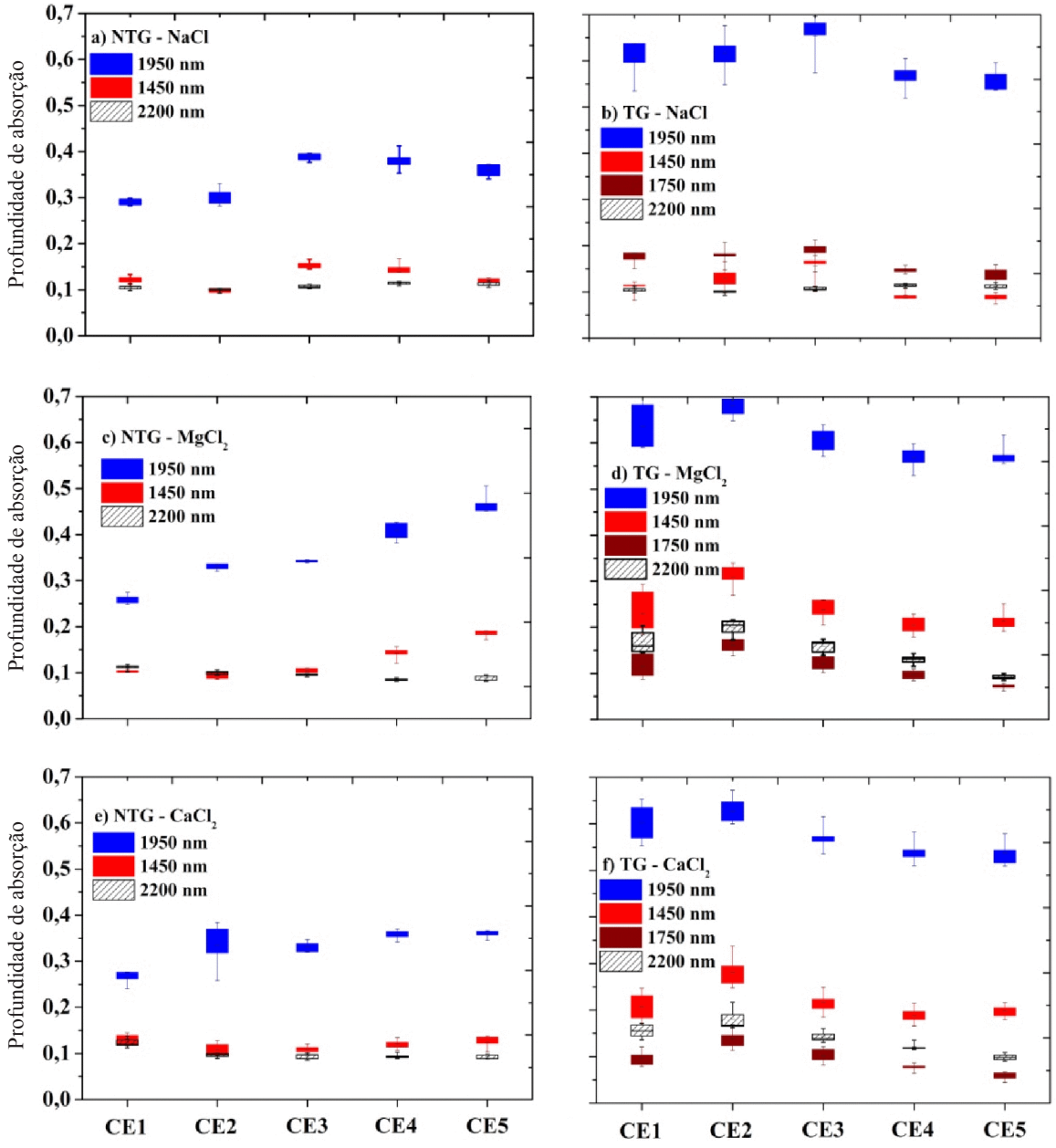
Figura 8. Espectros da CE1 de amostras de solos aluviais tratados (TG) e não tratadas (NTG) com gesso

(Figuras 9a 9c e 9e), $MgCl_2$, quando comparado com NaCl e $CaCl_2$, foi o sal que apresentou bandas de absorção com melhor definição em 1450 nm e, especialmente, em 1950 nm. Os valores de profundidade destas bandas foram positivos e altamente correlacionados com a concentração deste sal, expressa por valores crescentes de CE (Figura 10a). Esta mesma tendência foi observada por Weng et al., (2008), que obtiveram uma relação direta entre a concentração deste sal e a profundidade da banda de absorção. Os resultados de correlação para NaCl e $CaCl_2$ foram inferiores aos do $MgCl_2$.

Em geral, as amostras TG (Figuras 9b 9d e 9f) apresentaram bandas de absorção mais profundas do que as observadas nas amostras NTG (Figuras 9a 9c e 9e), devido à influência espectral do gesso. A presença de uma feição adicional, centrada em 1750 nm e observada no espectro do gesso na Figura 3, confirmou os efeitos espectrais do gesso que foi utilizado para tratamento químico das amostras e correção de salinização.

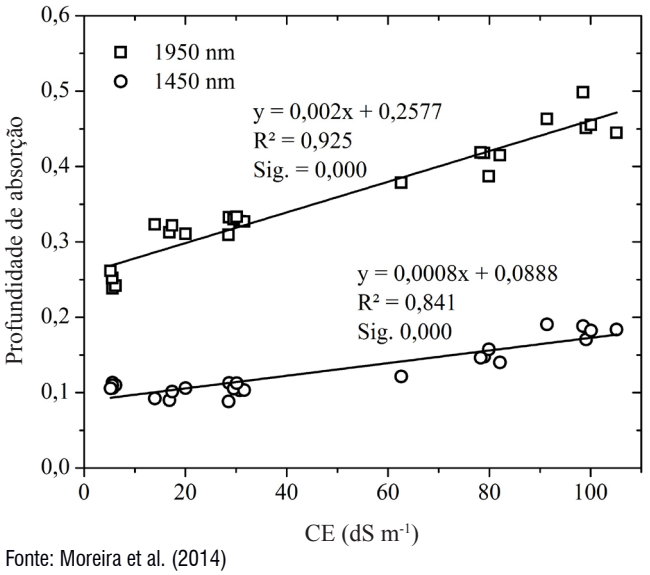
Potencial de Dados Multiespectrais e Hiperespectrais em Detectar Solos Salinizados no Semiárido do Brasil

Para detectar superfícies salinizadas, o sensoriamento remoto pode ser uma boa alternativa aos métodos tradicionais já que tem a capacidade de rápido monitoramento em grandes áreas. Um problema a ser considerado é que a salinização é um processo dinâmico e impõe certas restrições para sua



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 9. Variações na profundidade média e desvio-padrão das principais bandas de absorção presentes nos espectros de reflectância das amostras não tratadas (NTG; lado esquerdo da figura) e tratadas (TG; lado direito) quimicamente com gesso de Neossolo Flúvico para diferentes sais (NaCl, $MgCl_2$ e $CaCl_2$) e níveis de condutividade elétrica (CE) ou salinização



Fonte: Moreira et al. (2014)

Figura 10. Relações da profundidade das bandas de absorção centradas em 1450 nm e 1950 nm com os valores de condutividade elétrica (CE) ou salinização dos Neossolos Flúvicos com $MgCl_2$ para amostras não tratadas quimicamente com gesso (NTG)

detecção em imagens, sendo importante para tal finalidade a caracterização espectral, espacial e temporal das áreas afetadas (Metternicht & Zinck, 2003).

Outro problema na detecção do solo salino é a presença de vegetação ou de mistura espectral com outros componentes de cena. No entanto, isso pode ser resolvido usando modelo linear de mistura espectral (MLME). No caso de uma área agrícola, por exemplo, o modelo decompõe a reflectância contida em um determinado elemento de resolução do sensor "pixel" em três componentes referentes à vegetação, ao solo exposto e a sombra/água (Wang et al., 2013).

Para detectar solo salinizado com imagens de satélites, basicamente duas abordagens são consideradas. A primeira envolve a detecção direta analisando as características espectrais de solos expostos. A segunda usa as variações sazonais da vegetação presente na área de estudo como indicador indireto de solos com altas concentrações de sais (Mashimbye, 2013). Na segunda abordagem, as variações do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) com o tempo podem ser potencialmente analisadas para detectar solos expostos salinizados (Martínez & Gilabert, 2009).

Vários estudos têm testado não apenas o NDVI, como também índices específicos de salinização como, por exemplo, o *Salinity Index* (SI), *Normalized Salinity Index* (NDSI), *Brightness Index* (BI), ou escores resultantes de análise por componentes principais (ACP) – CP score, que indiretamente estão associados ao brilho do solo para detectar áreas salinizadas (Fernandez-Buces et al., 2006; Noroozi et al., 2012; Allbed et al., 2014).

Dados multiespectrais, como os dos satélites da série Landsat, assim como os hiperespectrais do sensor Hyperion/EO-1, têm sido utilizados com eficiência no mapeamento e monitoramento da salinidade do solo (Dehaan & Taylor, 2002; Douaoui et al., 2006; Weng et al., 2008; Setia et al., 2011; Allbed et al., 2014). Entretanto, poucas são as investigações que têm analisado de forma combinada as variações espectro-temporais de índices de vegetação para detecção de solos salinizados. Neste contexto, a recente disponibilidade do produto Surface Reflectance Climate Data Record (CDR) para as imagens do sensor Thematic Mapper (TM)/Landsat-5, adquiridas desde 1982, oferece uma nova oportunidade para o estudo das variações espectrais de áreas salinizadas com o tempo, usando imagens reflectância de superfície, atmosférica e geometricamente corrigidas (USGS, 2013). O lançamento do sensor Operational Land Imager (OLI)/Landsat-8 garante a continuidade da geração de dados da série Landsat.

Nesse estudo foram usados dados de sensores multiespectrais e hiperespectrais para detectar solos expostos salinizados de uma área irrigada (perímetro de irrigação de Morada Nova) do semiárido brasileiro. Foi aplicado o modelo de mistura espectral em uma imagem OLI/Landsat-8 para identificar áreas com solo exposto e inspecionada as variações de NDVI no tempo (1984-2011), usando o produto CDR TM/Landsat-5, para em seguida classificar essas áreas em salinizadas e não salinizadas. Adicionalmente, relações de regressão de cinco índices de salinidade e CP scores com medidas de condutividade elétrica (CE) do solo foram obtidas dos dados do OLI e Hyperion. Métricas de discriminação espectral entre solo salinizado e não salinizado e a classificação por support vector machine (SVM) foram testadas.

Área de estudo e dados usados

A área de estudo foi o distrito de irrigação de Morada Nova, localizada nos municípios de Morada Nova e Limoeiro do Norte, no estado do Ceará, nordeste do Brasil (Figura 1). O distrito tem três assentamentos habitacionais indicados por círculos na Figura 1. Os terrenos agrícolas são cultivados com arroz irrigado (pixels vermelhos) usando água do Rio Banabuiú. Uma prática comum na área de estudo para lavar o excesso de sais é a inundação dos talhões agrícolas, indicados por pixels escuros na Figura 1. O distrito de Morada Nova apresenta muitos problemas de salinização devido à alta concentração de sais no perfil do solo, em função do uso inadequado da irrigação e das condições de má drenagem.

Para realização do estudo no distrito de irrigação de Morada Nova foi selecionada uma imagem do sensor Operational Land Imager (OLI)/Landsat-8 de 12 de Setembro de 2013 em uma faixa larga (185 km x 185 km), livre de cobertura de nuvens. A resolução espacial para as bandas usadas na análise de dados foi de 30 m. O produto usado foi o nível 1T, que se refere a dados corrigidos geometricamente. Os dados OLI foram inicialmente convertidos em brilho e posteriormente em reflectância de superfície usando uma correção atmosférica como aplicativo Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes (FLAASH), algoritmo baseado no modelo MODTRAN (Felde et al., 2003).

Também foram usados dados hiperespectrais do sensor hyperion/EO-1 adquiridos no dia 03 de outubro de 2013 em uma faixa estreita (7,7 km x 42 km) com um ângulo de apontamento off-nadir de -15°. A resolução espacial desse sensor é de 30 m. O FLAASH foi aplicado às 196 bandas para correções radiométricas e em seguida geométricas (produto L1 Gst) do Hyperion (largura de banda 10 nm cobrindo a faixa de 426-2395 nm), utilizando o modelo atmosférico tropical e rural.

Identificação de solo exposto

Áreas não correspondentes a solo exposto, tais como corpos hídricos e vegetação, não foram consideradas. Para isso, foi criada uma máscara usando uma operação com limiar a partir da fração solo gerada por um modelo de mistura espectral usando a imagem OLI/Landsat-8 (dia 12 de setembro de 2013), com três membros de referência finais (vegetação verde, solo e água). O procedimento para identificação dos membros de referência foi proposto por Boardman & Kruse (1994).

No modelo de mistura, uma relação linear é utilizada para representar a mistura espectral dos alvos em cada pixel. O objetivo é separar cada elemento do pixel da imagem para obter uma imagem fração de cada *endmember* considerado. Em cada pixel, um limiar da mínima fração solo pode ser usado para separar a classe "solo exposto" dos demais componentes de cena.

Solos expostos foram discriminados dos outros componentes a partir da imagem fração solo com limiar superior a 0,6 e são mostrados em vermelho na Figura 11. No momento da aquisição da imagem OLI (12 de setembro de 2013), os solos expostos com este limiar correspondiam a 13,5% da área de estudo, distribuídos em diferentes parcelas de tamanho na cena. Este valor não inclui os três assentamentos habitacionais e as várzeas do rio Banabuiú que também tiveram valores da fração alta do solo.

A discriminação entre solo salinizado e não salinizado não foi possível usando MLME por causa da utilização de um modelo simples com três membros puros (endmembers). A seleção de um único endmember correspondente a solo para representar toda a gama de variações espectrais nos solos foi uma limitação. Outro fator potencial de confusão entre estas duas classes é a presença de vegetação não fotossintética sobre as superfícies do solo já que ambos têm brilhos similares. Portanto, foram realizadas inspeções nas variações NDVI ao longo do tempo para discriminar solos salinizados de não salinizados.

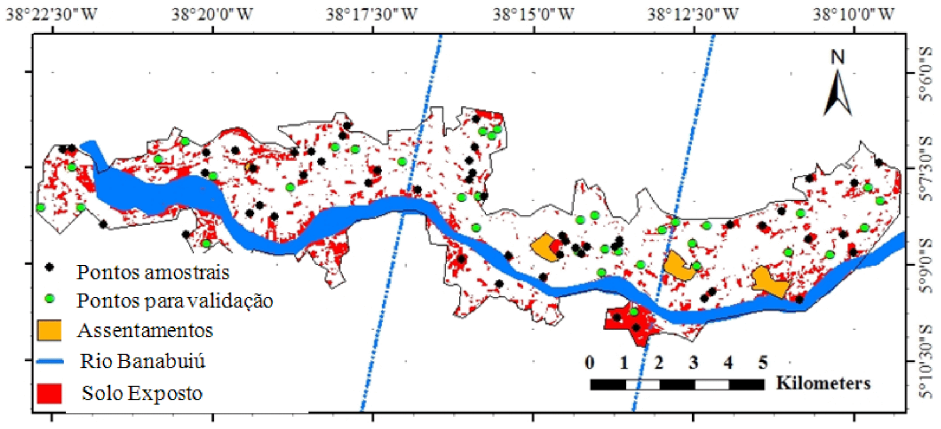
Variações de NDVI ao longo do tempo (produto CDR TM/ Landsat-5) em solo exposto salinizado e não salinizado

A partir da máscara (de limiar 0,60) aplicada à imagem OLI foi possível identificar as áreas expostas, e portanto, foram selecionados, de forma aleatória, 53 pontos amostrais para serem visitados em campo. De cada ponto foram coletadas amostras de solo da camada 0-15 cm e levadas para laboratório onde foi medida a condutividade elétrica do solo com um condutivímetro HI2300 (Hanna Instruments). Os 53 pontos amostrais foram classificados em solo salinizado (24) e não salinizado (29) a partir das medidas de CE do solo.

Para cada ponto, médias de NDVI foram calculadas a partir de janelas de 3 x 3 pixels. Em uma série temporal (1984 a 2011) de imagens Landsat-5 foram observadas as variações (média e desvio padrão) de NDVI para cada um dos 53 pontos amostrais. Para a seleção das imagens foi considerado o período entre os meses de Julho, Agosto e Setembro por ser uma época mais favorável em termos de cobertura de nuvens e para minimizar variações sazonais no ângulo de elevação solar das imagens (Tabela 1).

A hipótese dessa estratégia é que variações baixas de NDVI ao longo do tempo na área de estudo estão possivelmente associadas com solos expostos salinizados, onde o desenvolvimento da vegetação é limitado. Por outro lado, as variações elevadas de NDVI representam alternâncias no uso da terra agrícola (áreas não salinizadas).

Dos 53 pontos amostrais visitados no campo (Figura 11), 24 foram classificados como sendo salinizados e 29 como não salinizados, com base na medições de CE do solo em laboratório. As estatísticas descritivas mostraram que aproximadamente



Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 11. Áreas de solo exposto na imagem OLI/Landsat-8 identificadas usando um limiar de 0,60 na imagem fração solo do modelo de mistura espectral. A localização dos pontos amostrais é indicada, assim como a faixa de imageamento do Hyperion/EO-1 (linhas azuis tracejadas)

Tabela 1. Série temporal (1984–2011) de Imagens TM/Landsat-5 (Produto CDR) usadas na análise de dados. Informações da geometria de aquisição das imagens são indicadas

Datas de aquisição das imagens	Ângulo azimutal solar (graus)	Elevação solar (graus)
26/jul/84	54,56	45,68
01/ago/86	57,30	44,93
21/jul/88	51,04	45,48
27/jul/90	56,20	43,89
16/jul/92	53,18	43,54
06/jul/94	52,08	42,16
29/set/96	86,45	54,28
15/jul/98	47,02	46,30
23/ago/00	63,27	52,17
15/jul/03	50,46	46,03
06/set/05	68,71	57,43
28/set/07	83,13	62,61
31/jul/09	52,22	50,33
06/ago/11	54,07	51,18

70% dos pontos amostrais do solo salinizado tinham valores de CE superiores a 16 dS/m (Tabela 2). Este valor é o limite mínimo definido pelo Richards (1954) para a classificação do solo como extremamente salino. O alto coeficiente de variação (78,88%) confirma uma grande variabilidade da CE dos solos salinos (Tabela 2). Por outro lado, os solos expostos não salinizados apresentaram CE inferior, como esperado, com um valor máximo de apenas 1,5 dS/m. A maioria deles eram terrenos agrícolas sendo preparadas para o plantio, no momento da aquisição da imagem OLI.

Os valores de NDVI tomados ao longo do tempo, calculados a partir da reflectância de superfície do produto CDR TM/Landsat-5, apresentaram menor média e desvio padrão nos solos salinizados (Figura 12a) do que nas áreas não salinizadas (Figura 12b). O NDVI médio entre 1984 e 2011 não excedeu 0,33 para os solos salinizados, com um desvio padrão menor que 0,09. Em algumas áreas salinizadas, os valores de NDVI foram maiores no início da série temporal (1984) e diminuíram ao longo do tempo (resultados não apresentados), o que apoia a hipótese de que alguns destes pontos estão sofrendo um gradual processo de salinização. Os outros 29 pontos amostrais não salinizados apresentaram maior variabilidade de NDVI devido às alternâncias no uso da terra agrícola com culturas plantadas no momento das aquisições das imagens TM/Landsat-5.

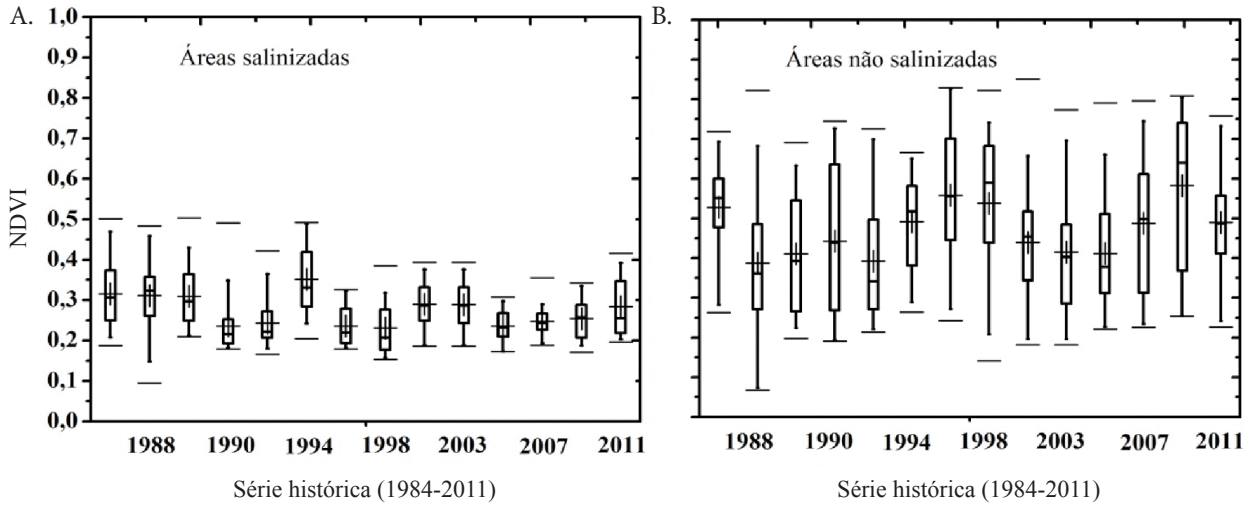
Relações entre condutividade elétrica (CE) do solo e os índices de salinidade de imagens OLI/Landsat-8 e Hyperion/EO-1

Foram selecionados cinco índices comumente utilizados em estudos aplicando sensoriamento remoto em solo salinizado: o Salinity Index (SI); Salinity Index-2 (SI2) (Douaoui et al., 2006); Brightness Index (BI) (Khan et al., 2001); Normalized Salinity Index (NDSI) (Odeh & Onus, 2008); e o Combined Spectral Response Index (COSRI) (Fernandez-Buces et al., 2006). As equações são listadas na Tabela 3. A maioria dos índices de salinidade é mais relacionada com o brilho e apenas o COSRI inclui o NDVI em sua formulação. Estes índices de salinidade foram calculados a partir das bandas largas multiespectrais do sensor OLI. Suas formulações também foram adaptadas para as estreitas bandas de 10 nm do Hyperion (Tabela 3).

Além de calcular os cinco índices de salinidade, foi aplicada a ACP aos dados OLI e Hyperion usando apenas

Tabela 2. Estatísticas descritivas da condutividade elétrica (CE) do solo dos 53 pontos amostrais selecionados

	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)	Peecentil 30	*n*
	dS m^{-1}						
Áreas salinizadas	42,70	146,90	3,00	33,68	78,88	16,03	24
Área não salinizadas	1,00	1,50	0,28	0,30	29,51	0,87	29



Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 12. Dinâmica sazonal do NDVI dos pontos amostrais selecionados. A informação de cada ponto é uma média de 3 x 3 pixels. Para cada ano são mostradas as barras de erros das: (A) Áreas de solo exposto salinizadas (24 pontos amostrais). (B) Áreas não salinizadas em uso agrícola (29 pontos amostrais)

Tabela 3. Índices de salinidade calculados de dados dos sensores OLI/Landsat-8 e Hyperion/EO1

Índices	Equações*	Referências
Salinity Index	$SI = \sqrt{(G * R)}$	Douaoui et al. (2006)
Salinity Index 2	$SI2 = \sqrt{(G^2 + R^2 + NIR^2)}$	Douaoui et al. (2006)
Brightness Index	$BI = \sqrt{(R^2 + NIR^2)}$	Khan et al. (2001)
Normalized Salinity Index	$NDSI = (R - NIR)/(R + NIR)$	Odeh & Onus (2008)
Combined Spectral Response Index	$COSRI = [(B + G)/(R + NIR)] * NDVI$	Fernandez-Buces et al. (2006)

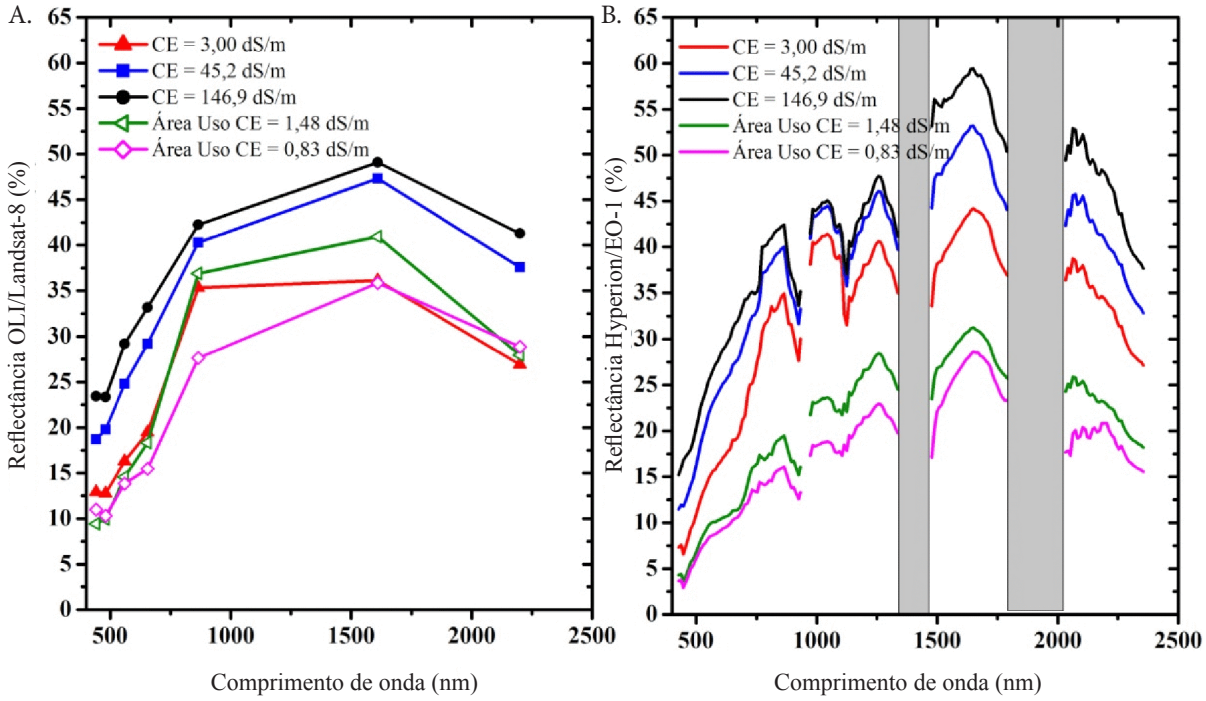
* G; R; NIR correspondem às bandas espectrais do verde, vermelho e infravermelho próximo, respectivamente, de ambos os sensores.

pixels de solos expostos detectados com o modelo MLME. Como resultado desta estratégia, variações nas imagens de componentes principais estão diretamente associadas com as mudanças espectrais nos solos. Uma vez que a primeira componente principal é geralmente associada com o brilho, a CP1 foi utilizada para detectar a salinidade do solo.

Os cinco índices de salinidade e os escores da CP1, calculados a partir dos dados OLI e Hyperion, foram correlacionados com os valores de CE dos 24 pontos amostrais característicos de solos salinizados. Na realidade, em função do Hyperion cobrir uma menor porção da área de estudo do que o OLI, o número de pontos amostrais salinizados utilizadas nos cálculos variou de 24 (OLI) a 15 (Hyperion). Os resultados dos dados multiespectrais e hiperespectrais foram comparados entre si. Usando as melhores relações de regressão foi estimada a CE do solo para cada pixel das imagens OLI e Hyperion. Para validar estas estimativas, foi coletado um novo conjunto com 36 amostras de solo (36 para OLI e 19 para Hyperion) e comparadas as respectivas medições da CE dessas amostras com os valores de CE previstos dos pixels correspondentes.

Apesar de terem sido medidos em datas diferentes e em ângulos zenitais distintos, espectros de reflectância do OLI e Hyperion extraídos de três locais salinizados mostraram um aumento no brilho com a salinidade do solo (Figuras 13a e 13b). Para ambos os sensores, a reflectância espectral aumentou nas regiões do visível, NIR e SWIR da baixa (0,83 dS/m) para a alta (146,90 dS/m) CE do solo, ratificando os resultados encontrados em outros estudos (Metternicht & Zinck, 2003). Os resultados também foram consistentes com os de Kumar et al., (2014), que utilizaram dados Hyperion no norte da Índia para estudar salinização do solo, com índices espectrais. As principais bandas de absorção do sal (NaCl) observadas em laboratório por Moreira et al., (2014) da área de estudo, não apareceram nos espectros do Hyperion. Estas bandas foram coincidentes no posicionamento espectral com as fortes bandas de absorção de vapor de água na atmosfera em 1400 e em 1900 nm (Figura 13b). Como resultado, a salinidade do solo detectada por ambos os sensores foi muito melhor expressa por variações de brilho na superfície do solo do que por alterações nas suas bandas de absorção.

Pelo fato do brilho ser um fator muito importante na detecção da salinidade do solo, a comparação entre os dados multiespectrais e hiperespectrais mostrou que todos os índices de salinidade da Tabela 3 foram linearmente correlacionados com as medidas da CE dos solos salinizados.



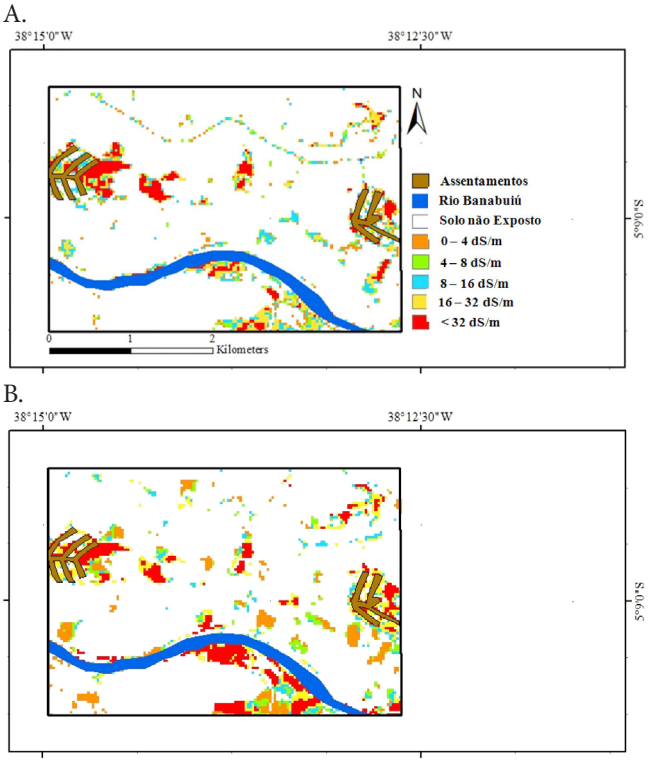
Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 13. Exemplos das respostas espectrais de pixels de solos expostos salinizados e não salinizados, obtidas do (A) OLI/Landsat–8 e (B) Hyperion/EO-1, faixas sombreadas indicam fortes absorções de vapor de água na atmosfera em 1400 e 1900 nm

Observando-se as respectivas formulações da Tabela 3 (soma ou multiplicação dos valores de reflectância das bandas), verifica-se que a maioria dos índices de salinidade mede variações no brilho do solo. Os melhores resultados para OLI e Hyperion foram obtidos para o SI (r = 0,84) (Figura 14a) e a CP1 (r = 0,77) (Figura 14b), respectivamente. O NDSI apresentou correlação inversa (r de -0,80 e -0,68 para OLI e Hyperion, respectivamente) já que sua formulação é baseada nas diferenças entre os valores de reflectância do vermelho e NIR (Tabela 3). O mesmo foi observado para COSRI (r de -0,77), que incluiu NDVI na sua formulação (diagramas de dispersão não mostrados).

A ACP aplicada somente aos pixels de solos expostos (valores superiores a 0,6 na imagem fração solo do MLME) mostrou que a CP1 foi responsável por 79,2% e 86,8% da variância total para OLI e Hyperion, respectivamente. Uma inspeção dos autovetores mostrou fatores de peso (loadings) positivos e aproximadamente semelhantes para todas as bandas de ambos os sensores no visível e no SWIR (resultados não apresentados). Uma vez que a contribuição de cada banda para explicar a CP1 foi aproximadamente a mesma, a CP1 expressa o quanto o brilho do solo aumentou com a salinidade (CE). Consequentemente, CP1 teve tendência semelhante aos índices de salinidade.

Mapas de solo salinizados construídos a partir das relações de regressão da CE do solo com o SI para OLI e CP1 para Hyperion, são mostrados nas Figuras 15a e 15b, respectivamente. Os resultados referem-se à porção central da área de estudo indicada por um quadrado amarelo na Figura 1. Eles demonstraram a boa performance do SI na estimativa da salinidade do solo pixel a pixel. As relações de validação da CE medida versus estimada apresentaram diminuição do erro quadrático médio (RMSE) de OLI (Figura 16a) para Hyperion (Figura 16b). Portanto, os índices de salinidade de banda estreita apresentaram melhores estimativas da CE do



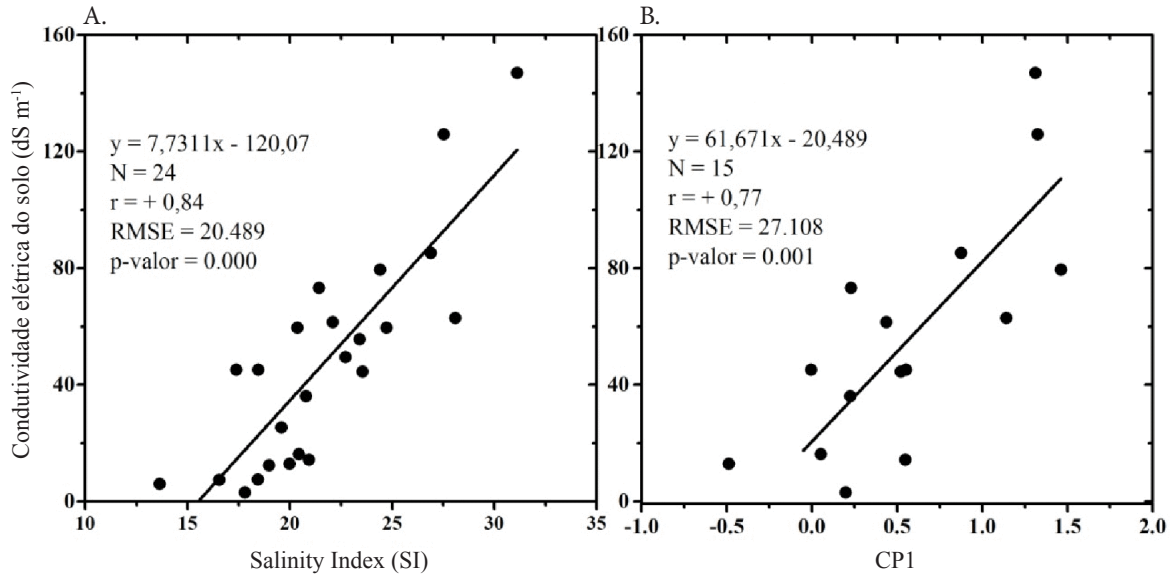
Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 15. Estimativa da condutividade elétrica (CE) do solo a partir do (A) SI para dados do OLI e (B) PC1 para Hyperion. Os resultados referem-se à porção da área de estudo indicada por um quadrado amarelo na Figura 1

que os índices de banda larga usando o conjunto de validação de amostras de solo.

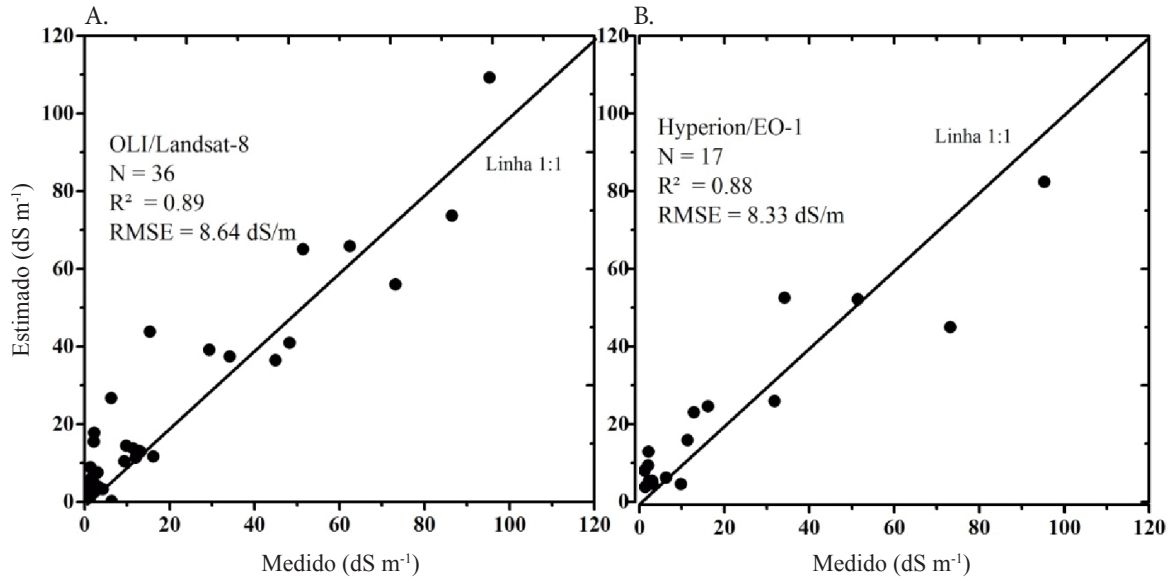
Discriminação de áreas salinizadas e não salinizadas usando dados multiespectrais e hiperespectrais

Para avaliar o potencial dos dados OLI e Hyperion em detectar solos expostos salinizados, foram calculadas duas



Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 14. Relação entre a condutividade elétrica (CE) do solo salinizado com o (A) Salinity Index (SI) calculado do OLI/Landsat-8 e (B) CP1 calculado do Hyperion/EO-1

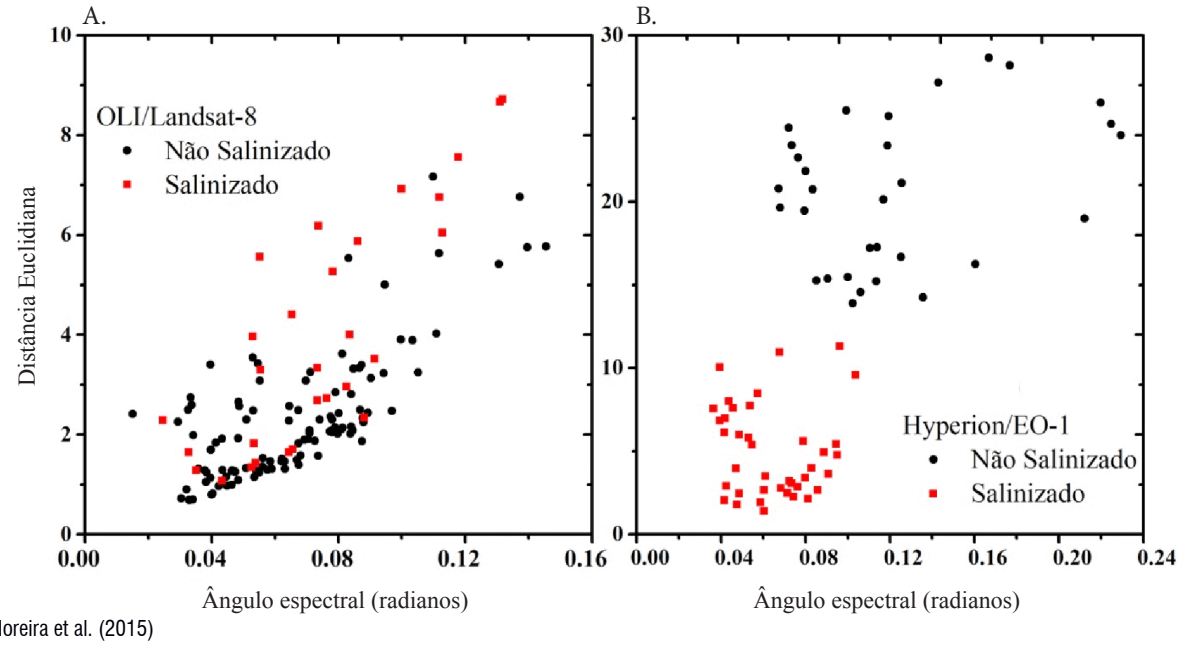


Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 16. Condutividade elétrica (CE) medida versos estimada, calculada a partir de dados OLI (A) e dados Hyperion (B) para o conjunto amostral de validação

distintas métricas para cada conjunto de dados: a Distância Euclidiana e o Ângulo Espectral entre o espectro de cada pixel e o espectro médio dos pixels representantes dos solos salinizados e não salinizados. O ângulo espectral é a mesma métrica utilizada com a técnica Spectral Angle Mapper (SAM) para comparar a semelhança na forma de espectros (Kruse et al., 1993).

Também foi feito uma classificação do solo salinizado e não salinizado em ambos os conjuntos de dados, utilizando o algoritmo SVM e utilizando os dois índices de salinidade melhor correlacionados com a CE como variáveis de entrada. Os pixels utilizados que resultaram nas relações de regressão (n = 24 e 15 para OLI e Hyperion, respectivamente) foram selecionados como classes de treinamento, enquanto que aqueles usados para validá-los (n = 36 e 19) foram escolhidos para avaliar a precisão da classificação (matriz de confusão). O tipo de função Kernel selecionada foi a de base radial com Gamma e os parâmetros de penalidade de 0,50 e 100, respectivamente. Esta é a função mais utilizada para a classificação supervisionada SVM, já que resolve os problemas de discriminação não-linear entre as classes (Cai et al., 2010; Heumann, 2011). Devido ao maior número de bandas, os dados Hyperion proporcionaram melhor separabilidade entre solos salinizados e não salinizados quando comparado com OLI tanto para as métricas de distância euclidiana como por ângulo espectral (Figura 17). Assim, as diferenças na forma do

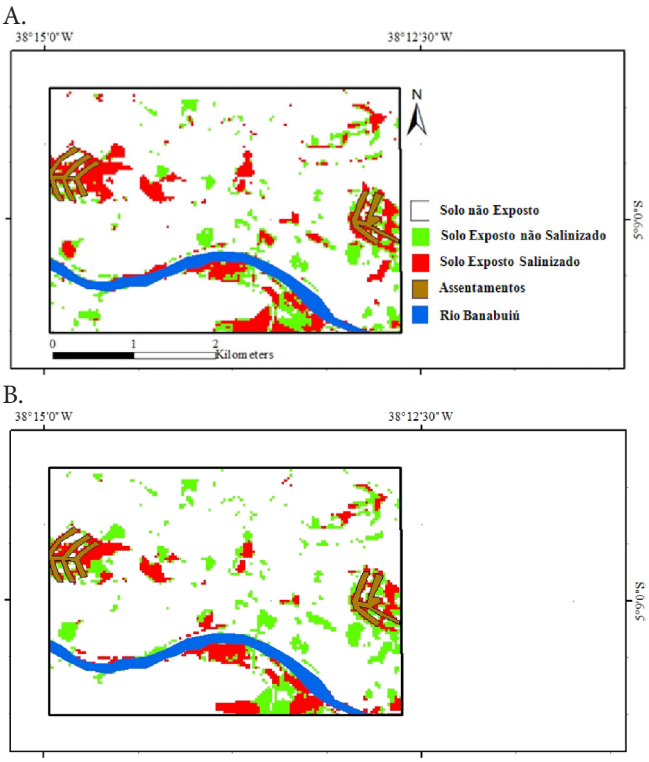


Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 17. Separação espectral entre solo salinizado e não salinizado a partir de dados (A) OLI/Landsat-8 e (B) Hypeiron/EO-1 com base na distância Euclidiana e ângulo espectral entre cada espectro do ponto amostral e os espectros médios das classes

espectro entre solos salinizados e não salinizados foram mais evidentes com os dados Hyperion do que com OLI.

A tendência observada na Figura 17 foi confirmada com a classificação SVM de solo exposto salinizado e não salinizado usando o SI e o CP1 como variáveis de entrada (Figura 18). A distribuição espacial do solo exposto salinizado e não salinizado foi consistente com o mapa da salinidade do solo (estimativas CE) da Figura 15. As matrizes de confusão indicaram que a precisão global e o índice Kappa da classificação SVM aumentou de OLI (0,550 e 0,778 na Tabela 4) para Hyperion (0,682 e 0,842 na Tabela 5). Os erros por omissão e comissão foram maiores para OLI do que para Hyperion. Os resultados da classificação SVM confirmaram o melhor desempenho dos índices de banda estreita de salinidade do Hyperion quando comparados com os de banda larga do OLI.



Fonte: Moreira et al. (2015)

Figura 18. Classificação Support Vector Machine (SVM) para (A) OLI/Landsat-8 e (B) Hyperion/EO-1 usando os dados do Salinity Index (SI) and CP1. Os resultados referem-se à porção da área de estudo indicada por um quadrado amarelo na Figura 1

Considerações Finais

Quando submetidas à salinização crescente com $CaCl_2$ e $MgCl_2$, a reflectância espectral e o brilho das amostras NTG de Neossolo Flúvico diminuíram de CE1 (solução não salina com água destilada) para CE5 (solução extremamente salina). O contrário foi observado para NaCl. Este comportamento foi consistente com a resposta espectral dos sais puros usados no experimento. Com o tratamento químico com gesso, o brilho das amostras TG aumentou para todos os sais quando comparado com as amostras NTG.

No conjunto de amostras NTG, as melhores correlações entre reflectância e salinidade dos solos, expressa por valores de CE, foram obtidas para $CaCl_2$ e $MgCl_2$ na faixa espectral de 1500 a 2400 nm. As relações foram lineares e negativas com o aumento da concentração destes sais provocando uma diminuição na reflectância do SWIR, o que é consistente com resposta espectral dos sais puros.

Das bandas de absorção dos espectros dos sais puros, as feições com as melhores definições observadas nos espectros dos Neossolos Flúvicos submetidos à salinização foram as de 1450 nm e 1950 nm. Com o tratamento químico com gesso, feições adicionais de absorção centradas em 1750 nm deste constituinte também foram observadas. Fortes correlações positivas entre a profundidade das bandas de absorção

Tabela 4. Matriz de confusão para a classificação support vector machine (SVM) do OLI/Landsat-8 para as classes de solo salinizado e não salinizado

	Classes	Classificação		Total	Erros de omissão (%)
		Solo salinizado	Solo não salinizado		
Referência	Solo salinizado	16	4	20	20,00
	Solo não salinizado	4	12	16	25,00
	Total	20	16	36	
	Erros de comissão (%)	20,00	25,00		
	Kappa	0,550			
	Exatidão da classificação	0,778			

Tabela 5. Matriz de confusão para a classificação support vector machine (SVM) do Hyperion/EO-1 para as classes de solo salinizado e não salinizado

	Classes	Classificação		Total	Erros de omissão (%)
		Solo salinizado	Solo não salinizado		
Referência	Solo salinizado	9	1	10	10,00
	Solo não salinizado	2	7	9	22,22
	Total	11	8	19	
	Erros de comissão (%)	18,18	12,50		
	Kappa	0,682			
	Exatidão da classificação	0,842			

posicionadas em 1450 nm e 1950 nm e os valores de CE foram observadas apenas para $MgCl_2$. A profundidade da banda de absorção de 2200 nm (minerais argilosos), presente nos espectros dos solos, diminuiu com o aumento da salinização, sendo inversamente correlacionada com valores de CE.

Os resultados dos experimentos de laboratório têm implicações para investigações de salinização na área de estudo com futuros sensores hiperespectrais como o EnMAP (*Environmental MappingandAnalysisProgram*) e HyspIRI (sensores orbitais) com 30 m e 60 m de resolução espacial, respectivamente, ou SpecTir (sensor aerotransportado) e ambos com mais de 200 bandas espectrais.

As bandas de absorção em 1450 nm e 1950 nm são coincidentes com intervalos espectrais de forte absorção por vapor d'água da atmosfera, mas a feição de 1750 nm pode ser detectada nos espectros dos pixels de solos expostos. A detecção da redução na profundidade da banda de absorção de 2200 nm com a salinização dependerá fortemente da relação sinal/ruído do sensor no SWIR. Em função do gesso e os outros sais estudados absorverem fortemente em diferentes proporções no SWIR, devido à natureza higroscópica, a forma dos índices VNIR/SWIR pode ser também útil para o mapeamento da salinidade.

Nesse capítulo foi apresentada uma investigação em uma área de solo salinizado induzida pela irrigação usada para o cultivo de arroz em uma região semiárida brasileira com dados dos sensores multiespectrais (TM/Landsat-5 e OLI / Landsat-8) e hyperspectral (Hyperion/EO-1). Quando comparado com OLI, os resultados mostraram que os índices de salinidade obtidos com as bandas estreitas do Hyperion produziram menor erro quadrático médio (RMSE) para estimativas da CE, melhor discriminação entre solos salinizados e não salinizados pelas métricas espectrais e maior precisão da classificação geral usando SVM.

Os solos expostos detectados a partir da fração solo do modelo MLME aplicado a imagem OLI apresentaram áreas salinizadas com variações de NDVI menores ao longo do tempo (1984-2011), obtidas com imagens TM/Landsat-5, resultado da inibição do crescimento de vegetação nas áreas salinizadas. As principais bandas de absorção observadas para o NaCl em laboratório foram mascaradas pelas fortes características de absorção do vapor de água atmosférico nos espectros dos pixels do Hyperion em 1400 e 1900 nm. Como resultado, a detecção de salinidade do solo está muito mais relacionada com o brilho do solo do que com bandas de absorção. Como a maioria dos índices de salinidade em algum ponto expressam o brilho, eles estão linearmente correlacionados com as medidas da CE dos solos salinizados, tanto para o OLI quanto para o Hyperion, com as maiores correlações sendo observadas para a SI e PC1, respectivamente. Quando estes dois atributos foram usados na classificação SVM, a precisão global da classificação das áreas salinizadas e não salinizadas foi maior para o Hyperion do que para o OLI. Métricas de separabilidade espectral (distância euclidiana e o ângulo espectral) confirmaram estes resultados.

A caracterização espectral do solo com diferentes níveis de salinização, feita em laboratório, mostrou que as feições espectrais mais importantes para identificação da presença e diferenciação das concentrações de sais são coincidentes com faixas de forte absorção por vapor d'água da atmosfera, em torno de 1400 e 1900 nm, portanto, inviabilizando a utilização de sensores hiperespectrais diretamente no campo, aerotransportados e orbitais para diagnósticos com bandas de absorção. No entanto, nos solos com baixa umidade e baixa concentração de matéria orgânica, houve boa relação do brilho com a concentração de sal, indicando que essa variável pode ser utilizada para análise da concentração salina do solo.

Em relação às investigações referentes à detecção da salinização do solo, uma boa transição de escala do ambiente de laboratório para o nível orbital, no caso de sensores hiperespectrais, está condicionada ao melhoramento da resolução espacial dos sensores, maior cobertura de imageamento na aquisição dos dados e principalmente uma maior relação sinal/ruído dos sensores.

Os resultados indicam que a discriminação de solos expostos salinizados pode ser feita pelas diferenças de brilho dos pixels com dados de sensores orbitais (hiperespectrais ou multiespectrais). Essa é uma abordagem que pode ser otimizada quando se utiliza modelo de mistura espectral para identificar áreas expostas e investigações do comportamento multitemporal dessas áreas (mascarando os demais componentes de cenas) averiguando seu histórico de uso. Ainda em relação ao brilho, índices espectrais obtidos de imagens com grande cobertura espacial podem ser usados na produção de mapas de solos expostos com diferentes níveis de salinização.

Literatura Citada

Aguiar Netto, A. O.; Gomes, C. C. S.; Lins, C. C. V.; Barros, A. C.; Campeche, L. F. S. M.; Blanco, F. F. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, SE, Brasil. Ciência Rural, v.37, p.1640-1645, 2007.

Allbed, A.; Kumar, L.; Sinha, P. Mapping and modelling spatial variation in soil salinity in the Al Hassa Oasis based on remote sensing indicators and regression techniques. Remote Sensing., v.6, p.1137-1157, 2014.

Barbosa, F. C.; Teixeira, A. S. dos; Godim, R. S. Espacialização da evapotranspiração de referência e precipitação efetiva para estimativa das necessidades de irrigação na região do Baixo Jaguaribe - CE. Revista Ciência Agronômica, v.36, p.24-33, 2005.

Barros, M. de F. C.; Santos, P. M.; Ferras, F. B. Qualidade da água de drenagem de solos degradados pela salinização e sodificação depois da aplicação de gesso e calcário e de lâmina de irrigação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, p.363-378, 2008.

Boardman, J. W.; Kruse, F. A. Automated spectral analysis: A geologic example using AVIRIS data, north Grapevine Mountains, Nevada. In: Proceedings of the Tenth ERIM Thematic Conference on Geologic Remote Sensing, Environmental Research Institute of Michigan, 1994. Ann Arbor: ERIM. 1994. p.407-418.

Bouaziz, M.; Matschullat, J.; Gloaguen, R. Improved remote sensing detection of soil salinity from a semi-arid climate in Northeast Brazil. Comptes Rendus Geoscience, v. 343, p.795–803, 2011.

Cai, S.; Zhang, R.; Liu, L.; Zhou, D. A method of salt-affected soil information extraction based on a support vector machine with texture features. Mathematical and Computer Modelling, v.51, p.1319-1325, 2010.

Clark, R. N.; Roush, T. L. Reflectance spectroscopy: Quantitative analysis techniques for remote sensing applications. Journal of Geophysical Research, v.89, p.6329-6340, 1984.

Cunha, C. S. M. Relação entre solos afetados por sais e concentração de metais pesados em quatro perímetros irrigados no Ceará. Fortaleza: UFC, 2013. 101p. Dissertação Mestrado

Dale, P. E. R.; Hulsman, K.; Chadica, A. L. Classification of reflectance on colour infrared aerial photographs and sub-tropical salt-marsh vegetation types. International Journal of Remote Sensing, v.7, p.1783-1788, 1986.

Dehaan, R.; Taylor, G. R. Field-derived spectra of salinized soils and vegetation as indicators of irrigation induced soil salinization. Remote Sensing of Environment, v. 80, p.406-417, 2002.

Dehaan, R.; Taylor, G. R. Image-derived spectral endmembers as indicators of salinization. Internation Journal of Remote Sensing, v.24, p.775-794, 2003.

Dehni, A.; Lounis, M. Remote sensing techniques for salt affected soil mapping: Application to the Oran region of Algeria. Procedia Engineering, v.33, p.188-198, 2012.

D'Odorico, P.; Bhattachan, A.; Davis, K. F.; Ravi, S.; Runyan, C. W. Global desertification: Drivers and feedbacks. Advances in Water Resources, v.51, p.326-344, 2013.

Douaoui, A. E. K., Nicolas, H., Walter, C. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. Geoderma, v.134, p.217–230, 2006.

Duarte, S. N.; Dias, N. S.; Teles Filho, J. F. Recuperação de um solo salinizado devido ao excesso de fertilizantes em ambiente protegido. Irriga, v.12, p.422-428, 2007.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Centro Nacional de Pesquisa dos Solos (Rio de Janeiro, RJ). Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p.

Farifteh, J. Imaging spectroscopy of salt-affected soils: model-based integrated method. Utrecht: International Institute Geo-Information Science and Earth Observation (ITC) and Utrecht University, 2007. p.235. Doctoral Thesis

Farifteh, J.; Neer, F. van der; Meijder, M. van der; Atzberger, C. Spectral characteristics of salt-affected soils: A laboratory experiment. Geoderma, v.145, p.196-206, 2008.

Felde, G. W.; Anderson, G. P.; Adler-Golden, S. M.; Matthew, N. W.; Berk, A. Analysis of hyperion data with the FLAASH atmospheric correction algorithm. In: Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). Toulouse: IEEE, 2003. p.21-25.

Fernandez-Buces, N.; Siebe, C.; Cram, S.; Palacio, J. L. Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: A case study in the former lake Texcoco, Mexico. Journal of Arid Environments, v. 65, p.644-667, 2006.

Heumann, B. W. An object-based classification of mangroves using a hybrid decision tree-support vector machine approach. Remote Sensing, v.3, p.2440-2460, 2011.

Howari, F. M.; Goodell, P. C.; Miyamoto, S. Spectral properties of salt crusts formed on saline soils. Journal of Environmental Quality, v.31, p.1453-1461, 2002.

Khan, N. M.; Rastoskuev, V. V.; Shalina, E.; Sato, Y. Mapping salt-affected soil using remote sensing indicators. A simple approach with the use of GIS Idrisi. In: Proceedings of the 22nd Asian Conference on Remote Sensing, Singapore. 2001. 5p. Singapore: AARS

Koohafkan, P. Water and cereals in drylands. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations and Earthscan (FAO), 2012, 113p.

Kruse, F. A.; Lefkoff, A. B.; Boardman, J. W.; Heidebrecht, K. B.; Shapiro, A. T.; Barloon, P. J.; Goetz, A. F. H. The Spectral Image Processing System (SIPS) – interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. Remote Sensing of Environment, v.44, p.145-163, 1993.

Kumar, S.; Gautam, G.; Saha, S. K. Hyperspectral remote sensing data derived spectral indices in characterizing salt-affected soils: A case study of Indo-Gangetic plains of India. Environmental Earth Sciences, v.73, p.3299-3308, 2014.

Martínez, B.; Gilabert, M. A. Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform. Remote Sensing of Environment. v.113, p.1823–1842, 2009.

Mashimbye, Z. E. Remote sensing of salt-affected soils. South Africa: Faculty of AgriSciences at Stellenbosch University, 2013. 174p. Doctoral Thesis

Metternicht, G. I.; Zinck, J. A. Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. Remote Sensing of Environment, v.85, p.1-20, 2003.

Metternicht, G. I.; Zinck, J. A. Remote Sensing of Soil Salinization: Impact on Land Management. Boca Raton: CRC Press, 2008. 377p.

Moreira, L. C. J.; Teixeira, A. dos S.; Galvão, L. S. Laboratory salinization of brazilian alluvial soils and the spectral effects of gypsum. Remote Sensing, v.6, p. 2647-2663, 2014.

Moreira, L. C. J.; Teixeira, A. dos S.; Galvão, L. S. Potential of multispectral and hyperspectral data to detect saline exposed soils in Brazil. GIScience & Remote Sensing, v.4, p.416-436, 2015.

Moreira, R. C.; Galvão, L. S. Variation in spectral shape of urban materials. Remote Sensing Letters, v.1, p.149-158, 2010.

Mougenot, B.; Epema, G. F.; Pouget. M. Remote sensing of salt affected soils. Remote Sensing Reviews, v.7, p.241-259, 1993.

Nanni, M. R. D.; Demattê, J. A. M. Spectral reflectance methodology in comparison to traditional soil analysis. Soil Science Society of America Journal, v.70, p.393-407, 2006.

Noroozi, A. A.; Homaee, M.; Farshad, A. Integrated application of remote sensing and spatial statistical models to the identification of soil salinity: A case study from Garmsar Plain, Iranian Environmental Science, v. 9, p. 59-74, 2012.

Odeh, I. O. A.; Onus, A. Spatial analysis of soil salinity and soil structural stability in a semiarid region of New South Wales, Australia. Environmental Management, v.42, p.265–278, 2008.

Setia, R.; Lewis, M.; Marschner, P.; Raja Segaram, R.; Summers, D.; Chittleborough, D. Severity of salinity accurately detected and classified on apPaddock scale with high resolution multispectral satellite imagery. Land Degradation & Development, v.24, p.375-384, 2011.

USGS - United States Geological Survey. USA. 2013. <http://landsat.usgs.gov/Landsat8_Using_Product.php. setembro de 2013.

Wang, F.; Chen, X.; Luo, G.; Ding, J.; Chen, X. Detecting soil salinity with arid fraction integrated index and salinity index in feature space using Landsat TM imagery. Journal Arid Land, v.5, p.340 – 353, 2013.

Weng, Y.; Gong, P.; Zhu, Z. Reflectance spectroscopy for the assessment of soil salt content in soils of the Yellow River Delta of China. International Journal of Remote Sensing, v.29, p.5511 – 5531, 2008.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

7 Técnicas de estatística multivariada: Investigação da salinidade

Eunice M. de Andrade[1], Ana C. M. Oliveira[2] & Fernando B. Lopes[1]

[1] Universidade Federal do Ceará
[2] Universidade Federal do Cariri

Introdução

Todas as atividades humanas, com raríssimas exceções, sejam no campo das ciências naturais, exatas, humanas ou sociais, são processos multivariados, os quais devem ser investigados à luz das técnicas de estatística multivariada. A adoção desta técnica conduz a interpretações e inferências mais realistas. A cada dia é mais frequente o emprego da estatística multivariada no campo das ciências naturais, em decorrência dos recursos oferecidos pela informática na atualidade. A simplicidade e a disponibilidade de ferramentas computacionais para uso estatístico têm permitido que análises complexas sejam executadas em computadores pessoais de forma rápida e eficiente. Assim, análises de medidas com vários atributos, as quais eram praticamente impossíveis de serem realizadas há três décadas, podem ser facilmente investigadas.

Sabe-se que no campo da análise estatística, os métodos disponíveis podem ser agrupados em análise univariada e análise multivariada. A técnica de análise univariada é quando se investiga as variáveis de forma isolada, como se os processos ocorressem de forma independente do mundo que os cerca, enquanto que a técnica de análise multivariada considera as variáveis de forma conjunta. Se o fenômeno investigado depende de muitas variáveis, geralmente, a estatística univariada pode gerar falhas na interpretação, pois as relações existentes entre as variáveis não são percebidas e, assim, os efeitos antagônicos ou sinérgicos entre variáveis dificultam a interpretação do fenômeno (Everitt, 1993).

Um caminho que pode ser adotado para se reduzir esta limitação é o emprego da estatística multivariada. A denominação "Análise Multivariada" corresponde a um grande número de métodos e técnicas que utilizam simultaneamente todas as variáveis na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos, sendo, portanto, ferramentas estatísticas que apresentam uma visão holística do fenômeno investigado (Everitt & Dunn, 1991).

Nas últimas décadas, pesquisadores de diferentes partes do mundo (Nathan & MCmahon, 1990; Singh et al., 2004; Litskas et al., 2014) vêm empregando técnicas de estatística multivariada nas ciências naturais para auxiliar na interpretação de matrizes geradas pelo monitoramento dos processos naturais multivariados. Recentemente, pesquisadores como Andrade et al. (2008); Meireles (2007) e Palácio (2004) iniciaram a aplicação de técnicas de estatística multivariada - análise de agrupamento hierárquico e análise fatorial/análise de componentes principais - na identificação de grupos similares e dos fatores determinantes da qualidade das águas em áreas irrigadas no estado do Ceará.

Devido ao caráter exploratório da análise multivariada, as técnicas a serem escolhidas dependerão dos objetivos da pesquisa. Esta característica (análise exploratória das informações) oferece o suporte para se gerar hipóteses, embora possa ser empregada para confirmação de eventos como discutido por Hair et al. (2005). No entanto, é preciso destacar que a técnica de estatística multivariada não apresenta caráter confirmatório de dados. É importante que o pesquisador esteja ciente de que no uso de uma técnica multivariada assim como na univariada, sempre haverá perda de informações. Portanto, deve-se buscar com critério a técnica adequada ao problema a ser investigado.

Considerando que o objetivo do investigador é verificar a similaridade entre variáveis no tempo e no espaço ou identificar os fatores determinantes do processo e/ou redução da dimensionalidade das variáveis, então se deve destacar a análise de agrupamento hierárquico (AAH) e a análise fatorial/ análise de componentes principais (AF/ ACP), respectivamente.

Neste capítulo serão apresentadas as etapas de como se aplicar as técnicas de análise de agrupamento hierárquico

e análise fatorial/análise de componentes principais em investigações sobre processo de salinidade no solo e na água.

Estatística Multivariada

Análise de agrupamento

Em ambiente natural ou não, sejam seres animados ou inanimados, os indivíduos que compartilham características semelhantes tendem a se aproximarem entre si. Estudando estes grupos se pode identificar as características similares ou dissimilares entre os indivíduos. Em uma abordagem classificatória ou estatística, a busca por grupos homogêneos ou similares é chamado de análise de agrupamento.

Pode-se dizer que análise de agrupamento consiste em uma técnica multivariada cujo objetivo primário é formar grupos de objetos homogêneos com base na semelhança de suas características. Deste modo, cada indivíduo, ou objeto, investigado deverá apresentar a maior semelhança possível com os outros elementos no agrupamento e uma maior diferença dos outros grupos com relação aos critérios de seleção predeterminados.

A quantificação da similaridade entre os objetos pode ser efetuada por diferentes procedimentos (Corrar et al., 2009), destacando-se as medidas de correlação, medidas de distância e medidas de associação. A definição de qual tipo de medida a ser adotada depende dos tipos de dados a serem investigados. Para dados quantitativos empregam-se as medidas de correlação e de distância, enquanto que para dados qualitativos devem-se adotar as medidas de associação. Os agrupamentos dos indivíduos ou objetos deverão apresentar elevada homogeneidade interna (dentro dos grupos) e elevada heterogeneidade externa (entre os grupos).

De fato, a análise de agrupamento trata-se de uma metodologia classificatória com base em métodos numéricos em que se considera um conjunto inicial de indivíduos ou objetos aos quais são associadas as medidas de várias grandezas, denominadas variáveis classificatórias. Essas grandezas são utilizadas para se definir grupos similares em relação às características dos indivíduos ou dos objetos investigados (Everitt, 1993).

Um ponto importante que não pode ser esquecido pelo pesquisador, no momento de empregar a técnica de análise de agrupamento, é investigar as unidades e as escalas de grandeza das variáveis que serão empregadas na definição de grupos homogêneos. A similaridade entre as variáveis é extremamente dependente da escala e das unidades em que as mesmas são expressas (Dillon & Goldstein, 1984). Se as variáveis são medidas em diferentes escalas, variáveis com maiores valores irão ter um maior peso na definição da similaridade do que as variáveis expressas em menores valores. Esta dependência de escala, ou unidade, é superada efetuando-se a padronização dos dados.

A forma mais comum de padronização é a conversão de cada variável para um escore padrão (escores Z), que consiste em subtrair a média da variável X e dividir por seu desvio padrão (Eq. 1). Este processo converte cada valor do dado original em um valor padronizado para μ=0 e σ=1.

$$X_{sij} = \frac{X_{ij} - \overline{X_i}}{S_i} \quad (1)$$

em que:

X_{ij} - representa o valor observado da j-ésima e i-ésima variável;

$\overline{X_i}$ - representa a média da amostra X_{ij};

S_i - representa o desvio padrão da variável X_{ij};

X_{sij} - representa a observação da variável *j*-ésima e *i*-ésima normalizada;

i - 1...m-variáveis; e,

j - 1...n-amostragens.

Finalizada a padronização dos dados, torna-se necessário responder os seguintes pontos:

Qual a medida de similaridade ou de distância entre os grupos a ser empregada?

Qual o algoritmo de agrupamento a ser selecionado?

Qual o número de grupos a ser formado?

A resposta a cada uma destas indagações será abordada nos três subitens a seguir.

Medidas de similaridade

A aplicação dos conceitos de distância e similaridade é prática comum em muitas técnicas estatísticas. Através das medidas de distância se expressa a separação entre objetos ou sub-grupos, enquanto que pela similaridade mede-se a proximidade dos mesmos. Elevados valores de similaridade expressam o quanto os objetos são semelhantes, em contraposição quanto maior o valor da medida da distância, menor a homogeneidade entre os objetos ou sub-grupos.

Portanto, na análise de agrupamento, a similaridade entre duas amostras pode ser expressa em função da distância entre os dois pontos representativos destas amostras no espaço n-dimensional. A maneira mais usual de calcular a distância entre dois pontos "a" e "b" no espaço n-dimensional é conhecida por distância euclidiana (DE).

$$\text{Distância}(x,y) = \sqrt{\sum_i (X_i - Y_i)^2} \quad (2)$$

No entanto, existem outras métricas que podem ser empregados para se calcular a similaridade dos casos, os quais são:

- Distância Euclidiana ao Quadrado (DEQ): esta é a técnica mais empregada para se medir a similaridade entre dois objetos ou sub-grupos, expresso pela Eq. 3

$$\text{DEQ}(x,y) = (X_i - Y_i)^2 \quad (3)$$

- Distância de Mahalanobis (DM): esta métrica difere da distância Euclidiana por considerar a correlação entre os

conjuntos de dados. A distância de Mahalanobis entre dois vetores é expressa por:

$$DM\left(\vec{X},\vec{Y}\right)=\sqrt{\left(\vec{X}-\vec{Y}\right)S^{-1}\left(\vec{X}-\vec{Y}\right)} \quad (4)$$

em que:

"S" - matriz de dispersão amostral comum a todas as unidades.

Pelo fato da mesma considerar a variabilidade de cada unidade amostral, é recomendada para dados oriundos de delineamentos experimentais, principalmente quando as variáveis são correlacionadas. Caso a matriz de covariância seja uma matriz de identidade, a métrica, distância de Mahalanobis, se reduz à distância euclidiana normalizada, a qual é expressa por:

$$DM\left(\vec{X},\vec{Y}\right)=\sqrt{\sum_{i=1}^{P}\frac{\left(X_i-Y_i\right)^2}{\sigma_i^2}} \quad (5)$$

Portanto, quando se emprega a distância de Mahalanobis não é necessário se efetuar previamente a padronização dos dados.

Como em estudos de qualidade de água ou sais no solo as variáveis classificatórias escolhidas são variáveis reais e, portanto, são mensuradas em uma escala de intervalo, convencionou-se adotar uma medida de distância com propriedades métricas, tendo a escolha recaída no quadrado da distância Euclidiana (Eq. 6), por a mesma ser bastante utilizada em estudos de recursos naturais (Nathan & MCmahon, 1990).

$$De=\left[\sum_{j=1}^{n}\left(P_{p,j}-P_{k,j}\right)^2\right]^{0,5} \quad (6)$$

em que:

De - distância euclidiana;

$P_{p,j}$ e $P_{k,j}$ - variáveis quantitativas j dos pontos de amostragem p e k, respectivamente.

Algoritmo de agrupamento

Muitos são os algoritmos propostos para se efetuar a análise de agrupamento. O algoritmo ou conjunto de regras mais usado no agrupamento de objetos similares podem ser classificados em duas categorias: hierárquicos e não hierárquicos. Existem basicamente dois tipos de procedimentos hierárquicos de agrupamento: aglomerativos e divisivos.

Entre as técnicas citadas, irá se abordar a hierárquica aglomerativa, a qual produz um arranjo hierárquico em forma de árvore, conhecido como dendrograma, onde as amostras semelhantes, segundo as variáveis escolhidas, são agrupadas entre si. A suposição básica de sua interpretação é: quanto menor a distância entre os pontos, maior a semelhança entre as amostras (Moita Neto & Moita, 1998). Os cinco tipos de algoritmos aglomerativos mais utilizados na definição de grupos semelhantes são: ligação individual (*single linkage*), ligação completa (*complete linkage*), ligação média (*average linkage*), método de Ward (*Ward's method*) e método do centróide (*Centroid method*) (Hair et al., 2005).

Uma primeira noção do que seja um dendrograma é apresentada na Figura 1, o qual expressa o arranjo hierárquico da qualidade das águas coletadas em sete pontos de amostragem no açude Orós, Ceará. O arranjo de similaridade das águas do Orós se fundamentou nos seguintes atributos: Condutividade Elétrica (CE), pH, Ca, Mg, Na, K, Cl, HCO_3, SO_4, NH_4, NO_3, P_T, PO_4^{3-}, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais, sólidos totais fixos e voláteis, total de sólidos em suspensão, sólidos em suspensão fixos e voláteis, turbidez, cor verdadeira e aparente, transparência, temperatura e Razão de Adsorção de Sódio (RAS).

De acordo com o dendrograma (Figura 1) observar-se a formação de dois grandes grupos distintos. O primeiro grupo formado pelos pontos P_5, P_6, P_7 e P_4 e o segundo grupo formado pelos pontos P_1, P_3 e P_2. Esta afirmação parte da observação da maior distância existente entre os grupos. Dentro do primeiro grupo os pontos P_5, P_6 e P_7 apresentam menores distâncias, seguida do ponto P_4, um pouco mais distante, mas com grande similaridade dentro do grupo. As menores distâncias representam as maiores similaridades com relação aos valores dos atributos considerados para avaliação da qualidade das águas. No segundo grupo, formado pelos pontos P_1, P_3, P_2, observa-se que os pontos P_1 e P_3 apresentam, devido a maior similaridade nos valores observados para a qualidade das águas, menor distância

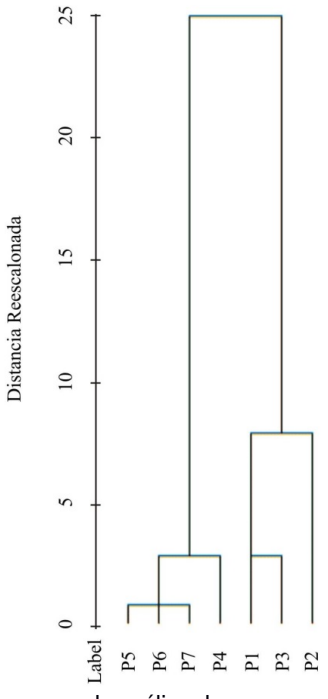


Figura 1. Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward dos sete pontos de coleta de água no açude Orós

entre eles, quando comparado ao P_2. Contudo, os pontos pertencentes ao mesmo grupo apresentam alta similaridade.

No método de Ward, a distância entre dois agrupamentos é a soma do quadrado da diferença de cada variável. Em cada estágio do procedimento de agrupamento, a soma interna dos quadrados é minimizada sobre todas as partições (o conjunto completo de agrupamentos disjuntos ou separados) que podem ser obtidas pela combinação de dois agregados do estágio anterior. Esse procedimento tende a combinar agrupamentos com um pequeno número de observações (Hair et al., 2005).

Número de grupos

Possivelmente, a questão mais complexa quando se utiliza a análise de agrupamentos é a determinação do número final de classes a serem formadas (também chamada regra de parada). Infelizmente, não existe um procedimento padrão de seleção. Como não há critério estatístico interno usado para inferência, tal como os testes de significância estatística de outros métodos multivariados, foram desenvolvidos vários critérios e guias para tratar o problema.

O principal obstáculo é que existem muitos procedimentos de ocasião (ad hoc), envolvendo técnicas bastante complexas que devem ser computadas (Corrar et al., 2009). Um tipo de regra de parada relativamente simples é examinar alguma medida de dissimilaridade ou distância entre os grupos. A parada deverá ocorrer quando a distância de similaridade exceder a um valor especificado ou quando ocorrer uma súbita elevação. As medidas de similaridades comumente empregadas nesta tomada de decisão são os coeficientes aglomerativos e as distâncias reescalonadas.

Pequenos valores dos coeficientes aglomerativos indicam que agrupamentos de elevada similaridade ou homogêneos estão sendo formados. Reunir dois objetos ou sub-grupos de baixa similaridade resulta em um coeficiente de alto valor ou uma grande variação percentual entre este coeficiente e o anterior. Desta forma, para ajudar na identificação de dissimilaridade ou heterogeneidade entre os agrupamentos, deve-se calcular o percentual de mudança entre os valores de dois coeficientes consecutivos de agrupamento.

Estudo de caso: Salinidade dos solos da Chapada do Apodi

Para ilustrar a aplicação de análise de agrupamento investigou-se a Condutividade Elétrica do extrato de saturação de solos irrigados e campos naturais da Chapada do Apodi, Ceará. A pesquisa foi desenvolvida em três áreas, sendo uma com campos naturais (Mata Nativa) e duas irrigadas do Distrito de Irrigação Jaguaribe-Apodi (DIJA), nos municípios de Limoeiro do Norte e Quixeré. As áreas estão localizadas entre as coordenadas geográficas 05º06'38" e 05º11'39" de latitude Sul e ao Oeste de Greenwich entre os paralelos 37º52'21" e 37º56'05" de longitude. O clima da região é classificado como BSw'h', semiárido quente com temperatura média mensal sempre superior a 18 ºC e chuvas de outono. A pluviosidade média anual é de 750 mm, e o período mais seco ocorre de julho a dezembro. A evaporação média anual da região é de 1.900 mm e a umidade relativa média anual é de 62%.

Aplicando-se a técnica de análise de agrupamento se buscará responder ao seguinte questionamento:

- Tendo-se por base a análise de agrupamento pode-se afirmar a existência de grupos semelhantes ou distintos entre e dentre os solos explorados pela agricultura irrigada e sob condições de campos naturais?

As variáveis consideradas para se responder ao questionamento foram Condutividade Elétrica do extrato de saturação do solo (CE_{es}), $Ca^{2+} + Mg^{2+}$, Cl^-, Na^+ e K^+ e a Razão de Adsorção do Sódio (RAS). As análises resultaram em uma matriz de 6 colunas e 30 linhas, totalizando 180 entradas (Tabela 1). Optou-se por uma matriz de poucas entradas para uma melhor compreensão e interpretação dos dados obtidos pela técnica de análise de agrupamento.

Entre os pacotes computacionais que executam análises multivariadas e que podem ser usados sem grandes dificuldades por iniciantes em estatística multivariada cita-se o SPSS, MINITAB e Stata, R. Destaca-se que o SPSS, v. 13 ou superior apresenta a elaboração de gráficos de boa qualidade e de uma interface bem amigável.

Investigando-se a matriz (Tabela 1) observa-se que os dados apresentam três unidades distintas [dS m^{-1}, $mmol_c$ L^{-1} e $(mmol_c\ L^{-1})^{0,5}$] e números variando em até três ordens de magnitude (0,04 – 35,96). Portanto, os dados necessitam ser padronizados para $\mu = 0$ e $\sigma = 1$, sendo que os pacotes estatísticos que executam este tipo de análise oferecem a opção de padronizar os dados por ocasião de realização das análises, não havendo a necessidade de efetuar a padronização antecipadamente. Bem como em caso de matrizes compostas por um grande número de colunas de linhas se torna imprópria a realização de uma padronização antecipada.

Como definido no início deste capítulo, a similaridade foi estimada por meio da distância Euclidiana ao quadrado, uma vez que se tratam de variáveis quantitativas, e na definição dos agregados empregou-se o algoritmo de *Ward*. A escolha recaiu sobre o método de Ward devido ao mesmo ser usado por diferentes pesquisadores em estudos de água e solo (Meireles, 2007; Palácio et al., 2009).

O número ótimo de grupos a ser formado foi definido examinando-se a medida de similaridade ou distância entre os grupos a cada passo. A solução foi definida quando os sucessivos valores entre os passos tiveram uma súbita elevação, evidenciando um substancial decréscimo na similaridade (Tabela 2). Este fato foi registrado entre o estágio 28 e 29 quando a diferença entre os coeficientes de aglomeração foi de 48% (Tabela 2), correspondendo a uma variação na distância reescalonada de 12,09 (Tabela 2, Figura 2), originando dois grupos.

No dendrograma estes aumentos são representados pelos maiores valores da distância reescalonada da combinação de agregados (Corrar et al., 2009). De acordo com o output gerado observa-se claramente a existência da similaridade e dissimilaridade entre os objetos investigados (Na^+, Cl^-, Ca^{2+}

Tabela 1. Dados empregados na investigação de similaridade das condições salinas em solos da Chapada do Apodi, Ceará

Número	Local[1]	Camada	Na^+	Cl^-	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	K^+	CE	RAS
			($mmol_c\ L^{-1}$)				($dS\ m^{-1}$)	$(mmol\ L^{-1})^{0,5}$
1	DJ15-12/99		2,37	10,63	12,15	0,36	1,65	0,94
2	DJ15-09/01		9,07	10,50	11,50	0,61	1,55	2,88
3	DJ15-10/01	0 - 30	4,02	4,97	5,05	0,42	0,90	2,89
4	DJ15-11/01		0,88	4,12	3,85	0,29	0,60	3,82
5	DJ15-12/01		0,84	2,68	3,80	0,54	0,60	2,47
6	DJ45-12/99		1,37	7,73	5,12	0,07	0,75	0,88
7	DJ45-09/01		3,92	8,46	10,50	0,17	1,12	1,89
8	DJ45-10/01	30 - 60	5,75	10,82	10,85	0,10	1,67	2,26
9	DJ45-11/01		1,18	6,17	3,90	0,14	0,55	5,21
10	DJ45-12/01		1,71	7,12	3,00	0,25	0,63	2,35
11	MN15-12/99		0,51	1,72	1,31	0,12	0,13	0,61
12	MN15-09/01		0,61	3,10	3,00	0,32	0,26	0,50
13	MN15-10/01	0 - 30	0,24	5,43	2,10	0,23	0,45	1,12
14	MN15-11/01		0,66	2,04	0,60	0,16	0,12	0,66
15	MN15-12/01		0,50	2,75	1,30	0,25	0,21	0,50
16	MN45-12/99		0,34	1,65	0,56	0,06	0,15	0,42
17	MN45-09/01		0,53	2,96	4,60	0,14	0,21	0,35
18	MN45-10/01	30 - 60	0,05	4,16	2,50	0,04	0,35	0,46
19	MN45-11/01		0,72	2,19	0,60	0,08	0,10	0,72
20	MN45-12/01		0,41	3,17	1,70	0,18	0,22	0,41
21	QX15-12/99		11,96	29,05	23,10	0,14	3,71	3,56
22	QX15-09/01		6,44	6,91	5,00	0,92	0,88	4,07
23	QX15-10/01	0-30	7,19	19,60	16,00	0,93	2,49	2,54
24	QX15-11/01		21,99	34,55	28,80	0,63	4,54	2,00
25	QX15-12/01		12,28	35,96	33,60	1,51	4,90	2,05
26	QX45-12/99		7,98	18,57	14,85	0,11	2,44	2,93
27	QX45-09/01		6,98	20,02	18,40	0,41	2,75	2,66
28	QX45-10/01	30 - 60	4,02	15,09	11,04	0,26	1,82	2,43
29	QX45-11/01		9,67	25,87	24,30	0,44	3,87	2,62
30	QX45-12/01		8,41	17,20	12,70	0,53	2,15	1,69

[1] Local, camada e data de coleta de solo. DJ –DIJA, MN – mata nativa e QX - Quixeré

Tabela 2. Coeficientes de agrupamentos gerados para determinação do ponto ótimo de corte

Estágio da análise	Coeficiente de aglomeração		Distância reescalonada	Coeficientes sucessivos da distância reescalonada
	Valor absoluto	Percentual		
1	0,0141	0,0081	0,0020	0,0039
2	0,0413	0,0237	0,0059	0,0048
3	0,0743	0,0427	0,0107	0,0083
4	0,1318	0,0757	0,0189	0,0135
5	0,2258	0,1297	0,0324	0,0142
6	0,3248	0,1867	0,0467	0,0317
7	0,5458	0,3137	0,0784	0,0338
8	0,7812	0,4490	0,1122	0,0376
9	1,0427	0,5992	0,1498	0,0549
10	1,4250	0,8189	0,2047	0,0613
11	1,8517	1,0642	0,2661	0,0689
12	2,3316	1,3400	0,3350	0,0761
13	2,8610	1,6443	0,4111	0,0843
14	3,4477	1,9814	0,4954	0,0884
15	4,0630	2,3350	0,5838	0,1023
16	4,7747	2,7441	0,6860	0,1152
17	5,5765	3,2049	0,8012	0,1238
18	6,4384	3,7002	0,9251	0,1626
19	7,5704	4,3508	1,0877	0,1978
20	8,9468	5,1418	1,2855	0,3633
21	11,4755	6,5951	1,6488	0,4649
22	14,7112	8,4547	2,1137	0,5156
23	18,2996	10,5170	2,6293	0,8263
24	24,0505	13,8221	3,4555	0,9876
25	30,9243	17,7726	4,4431	1,5070
26	41,4127	23,8004	5,9501	2,7443
27	60,5132	34,7777	8,6944	3,3998
28	84,1762	48,3771	12,0943	12,9057
29	174,0000		25,0000	

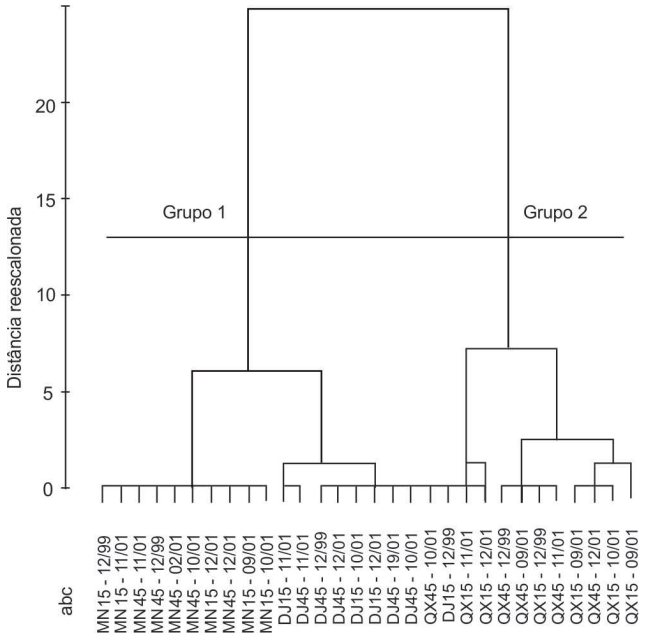


Figura 2. Dendrograma das amostras de solos agrupadas quanto a concentração iônica em áreas de mata nativa e campos irrigados na Chapada do Apodi, Ceará

+ Mg^{2+}, K^{+}, CE_{es} e a RAS para distintas camadas, datas e local de coletas).

O dendrograma, expressa claramente que a similaridade da salinidade do solo para as áreas estudadas foi definida pelo uso da terra, não ocorrendo uma maior influência da variabilidade temporal ou espacial. Na construção dos arranjos, os objetos representativos da área não cultivada se agruparam separadamente daqueles que representam as áreas irrigadas do DIJA e do Quixeré e de forma independente da data de amostragem.

O grupo 1 contém todas as coletas realizadas nos solos da Mata Nativa, nove oriundas do DIJA e uma do Quixeré, independentemente da profundidade amostrada ou da época de coleta. Identifica-se que dentro do grupo, as variáveis investigadas (Na^{+}, Cl^{-}, Ca^{2+} + Mg^{2+}, K^{+}, CE_{es} e a RAS para distintas camadas, datas e local de coletas) para a mata nativa apresentaram a maior similaridade, visto que todos os objetos se uniram com o menor valor da distância reescalonada. A homogeneidade das variáveis para a Mata Nativa expressa a sua condição de equilíbrio com relação aos sais solúveis no extrato de saturação do solo.

Percebe-se, também, que embora não exista diferença significativa ($p > 0,05$) os objetos que compõem o grupo 1, existe uma dissimilaridade entre as informações representativas da mata nativa e aquelas oriundas do DIJA e do Quixeré. Esta diferença expressa a sensibilidade do teste em identificar as diferenças entre os objetos do mesmo grupo, embora a diferença entre as mesmas não seja estatisticamente significativa.

O grupo 2 foi composto por nove informações provenientes das amostras realizadas no campo irrigado do Quixeré e uma oriunda do DIJA, expressando uma completa dissimilaridade das informações da Mata Nativa, visto que nenhuma informação desta área se faz presente neste grupo. Investigando-se o dendrograma com um pouco mais de detalhe se observa que as informações representativas da profundidade de 15 cm (QX15) para as datas de 11/2001 e 12/2001 apresentam um menor grau de homogeneidade em relação às informações representativas das outras datas e camadas. Esta característica identificada pelo teste de agrupamento pode ser confirmada na Tabela 1, onde se observa que os maiores valores dos atributos investigados foram registrados nestes dois meses.

O grupo 2 caracteriza-se como os solos que receberam maiores adições de sais pelo manejo da irrigação. Estes maiores acúmulos podem ser atribuídos ao uso de água salina na irrigação (C_3S_1) e, ainda de fertirrigação (D'Almeida, 2002). Destaca-se que, embora no período estudado o total precipitado (1.275 mm) seja 62% superior à média da região, a mesma não foi suficiente para efetuar a lixiviação dos sais adicionados pelo manejo da irrigação. Portanto, a técnica de análise de agrupamento mostra-se como uma ferramenta que pode ser empregada na identificação de áreas similares com maiores ou menores riscos de salinidade.

Analise de componentes principais - ACP

A análise de componentes principais (ACP) é uma técnica de análise multivariada que transforma linearmente um conjunto original de variáveis num conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas, que contêm a maior parte das informações do conjunto original. A ACP assume que altas correlações entre variáveis geram agrupamentos que configuram fatores. De fato, a existência do fator explica a correlação entre variáveis de um determinado grupo. Esta ideia foi desenvolvida por Hotteling (1933), embora Pearson (1901) já a tivesse lançado de forma geométrica. O objetivo da ACP é similar ao da Análise Fatorial, no sentido de que ambas as técnicas tentam explicar parte da variabilidade de um conjunto de dados. Resumidamente, a principal diferença entre as duas técnicas é a de que a ACP parte da ausência de um modelo estatístico e focaliza a explicação da variância total das variáveis observadas, baseando-se nas propriedades da variância máxima dos componentes principais. A análise fatorial, por outro lado, parte de um modelo estatístico prévio que divide a variância total (Dunteman, 1989). Atualmente, estas técnicas são também utilizadas no campo da sociologia, medicina, tecnologia de alimentos, educação, economia, agronomia, liminologia e hidrologia (Vidal et al., 2000; Bressan et al., 2001; Silveira & Andrade, 2002).

Os fatores definidos pela ACP servem de base para diversas finalidades, tais como: redução do número de variáveis a serem analisadas em uma dada pesquisa; organização dos dados permitindo a escolha de uma ou mais variáveis significativas para um determinado estudo; eliminação das correlações existentes entre as variáveis consideradas no emprego de técnicas de estatística as quais assumem a não existência de correlação.

A ACP possibilita em investigações com um grande número de dados disponíveis, a identificação das medidas responsáveis pelas maiores variações entre os resultados sem perdas significativas de informações. O conjunto de dados referentes a um trabalho contêm muitas inter-relações imperceptíveis em uma primeira avaliação, pois os resultados correspondentes às variáveis podem ser diferentes em ordem de magnitude. Assim, na ACP, os valores das medidas são transformados em escalas padronizadas, onde as distâncias entre os pontos individuais (dados referentes a uma unidade experimental) são interpretadas em termos de similaridade padrão, e o tamanho da variação é representado pela extensão do vetor a partir do ponto de origem.

Um problema comumente encontrado na aplicação de modelos estatísticos multivariados é que estes são dependentes das unidades e escalas em que as variáveis foram medidas (Nathan & MCmahon, 1990). Por exemplo, enquanto a condutividade elétrica é expressa em *deciSiemens* por metro (dS m^{-1}); o cálcio é determinado em milimol carga por litro ($mmol_c\ L^{-1}$), o pH (admensional) e os sólidos suspensos em miligrama por litro (mg L^{-1}).

A solução padrão para este problema é a normalização dos dados ($\mu = 0$ e $\sigma = 1$). Esta forma é assumida pelas variáveis no momento em que se calcula a matriz de correlação. A nível de entendimento, serão apresentadas as etapas de como efetuar o cálculo da matriz de correlação, no entanto, esclarece-se que todo este processo é efetuado por um pacote computacional que executa análises multivariadas.

Os dados em forma de matriz corrigida são representados pelas Eqs. 7 e 8.

$$X_d = X - a'\overline{x} \tag{7}$$

em que:

X_d - matriz da variável corrigida;

X - matriz dos dados na dimensão (N = amostragens x M = variáveis);

a' - $[a_{11}\ a_{22} ... a_{1M}]$; sendo a = 1;

x = (a'X/M) - representa a matriz linha contendo a média das M variáveis.

A variância da amostra pode ser calculada para cada variável X_d como:

$$S_i^2 = \frac{1}{N-1} X_{di}' X_{di} \tag{8}$$

A normalização é efetuada empregando-se as Eqs. 9 e 10.

$$X_s = X_d D^{-1/2} \tag{9}$$

em que:

$D^{-1/2}$ - representa a matriz da variância individual da i-ésima variável, a qual é uma matriz diagonal na forma:

$$D^{-1/2} = \begin{bmatrix} \left[\frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^{N} X_{1j}^2/N-1}}\right] & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \left[\frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^{N} X_{2j}^2/N-1}}\right] & 0 & \cdots & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \left[\frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^{N} X_{3j}^2/N-1}}\right] & \cdots & 0 & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \cdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & \cdots & \left[\frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^{N} X_{4j}^2/N-1}}\right] & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & \left[\frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^{N} X_{4j}^2/N-1}}\right] & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 & \left[\frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^{N} X_{Mj}^2/N-1}}\right] \end{bmatrix}$$

$$Xs = X_d' X_d \tag{10}$$

em que:

X_s - matriz dos dados normalizados composta pelos valores X_{ij} (i = M e j = N).

A matriz de correlação, R, é calculada empregando-se a Eq. 11.

$$R = \frac{1}{M-1}\left(D^{\frac{-1}{2}} S D^{\frac{-1}{2}}\right) \tag{11}$$

em que;

$S = X_d'X_d$ - matriz da soma dos quadrados dos valores corrigidos pela média.

Após a definição da matriz de correlação, deve-se realizar a inspeção das variáveis com o objetivo de se identificar se os dados originais viabilizam o emprego do modelo de ACP. Para averiguar se o modelo da ACP pode ser aplicado aos dados levantados neste estudo, deve-se aplicar o teste proposto por Kaiser-Meyer-Olkin (Measure of Sampling Adequacy - MSA), apresentado por Norusis (1990).

O teste Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy (KMO-MSA) é um índice que compara a magnitude de coeficientes de correlações observadas e as magnitudes dos coeficientes de correlações parciais, sendo computado pela Eq. 12.

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} \sum r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} \sum r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} \sum a_{ij}^2} \tag{12}$$

em que:

r_{ij} - coeficiente de correlação simples entre a variável i e j;

a_{ij} - coeficiente de correlação parcial entre a variável i e j.

Se a soma do quadrado dos coeficientes de correlação parciais entre todos os pares de variáveis for pequena

quando comparada à soma dos coeficientes de correlação simples ao quadrado, a medida de KMO-MSA será próxima de um. Valores do KMO-MSA < 0,5 significa que os fatores encontrados na ACP não conseguem descrever satisfatoriamente as variações dos dados originais. Neste caso não se deve aplicar a ACP, visto que a finalidade da mesma é obter "fatores" que ajudem a explicar as correlações existentes entre as variáveis. Quando o teste apresenta baixo poder de explicação recomenda-se analisar, também, o teste da esfericidade de Bartlett (Bartlett's Test of Sfhericity), o qual confirma se a relação existente entre as variáveis é adequada para a aplicação da ACP. Para que a aplicação da ACP seja adequada, a significância (sig) do teste de Bartlett deve ser inferior a 0,05. Se a sig for superior a 0,10, a ACP não se adequa aos dados investigados. Os intervalos do teste KMO-MSA (KMO- Measure of Sampling Adequacy) podem ser vistos na Tabela 3.

A ACP pode ser representada, geometricamente, sob a forma de uma nuvem de pontos individuais das variáveis no espaço. Os fatores ou eixos principais saídos de uma ACP fornecem imagens aproximadas dessa nuvem de pontos e a ACP propõe-se a medir a qualidade dessa aproximação (Dunteman, 1989). Na realidade a ACP fundamenta-se em encontrar os autovalores e autovetores da matriz de covariância amostral. Os autovalores da matriz expressam a variância de cada componente principal. Quanto maior o autovalor, maior é sua capacidade de resumir as variáveis e, portanto, maior a explicabilidade apresentada por este fator. Um autovalor inferior a 1,0 indica que o eixo sintetiza menos explicabilidade que uma variável isolada.

A determinação do número de fatores representativos dos dados deve se fundamentar no preceito de que se tenha um menor número de fatores com a máxima explicabilidade da variância contida nos dados originais. Foram propostos vários procedimentos para determinar o número de fatores a serem utilizados em um modelo. Porém, o critério mais aceito pela comunidade científica é aquele em que apenas fatores com variância maior que um (autovalores maiores que um) sejam incluídos (Norusis, 1990). Tal critério se fundamenta no fato de que os dados estão normalizados, ou seja, cada variável tem média zero e variância igual a 1. Isto expressa que fatores com autovalores menores que 1, são menos significativos na explicação da variância do que uma variável original.

Outra técnica para se definir o número de fatores é o gráfico de declividade, ou scree plot. Nesta técnica, deve-se considerar os fatores até o momento em que a diferença entre os autovalores se torna pequena, ou quando a curva é "suavizada" (Figura 3). Esta técnica apresenta a desvantagem de ser passível a uma maior inferência humana, uma vez que cada pessoa pode definir um ponto de corte distinto dentro das pequenas diferenças.

Tabela 3. Intervalo de validade do teste KMO-MSA, para aplicação do modelo de análise de fator

Valor de KMO-MSA	Poder de explicação
KMO ≥ 0,9	Excelente
0,8 ≤ KMO < 0,9	Ótimo
0,7 ≤ KMO < 0,8	Bom
0,6 ≤ KMO < 0,7	Regular
0,5 ≤ KMO < 0,6	Baixo
KMO < 0,5	Inadequado

Adaptada por Silveira e Andrade (2002).

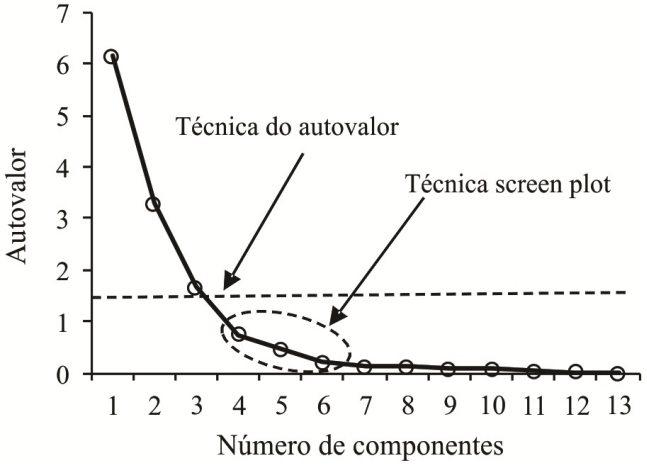


Figura 3. Seleção do número de fatores pelos critérios do autovalor e do scree plot

Os fatores são chamados de componentes principais, que são formados por combinações lineares das variáveis observadas. O primeiro componente principal é a combinação entre as variáveis que respondem pela maior quantidade de variância na amostra. O segundo componente principal responde pela segunda maior variância sem estar correlacionada com a primeira. Componentes sucessivos explicam porções progressivamente menores da variância da amostra total, sem apresentarem correlação com os componentes anteriores (Manly, 2008).

Segundo (Norusis, 1990), o modelo matemático para análise de fator apresenta semelhança com uma equação de regressão múltipla. Cada variável é expressa como uma combinação linear de fatores que não são observados de fato.

O modelo para a i-ésima variável normalizada é escrito por meios da regressão linear múltipla entre fatores:

$$Xsi = A_{i1}F_1 + A_{i2}F_2 + \cdots + A_{il}Fl_{ki} + \cdots + A_{iL}F_L + \xi \quad (13)$$

em que:

F - fatores comuns, isto é, uma nova variável;
A_i - constantes de ajuste do modelo (i = 1, ... L);
ξ - erro experimental; e,
L - total de fatores.

O modelo assume que os erros experimentais não têm correlação com os fatores comuns. Os fatores são deduzidos das variáveis observadas e podem ser calculados como combinações lineares. É possível que todas as variáveis contribuam para um dado fator, no entanto, espera-se que o fator seja caracterizado por um único subconjunto de variáveis com elevados coeficientes. Os fatores são

obtidos pela combinação linear das variáveis normalizadas observadas, expresso na Eq. 14:

$$F_l = \sum_{i=1}^{M} W_{li} X_{Si} = W_{il} X_1 + W_{1M} X_M \qquad (14)$$

em que:

W - coeficiente de contagem de cada fator;
X_{Si} - valor de cada variável normalizada; e,
M - número de variáveis.

Mesmo com a matriz de componentes obtidos na fase de extração, em que o resultado descreve a relação entre os fatores e as variáveis individuais, às vezes este resultado é de difícil interpretação dos fatores significantes. Esta dificuldade se caracteriza quando os fatores apresentam pesos intermediários. Para superar esta limitação, efetua-se a rotação da análise de fator, a qual transforma a matriz em uma outra de mais fácil interpretação (Dillon & Goldstein, 1984). A rotação não afeta o valor de ajuste de uma solução de fator, ou seja, embora a matriz de fator mude, a percentagem de variância total explicada não é alterada. A percentagem de variância considerada por cada um dos fatores faz, porém, a mudança.

Um método de rotação que vem sendo bastante empregado pelos pesquisadores (Palácio, 2004; Mondal et al., 2010; Huang et al, 2010) é o Varimax. O referido método tem por finalidade minimizar a contribuição das variáveis com menor significância no fator e, assim, as variáveis passam a apresentar pesos próximos a um ou zero, eliminando os valores intermediários, que dificultam a interpretação dos fatores (Wunderlin et al., 2001).

Para uma melhor compreensão da aplicação da Análise de componentes principais aprestaremos um estudo de caso sobre a investigação da qualidade das águas na bacia do Curu, Ceará.

Estudo de caso: Qualidade das águas na bacia hidrográfica do rio Curu, Ceará

A referida bacia está localizada ao norte do Estado do Ceará e detém uma área de 8.619 km^2, abrangendo 13 municípios. A capacidade de acumulação da bacia é de, aproximadamente, 98.290.000 m^3. O clima da região é do tipo BSw'h' – semiárido quente com precipitações de outono e temperaturas médias mensais sempre superiores a 18 ºC. A pluviosidade média anual da bacia é de aproximadamente 750 mm, com estação chuvosa ocorrendo geralmente de janeiro/fevereiro a maio/junho, concentrando-se 80% nos meses de março e abril. A evapotranspiração média anual, estimada por tanque classe "A", é de 1.900 mm e a média da umidade relativa do ar situa-se em torno de 70%. Predominam na bacia solos como Luvissolos e Neossolos (Ceará, 1992).

Levando-se em consideração a condição natural, as atividades agropecuárias, a agricultura irrigada e a presença de aglomerados populacionais existentes na bacia, será possível identificar quais os fatores que determinam os indicadores da qualidade da água?

As variáveis selecionadas na investigação foram: cor (Pt/Co), nitrato (mg L^{-1}), sódio (mg L^{-1}), sulfato (mg L^{-1}), dureza (mg L^{-1}), cálcio (mg L^{-1}), magnésio (mg L^{-1}), alcalinidade do bicarbonato (mg $CaCO_3$ L^{-1}), condutividade elétrica (dS m^{-1}), sólidos suspensos (mg L^{-1}), demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}), fósforo total (mg L^{-1}), ortofosfato solúvel (mg L^{-1}).

A associação entre as variáveis que influenciam a qualidade das águas superficiais foi identificada mediante as técnicas de estatística multivariada Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais (AF/ACP). Para averiguar se o modelo da ACP poderia ser aplicado aos dados levantados neste estudo foi aplicado um teste de adequacidade do modelo AF/ACP.

O teste de adequacidade aplicado ao modelo foi o Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), o qual apresentou um índice igual a 0,721 (bom), demonstrando que o modelo promoverá significante redução na dimensão dos dados originais. A matriz resultante neste exemplo foi formada por 13 colunas e 13 linhas totalizando 169 entradas.

Após avaliar a adequação do modelo aos dados de qualidade de água da bacia do Curu, realizou-se a extração dos fatores/componentes adotando-se a técnica do autovalor, ou seja, considerar somente os fatores cuja explicação da variância seja superior a 1 (Tabela 4).

Nota-se que os três primeiros componentes explicaram, respectivamente, 47,27; 25,29 e 12,87% da variância total dos dados, concentrando em três dimensões 85,43% das informações antes dissolvidas em 13 dimensões. A partir do componente 4, a variância total explicada é inferior à variância contida em uma única variável, ou seja, o componente explica menos que uma única variável, não devendo ser considerado. Portanto, foi definido um modelo com três componentes. Os pesos fatoriais atribuídos a cada um dos três componentes selecionados, bem como a percentagem da variância total explicada por cada um deles, podem ser vistos na Tabela 5.

Após obter-se a matriz dos pesos fatoriais, deve-se previamente investigar a distribuição dos pesos fatoriais de cada variável em cada componente. Valores elevados sugerem quais são as variáveis mais significativas do fator, isto é, quais

Tabela 4. Variância dos componentes formados pela Análise Componente Principal

Componentes	Variância		
	Total	% da variância	Variância acumulada %
1	6,146	47,274	47,274
2	3,288	25,292	72,566
3	1,673	12,872	85,437
4	0,737	5,671	91,108
5	0,469	3,610	94,718
6	0,207	1,596	96,314
7	0,132	1,015	97,329
8	0,114	0,879	98,208
9	0,086	0,663	98,871
10	0,074	0,572	99,443
11	0,044	0,342	99,785
12	0,028	0,213	99,998
13	0,000	0,002	100,000

Tabela 5. Matriz do peso fatorial das variáveis nos três componentes principais selecionados

Variáveis	Peso fatorial		
	CP1	CP2	CP3
Condutividade Elétrica (dS m^{-1})	0,965	0,139	0,012
Sódio (mg L^{-1})	0,920	0,232	0,029
Alc. Bicarbonato (mg L^{-1})	0,916	0,239	-0,122
Dureza (mg L^{-1})	0,893	0,420	-0,028
Cálcio (mg L^{-1})	0,860	0,330	-0,088
Magnésio (mg L^{-1})	0,832	0,455	0,025
Ortofosfato Solúvel (mg L^{-1})	0,636	-0,381	0,375
Fósforo Total (mg L^{-1})	0,587	-0,583	0,394
Sulfato (mg L^{-1})	0,310	-0,800	0,348
DBO (mg L^{-1})	-0,159	0,687	0,494
Nitrato (mg L^{-1})	0,338	-0,675	0,393
Sol. Suspensos (mg L^{-1})	-0,431	0,668	0,455
Cor (Pt/Co)	-0,359	0,409	0,791
Autovalor	6,146	3,288	1,673
% variância total explicada	47,274	25,292	12,872
% variância total acumulada	47,274	72,566	85,437

as que melhor explicam a variabilidade explicada pelo fator. Variáveis que apresentam seus pesos bem distribuídos em todos os fatores dificultam a interpretação da matriz. Assim, o ideal é que o peso fatorial de cada variável se concentre em um único fator. Na Tabela 5 identifica-se que, com exceção da condutividade elétrica e do teor de sódio, as demais variáveis apresentaram suas cargas distribuídas nos três componentes. Se o modelo apresentar tal comportamento, recomenda-se efetuar a rotação da matriz, o que torna seus valores ortogonais (Dillon & Goldstein, 1984). Para suplantar essa limitação identificada, aplicou-se a transformação ortogonal pelo emprego do algoritmo Varimax.

Destaca-se, que após a rotação, a posição de cada variável na matriz pode ser alterada, o que resulta em melhor distribuição da variância explicada por cada fator, porém sem ocorrer alteração da explicabilidade total. A adoção da matriz transformada (Tabela 6), neste estudo, gerou mudanças significativas em relação à matriz original (Tabela 5). Uma análise da Tabela 6 nos mostra que as posições das variáveis foram alteradas, e que as mesmas passaram a apresentar uma melhor distribuição dos pesos fatoriais. Comparando-se os autovalores, a percentagem da variância total explicada e a percentagem da variância total acumulada presentes nas Tabelas 5 e 6 identifica-se que os valores foram alterados, mas a explicabilidade total permaneceu a mesma (85,44%).

Investigando cada componente após a rotação, identifica-se que, para o primeiro CP (Componente Principal), as variáveis dureza, magnésio, alcalinidade do bicarbonato, condutividade elétrica, sódio e cálcio apresentaram pesos superiores a 0,92. Tais valores indicam que estas variáveis são as mais significativas na definição da qualidade da água estudada, e evidencia que o CP1 está relacionado com o processo natural de intemperismo dos componentes geológicos do solo (Brodnjak-Voncina et al., 2002). A CP1, também, identifica que a variável de maior peso foi a dureza, expressando a riqueza da água em magnésio, bicarbonato e cálcio.

Tabela 6. Matriz do peso fatorial das variáveis nos três componentes principais selecionados após a rotação

Variáveis	Peso fatorial		
	CP1	CP2	CP3
Dureza (mg L^{-1})	0,987	0,021	0,016
Magnésio (mg L^{-1})	0,944	0,005	0,091
Alc. Bicarbonato (mg L^{-1})	0,934	0,103	-0,165
Condutividade Elétrica (dS m^{-1})	0,928	0,271	-0,124
Sódio (mg L^{-1})	0,927	0,198	-0,049
Cálcio (mg L^{-1})	0,922	0,037	-0,075
Sulfato (mg L^{-1})	-0,085	0,892	-0,233
Fósforo Total (mg L^{-1})	0,256	0,869	-0,137
Nitrato (mg L^{-1})	-0,008	0,840	-0,135
Ortofosfato Solúvel (mg L^{-1})	0,388	0,733	-0,050
Cor (Pt/Co)	-0,189	0,046	0,940
Sol. Suspensos (mg L^{-1})	-0,124	-0,365	0,830
DBO (mg L^{-1})	0,127	-0,253	0,813
Autovalor	5,60	3,12	2,39
% variância explicada	43,07	24,00	18,36
% variância acumulada	43,07	67,07	85,44

CP – Componente Principal.

Já o segundo CP é explicado, principalmente, pelas variáveis sulfato, fósforo total, nitrato, ortofosfato solúvel (peso > 0,73), as quais indicam o uso da terra pela agropecuária (Palácio, 2004). A presença do nitrato, fósforo total e ortofosfato solúvel em águas superficiais pode ter sua origem em fertilizantes orgânicos ou processos erosivos, enquanto que o sulfato provavelmente tem sua origem em fertilizantes químicos (Elmi et al., 2004). Assim, O CP_2 sugere que as atividades agrícolas e pastoris da região, fontes de poluição difusa, influenciam significativamente a concentração dos nutrientes nas águas superficiais.

O CP_3 apresentou uma maior inter-relação com cor, sólidos suspensos e Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO - (peso > 0,81), sugerindo serem estas as únicas variáveis significativas neste componente. Este componente, basicamente, expressa o efeito do escoamento superficial com uma carga de sedimentos oriundos das áreas agrícolas e a contribuição de esgotos e resíduos sólidos dispostos, inadequadamente, próximos às margens dos cursos d'água. Um componente em que a DBO se faz presente juntamente com a cor e sólidos suspensos, demonstra a maior ação dos microorganismos na decomposição de elementos oriundos de esgotos presentes nos sólidos suspensos. Segundo dados do Censo 2000 (IBGE, 2002), 40% dos domicílios da área urbana e 99% da área rural realizam a queima, enterram ou dispõem o lixo em terreno baldio, rio, lago, mar ou então de algum modo distinto da coleta.

Verifica-se assim, que o emprego da Análise Fatorial/ Análise de Componentes Principais (AF/ACP) é adequada para a identificação dos fatores determinantes da qualidade das águas, bem como concentrar em poucos fatores a explicabilidade da variância antes dissolvida em um grande número de variáveis. Quando o modelo é definido por até três componentes, estes podem ser apresentados em forma gráfica como presente na Figura 3.

Considerações Finais

A análise multivariada é constituída por um conjunto de métodos que podem ser usados quando são realizadas várias medições de cada indivíduo ou objeto de uma ou mais amostras. Desta forma, em muitas abordagens a estatística multivariada tem como meta a simplificação. Na análise de agrupamento aqui apresentada, o resultado obtido é um conjunto de agrupamento de dados, no qual cada agrupamento é composto de um número não fixo de objetos homogêneos de acordo com uma medida de similaridade. Indivíduos ou objetos pertencentes a grupos diferentes não apresentam similaridade. Já a análise de componentes principais é uma maneira de identificar a relação entre características extraídas dos dados. A redução do número de variáveis não se faz por uma simples seleção de algumas variáveis, mas pela construção de novas variáveis sintéticas, obtidas pela combinação linear das variáveis iniciais, por meio dos fatores.

Literatura Citada

Andrade, E. M.; Palácio, H. A. Q.; Crisóstomo, L. A.; Souza, I. H.; Leão, R. A. O.; Guerreiro, M. J. Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. Environmental Resource, v.106, p.170–177, 2008.

Bressan, M. C.; Beraquet, N. J.; Lemos, A. L. S. C. Características de qualidade de carne em peito de frango utilizando a análise da componente principal. Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência e Tecnologia de Alimentos. v.35, p.74-84, 2001.

Brodnjak-Voncina, D. Dobcnik, D.; Marjana Novic, M.; Zupan, J. Chemometrics characterisation of the quality of river water. Analytica Chimica Acta, v.462, p.87-100, 2002.

Ceará, Secretaria dos Recursos Hídricos. Plano estadual dos recursos hídricos: Estudo de base II. v.2. Fortaleza, 1992. 1471p.

Corrar, L. J.; Paulo, E.; Dias Filho, J. M. Análise multivariada para os cursos de administração, ciências contábeis e economia. 1.ed. São Paulo: Atlas, 2009. 541p.

D'Almeida, M. B. A. Risco de salinização de um cambissolo na Chapada do Apodi-CE. Fortaleza: UFC, 2002. 68p. Dissertação Mestrado

Dillon, W. R.; Goldstein, M. Multivariate analysis methodos and applications. New York: John Wiley e Sons, 1984. 587p.

Dunteman, G. H. Principal components analysis. 1.ed. London: Sage, 1989. 96p.

Elmi, A. A.; Madramootoo, C. A.; Hamel, C. Water and fertilizer nitrogen management to minimize nitrate polution from a cropped soil in Southwestern Quebec Canada. Water Air and Soil Polution, v.151, p.117-134, 2004.

Everitt, B. S. Cluster analysis. 3. ed. London: Heinemann Educational Books, 1993. 122p.

Everitt, B. S.; Dunn, G. Applied multivariate analysis. London: Edward Arnold, 1991. 400p.

Hair, J. F.; Anderson, R. E.; Tatham, R. L.; Black, W. C. Análise multivariada de dados. Trad. Santanna, A. S.; Chaves Neto, A. 1.ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593p.

Hotteling, H. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. Journal Education Psychology, v.24, p.498-520, 1933.

Huang, F.; Wang, X.; Lou, L.; Zhou, Z.; Wu, J. Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang river (China) using statistical techniques. Water Research, v.44, p.1562-1572, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2002. Rio de Janeiro, 2002. 195p.

Litskas, V. D.; Aschonitis, V. G.; Lekakis, E. H.; Antonopoulos, V. Z. Effects of land use and irrigation practices on Ca, Mg, K, Na loads in rice-based agricultural systems. Agricultural Water Management, v.132, p.30-36, 2014.

Manly, B. F. J. Métodos estatísticos multivariados: Uma introdução. Trad. Sara Ianda Carmona. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2008. 229p.

Meireles, A. C. M. Dinâmica qualitativa das águas superficiais da bacia do Acaraú e uma proposta de classificação para fins de irrigação. Fortaleza: UFC, 2007. 180p. Tese Doutorado

Moita Neto, J. M.; Moita, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. Química Nova. v.21, p.467- 469, 1998.

Mondal, N. C.; Singh, V. P.; Singh, V. S.; Saxena, V. K. Determining the interaction between groundwater and saline water through groundwater major ions chemistry. Journal of Hidrology. v.388, p.100-111, 2010.

Nathan, R. J.; MCmahon, T. A. Identification of homogeneous regions for the purposes of regionalization. Journal of Hydrology, v.121, p.217-238, 1990.

Norusis, M. J. SPSS base system user's guide. Chicago: SPSS Inc, 1990. 520p.

Palácio, H. A. Q. Índice de qualidade de água na parte baixa da bacia hidrográfica do Rio Trussu – CE. Fortaleza: UFC, 2004. 95p. Dissertação Mestrado

Palácio, H. A. Q.; Andrade, E. M.; Lopes, F. B.; Alexandre, D. M. B.; Arraes, F. D. D. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. Ciência Rural, v.39, p.2494-2500, 2009.

Pearson, K. On lines and planes of closest fitto systems of points in space. Philosophical Magazine, v.2, p.559-572, 1901.

Silveira, S. S.; Andrade, E. M. Análise de componente principal na investigação da estrutura multivariada da evapotranspiração. Engenharia Agrícola, v.22, p.171-177, 2002.

Singh, K. P.; Mailk, A.; Mohan, D.; Sinha, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (Índia) – a case study. Water Research, v.38, p.3980-3992, 2004.

Vidal, M.; López, A.; Santoalla, M. C.; Valles, V. Factor analysis for the study of water resources contamination due to the use of livestock slurries as fertilizer. Agricultural Water Management, v.45, p.1-15, 2000.

Wunderlin, D. A.; Díaz, M del P.; Amé, M. V.; Pesce, S. F.; Hued, A. C.; Bistoni, M. de L. A. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba-Argentina). Water Research, v.35, p.2881-2894, 2001.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

8 Modelagem do movimento de sais no solo

Mauro A. Martinez[1], Jonathas B. G. Silva[2] & Donizete dos R. Pereira[1]

[1] Universidade Federal de Viçosa
[2] Universidade Federal de Juiz de Fora

Introdução

A água em estado líquido, mesmo aquela de elevado grau de pureza, como a da chuva, a rigor é uma solução. De igual modo, a água presente no solo, na fase líquida, não é quimicamente pura, pois a água da chuva, ao infiltrar e movimentar-se no perfil do solo, dissolve vários solutos ali presentes, podendo atingir significativas concentrações.

No solo, os solutos encontram-se nos estados associados, formando compostos, e dissociados, na forma de íons positivos e negativos. Em estado associado, os solutos combinam-se formando os sais. Os sais mais presentes nos solos salinos são: NaCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$, Na_2SO_4 e $MgSO_4$.

A importância do estudo do transporte de solutos no solo reside no fato de que, a partir do conhecimento das propriedades e das interações de determinada substância química com o meio e de sua movimentação e persistência no solo, é possível estabelecer práticas de manejo de solo-água-planta, objetivando disponibilizar os nutrientes na profundidade de máxima densidade do sistema radicular.

Diante disso, o uso de modelos físico-matemáticos constitui uma valiosa ferramenta no estudo do transporte de solutos no solo. Nesses modelos, procura-se tanto descrever o estado atual como prever o comportamento futuro do movimento dos solutos no perfil do solo. Sendo assim, a modelagem permite compreender, dentre outros aspectos, a distribuição de nutrientes na solução do solo, a lixiviação de sais em solos salinos, além de possibilitar propor formas de reduzir a poluição das águas subterrâneas.

Os avanços nas tecnologias dos computadores, aliados aos métodos numéricos e analíticos, têm permitido o desenvolvimento de modelos que descrevem, de forma mais realística, o transporte de solutos no solo. A principal vantagem do uso de modelos é a economia de tempo e de capital investido, uma vez que experimentos de campo e laboratórios são, geralmente, laboriosos, caros e morosos.

Armazenamento de Soluto no Solo

Em geral, os solutos podem existir nas três fases do solo: gasosa, dissolvido na água do solo e adsorvido na matriz do solo (matéria orgânica e superfícies minerais). Matematicamente, podemos expressar a concentração total de soluto no solo, em termos da contribuição de cada fase, como:

$$C_T = \rho_S C_S + \theta C_L + \beta C_g \quad (1)$$

em que:

C_T - concentração total de soluto no solo (massa de soluto por volume de solo), M L^{-3};

C_s - concentração de soluto adsorvida a fração sólida (massa de soluto por massa de solo seco), M^3 M^{-3};

C_L - concentração de soluto dissolvido (massa de soluto por volume de solução do solo), M L^{-3};

C_g - concentração de soluto na fase gasosa (massa de soluto por volume de ar), M L^{-3};

ρ_s - massa específica do solo (massa de solo por volume de solo), M L^{-3};

θ - teor de água no solo (volume de água por volume de solo), L^3 L^{-3}; e,

β - teor de ar no solo (volume de ar por volume de solo) L^3 L^{-3}.

Deslocamento de Fluidos Miscíveis

O deslocamento de fluidos miscíveis é um processo que ocorre quando um fluido mistura-se com outro e o desloca.

A lixiviação de sais no solo é um exemplo de deslocamento miscível. A água de irrigação ou de chuva, mistura-se com a solução do solo e desloca-a no perfil.

Abaixo estão definidos termos utilizados no estudo de deslocamento de fluidos miscíveis:

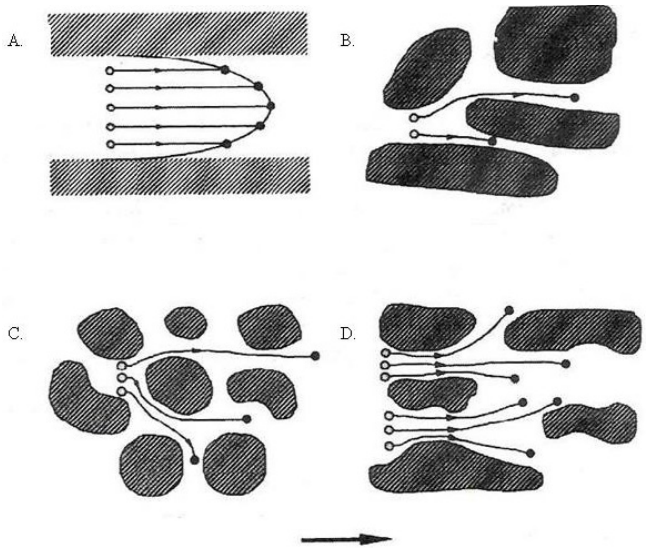
- solução - líquido com características físicas e químicas definidas, como a água contendo íons de nitrato;
- solução deslocadora – aquela que desloca a solução atual e ocupa o espaço por ela deixado no meio poroso;
- solução deslocada - aquela que é substituída no espaço poroso pelo solução deslocadora; e,
- efluente - solução coletada na seção de saída de uma coluna de solo.

Quando uma solução é deslocada para baixo em uma coluna de solo, a interface entre a solução deslocadora e a deslocada perde nitidez ou definição à medida que o tempo transcorre. Isso ocorre porque há uma mistura entre as duas soluções junto à interface. Esta mistura é decorrente da difusão de solutos de uma solução para dentro da outra e da diferença de velocidade da solução dentro de um mesmo poro e de poros de diferentes tamanhos. Outro aspecto importante decorre da geometria irregular da matriz do solo, que torna o escoamento de natureza errática e faz com que os solutos da solução deslocadora dispersem para dentro da deslocada, caracterizando uma dispersão. Portanto, o movimento dos solutos resulta da diferença de concentração (difusão), da natureza errática do escoamento (dispersão) e da diferença de energia potencial da solução (fluxo de massa).

O movimento convectivo, também denominado fluxo de massa de soluto no solo, refere-se ao movimento passivo do soluto com a água, isto é, o movimento do soluto se dá na mesma velocidade do escoamento linear médio da água.

A difusão molecular é um processo espontâneo e ocorre, geralmente, na fase líquida, resultante do movimento errático, chamado movimento Browniano, com repetidas colisões e deflexões de moléculas e íons. Esse movimento é devido à existência da diferença de concentração entre pontos na solução do solo, fazendo com que os solutos se difundam do ponto de maior para o de menor concentração.

A dispersão resulta da não uniformidade microscópica da velocidade da solução nos poros condutores do solo. Em escala microscópica, a velocidade varia em magnitude e direção através da seção transversal de um poro. A velocidade do fluido assumirá um valor zero na superfície do sólido e um valor máximo em algum ponto no interior do poro (Bear, 1979; Anderson, 1984), conforme observado na Figura 1A. Ocorre, também, variação na trajetória e na velocidade média do escoamento, decorrentes da variabilidade da geometria dos poros (Figura 1B, 1C e 1D). Esta variação de velocidade de escoamento faz com que os solutos sejam, também, transportados em diferentes velocidades, resultando num processo de mistura junto à interface de dois líquidos miscíveis de diferentes concentrações, que macroscopicamente, é semelhante à mistura decorrente da difusão.



Fonte: Leij & Genuchten (2000)

Figura 1. Mecanismos que contribuem para a dispersão mecânica dos solutos no solo

A aplicação de uma solução deslocadora e a ação conjunta desses processos faz com que a concentração de solutos ao longo da coluna e no seu efluente variem temporalmente.

As mudanças na concentração de solutos no efluente de uma coluna de solo devem ser apresentadas em uma forma padrão, denominada curva de efluente. Uma curva de efluente é obtida plotando-se, no eixo vertical, os valores da relação C/C_o e, no eixo horizontal, o volume de solução percolada, expresso em termos do número de volume de poros. Na relação C/C_o, C é a concentração do soluto no efluente e C_o a concentração do soluto na solução deslocadora.

O número de volumes de poros (nvp) é dado pela expressão:

$$nvp = \frac{Q_t}{V_0} \qquad (2)$$

em que:

Q - vazão, $L^3\ T^{-1}$;

t - tempo de coleta do efluente, T; e,

V_o - volume de poros do meio poroso ocupado pela solução (é considerado igual ao volume de poros da amostra somente quando o meio for saturado).

Quando a solução deslocada é constituída apenas de água, a relação C/C_o será zero no início e se aproximará da unidade com o decorrer do tempo.

Tipos de escoamento

O escoamento de uma solução pode ser classificado em tipo pistão ou tipo laminar. O escoamento do tipo pistão é um tipo teórico de deslocamento, que não considera qualquer mistura junto à interface das soluções, desprezando o efeito da dispersão e da difusão. Na Figura 2 é ilustrado este tipo de deslocamento e, na Figura 3, a curva de efluente resultante. Observa-se nesta curva, que a relação C/C_o é igual a zero até

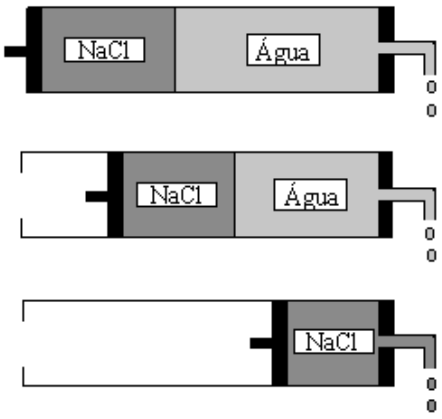
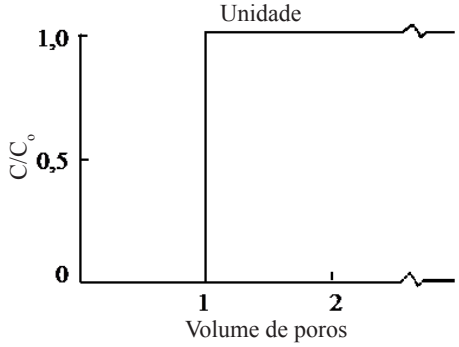


Figura 2. Escoamento do tipo pistão em um tubo



Adaptado de Nielsen & Biggar (1962)

Figura 3. Curva de efluente de escoamento do tipo pistão

que toda água do tubo é deslocada e, a partir deste instante, isto é, quando passou um volume de poros, a relação C/C_o torna-se igual a 1.

O escoamento do tipo laminar é um tipo mais realístico de deslocamento miscível, no qual é considerada a ocorrência de dispersão e difusão. Neste caso, a solução deslocadora moverá mais rapidamente no centro do tubo, relativamente às paredes (Figura 4), provocando a formação de uma frente difusa na qual a concentração varia de zero, na água, a C_0, na solução deslocadora. A curva de efluente resultante deste tipo de escoamento é ilustrada na Figura 5, na qual nota-se que a relação C/C_0 cresce paulatinamente com o aumento do nvp. Observa-se ainda, que o ponto de inflexão ocorre ao passar um volume de efluente correspondente a nvp=1, no qual a relação C/C_o torna-se igual a 0,5.

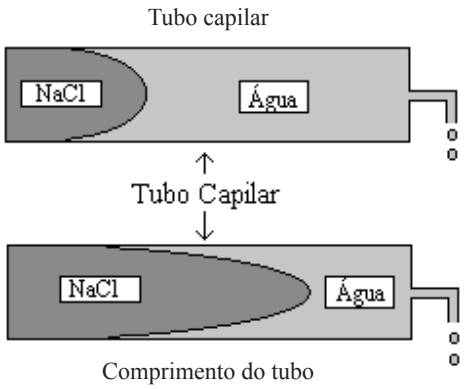
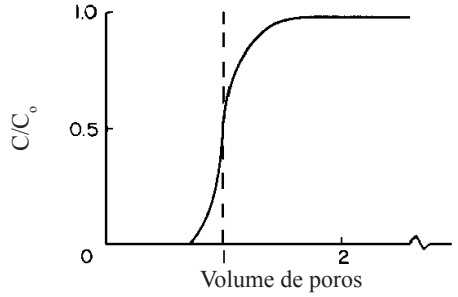


Figura 4. Escoamento do tipo laminar em um tubo



Adaptado de Nielsen & Biggar (1962)

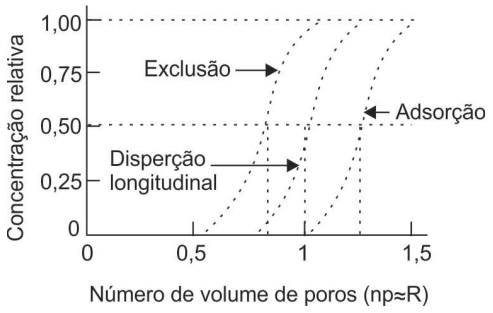
Figura 5. Curva de efluente para escoamento laminar em um tubo

Curvas de efluentes para escoamento em meio poroso

Em meio poroso, como por exemplo, o solo, os solutos podem reagir com a fase sólida do solo afetando o deslocamento dos mesmos. Nos meios porosos não reativos o ponto de inflexão da curva experimental de efluente ocorre a nvp =1, de maneira semelhante ao que acontece no escoamento laminar. No entanto, nos meios porosos reativos há uma tendência natural da curva experimental de efluente deslocar-se para a direita, isto é, sua inflexão ocorre a nvp > 1, indicando um retardamento na velocidade de avanço do soluto em relação à velocidade média de avanço da solução deslocadora. Este retardamento é representado pelo fator de retardamento (R), o qual depende da capacidade do meio poroso em reter ou adsorver determinado soluto existente em uma solução deslocadora (Matos et al., 1998).

O fator de retardamento (R) é igual a um em meio poroso não reativo e maior do que um em meio poroso reativo. No entanto, em alguns casos, o valor de R pode tornar-se menor que a unidade, indicando exclusão iônica e/ou ocorrência de regiões onde o líquido está relativamente imobilizado como dentro de agregados e, portanto, não contribuindo com o fluxo de massa.

Na Figura 6, são apresentadas as curvas de efluentes para as situações de escoamento de um soluto em uma coluna de solo, considerando os processos de dispersão e difusão com exclusão, dispersão e difusão somente e dispersão e difusão com adsorção, onde a concentração relativa C/C_o igual a 0,5, ocorre para nvp < 1, nvp = 1 e nvp > 1, respectivamente.



Adaptado de Bresler et al. (1982)

Figura 6. Curvas de efluentes para as situações em que ocorre dispersão-difusão com exclusão, dispersão-difusão apenas e dispersão-difusão com adsorção de um soluto em uma coluna de solo

No que diz respeito à dispersão, quando as curvas de efluentes se apresentam mais verticalizadas, com maior declividade, aproximando-se do escoamento teórico tipo pistão, há um indicativo de baixa dispersão-difusão do soluto no meio. No entanto, quando as curvas se apresentam mais horizontalizadas, com menor declividade, há uma maior dispersão-difusão do soluto no meio, como ilustrado na Figura 7.

Na Figura 8 apresentam-se as curvas de efluente dos íons fosfato e amônio determinadas em amostras de solo retiradas de um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo) (Figura 8A) e um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (Figura 8B).

Analisando a Figura 8, observa-se, que para ambos os solos, as curvas do íon fosfato estão mais deslocadas para a direita em relação às curvas do íon amônio, evidenciando maior adsorção deste íon e, conseqüentemente, maior o seu fator de retardamento. Comparando o comportamento dos íons fosfato e amônio entre os dois solos, observa-se, que no LVd os íons são mais adsorvidos. Tal fato está associado à maior CTC do LVd, em relação ao RQo, ou seja, o solo LVd possui mais sítios de ligação comparativamente ao RQo, o que o torna mais reativo. Pode-se observar, também, que as curvas de efluentes obtidas a partir de amostras do RQo, para ambos os íons, são mais horizontalizadas, ou seja, possuem menor declividade, o que indica maior dispersão do soluto neste meio. Esse comportamento pode estar associado à maior velocidade de escoamento da solução deslocadora no perfil do RQo, comparativamente ao LVd.

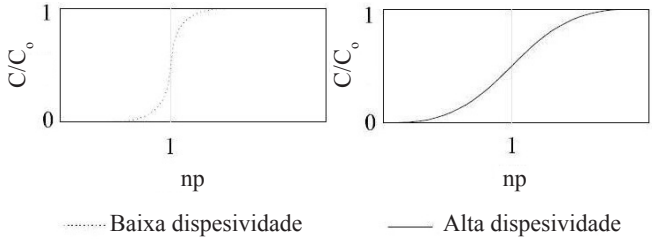
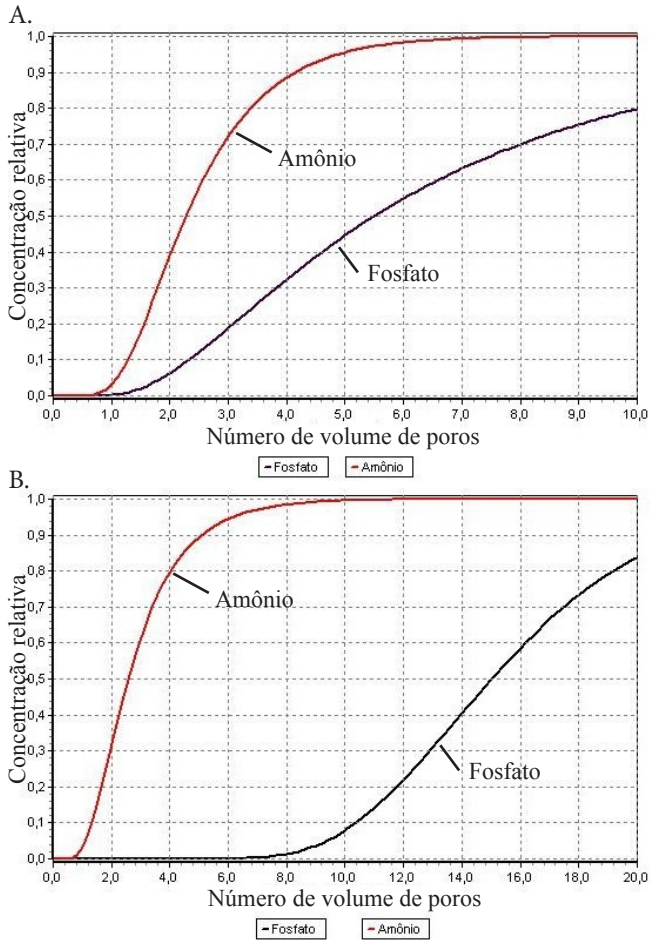


Figura 7. Curvas de efluente para um soluto com baixa e alta dispersão-difusão em um determinado solo



Adaptado de Oliveira et al. (2004)

Figura 8. Curvas de efluente dos íons fosfato e amônio para um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo) (A) e um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (B)

Isotermas de adsorção

Segundo Drever (1997), para um bom entendimento da mobilidade dos solutos nos solos é preciso ser capaz de modelar quantitativamente o processo de adsorção. A equação (ou representação gráfica) que relaciona a quantidade de solutos adsorvidos na superfície dos sólidos e a quantidade dissolvida na solução, a uma dada temperatura, é referida como isoterma de adsorção (Jury & Gardner, 1991).

As isotermas podem ter as formas mais variadas dependendo das características do adsorbato (soluto) e da superfície adsorvente (fração sólida do solo) e, algumas vezes, são influenciadas por outros constituintes da solução. As isotermas mais comumente utilizadas são as de Langmuir, de Freundlich e Linear (Jury & Gardner, 1991).

A isoterma de Langmuir é um tipo de isoterma na qual a concentração de soluto adsorvida (C_s) aumenta linearmente com a concentração de soluto dissolvido (C_L), quando em baixas concentrações de C_L, e aproxima-se de um valor constante em altas concentrações de C_L. Esta isoterma é mais apropriada para solos que possuem finita capacidade de adsorção (Jury et al., 1991). Matematicamente, a isoterma de Langmuir é descrita pela equação:

$$C_s = \frac{kS_{max}C_L}{1 + kC_L} \quad (3)$$

em que:

k - parâmetro empírico (ads); e,

S_{max} - adsorção máxima de soluto no solo (M M^{-3}).

Muitos solutos não se adsorvem ao solo de acordo com a isoterma de Langmuir, mas, ao invés, reagem como se o solo possuísse diferentes tipos de sítios com capacidade ilimitada de adsorção (Jury & Gardner, 1991). Para estes solutos, a forma da isoterma pode, frequentemente, ser descrita pela isoterma de Freundlich:

$$C_s = K_d C_L^N \quad (4)$$

em que:

K_d - coeficiente de partição (L^3 M^{-1}); e,

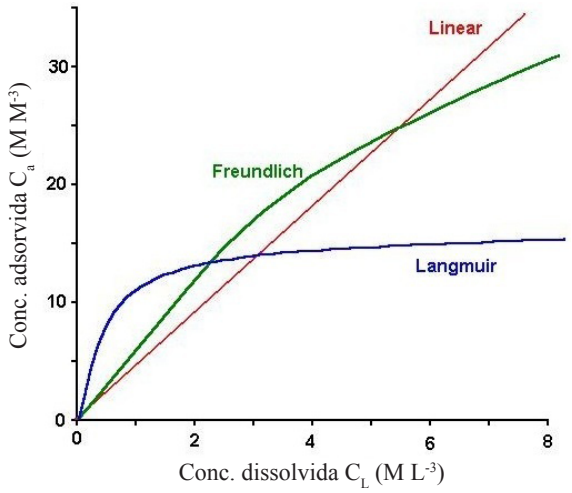
N - parâmetro empírico (ads).

Na isoterma de Freundlich, o parâmetro N é normalmente menor do que 1. No caso especial em que N =1, a isoterma de Freundlich torna-se uma equação linear e é denominada de isoterma linear:

$$C_s = K_d C_L \quad (5)$$

Na Figura 9 são ilustradas as isotermas de Langmuir, de Freundlich e linear.

Analisando a Figura 9, verifica-se, que quando a concentração de soluto na solução é baixa, a relação C_s/C_L tende a ser linear, tanto na isoterma de Langmuir quanto na de Freundlich, indicando que a isoterma linear, ajustada para baixos valores de C_L, produzirá resultados próximos aos daquelas isotermas. Isto é importante, pois devido à sua forma linear, esta isoterma facilita a obtenção de soluções matemáticas para problemas complexos.



Fonte: Jury & Gardner (1991)

Figura 9. Formas de isotermas de adsorção

Fluxo de Soluto no Solo

A análise relativa à modelagem do transporte de solutos no solo será feita considerando o movimento unidimensional na direção da coordenada cartesiana x e que o deslocamento de solutos no solo se dá em decorrência dos processos de convecção ou fluxo de massa, de difusão e de dispersão. O termo fluxo de solutos representa a massa de solutos que atravessa uma unidade de área do solo na unidade de tempo.

Fluxo de soluto por convecção

O fluxo convectivo de solutos é proporcional ao fluxo da solução e à sua concentração, ou seja:

$$J_{cs} = qC_L \quad (6)$$

em que:

J_{cs} - fluxo convectivo (M L^{-2} T^{-1}); e,

q - fluxo da solução (L^3 L^{-2} T^{-1}).

Fluxo de solutos por difusão

O fluxo de soluto por difusão, o qual é decorrente da diferença de concentração entre diferentes pontos, pode ser expresso, de forma similar à primeira lei de Fick, por:

$$J_d = -D_o \frac{dC_L}{dx} \quad (7)$$

em que:

J_d - fluxo difusivo (M L^{-2} T^{-1});

D_o - coeficiente de difusão molecular de soluto em água (L^2 T^{-1}); e,

dC_L/d - gradiente de concentração (M L^{-4}).

Na fase líquida do solo, o coeficiente de difusão é geralmente menor que o coeficiente de difusão em água pura (D_o) (Hillel, 1980). A fase líquida, geralmente ocupa somente uma fração do volume do solo, sendo que no estado de saturação esse volume é igual à porosidade do solo. Segundo Reichardt (1996), os poros do solo são tão tortuosos que o comprimento do caminho percorrido pelo soluto na solução do solo é, significativamente, maior que uma aparente linha reta a ser percorrida pelo soluto em um meio contendo apenas água. No solo não saturado, com o decréscimo da umidade, a fração do volume disponível na fase líquida diminui enquanto a tortuosidade aumenta. O coeficiente de difusão de um soluto no solo pode ser estimado por:

$$D_m = D_o \xi \quad (8)$$

em que:

D_m - coeficiente de difusão molecular na solução do solo (L^2 T^{-1}); e,

ξ - fator de tortuosidade (ads).

Millington & Quirk (1961) desenvolveram uma relação para se estimar o fator de tortuosidade, de maneira simples, dada por:

$$\xi = \frac{\theta^{\frac{10}{3}}}{\theta_s^2} \quad (9)$$

em que:

θ_s - teor de água do solo saturado (L^3 L^{-3}).

Em um determinado volume de solo, tendo em vista que a concentração refere-se à fase líquida apenas, substituindo o coeficiente de difusão molecular de solutos no solo (Eq. 8) na Eq. 7 obtém-se:

$$J_{ds} = -D_m \theta \frac{dC_L}{dx} \quad (10)$$

em que:

J_{ds} - fluxo difusivo de solutos no solo (M L^{-2} T^{-1}).

Fluxo de solutos por dispersão

Devido à similaridade entre os processos de difusão e de dispersão mecânica, a equação que descreve o movimento dispersivo de solutos no solo é dada por:

$$J_h = -D_h \theta \frac{dC_L}{dx} \quad (11)$$

em que:

J_h - fluxo dispersivo ($M\ L^{-2}\ T^{-1}$); e,

D_h - coeficiente de dispersão mecânica ($L^2\ T^{-1}$).

Ao contrário da difusão molecular, que ocorre tanto em condições estáticas quanto dinâmicas da solução, a dispersão mecânica ocorre apenas em condições dinâmicas, isto é, quando há movimento da solução. Quando a velocidade da solução for suficientemente alta, o efeito relativo do mecanismo da dispersão mecânica poderá exceder, em muito, o da difusão e vice-versa (Prevedello, 1996). Assim, o coeficiente da dispersão mecânica pode ser descrito como uma função da velocidade da solução no meio:

$$D_h = \lambda v^n \quad (12)$$

em que:

λ - dispersividade (L);

v - velocidade média do escoamento da solução no solo ($L\ T^{-1}$); e,

n - parâmetro que depende da geometria do meio (ads).

O valor da dispersividade varia com a escala do problema (Zheng & Bennett, 2002). Em colunas de solo destorroado, em laboratório, o valor de λ varia entre 0,5 e 2,0 cm, e em condições de campo, entre 5 e 20 cm (Fried, 1975).

A velocidade média de deslocamento da solução nos poros de um solo pode ser estimada a partir do fluxo da solução e da seção efetiva do escoamento definida por θ, isto é:

$$v = \frac{q}{\theta} \quad (13)$$

Em razão de apresentarem efeitos macroscopicamente semelhantes, os coeficientes de difusão e dispersão mecânica são frequentemente considerados aditivos, ou seja:

$$D = D_m + D_h \quad (14)$$

em que, D é denominado de coeficiente de dispersão hidrodinâmica ($L^2\ T^{-1}$). Doravante, o efeito combinado dos processos difusivo e de dispersão mecânica será denominado de transporte dispersivo.

Equação Diferencial para o Transporte Convectivo e Dispersivo

O fluxo total de solutos no solo (J_s), desconsiderando a fase gasosa, é determinado pela soma dos componentes difusivo, dispersivo e convectivo, ou seja:

$$J_s = J_{cs} + J_{ds} + J_h \quad (15)$$

Combinando as Eqs. 6, 10, 11 e 14 resulta-se na equação diferencial de primeira ordem do movimento do soluto no meio poroso:

$$J_s = -D\theta \frac{dC_L}{dx} + qC_L \quad (16)$$

As equações anteriormente apresentadas descrevem o transporte de solutos apenas em condições de escoamento permanente. As equações diferenciais capazes de descrever o escoamento em condições transientes são obtidas por meio da lei de conservação das massas, conforme o princípio de continuidade ou do balanço de massa.

Considerando que o soluto esteja movendo-se através do volume de controle (Figura 10), na direção x por unidade de área e tempo, a quantidade de massa que entra (M_e) no elemento através da face esquerda é:

$$M_e = J_s \Delta y \Delta z \quad (17)$$

e a quantidade de massa que sai (M_s) pela face oposta é:

$$M_s = \left[J_s + \left(\frac{\partial J_s}{\partial x} \Delta x \right) \right] \Delta y \Delta z \quad (18)$$

A mudança na quantidade de soluto dentro do volume controle, na unidade de tempo e na direção x, é:

$$M_e - M_s = J_s \Delta y \Delta z - \left[J_s + \left(\frac{\partial J_s}{\partial x} \Delta x \right) \right] \Delta y \Delta z = -\frac{\partial J_s}{\partial x} \Delta x \Delta y \Delta z \quad (19)$$

Substituindo a Eq. 16 na Eq.19 tem-se:

$$M_e - M_s = \frac{\partial}{\partial x} \left(D\theta \frac{\partial C_L}{\partial x} - qC_L \right) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (20)$$

Desconsiderando a fase gasosa, a quantidade de massa de soluto armazenada no volume controle é igual a $(\theta C_L + \rho_s C_s)\Delta x \Delta y \Delta z$, e a taxa de variação da massa de soluto, dentro do volume controle é:

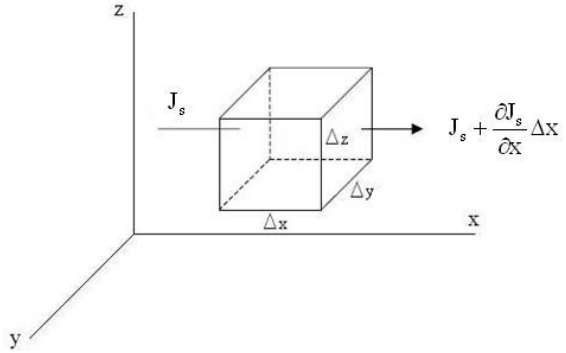


Figura 10. Representação do volume de controle

$$\frac{\partial}{\partial t}\left[\left(\theta C_L + \rho_s C_s\right)\Delta x\Delta y\Delta z\right] = \frac{\partial\left(\theta C_L + \rho_s C_s\right)}{\partial t}\Delta x\Delta y\Delta z \quad (21)$$

Pelo princípio de conservação das massas, a massa de soluto transferida para dentro do volume controle menos a massa de soluto que sai do volume de controle, por unidade de tempo (Eq. 20), equivale à variação da massa de soluto dentro do volume-controle na unidade de tempo (Eq. 21), isto é:

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\theta C_L + \rho_s C_s\right) = \frac{\partial}{\partial x}\left(D\theta\frac{\partial C_L}{\partial x} - qC_L\right) \quad (22)$$

Admitindo a extração de solutos pelas plantas e a transformação química e/ou biológica do soluto no solo, a Eq. 22 torna-se:

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\theta C_L + \rho_s C_s\right) = \frac{\partial}{\partial x}\left(D\theta\frac{\partial C_L}{\partial x} - qC_L\right) - \Gamma - \Psi \quad (23)$$

em que:

Γ - taxa de extração de solutos do solo pelas plantas ($M\ L^{-3}\ T^{-1}$); e,

Ψ - taxa de transformação do soluto no solo ($M\ L^{-3}\ T^{-1}$).

Segundo Genuchten & Wierenga (1986), considerando a isoterma de sorção linear (Eq. 5) e o escoamento permanente (q constante) em um perfil homogêneo de solo saturado, a Eq. 23 reduz-se a:

$$R\frac{\partial C_L}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C_L}{\partial x^2} - v\frac{\partial C_L}{\partial x} - \Gamma - \Psi \quad (24)$$

em que R é o fator de retardamento definido por:

$$R = 1 + \frac{\rho_s K_d}{\theta} \quad (25)$$

A solução da Eq. 24 resulta numa função que permite calcular $C_L(x,t)$, isto é, o valor de C_L em um dado ponto x e num tempo t. A concentração C_L é denominada de concentração residente, a qual representa a concentração média do soluto num volume de solução. No entanto, em muitas situações experimentais, as condições são tais, que a concentração medida representa a concentração média no fluxo da solução e não no volume da solução. Isto acontece quando as concentrações de solutos são determinadas em efluentes de experimentos com colunas de solo e lisímetros. Portanto, para interpretar adequadamente tais medições, é necessário considerar que estas concentrações não representam a concentração residente (C_L) na superfície de saída da coluna, mas sim a concentração média no fluxo (C_F), a qual é definida por:

$$C_F = \frac{J_s}{q} \quad (26)$$

Substituindo a Eq. 16 na Eq. 26, obtém-se:

$$C_F = C_L - \frac{D}{v}\frac{\partial C_L}{\partial x} \quad (27)$$

em que C_F representa a massa de soluto por unidade de volume de fluido que passa através de uma dada seção transversal durante um intervalo de tempo unitário. Assim, a solução para C_F pode ser obtida a partir dos valores de C_L por meio da Eq. 27. De maneira alternativa, uma equação para C_F pode ser encontrada usando, primeiramente, a Eq. 27 para reescrever a equação de transporte (Eq. 24) em termos de C_F e suas condições iniciais e de contorno e, subsequente, resolver o grupo de equações transformadas.

Diferenciando a Eq. 27 em relação a "x" e "t" e substituindo na Eq. 24, obtém-se, após alguns arranjos:

$$R\frac{\partial C_F}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C_F}{\partial x^2} - v\frac{\partial C_F}{\partial x} - \Gamma - \Psi \quad (28)$$

Condições Iniciais e de Contorno

Para completar a discrição matemática do transporte de solutos através de um meio semi-infinito ($0 \le x < \infty$), como é o caso de problemas reais de campo, ou de coluna de comprimento finito L ($0 \le x \le L$), comum em experimentos em laboratório, a Eq. 24 deve ser complementada com condições auxiliares denominadas de condições inicial e de contorno. A condição inicial representa as concentrações no interior da região em estudo num tempo inicial t = 0. As condições de contorno (ou de fronteira) descrevem as condições do transporte do soluto no limite da região estudada. A correta formulação das condições de contorno é importante para uma correta análise do processo de transporte envolvendo tanto trabalhos de laboratório quanto de campo.

Em todos os casos, a condição inicial é representada pela equação:

$$C_L(x,0) = C_i(x) \quad (29)$$

em que $C_i(x)$ representa a concentração ao longo de x no início do processo de transporte.

Parker & Genuchten (1984) e Genuchten & Wierenga (1986), apresentam e discutem os tipos de condições de contorno que são mais apropriadas para os meios finitos e semi-infinitos.

Quando uma solução deslocadora é aplicada a uma determinada taxa na superfície de entrada (x = 0) de um perfil de solo finito ou semi-infinito, a continuidade do fluxo de soluto através desta superfície conduz a uma condição de contorno do terceiro tipo (condição de contorno do tipo fluxo) da forma:

$$\left(vC_L - D\frac{\partial C_L}{\partial x}\right)\Bigg|_{x=0} = vC_0 \quad (30)$$

A Eq. 30 implica em descontinuidade na concentração através da superfície de entrada, a qual aumenta com o valor da dispersividade aparente D/v. Esta descontinuidade é uma conseqüência direta da suposição de que na superfície de entrada ocorre uma camada de espessura infinitesimal, na qual os parâmetros do sistema mudam descontinuadamente de um reservatório com mistura perfeita (x < 0) para um de meio poroso (x > 0). Microscopicamente, esta mudança sempre ocorre em região de transição finita.

A condição de contorno do primeiro tipo (condição em que uma dada concentração é especificada para o limite da região) também tem sido usada:

$$C_L(0,t) = C_0 \tag{31}$$

Apesar de matematicamente ser mais fácil de programá-la, esta condição pressupõe que a própria concentração pode ser especificada na superfície de entrada, situação esta que não é possível na prática. A solução analítica obtida a partir desta condição não satisfaz o balanço de massa, sendo que os maiores erros acontecem para pequenos valores do parâmetro adimensional v^2t/DR. Portanto, não é recomendável usar esta condição para avaliar C_L.

Para regiões semi-infinitas é necessário estabelecer a condição de contorno que específica o comportamento de $C_L(x,t)$ quando $x \to \infty$. A condição que efetivamente atende a esta situação é:

$$\frac{\partial C_L}{\partial x}(\infty,t) = 0 \tag{32}$$

A formulação adequada para a condição de contorno na saída de uma coluna finita, de comprimento L, é mais difícil que para perfis de solo semi-infinito, como acontece em problemas de campo. Análogo ao que acontece na entrada de uma coluna finita ou semi-infinta (Eq. 30), para que ocorra continuidade do fluxo de soluto através da saída da coluna, isto é, em x = L, a condição deve ser do tipo:

$$\left(vC_L - D\frac{\partial C_L}{\partial x} \right)\Bigg|_{x=L} = vC_e \tag{33}$$

em que C_e é a concentração no efluente. Como C_e é desconhecido, a Eq. 33 torna-se indeterminada. Portanto, é necessária uma relação adicional para descrever o sistema. Tal relação é fundamentada na consideração intuitiva de que a concentração deva ser contínua através da saída da coluna, isto é, em x = L (Genuchten & Wierenga, 1986):

$$C(L,t) = C_e(t) \tag{34}$$

Substituindo esta equação na Eq. 33 resulta-se na condição de contorno, frequentemente usada para a saída de uma coluna finita:

$$\frac{\partial C_L}{\partial x}(L,t) = 0 \tag{35}$$

Esta condição desconsidera o desenvolvimento de uma camada de transição similar àquela discutida para a superfície de entrada da coluna. Efetivamente, a concentração é forçada a ser contínua através da saída da coluna. Entretanto, a presença de uma camada limite em x = L conduz a uma descontinuidade na distribuição da concentração através do limite inferior da coluna e, portanto, a um gradiente em C_L nesta camada de transição, o qual não é obrigatoriamente zero. Desde que a mistura imediatamente antes da saída seja desprezível, o que geralmente acontece, a Eq. 32, para o caso de perfil semi-infinito, pode ser usada com impunidade e a solução resultante para C_L (x,t) aplicada a regiões $0 \le x \le L$ (Parker & Genuchten, 1984).

Soluções Analíticas

Soluções da equação de transporte (Eq. 24), desconsiderando o termo extrator (Γ), sujeitas à condição inicial (Eq. 29) e às condições de contorno (Eqs. 30, 31, 32 e 35) são apresentadas em Parker & Genuchten (1984) e Genuchten & Wierenga (1986). Aqui serão apresentadas aquelas de maior interesse prático.

Parker & Genuchten (1984), desenvolveram a solução da Eq. 24, desconsiderando os termos (Γ) e (Ψ) e para um perfil de solo semi-infinito, sujeita às condições inicial e de contorno representadas pelas Eqs 29, 30 e 32. Os autores consideraram a aplicação da solução deslocadora na forma de pulso, em que no intervalo de tempo $0 < t \le t_1$ a concentração de soluto na solução deslocadora era igual a C_0 e para $t > t_1$ a concentração era igual a zero. Neste caso, a condição de contorno (Eq. 30) é reescrita na forma:

$$\left(C_L - \frac{D}{v}\frac{\partial C_L}{\partial x} \right)\Bigg|_{x=0} = \begin{cases} C_0 & 0 < t \le t_1 \\ 0 & t > t_1 \end{cases} \tag{36}$$

A solução para este problema é:

$$C_L(x,t) = \begin{cases} C_i + (C_0 - C_i)A_L(x,t) & 0 < t \le t_1 \\ C_i + (C_0 - C_i)A_L(x,t) - C_0 A_L(x,t-t_1) & t > t_1 \end{cases} \tag{37}$$

em que:

$$\begin{aligned} A_L(x,t) &= \frac{1}{2}\operatorname{erfc}\left[\frac{Rx - vt}{2(DRt)^{1/2}} \right] + \left(\frac{v^2 t}{\pi DR} \right)^{1/2} \exp\left[-\frac{(Rx - vt)^2}{4DRt} \right] - \\ &- \frac{1}{2}\left(1 + \frac{vx}{D} + \frac{v^{2t}}{DR} \right)\exp\left(\frac{vx}{D} \right)\operatorname{erfc}\left[\frac{Rx + vt}{2(DRt)^{1/2}} \right] \end{aligned} \tag{38}$$

Em que erfc é a função erro complementar (ver apêndice A) e exp é o número neperiano.

No caso de se analisar, para este problema, a concentração no fluxo (C_F), as condições inicial e de contorno são reescritas usando a Eq. 27, isto é:

$$C_F(x,0) = C_i \quad (39)$$

$$\frac{\partial C_F}{\partial x}(\infty,t) = 0 \quad (40)$$

$$C_F(0,t) = \begin{cases} C_0 & 0 < t \le t_1 \\ 0 & t > t_1 \end{cases} \quad (41)$$

A solução da Eq. 28, desconsiderando os termos Γ e Ψ, sujeita às condições dadas pelas Eqs. 39 a 41 é:

$$C_F(x,t) = \begin{cases} C_i + (C_0 - C_i)A_F(x,t) & 0 < t \le t_1 \\ C_i + (C_0 - C_i)A_F(x,t) - C_0 A_F(x,t-t_1) & t > t_1 \end{cases} \quad (42)$$

em que:

$$A_F(x,t) = \frac{1}{2}\operatorname{erfc}\left[\frac{Rx - vt}{2(DRt)^{1/2}}\right] + \frac{1}{2}\exp\left(\frac{vx}{D}\right)\operatorname{erfc}\left[\frac{Rx + vt}{2(DRt)^{1/2}}\right] \quad (43)$$

Considerando que as Eqs. 37 e 42 são, também, aplicadas a colunas de solo de comprimento L (Parker & Genuchten, 1984), soluções para x = L em termos do número de volume de poros (nvp) e do número de Peclet podem ser obtidas (Genuchten & Wierenga, 1986).

Considerando uma coluna de solo de seção transversal A e de porosidade η, o número de volume de poros que passa pela saída da coluna, num tempo t, é:

$$nvp = \frac{Q_t}{V_0} = \frac{qAt}{\eta AL} = \frac{qt}{\eta L} = \frac{vt}{L} \quad (44)$$

O número de Peclet é um adimensional que relaciona o fluxo convectivo de soluto ao fluxo dispersivo, e pode ser calculado por:

$$P_e = \frac{vL}{D} \quad (45)$$

Número de Peclet alto significa que o fluxo convectivo predomina sobre o fluxo dispersivo, o que acontece, normalmente, quando a velocidade média do escoamento (v) é elevada; caso contrário há predomínio do fluxo dispersivo.

Fazendo x = L na Eq. 37 e usando as Eqs. 44 e 45, obtém-se:

$$C_L(\beta) = \begin{cases} C_i + (C_0 - C_i)A_L(\beta) & 0 < \beta \le \beta_1 \\ C_i + (C_0 - C_i)A_L(\beta) - C_0 A_L(\beta - \beta_1) & \beta > \beta_1 \end{cases} \quad (46)$$

em que:

$$A_L(\beta) = \frac{1}{2}\operatorname{erfc}\left[(R-\beta)\left(\frac{P_e}{4R\beta}\right)^{1/2}\right] + \left(\frac{P_e\beta}{\pi R}\right)^{1/2}\exp\left[-(R-\beta)^2\left(\frac{P_e}{4R\beta}\right)\right] - \frac{1}{2}\left(1 + P_e + \frac{P_e\beta}{R}\right)\exp(P_e)\operatorname{erfc}\left[(R+\beta)\left(\frac{P_e}{4R\beta}\right)^2\right] \quad (47)$$

De maneira similar encontra-se para a Eq. 42:

$$C_F(\beta) = \begin{cases} C_i + (C_0 - C_i)A_F(\beta) & 0 < \beta \le \beta_1 \\ C_i + (C_0 - C_i)A_F(\beta) - C_0 A_F(\beta - \beta_1) & \beta > \beta_1 \end{cases} \quad (48)$$

em que:

$$A_F(\beta) = \frac{1}{2}\operatorname{erfc}\left[(R-\beta)\left(\frac{P_e}{4R\beta}\right)^{1/2}\right] + \frac{1}{2}\exp(P_e)\operatorname{erfc}\left[(R+\beta)\left(\frac{P_e}{4R\beta}\right)^{1/2}\right] \quad (49)$$

Nas Eqs. 46 e 49, β = nvp.

Genuchten & Wierenga (1986) avaliaram, além de outras, as soluções representadas pelas Eqs. 37 e 42 quanto a eficiência em simular a curva de efluentes de colunas finitas. Concluíram que a Eq. 42 prediz corretamente a curva de efluente de colunas finitas, independente do número de Peclet, e que deve ser usada na determinação dos parâmetros de transporte R e D a partir de dados experimentais de colunas finitas. No entanto, a Eq. 37 não é precisa em simular a curva de efluente, principalmente para pequenos números de Peclet (Pe < 20). Recomendam que a Eq. 42 seja usada para calcular concentrações no fluxo (C_F), tanto para sistemas finitos (curvas de efluentes) quanto para perfis de solo semi-infinito, e que a Eq. 37 seja usada para calcular a concentração residente (C_L).

Usando as soluções apresentadas anteriormente e outras que consideram a transformação e o decaimento de solutos, Parker & Genuchten (1984) desenvolveram um software, denominado CXTFIT. Este software permite simular alguns problemas de campo e determinar os parâmetros de transporte R e D, a partir da curva de efluente determinada experimentalmente em colunas de solo.

Borges Júnior & Ferreira (2006) desenvolveram o software DISP com vistas ao cálculo dos parâmetros das equações de transporte de solutos no solo, com base no ajustamento de modelos teóricos a dados observados, e executar simulações para a variação espacial e temporal da concentração e do balanço de massa de solutos no solo. Os modelos de transporte de solutos no solo disponibilizados no programa Disp são: - modelo 1 (Eq. 38), trabalha com a concentração residente do soluto na fase líquida do solo; - modelo 2 (Eq. 43), trabalha com a concentração do soluto no efluente; - modelo 3, simplificação dos modelos 1 e 2, não considerando o efeito da difusão e modelo 4, não considera o efeito da difusão e trabalha com um fator de retardamento unitário.

Soluções Numéricas

Na seção anterior foram apresentadas soluções analíticas para as situações específicas de transporte de solutos no solo representadas pelas Eqs. 24 e 28 sem os termos Γ e Ψ. Embora, matematicamente simples, estas soluções têm aplicação prática restrita devido à complexidade, no campo, do transporte de solutos no solo. Tal complexidade decorre, dentre outros

fatores, da heterogeneidade e anisotropia do solo, o que faz com que as características hidrodinâmicas variem conforme a direção do movimento e de ponto a ponto no perfil do solo. Além disso, a ocorrência de escoamento em condições de meio não saturado torna os parâmetros hidrodinâmicos dependentes da umidade do solo, resultando em equações diferenciais não-lineares. A geometria irregular do meio constitui, também, num fator que dificulta muito a obtenção de soluções analíticas. Dentre outros, esses fatores tornam os métodos numéricos uma das principais ferramentas para a solução de problemas de transporte de interesse prático.

O objetivo dos parágrafos seguintes é de introduzir ao leitor algumas técnicas numéricas comumente usadas para resolver problemas de transporte de solutos no solo. Não pretendemos apresentar uma revisão completa, mas mostrar as principais características dos métodos e indicar como eles podem ser aplicados na solução de problemas.

A análise numérica existe desde os tempos dos Babilônios (Huyakorn & Pinder, 1983). No entanto, somente após a Segunda Guerra Mundial é que ocorreram significantes avanços em metodologias de simulação. Nas últimas décadas, o uso intenso da análise numérica em simulações é devido, em grande parte, ao rápido desenvolvimento da capacidade dos computadores atuais.

Existem vários métodos alternativos para se obter a solução numérica de uma equação diferencial (Pinder & Gray, 1997; Huyakorn & Pinder, 1983; Segerlind, 1984; Gerald & Wheatley, 1984; Zheng & Bennet, 2002). Dentre os mais importantes incluem-se: diferenças finitas (finite difference method), elementos finitos (finite element method), colocação (collocation method), características (characteristics method) e elemento-de-contorno (boundary element method).

Os métodos numéricos mais populares são os métodos das diferenças finitas e dos elementos finitos, os quais serão apresentados a seguir. Ambos fundamentam-se no conceito de discretização, segundo o qual uma região contínua R é representada por um número de subáreas adjacentes (Figura 11).

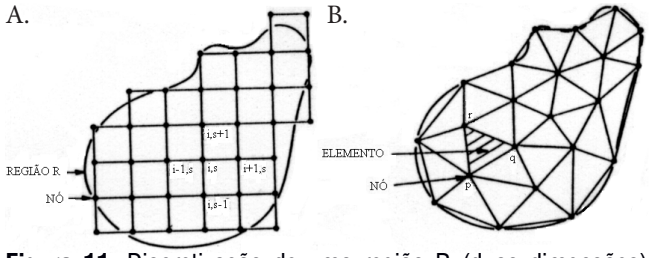


Figura 11. Discretização de uma região R (duas dimensões) para aplicação dos métodos diferenças finitas (A) e elementos finitos (B)

Diferenças finitas

A solução de uma equação diferencial, usando diferenças finitas, é obtida por meio de uma seqüência de passos. Para exemplificar o procedimento, consideraremos uma região unidimensional (Figura 12A).

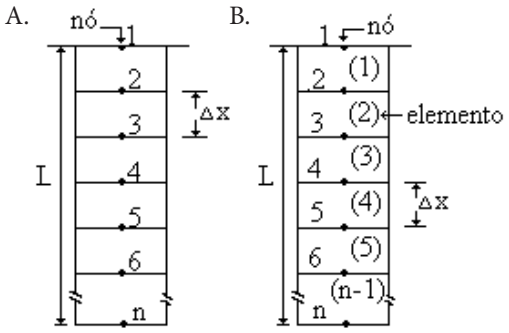


Figura 12. Discretização de uma região unidimensional R para aplicação dos métodos diferenças finitas (A) e elementos finitos (B)

O primeiro passo consiste em substituir as derivadas das equações diferenciais parciais por equações na forma de diferenças finitas. Essas equações relacionam entre si os valores das variáveis dependentes em pontos vizinhos. Por exemplo, a Eq. 24, sem os termos Γ e Ψ, pode ser escrita em diferenças finitas, na forma:

$$R\left(\frac{C_{L_i}^{j+1}-C_{L_i}^{j}}{\Delta t}\right) = D\left\{\frac{C_{L_{i-1}}^{j+1}-2C_{L_i}^{j+1}+C_{L_{i+1}}^{j+1}}{2(\Delta x)^2}+\frac{C_{L_{i-1}}^{j}-2C_{L_i}^{j}+C_{L_{i-1}}^{j}}{2(\Delta x)^2}\right\}- - v\left\{\frac{C_{L_{i+1}}^{j+1}-C_{L_{i-1}}^{j+1}}{4\Delta x}+\frac{C_{L_{i+1}}^{j}-C_{L_{i-1}}^{j}}{4\Delta x}\right\} \quad (50)$$

em que i e j estão relacionados, respectivamente, à posição espacial e temporal do ponto onde se deseja obter C_L. A forma de diferenciação apresentada na Eq. 50 é conhecida como diferença centrada ou formulação de Crank-Nicolson. Porém, outras formas de diferenciação podem ser usadas. Conhecendo-se os valores de $C_{Li}^{\ j}$ no tempo jΔt, resolvemos para $C_{Li}^{\ j+1}$ no tempo (j+1)Δt.

O próximo passo consiste em escrever a equação em diferenças finitas, Eq. 50, para cada ponto (nó), nos quais os valores da variável dependente são desejados (Figura 12A). A Eq. 50 é escrita para os nós internos, isto é, para aqueles que não fazem parte do contorno da região. Assim, para uma região unidimensional discretizada com "n" nós, seriam determinadas n-2 equações. As equações para os dois nós restantes (os dos contornos) são escritas em função do tipo de condição de contorno. Se as condições de contorno forem do tipo expressa na Eq. 31, não há necessidade de escrever as equações para aqueles nós e os valores de C_0 serão incorporados às equações dos nós 1 e n-1. Caso as condições de contorno sejam do tipo expresso na Eq. 30, então, escrevem-se equações específicas para os nós dos contornos. É possível ter, ainda, condições de contorno diferentes nos diferentes contornos da região. Neste caso, para a obtenção das equações nos contornos, aplica-se a cada contorno o descrito anteriormente.

O último passo consiste na solução do sistema de equações, resultante da implementação do passo anterior. O sistema com n (ou n-1, ou n-2, dependendo do tipo de condição de contorno) equações e respectivas variáveis

dependentes é resolvido para cada tempo jΔt. Dessa forma, são obtidos valores da variável dependente, C_L, em cada tempo e pontos discretos da região.

Elementos finitos

A análise de um problema físico, empregando elementos finitos, inicia-se pela divisão da região em uma série de elementos finitos (Figuras 11B e 12B). Os elementos, conectados por um número discreto de nós, podem ter forma triangular, retangular, etc. Cada elemento é identificado por um número e pelas linhas que ligam os nós situados em seu contorno.

A seguir, escolhe-se uma solução aproximada, que é substituída na equação diferencial. Como a solução aproximada não satisfaz a equação diferencial resultará um resíduo ou erro. Suponha, por exemplo, que a função $C_L = c(x,t)$ seja uma solução aproximada da Eq. 24. Então, a substituição de $C_L = c(x,t)$ nessa equação resulta em um resíduo Re(x), isto é,

$$R\frac{\partial c}{\partial t} - D\frac{\partial^{2c}}{\partial^2 x} + v\frac{\partial c}{\partial x} = Re(x) \qquad (51)$$

No entanto, o método requer que este resíduo torne-se zero dentro da região $0 \le x \le L$, isto é,

$$\int_0^L W_i(x)\,Re(x)\,dx = 0 \qquad (52)$$

em que Wi é uma função de ponderação e L é o comprimento da região (no caso de uma região unidimensional). Há várias possibilidades para a função de ponderação. Uma delas consiste em escolher, como função de ponderação, a função usada para a solução aproximada. Quando esta função de ponderação é utilizada, o método recebe o nome de método de Galerkin, o qual é a base do método elemento finito para problemas envolvendo derivada de primeira ordem. Geralmente, a solução aproximada utilizada é uma função polinomial de primeiro grau, mas, podem-se escolher polinômios de maior grau.

Uma vez definida a forma da solução aproximada, a equação do resíduo (Eq. 51) é escrita para cada nó de um elemento, obtendo-se expressões que relacionam os valores das variáveis nos nós daquele elemento. Essas expressões são escritas em forma matricial e recebem o nome de matrizes dos elementos. Este procedimento é repetido para cada elemento existente na região.

As matrizes dos elementos são combinadas de modo a fornecer um sistema de equações algébricas que descreve a região como um todo. Aplicando-se o procedimento anteriormente descrito à Eq. 24, sem os termos Γ e Ψ, obtém-se:

$$[G]\left\{\frac{dc}{dt}\right\} + [K]\{c\} - \{F\} = 0 \qquad (53)$$

em que [G] e [K] são denominadas matrizes de capacitância global e de rigidez global, respectivamente. A matriz [G] depende das características geométricas dos elementos e da interação soluto-solo (parâmetros relacionados aos termos do lado esquerdo da Eq. 24) e a matriz [K] depende das características geométricas dos elementos e dos parâmetros de transporte do meio (parâmetros relacionados aos dois termos do lado direito da Eq. 24). {F} é denominado vetor de força global e depende, além da geometria dos elementos, das condições iniciais e de contorno e da existência de fontes ou sumidouros na região. No caso presente, o da Eq. 24, {F} inclui apenas as condições iniciais e de contorno, uma vez que ela não contempla a existência de fontes ou sumidouros na região. No caso da solução de uma equação mais abrangente como, por exemplo, a Eq. 24 completa, os termos relativos à produção ou degradação de soluto (Ψ) no solo e a extração de solutos pela planta (Γ) poderiam ser incluídos no vetor {F}.

A Eq. 53 representa um sistema de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem em t. Aplicando-se diferenças finitas à Eq. 53, obtém-se um sistema de equações algébricas na forma

$$[A]^{j+w}\{c\}^{j+1} = \{B\}^{j+w} \qquad (54)$$

em que:

$$[A]^{j+w} = \frac{[E]^{j+w}}{\Delta t} + w[K]^{j+w} \qquad (55)$$

e

$$\{B\}^{j+w} = \left[\frac{[E]^{j+w}}{\Delta t} - (1-w)[K]^{j+w}\right]\{c\}^{j+w} - \{F\}^{j+w} \qquad (56)$$

Nas Eqs. 54, 55 e 56, w é um fator de ponderação relacionado ao tempo. A solução do sistema de equações (Eq. 54) resulta na obtenção de valores de c(x,t), nos pontos discretizados na região e em um tempo jΔt.

Os métodos de diferenças finitas e elementos finitos foram apresentados de uma forma bastante simples por meio da Eq. 24. No entanto, a potencialidade dos métodos está justamente em solucionar problemas mais complexos. De modo semelhante ao descrito anteriormente, é possível obter a solução de uma equação de transporte geral (Eq. 23) considerando-se: solos heterogêneos e anisotrópicos; solutos que podem ser adsorvidos ao solo; transporte de água no solo em condições transientes; coeficiente de dispersão hidrodinâmico dependente da concentração de soluto na solução e da velocidade da água no solo; etc.

Vários modelos, fundamentados em soluções numéricas, que simulam o transporte de soluto no solo estão disponíveis aos profissionais que atuam na área de movimento de água e soluto no solo. Dentre eles, destacamos o Hydrus - 1D

(Simunek et al., 2005) e o SIMASS-C (Costa et al., 1999, Corrêa, 2001; Rocha et al., 2008).

O modelo Hydrus – 1D é um programa para simular o movimento unidimensional de água, calor e múltiplos solutos em um meio não saturado. O programa é fundamentado na solução da equação de Richard para o movimento de água em meio não saturado e nas equações do tipo convecção-dispersão (Eq. 23) para o transporte de soluto e calor. A equação de movimento de água incorpora um termo extrator para levar em consideração a extração de água pelas raízes da planta. A equação de transporte considera o transporte convectivo-difusivo na fase líquida, bem como difusão na fase gasosa. Considera, também, reações de equilíbrio não lineares (isotermas não lineares) entre as fases sólida e líquida. Maiores detalhes em (Simunek et al., 2005). Este programa pode ser usado para analisar o movimento de água e soluto em solos heterogêneos saturados e não saturados. A direção do escoamento pode ser vertical, horizontal ou inclinada. As condições de contorno para o movimento de água pode ser do tipo cargas constantes, fluxo, controladas pelas condições atmosféricas, bem como contorno com drenagem livre. As equações de movimento de água e transporte de solutos são resolvidas numericamente usando a técnica numérica elementos finitos.

O modelo SIMASS_C (Simulação do Movimento de Água e Soluto no Solo com Cultura) foi desenvolvido para simular o movimento unidimensional de água e solutos no solo e é fundamentado na solução da equação de Richard para o movimento de água em meio não saturado e na equação do tipo convecção-dispersão (Eq. 23) para o transporte de soluto. Estas equações possuem termos extratores para levar em consideração a extração de água e solutos pelo sistema radicular das plantas. Fazem parte do SIMASS_C um sub-modelo que simula o crescimento de plantas de milho e uma rotina que permite simular a concentração de nitrato e amônio no solo, considerando as transformações biológicas e o efeito da temperatura e do teor de água no solo. É considerado reação de equilíbrio linear (isoterma linear) entre as fases sólida e líquida. Permite estabelecer condições do primeiro tipo (carga e concentração constante), para ambos os movimentos de água e solutos, do segundo tipo (fluxo) para água, e do terceiro tipo (fluxo convectivo e dispersivo) para solutos. As equações de movimento de água e de transporte de solutos, sujeitas às diferentes condições de contorno são resolvidas numericamente usando a técnica numérica diferenças finitas. O modelo pode ser utilizado para analisar o movimento de água e soluto em solo heterogêneo saturado e não saturado, considerando a extração ou não de água e solutos pela planta.

Parâmetros de Transporte

O sucesso dos modelos matemáticos desenvolvidos para descrever o transporte de solutos no solo depende do grau de confiabilidade das variáveis de transporte. Assim, parâmetros importantes como o fator de retardamento (R) e o coeficiente dispersivo-difusivo (D), os quais expressam a capacidade de um soluto em se mover no solo, devem ser determinadas com a maior precisão possível (Genuchten & Wierenga, 1986). A fim de melhor descrever o transporte de soluto no solo e por estar fortemente relacionada com a interação solo-soluto, a determinação dos parâmetros de transporte de soluto no solo tem sido objetivo de várias pesquisas.

Mélo et al. (2006) determinaram o fator de retardamento (R) e o coeficiente dispersivo-difusivo (D) dos íons potássio, sódio, cálcio e magnésio, presentes na água residuária do processamento da mandioca, para solos de texturas distintas (Neossolo Quartzarênico órtico espódico, RQo; Latossolo Amarelo Distrófico típico, LAd; e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico típico, LVAd). Melo et al. (2006) utilizaram o software Disp para ajustar os parâmetros de transporte. Os valores obtidos estão apresentados na Tabela 1.

De acordo com Mélo et al. (2006) os valores mais elevados dos fatores de retardamento ocorreram para o solo argiloso, indicando maior retenção dos cátions potássio, sódio, cálcio e magnésio neste solo. Esperava-se que os cátions bivalentes apresentassem maiores valores de R, o que não ocorreu. Tal comportamento pode ser explicado pela competição catiônica, que, embora a valência do íon cálcio e magnésio sejam duas vezes maiores que a do íon potássio e sódio, a concentração dos íons monovalentes era 10 vezes maior que a dos bivalentes, prevalecendo o fator quantidade como definidor da capacidade de deslocamento de íons do complexo de troca do solo. Os valores dos coeficientes dispersivos-difusivos decresceram no sentido do solo arenoso para o argiloso. Resultados semelhantes foram obtidos por Ferreira et al. (2006).

Oliveira et al. (2004) determinaram os parâmetros de transporte de solutos no solo para os íons fosfato, potássio e amônio, em colunas com amostras de cinco solos de diferentes texturas (um Neossolo Quartzarênico órtico - RQo; três Latossolos Vermelhos distróficos - LVd1, LVd2 e LVd3; e um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico - LVAd), do Estado de Minas Gerais, utilizando o modelo CXTFIT. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 1. Fator de retardamento (R), coeficiente dispersivo-difusivo (D - $cm^2\ h^{-1}$), coeficiente de distribuição (K_d - $cm^3\ g^{-1}$) e dispersidade (λ - cm) dos íons potássio, sódio, cálcio e magnésio, para solos de textura distinta (RQo; LAd e LVAd)

Solo[1]	Text.[2]	Potássio				Sódio				Cálcio				Magnésio			
		R	D	K_d*	λ*	R	D	K_d*	λ*	R	D	K_d*	λ*	R	D	K_d*	λ*
RQo	A	1,75	125,0	0,22	5,30	1,83	62,7	0,24	2,66	1,18	98,2	0,08	4,16	1,69	99,3	0,20	4,21
LAd	F	1,52	30,8	0,21	1,66	1,58	42,1	0,23	2,27	1,28	35,1	0,40	1,90	2,00	35,1	0,40	1,90
LVAd	M	2,39	6,1	0,81	2,01	2,36	6,7	0,79	2,21	2,00	8,6	0,10	2,84	2,37	8,6	0,80	2,84

* valores calculados a partir dos dados apresentados em Mélo at al. (2006)

Tabela 2. Fator de retardamento (R), coeficiente dispersivo-difusivo (D), coeficiente de distribuição (K_d) e dispersidade (λ) do íons fosfato, potássio e amônio, em colunas com amostras de cinco solos de diferentes texturas (RQo, LVd1, LVd2 e LVd3 e LVAd), do Estado de Minas Gerais

Solo	Fosfato				Potássio				Amônio			
	R	D ($cm^2\ min^{-1}$)	K_d* ($cm^3\ g^{-1}$)	λ* (cm)	R	D ($cm^2\ min^{-1}$)	K_d* ($cm^3\ g^{-1}$)	λ* (cm)	R	D ($cm^2\ min^{-1}$)	K_d* ($cm^3\ g^{-1}$)	λ* (cm)
RQo	7,04	123,10	2,18	13,27	3,16	48,63	0,78	13,27	2,54	48,87	0,56	13,27
LVd1	15,20	109,93	6,57	22,34	2,40	51,00	0,65	22,34	1,80	81,33	0,37	22,34
LVAd	15,33	59,58	7,55	20,83	2,37	31,57	0,72	20,83	1,61	41,89	0,32	20,83
LVd2	17,70	28,12	8,74	11,77	2,59	34,65	0,83	11,77	2,62	77,23	0,85	11,77
LVd3	15,66	83,14	11,71	20,79	4,18	58,20	2,54	20,79	2,96	299,89	1,57	20,79

* valores calculados a partir dos dados apresentados em Oliveira et al. (2004)

Silva (2009) comparou valores dos parâmetros de transporte dos íons magnésio e potássio determinados em amostras de solo com estrutura inalterada com aqueles obtidos em amostras destorroadas, ambas retiradas de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. Observou que as médias dos valores obtidas em amostras com estrutura diferiram, significativamente, daquelas obtidas em amostras destorroadas. Na Tabela 3 estão apresentados os valores médios do fator de retardamento (R), coeficiente dispersivo-difusivo (D), do coeficiente de distribuição (Kd) e da dispersividade (λ), obtidos a partir de amostras com estrutura e amostras destorroadas, para os íons potássio e magnésio.

Rossi et al. (2007) compararam valores do fator de retardamento, dispersividade e do coeficiente de dispersão para o íon nitrato em dois Latossolos, considerando amostras com estrutura e destorroadas. Neste trabalho os autores obtiveram valores superiores do fator de retardamento e do coeficiente dispersivo nas amostras destorroadas, enquanto a dispersividade foi maior nas amostras com estrutura. Os autores afirmam que os parâmetros obtidos a partir de amostras destorroadas não são representativos, uma vez que não representam as condições naturais do solo.

Exemplos de Usos de Modelos

Determinação dos parâmetros de transporte de solutos no solo

Determinar o fator de retardamento (R) e o coeficiente dispersivo-difusivo (D) dos íons amônio, potássio e fosfato em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), de massa específica igual a 1,09 g cm^{-3} e porosidade 0,574 cm^3cm^{-3}.

Amostras do solo LVAd foram retiradas e conduzidas ao laboratório onde foram montados permeâmetros e realizados os ensaios de lixiviação (Oliveira et al. 2006) com uma solução deslocadora multiespécie contendo os íons amônio, potássio e fosfato. O fluxo e a velocidade de avanço da solução deslocadora ao longo das colunas de solo foram, respectivamente, 1,64 e 2,86 cm min^{-1}.

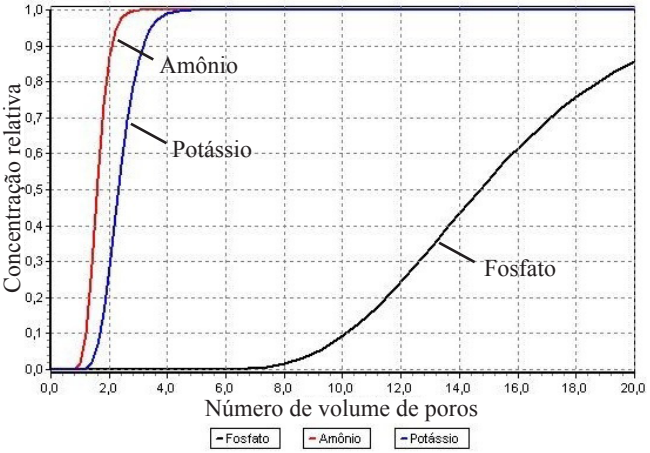
As curvas de efluente dos íons amônio, potássio e fosfato para o LVAd, obtidas nos ensaios de lixiviação, estão apresentadas na Figura 13.

A partir das curvas de efluente experimentais (Figura 13) e usando o modelo 2 do software Disp, foi possível determinar os parâmetros de transporte dos íons nas amostras de solo retiradas do LVAd (Tabela 4).

Os valores do parâmetro K_d, para os íons apresentados na Tabela 4, foram calculados utilizando-se a Eq. 25 e considerando que a amostra de solo estava saturada durante os ensaios, isto é θ corresponde à porosidade do solo. Usando o íon fosfato para exemplificar os cálculos, temos:

$$R = 1 + \frac{\rho_s K_d}{\theta} \rightarrow K_d = (R-1)\frac{\theta}{\rho_s}$$

$$K_d = (15,33-1)\frac{0,574}{1,09} \rightarrow K_d = 7,55\ cm^3\ g^{-1}$$



Adaptado de Oliveira et al. (2006)

Figura 13. Curvas de efluente experimentais dos íons amônio, potássio e fosfato

Tabela 3. Fator de retardamento (R), coeficiente dispersivo-difusivo (D), coeficiente de distribuição (Kd) e dispersividade (λ), obtidos a partir de amostras com estrutura e amostras destorroadas, para os íons potássio e magnésio

Soluto	Com estrutura				Destorroada			
	R	D ($cm^2\ h^{-1}$)	K_d ($cm^3\ g^{-1}$)	λ (cm)	R	D ($cm^2\ h^{-1}$)	K_d ($cm^3\ g^{-1}$)	λ (cm)
Potássio	1,97	242,56	0,56	17,07	1,72	12,12	0,42	7,65
Magnésio	1,7	311,75	0,41	0,5	1,39	11,55	0,22	0,47

Tabela 4. Valores do fator de retardamento (R), do coeficiente dispersivo-difusivo (D), do coeficiente de distribuição (K_d) e da dispersidade (λ)do íons fosfato, potássio e amônio

Solo	Fosfato				Potássio				Amônio			
	R	D ($cm^2\ min^{-1}$)	K_d* ($cm^3 g^{-1}$)	λ* (cm)	R	D ($cm^2\ min^{-1}$)	K_d* ($cm^3 g^{-1}$)	λ* (cm)	R	D ($cm^2\ min^{-1}$)	K_d* ($cm^3\ g^{-1}$)	λ* (cm)
LVAd	15,33	59,58	7,55	20,83	2,37	31,57	0,72	20,83	1,61	41,89	0,32	20,83

* valores calculados a partir dos valores de R e D. Fonte: Oliveira et al. (2006)

Os valores da dispersividade (λ) apresentados na Tabela 4 foram calculados a partir das Eqs. 14 e 12. Considerando n igual a 1 na eq. 12 e D_m igual a 5,34 x 10^{-4} $cm^2 min^{-1}$, para o íon fosfato, tem-se

$$D = D_m + D_h \rightarrow D_h = D - D_m$$

$$D_h = 59,58 - 0,000534 \rightarrow D_h = 59,58\ cm^2\ \ min^{-1}$$

$$D_h = \lambda v^n \rightarrow D_h = \lambda v^1 \rightarrow \lambda = \frac{D_h}{v}$$

$$\lambda = \frac{59,58}{2,86} \rightarrow \lambda = 20,83\ cm$$

Deslocamento de solutos em uma coluna de solo saturado

Determinar a concentração dos íons amônio, potássio e fosfato ao longo de uma coluna de solo saturado, considerando que será aplicada, por uma hora, uma solução deslocadora multiespécie, constituída dos íons citados acima, com concentração C_0, seguida da aplicação de água pura, por duas horas. A concentração inicial (Ci) dos íons amônio, potássio e fosfato ao longo da coluna é igual zero.

A partir dos valores apresentados na Tabela 4 foram simuladas as concentrações residentes relativa dos íons amônio, potássio e fosfato no perfil do solo após 1, 2 e 3 horas do início da aplicação da solução deslocadora. Utilizou-se o modelo 1 do software Disp que trabalha com a concentração residente do soluto na fase líquida do solo. Na Figura 14 estão apresentadas as curvas de concentração residentes relativas dos íons no perfil do LVAd.

Observa-se na Figura 14 que o íon amônio alcançou maiores profundidades após as três horas de ensaio, comparativamente aos íons potássio e fosfato, cujos picos de concentração ocorreram a, aproximadamente, 100, 74 e 13 cm, respectivamente. Tal fato está associado ao fator de retardamento. O íon amônio apresenta o menor fator de retardamento, seguido dos íons potássio e fosfato, respectivamente, ou seja, NH^{4+} < K < PO_4^{3-}, conforme apresentado na Tabela 4. Portanto, por apresentar o menor fator de retardamento, o íon amônio foi pouco adsorvido pelo meio quando a solução deslocadora percolou pela coluna de solo, o que garantiu ao íon maior avanço no perfil do solo. Já o íon fosfato, por apresentar um maior valor do fator de retardamento, avançou pouco no perfil do solo, ficando praticamente retido na superfície. Tal comportamento está associado à maior interação entre este soluto e o meio, ou seja, o íon fosfato é muito adsorvido quando a solução deslocadora percola pela coluna de solo.

Simulação da distribuição no solo de nitrato e fósforo provenientes de fertirrigação.

Simular a distribuição de nitrato e fósforo aplicados no solo por meio de fertirrigações realizadas em diferentes momentos da irrigação, considerando as seguintes condições:

Irrigação: microaspersão, com intensidade de aplicação de 2 mm h^{-1} e duração de 2 h.

Fertirrigação: duração de 0,5 h, com os cenários mostrados na Tabela 5. Foram aplicadas soluções de nitrato e

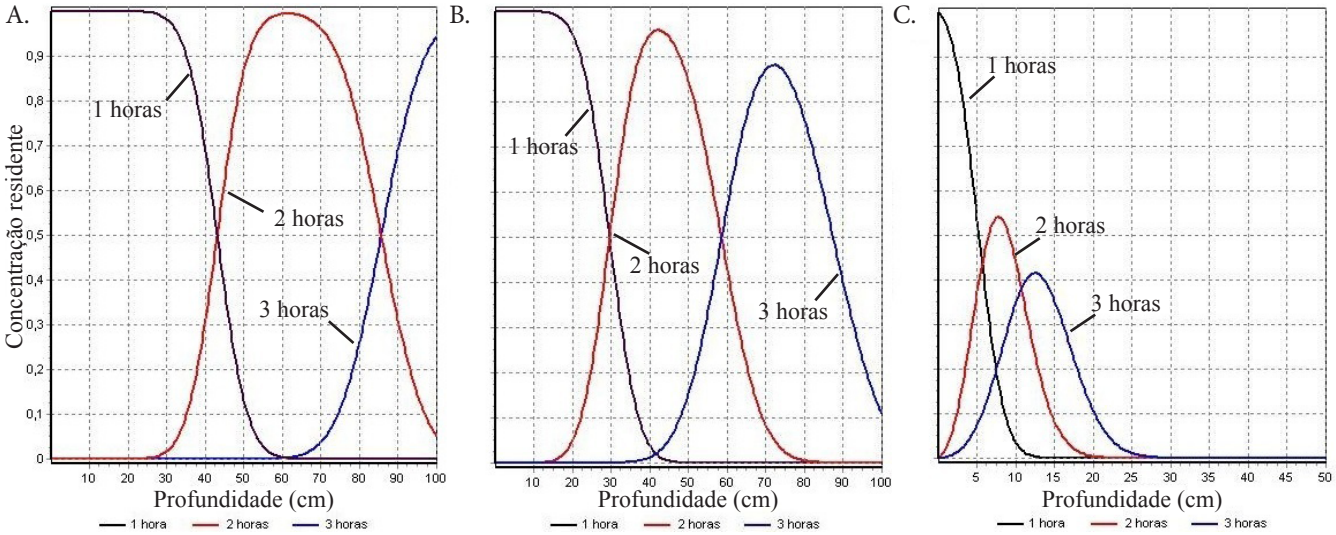


Figura 14. Concentração residente relativa dos íons amônio (A), potássio (B) e fosfato (C) no perfil do solo após 1, 2 e 3 horas de aplicação da água limpa

Tabela 5. Momentos da fertirrigação (xx) durante a irrigação (oo)

Cenários	Tempo de irrigação (h)			
	0,5	1,0	1,5	2,0
1	xx	oo	oo	oo
2	oo	xx	oo	oo
3	oo	oo	xx	oo
4	oo	oo	oo	xx

fósforo nas concentrações de 3,2 e 4,8 g L^{-1}, respectivamente, correspondente a uma aplicação de 40 e 60 kg ha^{-1} de nitrogênio e fósforo.

- Solo: Neossolo quartzarenico (RQo), textura franco-arenosa
- Massa específica = 1,67 g cm^{-3}
- Teor de água do solo saturado = 0,369 cm^3 cm^{-3}
- Capacidade de campo = 0,126 cm^3 cm^{-3}
- Ponto de murcha permanente = 0,074 cm^3 cm^{-3}
- Condutividade hidráulica do solo saturado = 51 cm h^{-1}
- Parâmetros do modelo de Brooks & Corey:
- Teor de água residual = 0,076 cm^3 cm^{-3}
- Potencial matricial de entrada de ar = 10,5 cm
- α = 1,013

As simulações foram realizadas com o software SIMASS_C. Iniciaram-se as simulações considerando que os teores de água no solo eram aqueles antecedentes a uma nova irrigação. Estes valores foram obtidos do trabalho experimental realizado por Simões (2007). As concentrações iniciais de nitrato e fósforo no solo foram consideradas iguais a zero.

Os resultados das simulações são apresentados nas Figuras 15 e 16. Analisando estas figuras, nota-se que os íons atingiram maiores profundidades quando as fertirrigações foram realizadas nos períodos iniciais da irrigação, principalmente para o nitrato. Isto acontece porque a água de irrigação aplicada após a fertirrigação lixívia os íons para camadas mais profundas.

Observa-se na Figura 15 que, para os quatro cenários, a concentração de fósforo atingiu pequenas profundidades, chegando a 7 cm após a aplicação de 0,5 h de fertirrigação seguida de 1,5 h de irrigação (cenário 1). Esse fato é explicado pelo fator de retardamento deste íon, o qual apresenta um elevado valor, R=7,0 (Tabela 6), provocando maior retenção deste soluto pelo solo. A localização do fósforo na superfície restringiria a sua absorção pelas raízes das plantas, ficando restrito às raízes superficiais, indicando que a aplicação de fósforo via fertirrigação não é recomendável.

Na Figura 16, observa-se que a concentração de nitrato atingiu profundidades maiores em comparação ao fósforo,

Tabela 6. Parâmetros de transporte do nitrato e do potássio usados na simulação

	D_o (cm^2 min^{-1})	K_d (cm^3 g^{-1})	R	λ (cm)
Nitrato	6,84 x 10^{-2}	0,00	1,0	2,0
Fósforo	5,34 x 10^{-4}	1,5	7,0	8,0

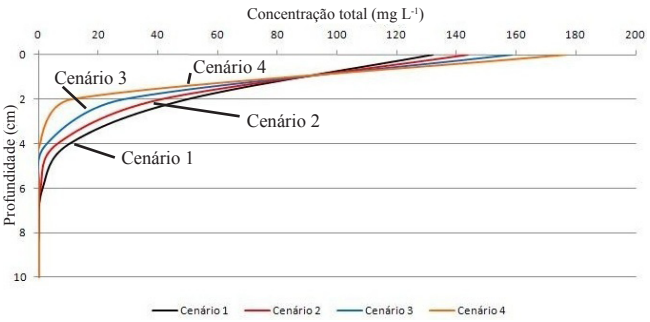


Figura 15. Distribuição de fósforo aplicado no solo por meio de fertirrigação realizadas em diferentes momentos da irrigação

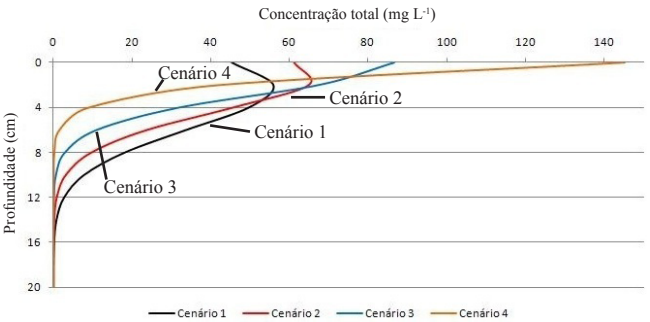


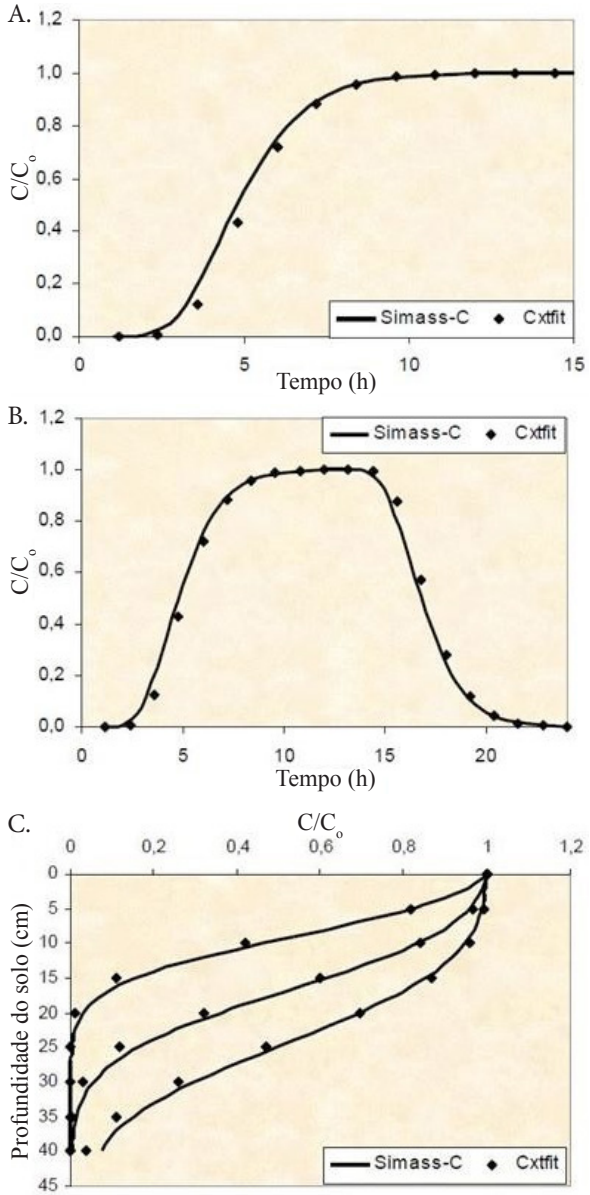
Figura 16. Distribuição de nitrato aplicado no solo por meio de fertirrigação realizadas em diferentes momentos da irrigação

chegando a 16 cm após a aplicação de 0,5 h de fertirrigação seguida de 1,5 h de irrigação (cenário 1). A maior distribuição do íon nitrato no perfil do solo, comparativamente ao fósforo, está associada ao seu menor fator de retardamento, R=1,0 (Tabela 6), o qual indica que não há interação entre íon nitrato e o solo.

Simulação de curvas de efluente e perfis de distribuição de sulfona de aldicarbe em colunas de solo saturado

Corrêa (2001) simulou curvas de efluente e perfis de distribuição de sulfona de aldicarbe (inseticida), sob condições de solo saturado, (Figuras 17A, B e C) usando os modelos SIMASS_C e o CXTFIT. Nas Figuras 17A e 17B estão apresentadas as curvas de efluentes do inseticida sulfona de aldicarbe para duas situações distintas. Na primeira, a curva de efluente foi construída a partir da aplicação de solução aquosa do inseticida durante todo o tempo de coleta do efluente. Na segunda, a curva de efluente foi obtida considerando a aplicação tipo pulso, quando a solução contendo o pesticida foi aplicada durante a metade do tempo de coleta e na outra metade foi aplicado somente água. A Figura 17C apresenta os perfis de concentração residente do inseticida para os tempos 60, 120 e 180 minutos após o inicio da aplicação do produto.

De acordo com Figura 17, observa-se que o modelo SIMASS-C simulou curvas de efluente de solutos e perfis de concentração bem próximas daquelas obtidas com o modelo CXTFIT. O modelo CXTFIT foi utilizado como modelo comparativo, porque apresenta solução analítica da equação de transporte de solutos e, por isso, apresenta resultados matematicamente mais precisos.



Adaptado de Correa (2001)

Figura 17. Curva de efluente do inseticida sulfona aldicarbe calculadas pelos modelos SIMASS-C e CXTFIT (A); curva de efluente do inseticida sulfona aldicarbe para a aplicação tipo pulso calculadas pelos modelos SIMASS-C e CXTFIT (B) e perfis de concentração do inseticida sulfona aldicarbe simulados pelos modelos SIMASS-C e CXTFIT (C)

Literatura Citada

Anderson, M. P. Movement of contaminants in groundwater: Groundwater transport – Advection and dispersion. In: Usselman, T. M (ed). Groundwater contamination. Washington, D. C.: National Academy Press, 1984, p.37-45.

Bear, J. Hydraulics of groundwater. New York: McGraw-Hill Inc, 1979. 569p.

Borges Jr, J. C. F.; Ferreira, P. A. Equações e programa computacional para cálculo do transporte de solutos do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.604–611, 2006.

Bresler, E.; McNeal, B. L.; Carter, D. L. Saline and sodic soils. Principles-dynamics-modeling. Berling: Springer-Verlag, 1982. 236p.

Corrêa, M. M. Desenvolvimento e teste de modelo de transporte unidimensional de solutos no solo. Viçosa: UFV, 2001. 119p. Tese Doutorado

Costa, S. N.; Martinez, M. A.; Martins, J. H.; Ferreira, P. A. SIMASS - Modelo para simular o transporte de água e solutos no solo I: Desenvolvimento e teste de sensibilidade. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.3, p.183-189, 1999.

Drever, J. I. The geochemistry of natural waters. New Jersey: Prentice Hall, 1997. 436p.

Ferreira, P. A.; Garcia, G. O.; Matos, A. T.; Ruiz, H. R.; Borges Júnior, J. C. F. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café conilon. Acta Scientiarum. Agronomy, v. 28, p.29-35, 2006.

Fried, J. J. Groundwater pollution. New York: Elsevier, 1975. 330p.

Genuchten, M. T. van; Wierenga, P. J. Solute dispersion: Coefficients and retardation factors. In: Klute, A. (ed.) Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods. Madison: ASA, SSSA, 1986. p.1025-1031.

Hillel, D. Fundamentals of soil physics. London: Academic Press, 1980. 413p.

Huyakorn, P. S.; Pinder, G. F. Computational methods in subsurface flow. New York, Academic Press, Inc. 1983. 473p.

Jury, W. A.; Gardner, W. R. Soil physics. 5. ed. New York: Jonh Wiley & Sons, 1991. 328p.

Kirkham, D.; Powers, W. L. Advanced soil physics. New York: John Wiley, 1972. 534p.

Leij., F. J.; Genuchten, M. T. van. Solute transport. In: Sumner, M. E. (ed). Handbook of Soil Science. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. a-183 – a-228.

Matos, A. T.; Costa, L. M.; Fontes, M. P. F.; Martinez, M. A. Correlação entre os fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo e algumas propriedades físicas dos solos. Engenharia na Agricultura, v.6, p.235-246, 1998.

Mélo, R. F.; Ferreira, P. A.; Matos, A. T.; Ruiz, H. A.; Oliveira, L. B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.456-465, 2006.

Nielsen, D. R.; Biggar, J. W. Miscible displacement: III. Theoretical considerations. Soil Science Society of America Proceedings, v.26, p.216-221, 1962.

Oliveira, E. M. M.; Ruiz, H. A.; Ferreira, P. A.; Alvarez, V. H.; Borges Júnior, J. C. F. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fosfato, potássio e amônio em solos de Minas Gerais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.8, p.196-203, 2004.

Parker, J. C.; Genuthten, M. T. van. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. Blacksburg: Virginia Agricultural Experiment Station, Virginia: Polytechnic Institute and Sate University, 1984. 95p. Bulletin 84-3

Pinder, G. F.; Gray, W. G. Finite element simulation in surface and subsurface hydrology. New York: Academic Press, Inc. 1977. 295p.

Prevedello, C. L. Física de solos com problemas resolvidos. Curitiba: Saeafes, 1996. 446p.

Reichardt, K. Dinâmica da matéria e da energia em ecossistemas. 2.ed. Piracicaba: ESALQ, 1996. 513p.

Rocha, F. A.; Martinez, M. A.; Matos, A. T.; Cantarutti, R. B.; Silva, J. O. Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte 1: Desenvolvimento e teste do modelo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, p.47-53, 2008.

Rossi, P.; Miranda, J. H.; Duarte, S. N. Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. Engenharia Agrícola, v.27, p.675-682, 2007.

Segerlind, L. J. Applied finite element analysis. New York: John Wiley & Sons Inc. 1984. 427p.

Silva, J. B. G. Tecnologia inovadora para retirada de amostras de solo com estrutura indeformada. Viçosa: UFV, 2009. 57p. Dissertação Mestrado

Simões, W. L. Influência de diferentes sistemas de microaspersão na distribuição de água no solo e nas respostas morfofisiológicas do *Citrus latifólia* tanaka sobre o porta enxerto *Citrus limonia* Osbeck. Viçosa: UFV, 2007. 114 p. Tese Doutorado

Simunek, J. M.; Genuchten, T. van; Sejna, M. HYDRUS – 1D Software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Versão 3.0 documentation and user´s guide. Riverside: University of California, 2005.

Wolschick, D. Modelo SIMASS-C: Inclusão da modelagem do crescimento e desenvolvimento do milho. Viçosa: UFV, 2004. 140p.

Zheng, C.; Bennet, G. D. Applied contaminant transport modeling. 2. ed. New York: John Wiley & Sons Inc. 2002. 621p.

Apêndice A

A função-erro é uma função de densidade de probabilidade e seu valor está entre −1 e +1. De acordo com a Figura A, ela é assintótica à reta y = 1 quando x → ∞ e à reta y = −1 quando x → −∞. Sua expressão analítica é

$$\text{erf} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-t^2} dt$$

Como a integral do segundo membro é complexa, é preferível calcular seu valor por meio do desenvolvimento em série, isto é:

$$\text{erf} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \left(x - \frac{x^3}{1!3} + \frac{x^5}{2!5} - \frac{x^7}{3!7} + \ldots \right)$$

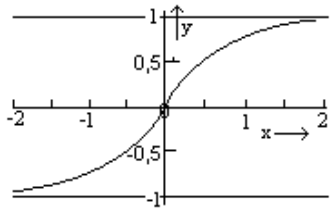


Figura A. Representação gráfica da função-erro

A função-erro complementar (erfc x) é dada por:

$$\text{erfc } x = 1 - \text{erf } x$$

Pelo gráfico da função, observa-se que:

- trata-se de uma função ímpar, isto é, erf(−x) = −erf x;
- erf 0 = 0;
- erf ∞ = 1 ; e,
- erf −∞ = −1 .

Ainda, pela Eq. 59, resulta:

- erfc ∞ = 0 ; e,
- erf c (−∞) = 2 .

Para uso corrente, pode-se usar os valores de erf x e erfc x da Tabela A, onde se observa que a erf x converge rapidamente, isto é, x = 2,5, erf 2,5 = 0,999593.

Tabela A. Função-erro e função-erro complementar

x	erf x	erfc x	x	erf x	erfc x
0	0	1,0	1,0	0,842701	0,157299
0,05	0,056372	0,943628	1,1	0,880205	0,119795
0,1	0,112463	0,887537	1,2	0,910314	0,089686
0,15	0,167996	0,832004	1,3	0,934008	0,065992
0,2	0,222703	0,777297	1,4	0,952285	0,047715
0,25	0,276326	0,723674	1,5	0,966105	0,033805
0,3	0,328627	0,671373	1,6	0,976348	0,023652
0,35	0,379382	0,620618	1,7	0,983790	0,016210
0,4	0,428392	0,571008	1,8	0,989091	0,010909
0,45	0,475482	0,524518	1,9	0,992700	0,007210
0,5	0,520500	0,479500	2,0	0,995322	0,004678
0,55	0,563323	0,436677	2,1	0,997021	0,002979
0,6	0,603856	0,396144	2,2	0,998137	0,001863
0,65	0,642029	0,357971	2,3	0,998857	0,001143
0,7	0,677801	0,322199	2,4	0,999311	0,000689
0,75	0,711156	0,288844	2,5	0,999503	0,000407
0,8	0,742101	0,257899	2,6	0,999764	0,000236
0,85	0,770668	0,229332	2,7	0,999866	0,000134
0,9	0,796908	0,203092	2,8	0,999925	0,000075
0,95	0,820891	0,179109	2,9	0,999959	0,000041

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

9 Salinidade em ambiente protegido

Pedro R. F. de Medeiros[1], Ênio F. de F. e Silva[2] & Sergio N. Duarte[3]

[1] Universidade Federal do Vale do São Francisco
[2] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[3] Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Introdução

A salinização é um tema discutido em todo o mundo, não só devido a seus efeitos sobre a produção de alimentos como também sobre os recursos hídricos. Estudos têm apresentado resultados que justificam todos os esforços sobre os efeitos, causas e origens da salinização nos diferentes ambientes agrícolas. A salinização dos solos pode ter origem natural ou ser induzida pelo homem.

As condições de ambiente protegido se assemelham bastante com as regiões áridas e semiáridas, em relação aos fatores potencializadores do processo de salinização, como as elevadas taxas de evaporação e evapotranspiração, predominantemente sobre a precipitação. Assim, águas carregadas de sais procedentes da meteorização das rochas com lavagem deficiente se acumulam em depressões constituindo lençóis freáticos salinos. Por ascensão capilar, esta água atinge a superfície do solo, evapora, deixando os sais na superfície. Este é o processo mais comum de salinização natural ou primária; entretanto, existem outras causas, como o fato de algumas regiões do planeta terem sido fundo de oceano em épocas remotas ou a salinização devido a aerosóis trazidos pelo vento (Pizarro, 1978).

A salinização secundária, devido à ação do homem, geralmente está associada a práticas de cultivo e ao manejo inadequado da irrigação e da fertirrigação. No processo mais comum, ocorrido em regiões semiáridas, há elevação do lençol freático devido à irrigação com baixa eficiência (grandes perdas por percolação profunda), falta de acompanhamento técnico (os próprios agricultores tomam as decisões) e falta de uma drenagem eficiente do solo. Este processo pode ocorrer mesmo quando se irriga com água de boa qualidade, pois na maioria das vezes, a maior parte dos sais é proveniente do próprio solo, sais estes que se encontravam insolúveis por causa da falta de umidade.

A salinização secundária pode também ocorrer em função do fato da água de irrigação ter uma qualidade inferior. Neste caso, mesmo se adotando um manejo adequado, a água pode ser fator limitante, principalmente para culturas mais sensíveis e em ambientes agrícolas modificados, como por exemplo, hortaliças cultivadas em ambiente protegido.

Apesar dos avanços tecnológicos da agricultura irrigada, milhões de hectares continuam sendo salinizados, havendo comprometimento da produção rentável das áreas agrícolas. Grandes esforços vêm sendo realizados por profissionais de várias áreas do conhecimento, no sentido de se avaliar, monitorar e manejar o efeito dos sais no sistema água-solo-planta-atmosfera.

Segundo informações da FAO (2005), estima-se que dos 250 milhões de hectares irrigados no mundo, aproximadamente 50 % já apresentem problemas de salinização e que 10 milhões de hectares sejam abandonados anualmente, em virtude desse problema. Atualmente a salinização afeta cerca de 45 milhões de hectares de terras irrigadas e deverá aumentar devido às mudanças climáticas globais (Roy et al., 2014).

Tais problemas de salinização comumente referentes às regiões semiáridas podem facilmente ser transportados para sistemas de cultivo em ambiente protegido, visto que tais sistemas dispõem unicamente da técnica da irrigação para reposição das necessidades hídricas das culturas, estando protegidos de precipitações concentradas nos períodos chuvosos, o que inibe a lavagem natural dos sais acumulados no solo.

O cultivo protegido é uma das técnicas da agricultura moderna muito utilizada para viabilizar o cultivo fora de época, diminuir custos e aumentar a produtividade, e juntamente com as novas tecnologias aplicadas à área de irrigação, como a fertirrigação, têm propiciado bons resultados (Factor et al.,

2008). O cultivo protegido exige, também, o conhecimento de outros aspectos, como a distribuição da radiação solar interna, a evapotranspiração, o consumo hídrico das plantas, sempre na busca da maximização, em quantidade e em qualidade, da produção por unidade de área ou por unidade de volume de água.

O desenvolvimento do cultivo em ambiente protegido tem crescido no mundo a uma taxa muito elevada. Os países mediterrâneos, que antes tinham pouca tradição de uso desta tecnologia, passaram a utilizá-la intensivamente. Esta tecnologia desponta como uma boa alternativa para os horticultores, haja vista que minimiza os efeitos da variabilidade ambiental, melhorando o desenvolvimento dos cultivos, permitindo a produção durante todo o ano e alcançando, assim, maiores preços no mercado (Silva et al., 1999a). Acrescenta-se, ainda, as vantagens de proteger a cultura dos efeitos negativos do vento, da chuva e do granizo, possibilitar aumentos consideráveis da produtividade, além de precocidade, e melhor qualidade e economia de insumos (Gomes et al., 1999).

No Brasil também se tem observado um aumento significativo do uso de ambientes protegidos, sobretudo nas regiões Sudeste e Sul, acarretando aumento de espaços nos quais se discute esse tema em eventos especializados da área. Entretanto, a pesquisa cientifica no Brasil sobre o cultivo em ambiente protegido ainda é incipiente. Assim, com a expansão da atividade, vários problemas surgidos têm sido relatados por agricultores e técnicos envolvidos com esta atividade agrícola. Devido à falta de conhecimento da tecnologia apropriada para este tipo de cultivo, têm sido frequentes os problemas de salinização do solo, prejudicando o cultivo das hortaliças nessas condições. Estes problemas provavelmente estão associados ao manejo inadequado da irrigação e fertilização.

Embora as águas de irrigação utilizadas sejam geralmente de boa qualidade, altas doses de fertilizantes aplicadas via água de irrigação têm elevado os níveis de salinidade. Esse problema ocorre especialmente quando se utilizam recomendações de adubação quantificadas para campo aberto, em ambientes protegidos artificialmente, e modificados em todos os sentidos; o manejo da irrigação também deve ser diferente, por ser a única fonte hídrica disponível paras as culturas.

Torna-se necessário, portanto, estudos e posterior utilização de técnicas básicas para solucionar ou pelo menos reduzir os impactos causados pela utilização de técnicas impróprias para ambientes protegidos, que são geralmente praticadas ou por falta de informação do agricultor ou até mesmo por economia de recurso financeiro, deixando totalmente de lado a preservação e sustentabilidade dos recursos naturais, neste caso o solo.

Causas Mais Frequentes e Formas de Controle da Salinidade em Ambiente Protegido

Existem duas causas principais que proporcionam o acúmulo de sais nos solos com maior frequência no cultivo comercial sob ambiente protegido. A primeira deve-se à utilização de águas de qualidade inferior, geralmente proveniente de poços. Na região de Piracicaba - SP, por exemplo, segundo Oliveira & Salati (1981), é freqüente a ocorrência de poços tubulares profundos com águas ricas em cloretos e sulfatos de sódio, com teores responsáveis por uma condutividade elétrica (CE), às vezes superior a 3,0 dS m^{-1} e razão de adsorção de sódio elevada.

Para a região sedimentar do Rio Grande do Norte, a maioria das águas dos mananciais subterrâneos pode apresentar problemas, tanto para os solos quanto para os sistemas de irrigação, quando a irrigação pressurizada for empregada em ambientes protegidos.

Caso a salinização seja consequência da utilização de águas de qualidade inferior, a técnica utilizada de controle é a mesma utilizada em campo aberto: consiste em permitir que lâminas excedentes de irrigação percolem no perfil do solo e garantam um equilíbrio favorável dos sais na zona radicular da cultura. Essa lâmina de lixiviação pode ser aplicada intencionalmente ou pode ocorrer como consequência das perdas espontâneas proporcionadas pela irrigação.

A quantificação da lâmina total a ser aplicada pode ser calculada com base na evapotranspiração, na condutividade elétrica da água de irrigação e na tolerância da cultura. A razão entre a lâmina de lixiviação e a lâmina total de irrigação é denominada na literatura de fração de lixiviação.

Entretanto, para que esta prática de controle seja eficiente, é necessário que a drenagem natural do solo seja adequada (Silva et al., 1999) ou se disponibilize de instalações artificiais para a drenagem, principalmente se tratando de ambientes protegidos que são fechados e onde existe o risco dos solos serem altamente compactados.

A irrigação praticada em ambientes protegidos, entretanto, faz uso principalmente de águas superficiais captadas em rios e em córregos, águas estas que geralmente possuem baixos teores de sais. Assim sendo, pode-se considerar que o excesso de água e o inadequado manejo da adubação seja a principal causa do problema de salinidade nesses ambientes, em virtude da adição de sais fertilizantes de elevados índices salinos e em quantidades superiores àquelas requeridas para a nutrição das plantas.

O excesso na aplicação de fertilizantes pelos agricultores em ambiente protegido ocorre, principalmente, porque são utilizadas recomendações de adubações para campo aberto devido à ausência de investigações considerando a extração de nutrientes pelas plantas cultivadas em ambiente protegido, onde as condições ambientais e as práticas agrícolas são bastante diferenciadas, destacando-se a ausência de chuvas que poderiam promover perdas de nutrientes por lixiviação ou escoamento superficial. Recomendações existentes de adubação para o cultivo a campo devem servir apenas como referenciais havendo, portanto, necessidade de obtenção de informações específicas para o sistema de cultivo protegido (Gomes et al., 1999).

Em condições protegidas as plantas de pimentão, por exemplo, têm maior crescimento vegetativo em relação às

de campo aberto, principalmente em virtude da aplicação de quantidades elevadas de nitrogênio (Silva et al., 1999b). Além disso, as condições de cultivo em ambientes protegidos são diferentes daquelas em campo a céu aberto, sobretudo com relação à menor evapotranspiração e à ausência de perdas de nutrientes por erosão e lixiviação.

O acúmulo de sais no solo em cultivos protegidos é bastante comum em virtude, principalmente, das altas doses de fertilizantes aplicadas e à falta de lixiviação dos sais acumulados após um cultivo. Acrescenta-se a esses fatos a possibilidade de utilização de águas de poços de má qualidade (Blanco, 2004), o que tem motivado a condução de diversas pesquisas nos últimos anos, visando avaliar métodos de controle da salinidade nessas condições de cultivo.

Uma alternativa apontada para minimizar o incremento da salinidade em ambientes protegidos é utilizar fertilizantes com menor poder de salinização. Na Tabela 1 estão apresentados diversos fertilizantes e seus índices salinos.

Existem, assim, opções de fertilizantes que podem ser selecionados para fornecimento de uma determinada quantidade de nutrientes a serem aplicados ao solo, com maior ou menor efeito sobre o incremento na condutividade elétrica da solução do solo.

Atualmente, as avaliações de solubilidade, índice salino, condutividade elétrica e resíduos sólidos para fertilizantes utilizados na fertirrigação estão disponíveis na literatura intitulada "Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos" do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, como principal ferramenta de controle de qualidade da indústria de fertilizantes e corretivos nos parâmetros de conformidade, qualidade e inocuidade. Possibilitando assim, a realização das analises dos fertilizantes utilizados por parte dos agricultores em ambiente protegido.

Aplicando-se uma solução nutritiva com uma condutividade elétrica em torno de 4,0 dS m^{-1}, estamos aplicando aproximadamente 2,56 kg m^{-3} de sais. Se levarmos em conta, por exemplo, o consumo hídrico de uma cultura em torno de 0,4 m de lâmina por ciclo, instalada em um espaçamento de 0,5 m x 1,2 m, será colocado no solo 0,61 kg de sais por planta e, consequentemente, 10.240,00 kg de sais por hectare aplicados no solo ou longo do ciclo da cultura. Entretanto, considerando que esses sais fertilizantes são nutrientes e que parte desses será absorvida pela cultura, apenas o excesso será acumulado no solo. Todavia, ciclos de cultivos sucessivos vão proporcionando incremento no teor de sais no solo, se tal fato ocorrer frequentemente.

Na realidade, a principal causa do uso excessivo de fertilizantes por parte dos agricultores, seria a busca por elevadas produtividades, procurando garantir elevados lucros para o pagamento do investimento com o ambiente protegido, sem a preocupação com os impactos ambientais e a sustentabilidade da atividade.

Tabela 1. Índice salino dos principais fertilizantes solúveis utilizados na fertirrigacao em ambiente protegido

Fertilizantes	Solubilidade (g L^{-1} a 20ºC)	Índice salino (1,0 g $^{-1}$ à 25ºC)
Nitrato de Cálcio ($Ca(NO_3)_2 . 4H_2O$)	1200,00	82,25
Nitrato de Potássio (KNO_3)	327,58	99,47
Nitrato de Amônia (NH_4NO_3)	2075,00	32,80
Fosfato monoamônico ($NH_4H_2PO_4$)	361,29	68,06
Fosfato monopotássico (KH_2PO_4)	238,53	55,60
Sulfato de Potássio (K_2SO_4)	123,80	112,94
Sulfato de Magnésio ($MgSO_4 . 7H_2O$)	500,00	91,45
Sulfato de Amônio ($(NH_4)_2SO_4$)	830,00	34,50
Uréia ($CO(NH_2)_2$)	1170,00	75,00

Efeitos da Salinização Sobre o Solo e as Plantas em Condições de Ambiente Protegido

O processo de salinização dos solos sob condições de ambiente protegido, assim como em qualquer situação, está relacionado diretamente ao acúmulo de sais em excesso na solução do solo. No caso do uso de águas salinas de poços, em geral, ocorre a acumulação de determinadas espécies iônicas, como os cátions Na^+, Ca^{2+} e Mg^{2+} e os ânions Cl^- e SO_4^{2-}, podendo assim serem identificados, assemelhando-se muito aos efeitos ocorridos em regiões semiáridas. Já no caso da salinização causada pelo uso excessivo de estercos e adubos, mais comuns no Sul e Sudeste do Brasil, devem-se acrescentar aos íons já citados os cátions K^+ e NH_4^+e o ânion NO_3^-.

O efeito dos sais sobre a estrutura do solo ocorre, basicamente, pela interação eletroquímica existente entre os cátions e a argila. E devido ao processo de contração e expansão da argila, conforme o cátion que predomine na CTC, esta começa e se dispersar, apresentando problemas de permeabilidade por obstrução dos poros do solo. Nesse caso, qualquer excesso de água causará encharcamento na superfície do solo, impedindo a germinação de sementes e o crescimento radicular das plantas, causando falta de aeração. Tais problemas podem ser ainda mais severos se considerar-se que solos cultivados em ambiente protegido têm elevada tendência a serem altamente compactados.

Em condições salinas, principalmente em ambiente protegido, ocorre também uma redução na disponibilidade de água para as plantas, ou seja, com o acúmulo de sais no solo o potencial total deste irá sofrer uma redução, ocasionado pela contribuição do potencial osmótico (Lima, 1997).

O efeito da salinidade do solo sobre o consumo hídrico das culturas em ambiente protegido mostra que, a evapotranspiração real apresenta decréscimo em função do incremento da salinidade do solo e da redução da área foliar; ou seja, há diferença no consumo hídrico entre níveis de salinidade diferentes (Silva, 2002; Dias, 2004; Eloi, 2007; Medeiros, 2007).

Silva (2002), estudando a evapotranspiração da cultura do pimentão sob ambiente protegido, bem como os seus coeficientes de cultura (Kc) e de salinidade (Ks), concluiu que o incremento na salinidade do solo promoveu redução na evapotranspiração real, observando-se maiores efeitos da salinidade sobre os valores médios de evapotranspiração

durante a fase de crescimento. A produção de massa de matéria seca das folhas foi inversamente proporcional à salinidade da solução do solo, sendo a redução do dossel da cultura (área foliar) um dos fatores responsáveis pelo decréscimo na evapotranspiração real, associado ao decréscimo causado pela diminuição do potencial osmótico da solução do solo.

Silva et al. (2013), trabalhando com as relações hídricas da cultura da beterraba para diferentes níveis de salinidade do solo e em ambiente protegido, concluíram que, o consumo de água pelas plantas apresentou uma redução de acordo com o incremento da salinidade para a cultivar Early Wonder; a cultivar Itapuã apresentou aumento do consumo hídrico até a salinidade de 6 dS m^{-1} e diminuição a partir da salinidade de 9 dS m^{-1}; e que de um modo geral as plantas de beterraba responderam de maneira significativa aos parâmetros analisados em salinidade próxima a 6 dS m^{-1}, porém o incremento da salinidade do solo provocou redução na capacidade de absorção de águas pelas plantas.

A ação da salinidade do solo pode ir além de uma simples diminuição no potencial hídrico; pode também atingir a fertilidade do solo, modificando e tornando indisponíveis certos nutrientes, ocasionando distúrbios nutricionais e toxicidade nas plantas, principalmente em áreas em que a aplicação de fertilizantes ocorre em excesso, problemática ocorrida comumente em ambientes protegidos.

Segundo Coelho et al. (2014), trabalhando com feijão caupi em solo salinizado e em ambiente protegido afim de determinar o ponto de murcha permanente fisiológico e o potencial osmótico, concluíram que o ponto de murcha permanente do feijoeiro caupi é menor quando determinado pelo método fisiológico do que quando determinado com a câmara de pressão de Richards; o aumento da salinidade do solo até 12 dS m^{-1} não influencia a umidade foliar do feijoeiro caupi, independente da textura do solo, como também, o potencial osmótico das folhas do feijoeiro caupi diminui com o aumento da salinidade do solo e pode ser usado como variável importante em ambientes salinizados.

No caso do uso de águas de qualidade inferior, no cultivo do pinhão manso em ambiente protegido, conclui-se que, o número de cachos e o número de frutos e a biomassa de cascas, sementes e frutos, são reduzidos em mais de 90% nas plantas irrigadas com água de 3,00 dS m^{-1}; o peso médio de semente e de fruto é reduzido em 20,60 e 27,92%, respectivamente, por aumento unitário da condutividade elétrica na água de irrigação; e as plantas do pinhão-manso produzem, em média, 32,03% de óleo quando irrigadas com água salina de 0,60 dS m^{-1} e 22,92% de óleo com água de 3,0 dS m^{-1} (Nery et al., 2013).

O aumento da salinidade da água de irrigação em Neossolo e em Latossolo, por exemplo, aumenta a disponibilidade de cálcio e sódio trocáveis. Esse fato acarreta no aumento dos valores da soma de bases, da CTC total e efetiva, da saturação por bases, das porcentagens de cálcio e sódio trocáveis, da salinidade da solução do solo, da relação cálcio/magnésio e da porcentagem de sódio trocável (Garcia et al., 2008).

Cramer et al. (1994) afirmam que o grau com que cada um dos componentes do estresse salino influência a nutrição mineral das plantas é dependente de muitos fatores, dentre eles a cultivar, a intensidade e duração do estresse salino, o teor de água no solo e o estádio de desenvolvimento da planta.

No caso do uso de águas salinas (mais comum no NE brasileiro), o aumento da concentração de NaCl na água de irrigação, ao elevar os teores Cl^- no caule e de Na^+ nas diferentes partes da planta, inibe a absorção de nutrientes, ocasionando redução nos teores de N, K^+ e Mg^{2+} nas raízes das plantas (Costa et al., 2008). A salinidade eleva a relação Na^+/K^+ nas raízes, caules e folhas, respectivamente, mostrando-se como importante variável no estudo nutricional das plantas sob condições de salinidade (Bosco et al., 2009).

Segundo Santos et al. (2014), estudando o crescimento de leguminosas utilizadas na adubação verde sob diferentes níveis de sais na água de irrigação em ambiente protegido, concluíram que, ate o período de 40 dias a Crotalaria juncea mantém seu desenvolvimento vegetativo até a condutividade elétrica da água de irrigação de 4,0 dS m^{-1}, porém o aumento do tempo de exposição ao estresse salino reduz esse limiar para 2,4 dS m^{-1}.

Segundo Nobre et al. (2014), avaliando o efeito da salinidade da água de irrigação, fontes e doses de nitrogênio sobre a produção do girassol em lisímetros de drenagem sob condições de ambiente protegido, concluíram que, a irrigação com água de CEa de 3,0 dS m^{-1} afetou negativamente as variáveis massa seca de capítulo, produção de aquênios, massa de sementes viáveis, número de sementes total e diâmetro de capítulo externo e interno. Segundo Lima et al. (2015), avaliando o efeito de diferentes concentrações de sais na água de irrigação (1,5; 3,0; 4,5; 6,0 e 7,5 dS m^{-1}) sob a emergência e o crescimento inicial de plântulas de albízia (Albizia lebbeck (L.) Benth.) em ambiente protegido, concluíram que, o aumento da salinidade na água de irrigação interfere negativamente na emergência e no crescimento inicial das plântulas, sendo recomendado água com concentração salina de até 1,5 dS m^{-1}, caracterizando esta espécie como glicófita, sensível a salinidade.

Segundo Guedes et al. (2015), o uso de água salina na irrigação é um desafio para pesquisadores e produtores rurais, sendo fundamental o desenvolvimento de novas estratégias para manejo da irrigação utilizando essas águas em ambiente protegido. O respectivo autor, em estudo avaliando o uso de água de baixa e alta salinidade individualmente, como também, utilizando a mistura dessas águas com e sem a divisão do sistema radicular, para manejo da irrigação na cultura do tomateiro cereja em ambiente protegido, concluíram que o uso de água com salinidade de 3,5 dS m^{-1} provoca redução significativa em todas as variáveis de crescimento e de produção; como também, o uso de águas de baixa e alta salinidade simultaneamente, com ou sem divisão do sistema radicular, pode ser uma alternativa viável para as condições em que o produtor rural tenha disponibilidade de duas fontes de água de diferentes qualidades.

Já para o caso da salinidade causada pelo uso excessivo de adubos, o aumento da CE reduziu os teores de fósforo, nitrogênio, cálcio e de magnésio nas folhas, raízes e frutos de berinjela cultivada em casa de vegetação (Souza et al., 2005).

Medeiros et al. (2009) estudando a tolerância da cultura do pepino à salinidade em ambiente protegido, verificaram que a cultura tolerou níveis de salinidade da solução do solo de até 3,5 dS m^{-1}, mantendo valores satisfatórios nas suas variáveis respostas até esse limite.

Os efeitos anteriormente citados sobre as plantas podem, ainda, ser investigado de outras formas, como por exemplo, a partir de estudos da tolerância destas à salinidade. Essa tolerância pode ser expressa em termos de salinidade limiar, que representa o ponto a partir do qual a produção da cultura começa a ser influenciada pela salinidade do solo.

Pesquisas realizadas permitem observar que a salinização induzida com excesso de fertilizantes aplicados ao solo é, na maioria dos casos, menos incisiva na redução da produtividade do que a salinização ocasionada pelo acúmulo de sais provindos de água de irrigação de qualidade marginal (Tabela 2). Resultados como os apresentados por Maas & Hoffman (1977) apresentam a salinidade limiar sempre associada à salinidade ocasionada pelo acúmulo de sais não nutrientes. Entretanto, caso o incremento da salinidade seja consequência do acúmulo de fertilizantes no solo, pode ocorrer efeitos nutricionais benéficos que possibilitam aumento de produtividade até certo valor de CE, compensando o efeito negativo da diminuição do potencial osmótico da solução.

Além da diferença exemplificada anteriormente na Tabela 2, em geral, fazendo uma comparação de resultados de tolerância obtidos em campo aberto e em ambiente protegido, verifica-se que os resultados oriundos de cultivos em ambiente protegido se apresentam mais elevados numericamente (maior tolerância). Esse fato é devido basicamente ao efeito estufa sobre o ambiente protegido, modificando principalmente as variáveis meteorológicas temperatura, umidade e radiação solar, o que resulta em uma demanda evapotranspirométrica menor dentro da estufa (menor ETc), quando comparada ao ambiente externo.

Tabela 2. Salinidade limiar de algumas culturas, expressa em termos de CE da solução do solo, encontrada na literatura e referente ao uso de águas naturalmente salinas (A)[1] e salinidade limiar encontrada em algumas pesquisas realizadas no Brasil, quando os sais foram provenientes do uso de fertilizantes em excesso (B)[2]

Culturas	Rendimento potencial[3] (100%)	
	(A)	(B)
	CEes (dS m^{-1} a 25^{0}C)	
Betrerraba (*Beta vulgaris* L.)	7,0	6,0
Tomateiro (*Lycopersicum esculentum*)	2,5	3,69
Tomateiro (*Lycopersicum esculentum*)	2,5	1,28
Berinjela (*Solanum melogena* L.)	-	1,71
Tomateiro (*Lycopersicum esculentum*)	2,5	3,01
Pepino (*Cucumis sativas*)	2,5	4,08
Pimentão (*Capsicum annuum*)	1,5	3,58
Alface (*Lactuca sativa*)	1,3	2,48

[1] Fonte: Maas & Hoffman (1977), Ayers & Westcot (1991)

[2] Fonte: Silva (2013); Silva (2013); Medeiros (2012); Silva (2010); Eloi (2007); Medeiros (2007); Silva (2002); Dias (2005)

[3] CEes, significa salinidade da zona radicular medida em condutividade elétrica no extrato de saturação do solo

Controle da Concentração da Solução do Solo

Dentre os métodos empregados para se estimar a concentração de sais no solo e controlar a salinidade desses em ambientes protegidos, destaca-se a medição da condutividade elétrica da solução do solo, que se apresenta como um método bastante prático.

A medida da condutividade elétrica pode ser realizada em soluções de solo, a diversos níveis de umidade; todavia, a quantificação da condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) é a mais evidenciada na literatura e, portanto, tida como método padrão (Richards, 1954). Entretanto, este método revela-se excessivamente trabalhoso para um controle rotineiro em nível de propriedade rural. Experiências bem sucedidas vêm sendo realizadas com os métodos de diferentes relações solo:água destilada como 1:1, 1:2,5 e, ainda, com o uso de extratores de cápsula porosa ou da Time-Domain Reflectometer (TDR).

A extração da solução do solo por intermédio de cápsulas porosas em umidades próximas à máxima capacidade de retenção é de fácil execução. Também deve-se levar em consideração que os poros da cápsula do extrator se assemelham muito aos poros do solo. O fluxo dos íons no solo ocorre sobretudo devido ao processo de difusão, que seria o movimento de íons devido ao gradiente de atividade, e devido ao processo de transferência de massa, que seria o movimento de íons arrastados pelo fluxo de água. Os extratores podem ser recomendados também para quantificar íons específicos solúveis na solução do solo, como o nitrato e o potássio, podendo ser utilizados para controlar e monitorar a quantidade destes fertilizantes, evitando a contaminação ambiental.

Outras vantagens do uso dos extratores são: a solução encontra-se em umidade equivalente ao momento em que a solução do solo é absorvida pela planta e os solutos dissolvidos serão os mesmos; a amostragem é sistemática, verdadeiramente pontual e não destrutiva; a aferição da condutividade é praticamente instantânea, podendo ser automatizada com equipamentos facilmente disponíveis e simples, e tais instrumentos de medida da CE podem ser utilizados sem calibração prévia, mesmo que, no solo, ocorra a presença de sais de baixa solubilidade, bastando, pois, que seja conhecida a umidade no momento da extração e a umidade da pasta saturada.

A solução do solo pode ser extraída a diferentes níveis de umidade do solo, sendo estes quantificados por meio da instalação de tensiômetros, e fazendo o uso da curva característica de retenção de água no solo, com relativa precisão. A Figura 1 apresenta um esquema destas ferramentas instaladas no campo.

Uma vez que o monitoramento periódico tenha sido estabelecido, a concentração de fertilizantes aplicados via água de irrigação, geralmente com frequência diária ou de poucos dias, pode ser controlada de forma a manter a concentração da solução do solo oscilando em uma faixa de CEs adequada (Burgueño, 1996), garantindo a disponibilidade de nutrientes sem a ocorrência de problemas osmóticos.

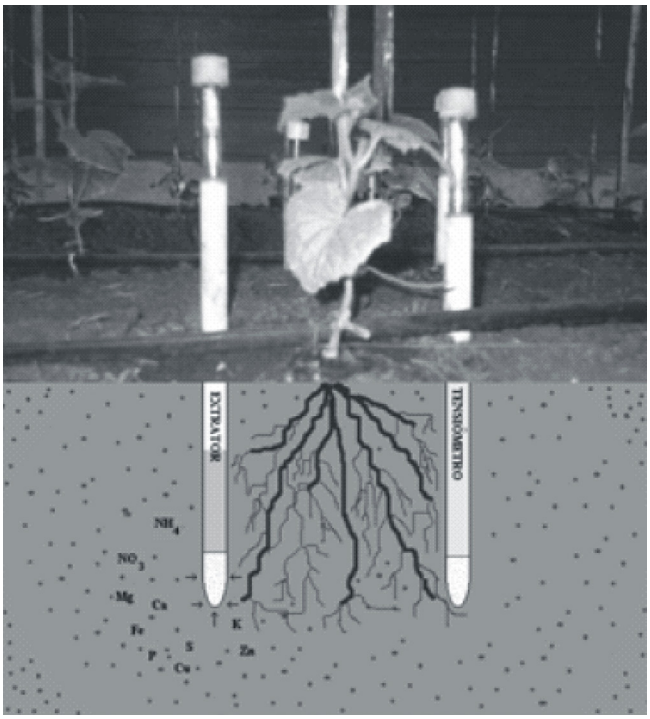


Figura 1. Esquema ilustrativo de um extrator de solução e de um tensiômetro, instalados junto às plantas no campo

Considerando que a aplicação de fertilizantes esteja monitorada, não há geralmente necessidade de aplicações intencionais de frações de lixiviação de manutenção, evitando possíveis desperdícios com água, energia e fertilizantes (Silva, 2002; Dias, 2004; Eloi, 2007; Medeiros, 2007; Silva, 2010).

A aplicação de fertilizantes deve ser diferenciada ao longo do ciclo da cultura, visto que a absorção de nutrientes específicos é função da fase fenológica da cultura. Assim, é inevitável que com o passar do tempo ocorram certos desequilíbrios nutricionais, em virtude da dificuldade de se quantificar com precisão os nutrientes absorvidos pela planta e as interferências inerentes do complexo de troca catiônica do sistema solo. Tendo em vista a ocorrência de situações onde se perde o controle sobre o estado nutricional do solo, pode-se lançar mão de testes rápidos de íons da solução do solo.

O conhecimento da concentração iônica da solução do solo é importante para se verificar a disponibilidade de nutrientes às plantas. Entretanto, a amostragem e a realização periódica de análise de solo, com a finalidade de acompanhar as concentrações de nitrato e de potássio na solução, durante as fases de crescimento e de produção da cultura, são inviáveis economicamente, em uma atividade agrícola comercial, além de não ser uma metodologia instantânea, que possibilite tomar decisões imediatas. O extrator de solução surge como uma alternativa capaz de solucionar o problema de forma eficaz e a baixo custo, principalmente se associado a determinações rápidas de campo. Entretanto, são necessários estudos para validar os resultados obtidos por meio de extração via cápsulas porosas, assim como a utilização de testes rápidos para determinar íons específicos em campo.

Silva (2002) conclui que, com o auxílio dos extratores providos de cápsulas porosas cerâmicas, é possível determinar a concentração de nitrato e de potássio, com boa precisão e monitorar a concentração do íon cálcio na solução do solo, quando comparado ao método padrão.

Segundo Dias (2004), fica evidenciado que o monitoramento da condutividade elétrica da solução do solo, extraída por cápsulas porosas, permite evitar possíveis processos de salinização e/ou deficiência nutricional.

A metodologia mais usual na quantificação dos fertilizantes a ser adicionada na água de irrigação baseia-se em recomendações realizadas após estudos da necessidade nutricional das culturas e da sua marcha de absorção de nutrientes ao longo do ciclo. Entretanto, esses estudos são realizados em uma determinada região, sob os efeitos climáticos locais e para certas variedades e/ou híbridos específicos.

Nesse aspecto, seria mais viável racionalizar o manejo da fertirrigação, por meio da determinação da condutividade elétrica e/ou da concentração parcial de íons da solução do solo. Caso a condutividade elétrica da solução do solo apresente valores inferiores ao máximo tolerado pela cultura, sem decréscimo de rendimento relativo, e superiores ao mínimo necessário para sua nutrição, a concentração da solução do solo estaria controlada.

Segundo Silva (2002), comparando dois manejos de fertirrigação sobre o rendimento da cultura do pimentão, um com o monitoramento da concentração da solução do solo e o outro com o manejo tradicional de fertirrigação, via aplicação de doses específicas, segundo a marcha de absorção da cultura do pimentão, ambos em ambiente protegido, conclui-se que os valores de condutividade elétrica da solução do solo mostram maior estabilidade no manejo baseado no monitoramento das concentrações. Esse mesmo autor afirma que os manejos de fertirrigação utilizados não diferiram no rendimento da cultura, possivelmente em consequência da utilização de recomendações adequadas, adotadas no manejo tradicional, para um ciclo de cultivo. Entretanto, o manejo com monitoramento propiciou economia de fertilizantes, o que acarreta na conclusão de que o manejo baseado em doses fixas recomendadas durante cultivos sucessivos pode causar o aumento da salinidade e a redução dos rendimentos alcançados ao longo do tempo.

Controle da Salinidade Via Lavagem de Manutenção

Técnica recomendada para o caso de uso de águas naturalmente salinas, a necessidade de lavagem (NL) é a fração de água aplicada com a irrigação que deve atravessar a zona radicular para manter os sais a um nível determinado. Esta quantidade extra de água percola abaixo da zona radicular, removendo parte dos sais acumulados. Salienta-se que a quantidade de água necessária para prevenir a salinização dos solos irrigados (lavagem de manutenção) é diferente da quantidade necessária para recuperação dos solos salinos (lavagem de recuperação) (Dias et al., 2003).

Para se estimar a necessidade de lavagem de manutenção de um solo necessita-se conhecer tanto a salinidade da água de irrigação quanto a salinidade tolerada pela cultura. A salinidade da água de irrigação pode ser medida diretamente no poço, em termos de sua condutividade elétrica (CEa); já a salinidade tolerada pela cultura é a salinidade média da água contida na zona radicular, representada pela salinidade do extrato de saturação resultante (CEes), que pode ser considerada utilizando dados da literatura (salinidade limiar da cultura).

Desta forma, para culturas específicas, a aproximação mais exata da necessidade de lixiviação de manutenção (NL) pode ser obtida utilizando-se a Eq. 1, proposta por Rhoades (1974) e Rhoades & Merril (1976).

$$NL = \frac{CEa}{\left(5 \times CEes - CEa\right)} \quad (1)$$

em que:

NL - necessidade de lixiviação mínima que se necessita para controlar os sais dentro do limite de tolerância da cultura, decimal;

CEa - salinidade da água de irrigação, dS m^{-1}; e

CEes - salinidade média do extrato de saturação do solo, em dS m^{-1}, que representa a salinidade tolerada por determinada cultura (salinidade limiar).

Considerando-se que toda a água aplicada durante o evento da irrigação se infiltra uniformemente no solo e que não existam perdas por escoamento superficial, a lâmina anual de irrigação que se deve aplicar para satisfazer, tanto a demanda da cultura quanto a necessidade de lavagem de manutenção, pode ser estimada pela Eq. 2.

$$LA \quad \frac{ETc}{\left(1 \quad NL\right)} \quad (2)$$

em que:

LA - lâmina anual de irrigação, mm ano^{-1};

ETc - evapotranspiração da cultura, mm ano^{-1}; e

NL - necessidade de lixiviação, decimal.

Recuperação de Solos Afetados por Sais sob Condições de Ambiente Protegido

Caso a salinidade do solo não seja controlada pelos métodos preventivos, e o diagnóstico revele problemas de salinidade em estágios avançados, devem ser utilizados como solução métodos de recuperação, tanto para o caso de salinização pelo uso de águas salobras quanto para o caso de aplicação de adubos em excesso. É importante salientar que o controle da salinização por meio de técnicas de prevenção é primordial e mais barata, e que as técnicas de recuperação do solo deverão ser utilizadas apenas se realmente necessárias, tendo em vista o grande volume de água envolvido.

Considerando também que tal operação demanda certa quantidade de capital, principalmente em se tratando de ambientes protegidos, com as estruturas montadas em locais estratégicos em relação a radiação solar e topografia, deve-se realizar uma análise econômica para a escolha da melhor decisão.

Quando o diagnóstico da salinização dos solos é realizado em situações onde a concentração eletrolítica encontra-se elevada, e considerando a viabilidade econômica, torna-se necessária a aplicação de lâminas de lavagem de recuperação do perfil. Esta técnica promove a eliminação dos sais solúveis por intermédio da aplicação de uma lâmina de água que lixívia os sais para camada de solo abaixo da zona radicular, o que é essencial para a recuperação dos solos afetados por sais; essa lâmina deve ser eliminada do perfil do solo por um sistema eficiente de drenagem artificial, quando a drenagem natural não for boa.

De acordo com Hoffman et al. (1992), a aplicação de uma lâmina de recuperação no final do ciclo da cultura é viável para manutenção dos sais na zona radicular quando a salinidade da água de irrigação não é tão elevada.

É bastante difícil estimar com exatidão a lâmina necessária à lixiviação de recuperação devido à presença de fendas no solo, dissolução dos sais precipitados, restrições na difusão dos sais e dispersão hidrodinâmica. Os modelos matemáticos desenvolvidos (como o HYDRUS, por exemplo) ainda não conseguem representar adequadamente as grandes variações que ocorrem em condições naturais de campo. Devido a isto, as estimativas baseadas em relações empíricas de experiências de campo são mais utilizadas.

Considera-se que de 70 a 80% dos sais solúveis poderão ser lavados por meio da aplicação de uma lâmina igual à profundidade de solo considerada, variando sua eficiência de acordo com a textura (Silva et al., 1999).

O primeiro requisito para a recuperação de qualquer solo afetado por sais é a drenagem adequada. Tendo-se a drenagem, a salinidade pode ser reduzida para um nível aceitável por meio da lixiviação; para solos sódicos, a aplicação de corretivos apropriados pode ser requerida antes da adição da lixiviação, para reduzir o teor de Na trocável (Ayers & Westcot, 1991; Rhoades & Loveday, 1990).

A quantidade de água necessária para realizar a lavagem de sais do perfil do solo é determinada em função do nível inicial da salinidade do solo, do nível final desejado, da profundidade de solo a recuperar (que depende da cultura que será explorada), de certas propriedades do solo e da área, e do método de aplicação de água e seu nível de salinidade (Rhoades & Loveday, 1990).

Hoffman (1980), baseando-se em dados experimentais de campo, estabeleceu a seguinte relação para a estimativa da lâmina de lixiviação de recuperação (Eq. 3):

$$\frac{CEf}{CEo} \times \frac{D_1}{D_3} = k \quad (3)$$

em que:

CEf - condutividade elétrica final desejada no perfil, dS m^{-1};

CEo - condutividade elétrica média inicial, dS m^{-1};

D_l - lâmina de lixiviação a ser aplicada, m; e

D_s - profundidade do perfil a ser recuperado, m.

O valor da constante k varia com o tipo de solo e com o método de aplicação de água. Segundo Hoffman (1980), os valores representativos de k para inundação contínua são: 0,45 para solo orgânico; 0,3 para argiloso e 0,1 para solo franco arenoso. Geralmente o valor mais usado para inundação contínua é 0,3.

Miller et al. (1965), comparando a irrigação por inundação contínua com a intermitente para recuperação de solo salino, verificaram que houve uma redução para um terço da água requerida quando se utilizou inundação intermitente. A lixiviação de sais ainda pode ser mais eficiente quando se utiliza irrigação por aspersão (Nielsen et al., 1966). Também Hoffman (1980) mostra que k praticamente não depende do tipo de solo quando a lavagem é feita por inundação intermitente ou aspersão, podendo assumir o valor de 0,1 para lavagem de recuperação, usando estes métodos de irrigação, independentemente da textura do solo.

Estudando a recuperação de um solo salinizado em ambiente protegido, Blanco & Folegatti (2001) observaram que o aumento de lâmina relativa de lavagem proporcionou redução da salinidade, sendo as mesmas aplicadas por inundação e por gotejamento. Os autores afirmam ainda que para métodos de irrigação por inundação, o perfil de salinidade do solo apresentou-se mais uniforme e que o coeficiente k proposto por Hoffman (1980) subestimou a lâmina de lavagem por inundação e superestimou para o gotejamento.

Duarte et al. (2007) concluíram que a recuperação de um solo salinizado devido ao excesso de fertilizantes em ambiente protegido, utilizando a fórmula de Hoffman, aplicada com a constante k de 0,1 subestimou a lâmina de lavagem ideal para a recuperação do solo por gotejamento, havendo, portanto a necessidade de se aplicar mais água.

Considerações Finais

Como apresentado anteriormente, o problema da salinização em ambientes protegidos pode advir (i) do uso de águas salobras ou (ii) da aplicação indiscriminada de fertilizantes.

O primeiro caso ocorre com mais frequência no Semiárido do País e apenas pontualmente em outras regiões, e é geralmente originado do uso de águas de baixa qualidade para a irrigação, proveniente principalmente de poços artesianos e açudes pequenos. Em situações como essa, costuma-se utilizar as técnicas tradicionais, amplamente pesquisadas em todo o Mundo, de prevenção, convivência e recuperação de solos salinos e sódicos.

O segundo caso vem sendo observado mais recentemente, devido ao aumento da utilização de estufas plásticas para culturas intensivas, como as hortaliças e as flores. A convivência com o problema, a princípio, seria mais fácil, pois o agricultor tem a prerrogativa de não aplicar o fertilizante que causa a salinização. A fertirrigação deve ser suficientemente intensa a ponto de manter a nutrição da planta, mas não mais do que isso, devido ao risco de salinização. Percebe-se, portanto, que é um problema intimamente relacionado ao manejo da adubação, geralmente via fertirrigação.

O manejo da fertirrigação engloba uma faixa que vai desde (i) os conceitos tradicionais de fertilidade do solo até (ii) as técnicas mais modernas de hidroponia. Quando se cultiva em solo argiloso, principalmente em chão de estufa e com frequência de irrigação não muito alta, valem as recomendações clássicas da ciência do solo, na qual a CTC é o principal foco a ser observado. Por outro lado, quando se utiliza areia e substratos, muitas vezes em vasos, com frequência de irrigação diária, o foco passa a ser a solução do solo.

No primeiro caso, como a CTC do solo tende a ser mais alta e o tempo de difusão dos cátions adsorvidos para a solução é maior e mais intenso, espera-se que se possa obter melhores resultados mantendo-se valores de CE mais baixas na solução do solo. No segundo caso, dada a pequena CTC e a frequente reposição da solução, valores de CE mais altos tendem a garantir melhor nutrição, mesmo sob certa depleção osmótica.

A tendência que se observa nas localidades brasileiras com maior quantidade de estufas é a utilização cada vez maior de substratos, ou seja, é necessário um monitoramento constante da solução do solo para se obter o delicado equilíbrio do segundo caso, relatado no parágrafo anterior. Essa necessidade está abrindo caminho para uma promissora e complexa linha de pesquisa interdisciplinar, que engloba química do solo, fertilidade do solo, nutrição de plantas, fertirrigação e salinidade.

Literatura Citada

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. 1. ed. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p. FAO Estudos de Irrigação e Drenagem, 29

Blanco, F. F. Tolerância do tomateiro à salinidade sob fertirrigação e calibração de medidores de íons específicos para determinação de nutrientes na solução do solo e na planta. Piracicaba: ESALQ/USP, 2004. 115p. Tese Doutorado

Blanco, F. F.; Folegatti, M. V. Recuperação de um solo salinizado após cultivo em ambiente protegido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, p.76-80, 2001.

Bosco, M. R. O.; Oliveira, A. B.; Hernandez, F. F. F.; Lacerda, C. F. Influência do estresse salino na composição mineral da berinjela. Revista Ciência Agronômica, v. 40, p.157-164, 2009.

Burgueño, H. La fertirrigacion en cultivos hortícolas com acolchado plástico. Culiacan, Sin. Mexico. 1996. v.1. 45p.

Coelho, J. B. M.; Barros, M. F. C.; Bezerra Neto, E.; Souza, E. R. Ponto de murcha permanente fisiológico e potencial osmótico de feijão caupi cultivado em solos salinizados. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.18, p.708-713, 2014.

Costa, D. M. A.; Melo, H. N. S.; Ferreira, S. R.; Dantas, J. A. Conteúdo de N, P, K^{+}, Ca^{2+} e Mg^{2+} no amaranto (*Amaranthus* spp) sob estresse salino e cobertura morta. Revista Ciência Agronômica, v.39, p.209-216, 2008.

Cramer, G. R.; Alberico, G. J.; Schmidt, C. Salt tolerance is not associated with the sodium accumulation of two maize hybrids. Australian Journal of Plant Physiology, v.21, p.675-692, 1994.

Dias, N. S. Manejo da fertirrigação e controle da salinidade em solo cultivado com melão rendilhado sob ambiente protegido. Piracicaba: ESALQ/USP, 2004. 110p. Tese Doutorado

Dias, N. S.; Duarte, S. N.; Yoshinaga, R. T.; Teles Filho, J. F. Produção de alface sob diferentes níveis de salinidade do solo. Irriga, v.10, p.20-29, 2005.

Dias, N. S.; Gheyi, H. R.; Duarte, S. N. Prevenção, manejo e recuperação dos solos afetados por sais. Piracicaba: ESALQ/USP, 2003. 118p. Série Didática n. 13

Dias, N. S.; Medeiros, J. F.; Gheyi, H. R.; Silva, F. V.; Barros, A. D. Evolução da salinidade em um Argissolo sob cultivo de melão irrigado por gotejamento. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.8, p.240-246, 2004.

Duarte, S. N.; Dias, N. S.; Teles Filho, J. F. Recuperação de um solo salinizado devido a excesso de fertilizantes em ambiente protegido. Irriga, v.12, p.422-428, 2007.

Eloi, W. M. Níveis de salinidade e manejo da fertirrigação sobre o cultivo do tomateiro (*Lycopersicon esculentum* Mill) em ambiente protegido. Piracicaba: ESALQ/USP, 2007. 110p. Tese Doutorado

Factor, T. L.; Araújo, J. A. C. de; Vilella Júnior, V. E. Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, p.143-149, 2008.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Crops & livestock primary & processed: <http://fao.org>. 01 Out. 2005.

Garcia, G. O.; Martins Filho, S.; Reis, E. F.; Moraes, W. B.; Nazário, A. Alterações químicas de dois solos irrigados com água salina. Revista Ciência Agronômica, v.39, p.7-18, 2008.

Gomes, L. A. A.; Silva, E. C. da; Faquin, V. Recomendações de adubação em ambientes protegidos. In: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação. Viçosa: CFSEMG, 1999. 360p.

Guedes, R. A. A.; Oliveira, F. A.; Alves, R. C.; Medeiros, A. S.; Gomes, L. P.; Costa, L. P. Estratégias de irrigação com água salina no tomateiro cereja em ambiente protegido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.19, p.913–919, 2015.

Hoffman, G. J. Guidelines for reclamation of salt-affected soils. In: Inter-american Salinity Water Mmanagement Technical Conference, Juarez, 1980. Proceedings. Juarez, 1980. p.49-64.

Hoffman, G. J.; Howell, T. A.; Solomon, K. H. Management farm irrigation systems. St. Joseph: ASAE. 1992. 1040p. ASAE Monograph, 9

Lima, L. A. Efeitos de sais no solo e na planta. In: Gheyi, H. R.; Queiroz, J. E.; Medeiros, J. M. (ed). Campina Grande: UFPB-SBEA, 1997. p.113-136.

Lima, M. F. P.; Porto, M. A. F.; Torres, S. B.; Freitas, R. M. O.; Nogueira, N. W.; Carvalho, D. R. Emergência e crescimento inicial de plântulas de albízia submetidas à irrigação com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.19, p.106–112, 2015.

Maas, E. V.; Hoffman, G. J. Crop salt tolerance – Current assessment. Journal of Irrigation and Drainage of ASCE, v.103. p.115-134. 1977.

Medeiros, P. R. F. Manejo da fertirrigação em ambiente protegido visando o controle da salinidade para a cultura do pepino enxertado. Piracicaba: ESALQ/USP, 2007. 82p. Dissertação Mestrado

Medeiros, P. R. F.; Duarte, S. N.; Dias, C. T. S. Tolerância da cultura do pepino a salinidade em ambiente protegido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.13, p.406–410, 2009.

Medeiros, P. R. F.; Duarte, S. N.; Uyeda, C. A.; Silva, E. F. F.; Medeiros, J. F. Tolerância da cultura do tomate à salinidade do solo em ambiente protegido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.16, p.51–55, 2012.

Miller, R. J.; Nielsen, D. R.; Biggar, J. W. Chloride displacement in Panoche clay loam in ralation to water movement end distribution. Journal of Water Resource Research, v.1, p.63-73, 1965.

Nery, A. R.; Rodrigues, L. N.; Fernandes, P. D.; Chaves, L. H. G.; Ferreira, D. J. L. Produção do segundo ciclo do pinhão-manso irrigado com águas salinizadas em ambiente protegido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.17, p.531–536, 2013.

Nielsen, D. R.; Biggar, J. W.; Luthin, J. N. Desalination of soils under controlled unsaturated flow conditions. In: Congress of International Comission of Irrigation and Drainage, 6., New Delhi, 1966. Proceedings. New Delhi: ICID, 1966. p.15-24.

Nobre, R. G.; Sousa, W. B.; Lima, G. S.; Gheyi, H. R.; Dias, A. S.; Pinheiro, F. W. A. Sources and doses of nitrogen in the production of sunflower plants irrigated with saline water. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.18, (Suplemento), p.S59–S65, 2014.

Oliveira, A. S.; Salati, E. Um estudo sobre as água subterrâneas da região de Piracicaba. Anais da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", v.38, p.163-190, 1981.

Pizarro, F. Drenaje agrícola y recuperacion de suelos salinos. Madrid: Agrícola Española, 1978. 521p.

Richards, L. A. (ed.) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: United States Salinity Laboratory, 1954. 160p. Agiculture Handbook, 60

Rhoades, J. D. Drainage for salinity controls. In: Schilfgaarde, J. V. van (ed.) Drainage for agriculture. Madison: American Society of Agronomy, 1974. p.433-462.

Rhoades, J. D.; Loveday, J. Salinity in irrigated agriculture. In: Stewart, D. R.; Nielsen, D. R. (ed.) Irrigation of agricultural crops. Madison: ASA, CSSA, SSSA, 1990. p.1089-1142. Agronomy, 30

Rhoades, J. D.; Merril, S. D. Assessing the suitability of water for irrigation. Theoretical am empirical approaches. In: Prognosis of salinity and alckalinity. Rome: FAO, 1976. p.69-110.

Roy, S. J.; Negão, S.; Tester, M. Salt resistant crop plant. Current Opinion in Biotechnology, v.26, p.115–124, 2014.

Santos, R. A.; Carneiro, P. T.; Santos, V. R.; Costa, L. C.; Santos, C. G.; Santos Neto, A. L. Crescimento de leguminosas utilizadas na adubação verde em diferentes níveis de sais na água de irrigação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.18, p.1255–1261, 2014.

Silva, A. O.; Klar, A. E.; Silva, E. F. F.; Tanaka, A. A.; S. Junior, J. F. Relações hídricas em cultivares de beterraba em diferentes níveis de salinidade do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.1143–1151, 2013.

Silva, E. F. F. Manejo da fertirrigação e controle da salinidade na cultura do pimentão utilizando extratores de solução do solo. Piracicaba; ESALQ, 2002. 136p. Tese Doutorado

Silva, E. F. F; Duarte, S. N.; Coelho, R. D. Salinização dos solos cultivados sob ambiente protegidos no Estado de São Paulo. In: Folegatti, M.V. (ed.) Fertirrigação: Citrus, flores e hortaliças. Guaíba: Agropecuária, 1999. p.267-277.

Silva, E. M. Manejo da fertirrigação em ambiente protegido visando o controle da salinidade do solo para a cultura da berinjela. Piracicaba: ESALQ/USP, 2010. 79p. Dissertação Mestrado

Silva, M. A. G.; Boaretto, A. E.; Melo, A. M. T. de; Fernandes, H. M. G.; Scivittaro, W. B. Rendimento e qualidade de frutos de pimentão cultivado em ambiente protegido em função do nitrogênio e potássio aplicados via fertirrigação. Scientia Agricola, v.56, Suplemento, p.1199-1207, 1999a.

Silva, P. F.; Lima, C. J. G. S.; Barros, A. C.; Silva, E. M.; Duarte, S. N. Sais fertilizantes e manejo da fertirrigação na produção de tomateiro cultivado em ambiente protegido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.1173–1180 2013.

Silva, W. L. C.; Carrijo, O. A.; Marouelli, W. A. Fertirrigação na Embrapa Hortaliças. In: Folegatti, M. V. (coord.) Fertirrigação: Citrus, flores, hortaliças. Guaíba: Agropecuária, 1999b. cap.5, p.433-440.

Souza, V. S.; Soares, I.; Crisóstomo, L. A.; Silva, L. A.; Hernandez, F. F. F. Influência da condutividade elétrica da solução nutritiva na acumulação de matéria seca e teores de nutrientes em berinjela. Revista Ciência Agronômica, v.36, p.123-128, 2005.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

10 Métodos de análises químicas para solos afetados por sais

Maria B. G. S. Freire[1], Luiz G. M. Pessoa[1] & Hans R. Gheyi[2]

[1] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[2] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Introdução

Elevadas concentrações de sais solúveis nos solos constituem um dos principais problemas da agricultura, com graves consequências econômicas e sociais em todo o mundo (Farifteh, 2007). Segundo Pérez-Alfonseca et al. (2010), a salinidade é o principal fator responsável pela redução da produção vegetal e a principal causa do abandono de terras e aquíferos destinados à agricultura.

Em solos de regiões áridas e semiáridas, o acúmulo de sais dificulta o desenvolvimento das plantas, seja diretamente pelo estresse salino causado, ou indiretamente pela degradação das propriedades físicas relacionadas à movimentação de água e ar no perfil do solo. No primeiro caso, os problemas podem advir de elevadas concentrações de sais solúveis, que diminuem o potencial osmótico da solução do solo e dificultam a absorção de água pelas plantas, ou de níveis tóxicos de alguns elementos, principalmente sódio, cloro e boro, causando desequilíbrios nutricionais e toxidez. Por outro lado, a predominância do sódio na fase trocável do solo promove a dispersão e movimentação de coloides no perfil, com consequente obstrução de poros, o que culmina com a redução da permeabilidade do solo ao ar e à água (Freire & Freire, 2007).

De acordo com a Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2000), a área de solos afetados por sais no mundo é de 831 milhões de hectares, dos quais 397 milhões correspondem a solos salinos e 434 milhões correspondem aos solos sódicos; este total equivale a, aproximadamente, 6% do total de áreas agricultáveis no mundo. No entanto, algumas dessas estimativas são elaboradas com dados estatísticos coletados de pesquisas com diferentes métodos, difíceis de serem comparados (FAO, 2016). Segundo recentes estimativas, áreas afetadas por sais totalizam 1.128 mil hectares a nível global (Wicke et al., 2011). Estas estimativas superam as previamente estabelecidas pela FAO (2000).

No Brasil, não há uma estatística recente da extensão total de solos afetados por sais, porém, sabe-se que esse problema ocorre no Rio Grande do Sul, na Região do Pantanal Mato-grossense e, predominantemente, na região semiárida do Nordeste (Ribeiro et al., 2003). Em alguns perímetros irrigados do estado de Pernambuco, a degradação de solos pela salinidade chega a, aproximadamente, 25% da área total após duas ou três décadas de irrigação (Fernandes, 2008; Miranda, 2013).

Para restabelecer o potencial produtivo dos solos afetado por sais, além dos níveis de fertilidade comumente avaliados, é preciso conhecer a salinidade total, as relações entre cátions e ânions na fase solúvel e as proporções entre os cátions trocáveis. Também especial atenção deve ser dada ao sódio, que é um cátion de efeito dispersante e que geralmente predomina nesses ambientes. Em solos afetados por sais, é fundamental avaliar, ainda, a concentração eletrolítica da solução do solo, o seu pH, os cátions e ânions solúveis, a capacidade de troca catiônica, os cátions presentes em forma trocável e a proporção do sódio em relação aos demais cátions.

Alguns métodos comumente utilizados para análise de solos ácidos nem sempre são adequados, considerando os elevados teores de sais solúveis presentes e que podem ser contabilizados como cátions trocáveis, superestimando-os. Por outro lado, estes solos geralmente têm valores de pH próximos à neutralidade ou na escala alcalina, o que indica comportamento diferenciado a alguns extratores químicos, especialmente os de maior acidez, que podem extrair mais do que as plantas absorvem em condições de alcalinidade (Calheiros et al., 2012). Por isso, a avaliação da disponibilidade de elementos nos solos afetados por sais deve proporcionar uma interpretação mais criteriosa dos nutrientes nesses solos com propriedades químicas diferenciadas.

Apesar da magnitude do problema e dos vários estudos conduzidos, poucos têm sido os avanços nos métodos

de análise para solos afetados por sais. Sem adaptações ou inovações desses métodos, as análises realizadas em diversas instituições de pesquisa, no Brasil e no mundo, são ainda baseadas nos métodos propostos pelo "United States Salinity Laboratory", cujos trabalhos foram coordenados por Richards (US Salinity Laboratory, 1954). Adicionalmente, o Boletim 57 da FAO relata métodos de avaliação de solos salinos, com última edição em 1999, reimpresso em 2002 (FAO, 2002). Este também reporta os métodos citados no US Salinity Laboratory (1954).

No Brasil, os métodos para análise de solos afetados por sais não têm sido comumente utilizados nos laboratórios de análise de rotina de solos. Neste capítulo são apresentados os métodos para análises de caracterização química de solos afetados por sais, ou seja, solos salinos, sódicos e salino-sódicos.

Sais Solúveis

Os solos salinos são caracterizados pela presença dos principais solutos inorgânicos (Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, K^+, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, NO_3^- e CO_3^{2-}) em amostras aquosas (US Salinity Laboratory, 1954; FAO, 2002; Pansu & Gautheyrou, 2006). Contabilizam-se os sais solúveis e também os possíveis de serem solubilizados no solo ou em extrato aquoso do solo. Dentre estes, no Brasil, predominam cloretos e sulfatos de cálcio, magnésio e sódio. Pela solubilidade, carbonatos e bicarbonatos, em geral, só são detectados em solos de pH mais elevado, enquanto potássio e nitrato são encontrados em menores concentrações, especialmente o último.

Para a determinação dos cátions e ânions solúveis, bem como da concentração eletrolítica e do pH, parte-se do procedimento para extração da solução do solo que contenha estes sais. O ideal seria realizar esse procedimento em condições naturais de campo. O uso de cápsulas porosas para extração da solução do solo tem sido utilizado, por tentar simular a condição de umidade do solo no campo e por ser um método não destrutivo (Silva et al., 2004). No entanto, alguns argumentos têm sido levantados, pela possibilidade de liberação de elementos das cápsulas para a solução do solo (Silva et al., 2004), bem como a necessidade de calibração para uso das mesmas (Oliveira et al., 2011), dificultando e tornando seu uso mais oneroso. Assim, a obtenção e uso do extrato da pasta saturada é o padrão e, quando não é possível, o uso de extratos de diferentes relações solo-água tem sido mais difundido (US Salinity Laboratory, 1954; FAO, 2002).

Vale salientar que, quanto menos água é utilizada em relação ao solo para a preparação do extrato, mais os resultados se aproximarão da concentração dos sais no campo, os quais estarão atuando diretamente sobre o desenvolvimento vegetal. Contudo, devido às dificuldades de extração, é possível trabalhar apenas com suspensões mais diluídas. A relação solo-água a ser escolhida vai depender da finalidade das determinações, da precisão requerida, das condições de extração e da infraestrutura disponível.

Obtenção do extrato de saturação

Preparo da pasta saturada

A quantidade de solo necessária para a obtenção de volume suficiente de extrato depende da quantidade de análises a serem realizadas e dos métodos de dosagem adotados. Caso as determinações venham a ser realizadas por titulação, será necessário um maior volume de extrato, porém se for por absorção atômica menores alíquotas serão utilizadas e, portanto, menores volumes de extrato serão requeridos na determinação.

É importante um conhecimento prévio do solo a ser trabalhado para definir as massas aproximadas das amostras a serem utilizadas. Segundo Bower & Wilcox (1965), de 1/4 a 1/3 da água da pasta saturada de solo pode ser extraída pela filtração a vácuo. Entretanto, na prática, há casos extremos de solos de textura mais fina que drenam um máximo de 10 a 15 mL numa amostra de 1.000 g de terra fina seca ao ar (TFSA), correspondendo entre 2,5 a 3,7% da umidade da pasta saturada. Por isso, em geral, recomenda-se utilizar de 250 a 300 g de TFSA para a obtenção de 10 a 25 mL de extrato, dependendo do solo. Caso sejam requeridos volumes maiores de extrato, ou o solo não permita a extração de volumes suficientes para as análises, é possível preparar a pasta de saturação com 800 a 1.000 g de TFSA.

Materiais e marcha analítica: Os seguintes materiais são necessários para a extração da pasta saturada:

- Recipiente plástico com tampa (volume aproximado de 1.000 mL);
- Balança;
- Espátula;
- Pisseta;
- Água destilada ou deionizada;
- Equipamento de extração, composto de bomba de vácuo acoplada a um kitassato com funil de Büchner forrado com papel de filtro para acondicionamento da pasta saturada do solo (Figura 1). Caso haja um grande número de amostras, é possível montar esquemas com várias saídas, sendo necessário para isso uma bomba de vácuo mais potente e a substituição dos kitassatos por outros recipientes de vidro com funis adaptados (Figura 2). Neste caso, cada recipiente acoplado a um funil deve conter uma perfuração com mangueira plástica acoplada ao sistema de vácuo visando permitir a sucção. O sistema deve ser hermeticamente fechado de modo que o vácuo funcione adequadamente e a extração da solução ocorra;
- Recipientes plásticos com tampa de 50 a 100 mL para coleta e armazenamento dos extratos.

Os passos seguintes devem ser cuidadosamente observados para o procedimento analítico:

- Pesar entre 250 e 300 g de TFSA e transferir para o recipiente de preparo da pasta;
- Adicionar água (destilada ou deionizada) lentamente, mexendo com a espátula para distribuir bem a



Obs: O extrato pode ser coletado diretamente no kitassato previamente lavado com água destilada e seco, ou em tubo de ensaio de tamanho apropriado

Figura 1. Equipamento individualizado para obtenção do extrato da pasta saturada do solo, constituído de kitassato acoplado a um sistema a vácuo e funil de Büchner forrado internamente com papel de filtro



Obs: Note que o extrato é coletado em um recipiente colocado dentro de cada frasco

Figura 2. Esquema múltiplo a vácuo para obtenção do extrato da pasta saturada do solo

umidade, até que toda a amostra esteja saturada. Este ponto pode ser identificado quando o solo apresentar aspecto brilhante, sem lâmina de água sobre a superfície e, ao se tomar uma subamostra na extremidade da espátula esta não se adere e escorrega facilmente;

- Fechar o recipiente e deixar a amostra em repouso por um período de, no mínimo, quatro horas. Em amostras de solos com um teor elevado de matéria orgânica e, ou, de textura fina, é preferível deixar por um período de 12 horas, ou uma noite;
- Após o tempo de equilíbrio solo-água, verificar se a pasta continua saturada. Caso haja excesso de água na forma de lâmina sobre a superfície, acrescentar mais um pouco de solo, mexendo com a espátula até que atinja o ponto referido no item anterior. Se a pasta estiver abaixo da saturação apresentando superfície seca ou com linha de rachaduras, acrescentar água aos poucos, mexendo com a espátula até que esteja no ponto ideal (saturação);
- Transferir a pasta saturada do solo para funil de Büchner (ou similar) forrado com papel de filtro de filtragem lenta, reservando um pouco da pasta para determinação da umidade (± 30 g);
- Encaixar o funil em Kitassato (ou recipiente de vidro) por meio de rolha de borracha para manter o sistema bem vedado. Sob o funil poderá ser colocado o recipiente de coleta do extrato (Figura 1). Caso esteja sendo usado Kitassato, pode-se deixar a solução drenar para dentro do próprio Kitassato (previamente lavado com água destilada e seco) e, ao final, transferir para o recipiente coletor com tampa;
- Aplicar vácuo ao sistema para que a solução comece a drenar do solo e, caso apresente-se turva, retorná-la ao funil para ser filtrada novamente;
- Caso o vácuo seja interrompido pela passagem de ar em fendas formadas no solo durante a sucção do extrato, devem-se fechar as fendas com o uso de espátula, fazendo pressão sobre a amostra. A extração será concluída quando não mais ocorrer drenagem da solução e o vácuo não puder ser restabelecido pelo fechamento das fendas de passagem de ar;
- Armazenar os extratos em recipientes fechados sob refrigeração, para as análises.

É recomendável o uso de um sistema de vácuo com saídas independentes para cada amostra, com torneiras que isolem cada conjunto de funil e Kitassato, pois alguns solos completam a extração com pouco tempo, enquanto outros exigem mais tempo de sucção. Solos arenosos drenam a solução em poucos minutos, todavia, os mais argilosos, que contenham silte em quantidades consideráveis ou sais em excesso, podem demorar horas, ou até mais de um dia, para que se obtenha extrato suficiente para as determinações.

Caso haja necessidade de determinar carbonatos e bicarbonatos, deve-se separar uma subamostra do extrato e adicionar uma gota de solução de hexametafosfato de sódio $(NaPO_3)_6$ a 1.000 mg L^{-1} para cada 25 mL de extrato, a fim de prevenir a precipitação de carbonato de cálcio (US Salinity Laboratory, 1954; Bower & Wilcox, 1965; Rhoades, 1982b).

Percentagem de saturação da pasta: para obtenção da percentagem de saturação da pasta para cada amostra de solo, transfere-se uma fração da pasta (cerca de 30 g), antes da extração, para uma lata de alumínio com tampa, devidamente tarada. Fecha-se a lata e pesa-se imediatamente, obtendo-se a massa do solo no ponto de saturação. Coloca-se para secar em estufa a 105 °C, até peso constante (cerca de 24 horas), deixa-se esfriar em dessecador e pesa-se para obtenção da massa do solo seco:

$$PS = \frac{Msat - Mseco}{Mseco} \times 100$$

em que:

PS - percentagem de saturação da pasta, %;
Msat - massa do solo saturado, g; e,
Mseco - massa do solo seco, g.

Extratos solo-água

Quando não se dispõe de sistema de extração a vácuo, é possível preparar extratos solo:água em diferentes proporções. Mas o ideal seria aplicar os resultados apenas para solos em que já existam correlações entre os resultados desses extratos e os da pasta de saturação. Isso possibilita a estimativa das variáveis no extrato da pasta, o padrão de referência e a comparação com outras pesquisas. Apenas assim, ao se determinar a condutividade elétrica (CE) nos referidos extratos, poderia ser estimada a CE correspondente no extrato de saturação, permitindo a classificação da salinidade do solo conforme o padrão (US Salinity Laboratory, 1954).

Os extratos de solo e água são de obtenção mais fácil, e podem ser adotadas as proporções de 1:1, 1:2 e 1:5. Pansu & Gautheyron (2006) citam até a proporção solo:água de 1:10. Contudo, quanto maior a proporção de água, mais diluída será a solução do solo e menor será a correlação com a real situação das plantas no campo. Estes extratos são mais sujeitos a erros resultantes de peptização, hidrólise, troca de cátions e dissolução mineral (Rhoades, 1982b; FAO, 2002). Muitas vezes esses extratos são utilizados pela simplicidade do método, especialmente por não exigirem sistema de sucção a vácuo.

De modo geral, quanto mais alto o conteúdo de água para a obtenção do extrato, mais fácil é remover a solução, embora esse extrato não represente com exatidão a solução do solo. Segundo Bower & Wilcox (1965), a quantidade de água usada para a preparação de uma pasta saturada de um solo de textura media é cerca de quatro vezes a água retida pelo solo no ponto de murcha permanente. Portanto, a concentração de sais no extrato da pasta de saturação tende a ser cerca de 1/4 daquela da solução do solo no limite inferior da umidade mantida em campo, e cerca da metade da concentração do limite superior (capacidade de campo), desde que a água no limite superior seja o dobro daquela no limite inferior. Assim, o uso desses extratos só deve ser opção diante da impossibilidade da extração a vácuo.

Material necessário para extração da solução do solo por extratos solo:água:

- Balança;
- Erlenmeyers de 150 mL com rolha de borracha;
- Pipeta de 100 mL;
- Agitador elétrico horizontal;
- Funis para filtração; e,
- Recipientes com tampa para recolhimento dos extratos.

Procedimento analítico para extração da solução do solo:

- Tomar uma amostra de 20, 50 ou 100 g de TFSA, para a preparação de extratos 1:5, 1:2 ou 1:1, respectivamente, e transferir para Erlenmeyer de 250 mL;
- Adicionar 100 mL de água deionizada à amostra no erlenmeyer;
- Tampar o erlenmeyer e agitar em agitador elétrico horizontal por 30 minutos;
- Filtrar com papel de filtragem lenta, recolhendo o filtrado em recipiente com tampa; e,
- Adicionar uma gota de solução de hexametafosfato de sódio a 1.000 mg L^{-1} para cada 25 mL de extrato, antes da armazenagem do mesmo.

Na ausência de um agitador mecânico, fazer uma agitação manual vigorosa do extrato, a intervalos de 30 minutos, realizando, no mínimo, quatro agitações (Bower & Wilcox, 1965). Em seguida proceder à filtragem como descrito acima.

Extratores de cápsulas porosas

Os extratores de cápsulas porosas são constituídos por tubos de PVC acoplados a cápsulas porosas de cerâmica na extremidade inferior, sendo vedados com uma borracha especial na parte superior. A principal vantagem do uso desses materiais é que a solução pode ser extraída sem a destruição da unidade experimental, o que pode contribuir para a continuidade do estudo por períodos mais longos na mesma área, parcela ou vaso (Lima, 2009).

A utilização de extratores de cápsulas porosas para obtenção da solução do solo tem sido bastante difundida, devido ao manejo fácil, baixo custo e também devido ao fato de não haver necessidade de tratamentos prévios para as determinações físico-químicas, nem para a quantificação de seus componentes (Moraes & Dynia, 1990). Além disso, o uso desses extratores permite a obtenção da solução do solo em diferentes profundidades no perfil do solo simultaneamente. Isso permite avaliar qual a concentração salina que o sistema radicular das plantas está submetido nas camadas do solo.

Alguns autores têm utilizado e aprovado a utilização de extratores de cápsulas porosas para avaliação da CE da solução do solo, dentre eles, Silva et al. (2000) que afirmam que a CE da solução do solo pode ser monitorada ao longo do ciclo do tomateiro; e Souza et al. (2013) que defendem que esses extratores servem como uma alternativa viável para extração da solução do solo e monitoramento da CE. Por outro lado, Moraes & Dynia (1990) destacam algumas limitações do método, tais como a obstrução dos poros das cápsulas com coloides do solo e consequente necessidade de aumentar o vácuo e o tempo de coleta da solução; a perda de CO_2 e outros componentes voláteis que alteram o pH da solução e podem alterar sua composição. É também levantada a possibilidade de liberação de elementos das cápsulas para a solução coletada, e a necessidade de calibração das cápsulas para que sejam utilizadas a contento (Oliveira et al., 2011).

O método de obtenção da solução do solo é útil principalmente quando a umidade do solo se encontra próxima à capacidade de campo, mas não se adequa quando o solo se encontra muito seco (FAO, 2002). Portanto, por não variar em função do teor de umidade do solo, o padrão universalmente adotado ainda é o do extrato da pasta de saturação.

Material necessário para extração da solução do solo por extratores de cápsulas porosas:

- Extratores de cápsulas porosas;
- Seringa;
- Mangueira;
- Bomba de vácuo; e,
- Recipiente plástico.

Procedimento analítico para extração da solução do solo:

- Colocar as cápsulas porosas para saturar em recipiente com água deionizada e desaerada pelo tempo indicado pelo fabricante;
- Saturar o solo (em campo ou em vaso em ambiente controlado) e, após drenagem do excesso de água, abrir orifícios com trado de diâmetro similar ao das cápsulas;
- Instalar os extratores de cápsulas porosas no solo na profundidade desejada e deixar entrar em equilíbrio (24 horas);
- Para extrair a solução do solo, aplicar uma tensão nos extratores (pode variar entre 70 e 100 kPa);
- Coletar a solução com o auxílio de seringa e mangueira;
- Transferir a solução coletada para recipiente plástico, para condução ao laboratório; e,
- Se possível, armazenar os extratos contidos em recipientes plásticos sob refrigeração para análises.

Determinações

Condutividade elétrica (CE)

A água pura é um mal condutor de corrente elétrica, enquanto que a água contendo sais dissolvidos conduz eletricidade, aproximadamente, na proporção direta da concentração de sais presentes (Bower & Wilcox, 1965). A CE é a expressão numérica da capacidade de um meio de conduzir corrente elétrica, sendo usada como uma expressão da concentração total de sais dissolvida em uma amostra aquosa (FAO, 2002).

A CE é determinada através de um condutômetro ou condutivímetro, o qual contém uma célula onde existem dois eletrodos de platina a uma distância fixa. Neste, a determinação é feita medindo-se a resistência elétrica entre os eletrodos paralelos imersos na solução ou no extrato. A medida tanto pode ser realizada para os extratos de solo, descritos anteriormente, como para a água, classificando-a quanto à salinidade.

A resistência elétrica é diretamente proporcional à distância entre os eletrodos e inversamente proporcional à área do eletrodo (Bower & Wilcox, 1965):

$$R = \frac{rL}{A}$$

em que:

R - resistência elétrica, em ohm;

r - constante de proporcionalidade ou resistividade elétrica, cujo valor depende da natureza do condutor, em ohm x cm;

L - distância entre os eletrodos, em cm; e,

A - área do eletrodo, em cm^2.

A recíproca da resistividade elétrica é a CE:

$$CE = \frac{1}{r}$$

em que:

CE - condutividade elétrica, em 1/(ohm x cm) ou mho cm^{-1}, o mesmo que Siemens cm^{-1} (S cm^{-1}).

A CE de soluções salinas aumenta com a temperatura, numa proporção aproximada de 2% por grau centígrado, por isso é preciso fazer a correção para a temperatura padrão de 25 ºC (Bower & Wilcox, 1965). Atualmente, os condutivímetros estão calibrados para fornecer leituras a 25 ºC, considerando a temperatura do extrato.

Material necessário para a determinação da CE em soluções do solo ou água:

- Condutômetro ou condutivímetro;
- Célula de condutividade;
- Recipiente de 25 mL;
- Balões volumétricos de 1.000 mL; e,
- Béquer de 500 mL.

Reagentes necessários:

- Solução padrão de cloreto de potássio (KCl) 0,01 mol L^{-1}: Dissolver 0,7456 g de KCl em água deionizada, transferir para balão volumétrico de 1.000 mL e completar o volume a 25 ˚C;
- Solução padrão de cloreto de potássio (KCl) 0,1 mol L^{-1}: Dissolver 7,456 g de KCl em água deionizada, transferir para balão volumétrico de 1.000 mL e completar o volume a 25˚C.

Segundo Rhoades (1982b), a solução padrão de KCl a 0,01 mol L^{-1} tem uma CE de 1,412 dS m^{-1} a 25˚C; e a de KCl a 0,1 mol L^{-1}, tem CE de 12,900 dS m^{-1} a 25 ˚C. US Salinity Laboratory (1954) e Bower & Wilcox (1965) citam apenas a solução padrão de KCl a 0,01 mol L^{-1} para a calibração do aparelho, mas torna-se mais seguro o uso de mais de uma solução para tal fim, especialmente quando se trabalha com extratos mais salinos

É interessante ressaltar, que no mercado existem células de CE com diferentes faixas de leituras, o que requer atenção no momento de aquisição das mesmas. A amplitude de variação da CE em solos salinos é grande, podendo atingir valores superiores a 100 dS m^{-1}, especialmente em crostas superficiais nos solos, apesar de que em subsuperfície este valor seja bem inferior.

Procedimento analítico para medidas da CE:

- Inicialmente, proceder a limpeza da célula de CE, lavando-a com água deionizada e secando-a com papel absorvente;
- Lavar e encher a célula com a solução padrão de KCl e seguir as instruções do fabricante para ajustá-la. Lavar, secar a célula e seguir o mesmo procedimento com a outra solução padrão;
- Ler a resistência da célula a 25 °C e verificar se o valor corresponde ao informado;
- Lavar e secar a célula de CE;
- No recipiente contendo a solução, ou água a ser determinada a CE, introduzir a célula e fazer a leitura da CE;
- Verificar a unidade em que o valor foi expresso; e,
- Após a determinação e terminado o procedimento, lavar a célula e deixá-la imersa em água deionizada enquanto não estiver em uso.

A constante da célula de CE é determinada, principalmente, pela geometria da célula, sendo independente da temperatura, e só mudará por problemas na platinização (US Salinity Laboratory, 1954). Por isso, deve-se determinar a constante da célula com as soluções padrão apenas se os valores da CE destas soluções diferirem em mais de 3% dos específicos de cada solução.

Potencial osmótico

Outra forma de estimar a salinidade de um solo é por meio do potencial osmótico (ψ_o), que se refere à presença de sais dissolvidos na solução do solo, os quais reduzem o potencial hídrico da solução, causando diminuição da disponibilidade de água para a planta (Jones, 1992). O potencial osmótico é reduzido com o aumento da concentração de solutos na solução, com valores na escala negativa. Na determinação do movimento da água no sistema solo-planta, o potencial osmótico deve ser levado em consideração em solos salinos, devido à presença de sais em grandes concentrações, o que dificulta a absorção de água pelas plantas.

Para medir a pressão osmótica, utiliza-se o osmômetro, equipamento que consiste de um tubo contendo uma membrana com substâncias dissolvidas em solução em um dos lados, separada da água pura pela membrana semipermeável. A pressão osmótica da solução é igual à pressão que deve ser aplicada para evitar o movimento da água dentro dela (Kramer, 1983). A membrana deve conter aberturas com largura suficiente para permitir a passagem de moléculas de água, mas não para os íons da substância dissolvida (Baver et al., 1972).

Material necessário para determinação do potencial osmótico:

- Micropipeta;
- Osmômetro;
- Pinças;
- Discos de papel filtro sem solutos; e,
- Água ultrapura.

Reagentes necessários para determinação do potencial osmótico:

- Padrões de osmolalidade (de acordo com as especificações do equipamento).

Procedimento analítico:

- Primeiramente, realizar a calibração do osmômetro de acordo com as especificações e padrões de osmolalidade para cada equipamento;
- Com o auxílio de uma pinça, inserir o disco de papel filtro no equipamento;
- Coletar uma amostra de 10 microlitros (10 µL) do extrato de saturação do solo com o auxílio de uma micropipeta. Essa quantidade varia com o equipamento
- Inocular a amostra no disco de papel sem soluto. O volume adicionado deve saturar totalmente o disco para a amostra;
- Proceder à leitura no osmômetro previamente calibrado; e,
- Verificar a unidade em que o valor foi expresso.

O potencial osmótico de uma solução também pode ser estimado pela equação de van't Hoff (Warric, 2001), conforme abaixo:

$$\psi_o = -iCRT$$

em que:

ψ_o - potencial osmótico, em kPa;

i - fator de correção de vant'Hoff (para soluções iônicas, i > 1)

C - concentração de soluto (molar);

R - constante universal dos gases (8,314 kPa L mol^{-1} K^{-1}); e,

T - temperatura absoluta da solução em Kelvin.

Obs.: O termo iC representa a osmolalidade da solução e pode ser determinado com o uso do osmômetro (mol L^{-1}).

Quando não se conhece a osmolalidade da solução, uma aproximação útil da equação de vant'Hoff, desenvolvida pelo US Salinity Laboratory (1954), pode ser utilizada para determinar o potencial osmótico:

$$\psi_o = -36 \times CEes$$

em que:

ψ_o - potencial osmótico, em kPa; e,

CEes - CE do extrato de saturação, em dS m^{-1}.

Esta relação funciona bem para extratos de saturação na faixa de 3–30 dS m^{-1} (Bresler et al., 1982).

Outra maneira, desenvolvida por Evangelou (1998), baseia-se no fato de que o ψ_o é diretamente proporcional ao total de sólidos dissolvidos (TSD), e a fórmula proposta é:

$$\psi_o = -5,6 \times 10^{-4} TDS$$

em que:

ψ_o - potencial osmótico, em bar; e,

TDS - Total de sais dissolvidos, em mg L^{-1}.

Obs.: para converter em kPa em bar, basta dividir o ψ_o por 0,01.

Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH é definido como o logaritmo negativo (base 10) da atividade do íon H^+ ou o logaritmo da recíproca da atividade do íon H^+ na solução. Por ser representada em escala logarítmica, a concentração de íons H^+ na solução aumenta dez vezes quando o pH é reduzido em uma unidade (Handbook, 1992).

Em solos salinos e/ou sódicos, o pH atinge valores comumente elevados, indicando a predominância de íons OH^- em relação aos H^+. Este é um dos fatores que afetam a predisposição do solo em dispersar, além de causar deficiências de alguns micronutrientes às plantas por diminuir sua disponibilidade no meio.

A medida do pH nos extratos de solo e da pasta saturada, ou em amostras de água, pode ser realizada por potenciometria, seguindo os mesmos princípios de determinação usado em suspensões solo:água. No entanto, atenção especial deve ser dada na seleção dos tampões de calibração do potenciômetro para leitura de pH em solos afetados por sais. Geralmente, estes solos tem reação de neutra a alcalina, assim a calibração do equipamento deve ser realizada para este fim, selecionando-se padrões de calibração na escala alcalina (7 e 9; ou 7 e 10).

Material necessário:

- Potenciômetro com reprodutibilidade de, no mínimo, 0,05 unidades de pH, equipado com eletrodo de vidro acoplado a um eletrodo de referência de calomelano.

Reagentes necessários:

- Soluções padrão tamponadas para pH 4,0; 7,0; 9,0 e 10,0 (selecionar dois em função da faixa de pH esperada nas amostras).

Procedimento analítico:

- Ajustar o aparelho conforme as instruções do fabricante com as soluções padrão de pH 4,0 e 7,0 para valores de pH abaixo de 8,5; para valores superiores a 8,5, usar os padrões de pH 7,0 e 10,0 (ou 9,0);
- Transferir cerca de 30 mL do extrato ou da água para um béquer de 50 mL e introduzir os eletrodos para realizar a medida do pH. Em caso de dispor de tubo de ensaio pequeno para leitura do pH, é possível que o volume do extrato ou da água seja menor que 30 mL;
- Realizar a leitura direta do valor do pH.

Sódio solúvel

O sódio é um elemento que causa problemas específicos em solos afetados por sais, tanto por seu efeito tóxico sobre as plantas (Rodrigues et al., 2012), quanto por contribuir para o processo de dispersão dos coloides, proporcionando obstrução de poros e consequente diminuição na condutividade hidráulica dos solos (Freire et al., 2003). Desta forma, é fundamental conhecer o teor de sódio presente na solução do solo ou em águas a serem usadas na irrigação, de modo a evitar ou controlar o processo de sodificação dos mesmos.

A determinação do sódio pode ser realizada por fotometria de chama, espectrofotometria de absorção atômica ou por gravimetria (Knudsen et al., 1982). Contudo, a fotometria de chama tem sido preferida por evitar interferências na determinação, uma vez que a temperatura da chama é menor do que na espectroscopia atômica, além de ser um equipamento de manuseio mais simples e de custo inferior ao do espectrofotômetro de absorção atômica.

O método da fotometria baseia-se no princípio de que o sódio é prontamente excitado por uma chama, produzindo uma luz amarela intensa. A intensidade da linha espectral apropriada é medida pelo equipamento, que possibilita a conversão do resultado em concentração por meio de uma curva de calibração (Bower & Wilcox, 1965). O fotômetro de emissão de chama identifica o sódio em linhas de comprimento de onda entre 589,0 e 589,6 nm, medindo sua intensidade para que seja convertida em concentração (Knudsen et al, 1982).

Materiais e reagentes necessários:

- Fotômetro de emissão de chama e acessórios (propano, acetileno ou gás natural, válvulas reguladoras para o gás e para o ar e, possivelmente, um regulador de voltagem para o circuito elétrico);
- Balões volumétricos e pipetas para preparo dos padrões;
- Solução estoque de sódio (NaCl a 1.000 mg L^{-1});
- Preparar soluções padrão de sódio nas concentrações de 2,0, 4,0, 6,0, 8,0 e 10,0 mg L^{-1}, pipetando, respectivamente, 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, e 1,0 mL da solução estoque (1.000 mg L^{-1} de Na^+) e diluir em balão volumétrico para 100 mL com água deionizada;
- Preparar também o ponto zero da curva, apenas com água deionizada.

Procedimento analítico:

- Ligar o fotômetro de chama e regular a chama de acordo com as instruções do fabricante;
- Realizar a leitura das soluções padrão, ajustando o aparelho com o primeiro ponto (zero) e com o último (10,0 mg L^{-1} de Na^+);
- Calibrar o equipamento com todos os pontos da curva padrão (0, 2, 4, 6, 8 e 10 mg L^{-1} de Na^+), anotando as leituras obtidas para cada ponto da curva (estes dados serão utilizados no ajuste da curva de calibração);

- Fazer a leitura das amostras a serem analisadas. Caso alguma amostra esteja fora da faixa de leitura (ponto máximo da curva), deve ser feita sua diluição e o fator de diluição deverá ser considerado na fase de cálculos dos resultados;
- No caso de grande número de amostras, é preciso fazer nova calibração do aparelho a cada 30 amostras para verificar se os padrões ainda estão ajustados.

Detalhes adicionais do procedimento de manuseio são definidos pelo fabricante do equipamento, sendo necessária a consulta cuidadosa do manual antes de seu uso.

Cálculos:

Com os resultados das leituras dos pontos da curva e suas respectivas concentrações conhecidas, deverá ser elaborada uma equação de regressão que possibilite calcular a concentração do elemento nas amostras. A equação é representada da seguinte forma:

$$Y = a + bX$$

em que:

Y - leitura obtida pelo fotômetro para os pontos da curva;

X - concentração de sódio nos pontos da curva, em mg L^{-1};

a - intercepto da equação que teoricamente deve ser zero se o equipamento é ajustado para passar pela origem; e,

b - coeficiente angular ou declividade da curva.

Para que uma equação seja utilizada na estimativa das concentrações, é preciso que o valor de "a" seja próximo de zero e o R^2 aproxime-se de 1,0. Curvas que não atendam a isso não deverão ser utilizadas. Indica-se repetir seu preparo e leitura no equipamento.

Com o uso dessa equação, será possível calcular os valores das concentrações de sódio das amostras com base nas leituras obtidas quando da passagem das mesmas no fotômetro:

$$X = \frac{Y - a}{b}$$

em que:

X - concentração de sódio na amostra analisada;

Y - leitura obtida no aparelho para a respectiva amostra;

a - intercepto da equação anterior; e,

b - coeficiente angular ou declividade da curva da equação anterior.

A concentração final de sódio de cada amostra deverá considerar, também, os fatores de diluição utilizados durante o preparo da solução de leitura, que deverão multiplicar os resultados encontrados pela equação.

Posteriormente, os resultados obtidos em mg L^{-1} devem ser convertidos em unidades de $mmol_c$ L^{-1} dividindo-se o valor obtido por 22,99 (massa equivalente do Na - tabela periódica).

Potássio solúvel

O potássio, como elemento alcalino e da mesma forma que o sódio, é facilmente excitado por uma chama. Igualmente, sua determinação pode ser realizada por fotometria de chama, espectrofotometria de absorção atômica ou pelo método químico de precipitação de K (Rich, 1965; Knudsen et al., 1982). Neste caso, também, a fotometria de emissão de chama é mais vantajosa, por ser rápida, ter boa reprodutibilidade e ser, em geral, mais precisa que os métodos químicos, especialmente em baixas concentrações (Bower & Wilcox, 1965). Há também a possibilidade de realização da determinação de potássio juntamente com o sódio, inclusive com a elaboração de uma curva de calibração conjunta para os dois elementos.

O fotômetro de emissão de chama identifica o potássio em linhas de comprimento de onda entre 766 e 769 nm, sendo geralmente mais utilizado o comprimento de onda de 766,5 nm. O limite de detecção e sensibilidade varia com o instrumento e o gás usado para produzir a chama, dos quais o propano e o acetileno são os mais comuns (Knudsen et al, 1982).

Material necessário:

- Fotômetro de emissão de chama e acessórios (propano, acetileno ou gás natural, válvulas reguladoras para o gás e para o ar e, possivelmente, um regulador de voltagem para o circuito elétrico);
- Balões volumétricos e pipetas para o preparo dos padrões.

Reagentes necessários:

- Solução estoque de potássio (KCl a 1.000 mg L^{-1});
- Preparar soluções padrão de potássio nas concentrações de 2,0, 4,0, 6,0, 8,0 e 10,0 mg L^{-1} de K^+, pipetando, respectivamente, 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, e 1,0 mL da solução estoque de KCl (1.000 mg L^{-1} de K^+) e diluir em balão volumétrico para 100 mL com água deionizada;
- Preparar também o ponto zero da curva, apenas com água deionizada.

A sequência de procedimentos e cálculos dos teores de potássio são os mesmos citados para o sódio solúvel. Posteriormente, os resultados obtidos em mg L^{-1} de K devem ser convertidos em unidades de $mmol_c$ L^{-1} dividindo-se o valor obtido por 39,10 (massa equivalente do K - tabela periódica).

Cálcio e magnésio solúveis

Os elementos cálcio e magnésio têm algumas semelhanças em termos de comportamento químico e, por isso, suas determinações podem ser feitas simultaneamente. A seguir, serão apresentados dois métodos de análise dos referidos elementos em conjunto: espectrometria de absorção atômica e titulometria.

Cálcio e magnésio solúveis por espectrometria de absorção atômica: A determinação por espectrometria de absorção atômica (EAA) baseia-se na medida da energia radiante emitida e absorvida por um elemento atomizado por uma chama de acetileno ou de óxido nitroso-acetileno (Raij & Quaggio, 1983).

Inicialmente, deve-se definir o método de dosagem da amostra, ou seja, qual a alíquota de extrato a ser tomada para constituir a solução de leitura. Isto depende da concentração de cálcio e magnésio esperada na amostra, para que fique dentro da faixa de detecção da curva preparada (faixa de leitura do equipamento). Alguns espectrofotômetros de absorção atômica têm uma faixa mais ampla de detecção, como: 0 a 10 mg L^{-1} para cálcio e 0 a 2,0 mg L^{-1} para magnésio; outros têm uma faixa mais estreita, por exemplo: 0 a 2,0 mg L^{-1} para cálcio e 0 a 0,4 mg L^{-1} para magnésio. Esta informação será obtida no Manual do EAA e deve ser utilizada para o escalonamento dos pontos da curva, em que se deve atender às proporções: 0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 e 1,0 vezes o valor máximo de amplitude de leituras de cada elemento no EAA.

A determinação de cálcio por EAA pode sofrer interferência química em presença de fosfatos ou de sulfatos, os quais alteram seus resultados. Assim, faz-se necessário a adição de cloreto de lantânio ou cloreto de estrôncio (mais utilizado) para a formação de fosfato e sulfato de lantânio ou de estrôncio, deixando o cálcio livre para ser determinado na chama de acetileno e ar, sem interferência dos ânions citados (Vogel, 1992).

Assim, no preparo da solução de leitura, deve-se acrescentar o cloreto de estrôncio, como um reagente de trabalho. O reagente de trabalho é uma solução que deve fornecer certa concentração do sal (por exemplo: 1600 mg L^{-1} de estrôncio) na solução de leitura para evitar interferências na determinação. A concentração e outras informações, como a sensibilidade do aparelho, a lâmpada e o comprimento de onda a serem utilizados, podem ser obtidas no manual do equipamento em uso, que deve ser sempre consultado antes do início das análises.

Após a definição do método de dosagem, elabora-se uma curva padrão que deve conter os mesmos constituintes da amostra. A curva padrão é preparada para obter uma relação entre a concentração (pontos da curva de concentração conhecida) e a absorbância registrada no aparelho. No caso de cálcio e magnésio, pode-se optar por uma única curva que contenha os dois elementos.

Materiais e reagentes necessários:

- Espectrofotômetro de absorção atômica;
- Balões volumétricos, pipetas e tubos de ensaio para o preparo de soluções padrão e de leitura.
- Solução estoque de cálcio ($CaCO_3$ a 60 mg L^{-1}): Dissolver 0,0749 g de $CaCO_3$ (considerando 100% de pureza) em aproximadamente 300 mL de água deionizada, em um béquer; transferir a solução para balão volumétrico de 500 mL, completando o volume até próximo ao menisco do balão; como este sal é de difícil dissolução, podem ser acrescentadas algumas gotas de ácido clorídrico, agitando bastante, até eliminar a turbidez, ou seja, até que a solução fique límpida; só então deverá ser feita a aferição do volume, agitando vigorosamente o balão para homogeneizar a solução;
- Solução estoque de magnésio ($MgSO_4$.7H2O a 12 mg L^{-1}): Dissolver 0,0608 g de $MgSO_4.7H_2O$ (considerando 100% de pureza) em aproximadamente 300 mL de água deionizada em um béquer; transferir a solução para balão volumétrico de 500 mL, completando o volume até o aferimento e agitando vigorosamente para homogeneizar a solução;
- Preparar 1.000 mL de solução contendo os 500 mL da solução estoque de cálcio (60 mg L^{-1}) e os 500 mL da solução estoque de magnésio (12 mg L^{-1}), através da mistura das duas soluções em balão volumétrico de 1.000 mL e agitando bem para obter a homogeneização da solução;
- Reagente de trabalho (RT): o reagente de trabalho é elaborado à base de cloreto de estrôncio, de forma a fornecer a concentração indicada em cada equipamento. Para os cálculos desta solução, é preciso que seja definido o método de dosagem no preparo da solução de leitura e da curva, conforme exemplo: Para uma solução de leitura elaborada por 5 mL do extrato e 5 mL do RT (diluída duas vezes), o volume total seria de 10 mL. E considerando que o equipamento indique uma concentração de Sr^{2+} de 1.600 mg L^{-1} na solução de leitura. Para que no volume final de 10 mL houvesse uma concentração de Sr^{2+} de 1.600 mg L^{-1}, o RT deveria ter uma concentração de 3.200 mg L^{-1}. Como o peso molecular do $SrCl_2.6H_2O$ é 266,52 g, e destas, 87,62 g de Sr^{2+}, então 9,7337 g de $SrCl_2.6H_2O$ deverão ser utilizadas para preparar 1.000 mL de solução com 3.200 mg L^{-1} de Sr^{2+}.
- Curva padrão de cálcio e magnésio: em tubos de ensaio ou outros recipientes, preparar os pontos da curva, dosando o RT e a solução estoque de cálcio e magnésio para fornecer as concentrações de 0, 2, 4, 6, 8 e 10 mg L^{-1} de Ca^{2+} (considerando a amplitude de 0-10 mg L^{-1}) e 0, 0,4, 0,8, 1,2, 1,6 e 2,0 mg L^{-1} de Mg^{2+} (considerando a amplitude de 0-2 mg L^{-1}) ou em outras concentrações conforme as instruções do fabricante do equipamento utilizado. Agitar vigorosamente por 30 segundos em agitador de tubos de ensaio.
- Soluções de leitura: fazer a dosagem das soluções de leitura com a alíquota do extrato estipulada para cada caso e o RT contendo estrôncio e agitar vigorosamente por 30 segundos em agitador de tubos de ensaio.

Procedimento analítico:

- Seguindo o manual de instruções do equipamento, inicia-se ligando e realizando a calibração do

espectrofotômetro de absorção atômica, com comprimento de onda 422,7 nm para cálcio e 285,2 nm para magnésio, ajustando o zero do aparelho com o primeiro ponto da curva padrão (branco). A seguir, fazer a leitura dos outros pontos da curva, fazendo-se para cada ponto três repetições da leitura em absorbância e tomando sua média. Com estes dados (concentração e absorbância de cada ponto da curva) é possível ajustar uma equação de regressão para calcular as concentrações das amostras em estudo;

- Após a leitura da curva padrão, fazer a leitura das amostras, obtendo os valores de absorbância, que possibilitam calcular as concentrações com a equação referida anteriormente;
- Os equipamentos modernos já realizam os cálculos dos resultados, considerando a curva utilizada e fornecendo os resultados diretamente em mg L^{-1} de Ca^{2+} e de Mg^{2+};
- Estas concentrações obtidas equivalem aos teores dos cátions na solução de leitura. Para calcular a concentração dos elementos no extrato é preciso multiplicar pelo fator de diluição utilizado;
- Finalmente, os resultados obtidos em mg L^{-1} devem ser convertidos em unidades de $mmol_c$ L^{-1} dividindo-se o valor obtido pela massa equivalente do Ca^{2+} (20) e do Mg^{2+} (12).

Cálcio e magnésio solúveis por titulação: Os teores de cálcio e magnésio solúveis podem também ser determinados por titulometria de complexação, baseada na reação entre o íon metálico e um agente ligante, com formação de um complexo suficientemente estável (Ohlweiler, 1976).

Para os cátions, Ca^{2+} e Mg^{2+}, o agente quelante utilizado é o EDTA (ácido etilenodiaminotetracético), que reage com o metal, formando complexos solúveis, retirando-os da solução sem precipitar. O final da reação é detectado pela mudança de coloração promovida pelo indicador murexida para o cálcio, e pelo negro de eriocromo para a titulação do (cálcio + magnésio). As proporções de íons de Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes na solução são associadas aos volumes gastos da solução titulante (EDTA), contabilizando-se também as diluições realizadas durante todo o processo.

A murexida apresenta coloração púrpura na ausência de cálcio, mas na presença deste, forma um complexo róseo que tem uma constante de ionização maior do que o complexo cálcio-EDTA. Assim, pelo uso de murexida como indicador, o cálcio pode ser titulado com EDTA mesmo na presença de outros íons alcalinos terrosos (Bower & Wilcox, 1965).

Material necessário:

- Agitador magnético;
- Vidraria: pipeta volumétrica, erlenmeyer, béquer, balão volumétrico, bureta volumétrica.

Reagentes necessários:

- Solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 4 mol L^{-1}: Dissolver 40 g de NaOH em água deionizada, transferindo para balão volumétrico de 250 mL. Por ser solução exotérmica, alcançando temperaturas elevadas ao ser preparada, deve-se deixar por algum tempo até chegar à temperatura ambiente, para ser completada com água deionizada até o aferimento do balão (250 mL), agitando-se bem a solução;
- Mistura indicadora de murexida: Misturar uniformemente 0,5 g de murexida com 100 g de sulfato de potássio (K_2SO_4) em pó;
- Solução padrão de EDTA 0,01 mol L^{-1}: Dissolver 3,723 g de $Na_2H_2EDTA.2H_2O$ (pode variar com a massa molecular e a pureza do reagente) em água deionizada, transferindo para balão volumétrico de 1.000 mL e completando o volume; a solução de EDTA 0,01 mol L^{-1} deve ser padronizada com uma solução 0,01 mol L^{-1} de Ca^{2+}, que pode ser preparada com $CaCO_3$:
- Solução 0,01 mol L^{-1} de Ca^{+2}: Pesar 0,9989 g de $CaCO_3$ (ajustar à massa molecular e à pureza) seco em estufa, transferir para um béquer, dissolver com água deionizada e transferir para balão volumétrico de 1.000 mL. Como este sal é de baixa solubilidade, pode apresentar-se turvo, havendo necessidade de acrescentar algumas gotas de HCl concentrado para facilitar a dissolução, até que a solução fique límpida. Depois, completar o volume para 1.000 mL; para padronização recomenda-se seguir o roteiro para a titulação de cálcio, utilizando o indicador murexida e medindo o volume de EDTA gasto para titular a solução 0,01 mol L^{-1} de Ca^{+2}. Posteriormente calcular o fator de correção para a solução padrão de EDTA 0,01 mol L^{-1}, como exemplificado abaixo:

Concentração do $CaCO_3$ = 0,01 mol L^{-1};
Volume da solução 0,01 mol L^{-1} de Ca^{+2} a ser titulada = 25 mL;
Volume de EDTA gasto para titular = 25,2 mL, então:

$$0,01 \times 25 = C_{EDTA} \times 25,2 \Rightarrow C_{EDTA} = 0,00992 \ \text{(concentração exata)}$$

Fator de correção (fc):

$$fc = \frac{\text{concentração exata}}{\text{concentração aproximada}} = \frac{0,00992}{0,01} = 0,9921 \ \text{(a ser usado nos cálculos)}$$

Relaciona a concentração exata e a concentração aproximada.

- Solução tampão (NH_4Cl-NH_4OH): Dissolver 33,75 g de cloreto de amônio (NH_4Cl) em 285 mL de hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado; adicionar 5 g de dissódio de magnésio etilenodiaminotetracético (Na_2Mg EDTA); diluir a solução para 500 mL com água deionizada em balão volumétrico;
- Dissódio de magnésio EDTA (Na_2Mg EDTA): Dissolver 4,7172 g de NaH_2EDTA em 100 mL de água e adicionar 80 mL de uma solução contendo 2,5763 g de $MgCl_2.6H_2O$. A solução resultante substitui os 5 g de Na_2Mg EDTA na solução tampão.

- Indicador negro de eriocromo: Dissolver em um béquer 0,2 g de eriochrome black-T em 15 mL de trietanolamina com a adição de 5 mL de etanol a fim de reduzir a viscosidade; o reagente é estável durante vários meses (Vogel, 1992).

Procedimento analítico:
a) Teor de Ca^{2+}:
- Tomar uma alíquota de extrato ou de água de 5 a 25 mL, diluindo para um volume final de 25 mL e colocar em erlenmeyer de 125 mL;
- Agitar a amostra em agitador magnético;
- Adicionar 5 gotas da solução de hidróxido de sódio 4 mol L^{-1} (01 gota para cada 5 mL de alíquota) e 25 mg da mistura indicadora de murexida;
- Titular com a solução padrão de EDTA 0,01 mol L^{-1} padronizada, até a mudança da cor de rósea para roxa, anotando o volume de EDTA gasto (mL) para os cálculos da concentração de cálcio na amostra;

b) Teor de (Ca^{2+} + Mg^{2+}):
- Tomar uma alíquota de extrato ou de água de 5 a 25 mL, diluindo para um volume final de 25 mL e colocar em erlenmeyer de 125 mL;
- Adicionar 1 mL da solução tampão (NH_4Cl-NH_4OH) e duas gotas da solução indicadora de negro de eriocromo, agitando;
- Titular com a solução padrão de EDTA 0,01 mol L^{-1} padronizada, com o uso de uma bureta graduada, até a viragem da cor vermelho arroxeado para azul límpido, sem tonalidades avermelhadas;
- Anotar o volume de EDTA gasto na titulação (mL), correspondendo à quantidade de solução titulante que reagiu com o (Ca^{2+} + Mg^{2+}) existente na amostra.

Cálculos:
a) Concentração de Ca^{2+}:

$$C_{Ca} = \left(\frac{1000}{\text{Valíquota}}\right) \times \left(V_{EDTA}\right) \times \left[\left(C_{EDTA}\right) \times \left(fc\right)\right]$$

em que:
C_{Ca} - concentração de cálcio, em mmol L^{-1};
$V_{alíquota}$ - volume da alíquota do extrato, em mL;
V_{EDTA} - volume de EDTA gasto na titulação, em mL;
C_{EDTA} - concentração do EDTA, em mol L^{-1};
fc - fator de correção para concentração exata do EDTA.

O Ca^{2+} solúvel deve ser expresso em $mmol_c$ L^{-1}. Como este elemento é bivalente, 1 mol L^{-1} de Ca^{2+} = 2 mol_c L^{-1} deste elemento. Sendo assim:

$$C_{Ca}{}^{2+}\left(\text{mmol}_c\ L^{-1}\right) = C_{Ca}\left(\text{mmol}\ L^{-1}\right) \times 2$$

em que:
$C_{Ca}{}^{2+}$ ($mmol_c$ L^{-1}) - concentração de cálcio, em $mmol_c$ L^{-1};
C_{Ca} (mmol L^{-1}) - concentração de cálcio, em mmol L^{-1};
2 - valência do elemento.

b) Concentração de (Ca^{2+} + Mg^{2+}):

$$C_{Ca+Mg} = \left(\frac{1000}{\text{Valíquota}}\right) \times \left(V_{EDTA}\right) \times \left[\left(C_{EDTA}\right) \times \left(fc\right)\right]$$

em que:
C_{Ca+Mg} - concentração de magnésio, em $mmol_c$ L^{-1};
$V_{alíquota}$ - volume da alíquota do extrato, em mL;
V_{EDTA} - volume de EDTA gasto na titulação, em mL;
C_{EDTA} - concentração do EDTA, em mol L^{-1};
fc - fator de correção para concentração exata do EDTA.

O teor de Mg^{2+} solúvel será calculado pela diferença entre as determinações de (Ca^{2+}+Mg^{2+}) e de Ca^{2+}, em mmol L^{-1}. Posteriormente, também é preciso expressar o Mg^{2+} solúvel em $mmol_c$ L^{-1}. Como este elemento é bivalente, 1 mol L^{-1} de Mg^{2+} = 2 mol_c L^{-1} deste elemento. Sendo assim:

$$C_{Mg}{}^{2+}\left(\text{mmol}_c\ L^{-1}\right) = C_{Mg}\left(\text{mmol}\ L^{-1}\right) \times 2$$

em que:
$C_{Mg}{}^{2+}$($mmol_c$ L^{-1}) - concentração de magnésio, em $mmol_c$ L^{-1};
$C_{Mg}{}^{2+}$(mmol L^{-1}) - concentração de magnésio, em mmol L^{-1};
2 - valência do elemento.

Caso seja necessário fazer alguma diluição do extrato antes da titulação, o fator de diluição deverá ser considerado nos cálculos das concentrações finais de Ca^{2+} e (Ca^{2+}+Mg^{2+}).

Cloreto

Os cloretos são, normalmente, os ânions mais abundantes na maioria dos solos salinos no Brasil, e se apresentam ligados aos cátions Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ e Na^+, todos muito solúveis (Bower & Wilcox, 1965; Pansu & Gautheyrou, 2006). Por sua predominância em solos afetados por sais e por serem especificamente tóxicos a algumas espécies de plantas, a medida dos teores de cloreto em extratos de solos é de grande importância e tem se tornado rotineira em laboratórios de salinidade (Adriano & Doner, 1982).

Dos vários métodos empregados para a determinação de cloretos, tais como, gravimétrico, volumétrico e eletrométrico, Adriano & Doner (1982) trazem a descrição detalhada de alguns deles. Todavia, neste texto será descrito o método de titulação de Mohr (US Salinity Laboratory, 1954; Bower & Wilcox, 1965; Hesse, 1972; Pansu & Gautheyrou, 2006).

A titulação de Mohr com nitrato de prata é o método mais comumente utilizado, em que se usa como indicador o cromato de potássio, de forma que o excesso de prata forme um precipitado avermelhado de cromato de prata, determinando o ponto de viragem.

Material necessário:
- Agitador magnético;
- Vidraria: pipeta volumétrica, erlenmeyer, béquer, balão volumétrico, bureta volumétrica.

Reagentes necessários:
- Solução indicadora de cromato de potássio (K_2CrO_4) a 5%: Dissolver 5 g de cromato de potássio (K_2CrO_4) em 50 mL de água e adicionar, gota a gota, uma solução de nitrato de prata ($AgNO_3$) a 1 mol L^{-1}, até que apareça uma pequena quantidade de um precipitado vermelho (Ag_2CrO_4). Deixar a solução no escuro por 24 horas; depois, filtrar para remover o precipitado e diluir para um volume final de 100 mL;
- Solução padrão de nitrato de prata a 0,025 mol L^{-1}: Dissolver 4,2472 g de $AgNO_3$ (levando em conta a massa molecular e a pureza) em água e diluir a solução para o volume de 1.000 mL. Essa solução deve ser armazenada em frasco de vidro, preferencialmente de cor marrom.

Procedimento analítico:
- Tomar uma alíquota de 1 a 25 mL do extrato, completar para um volume final de 25 mL e colocar em erlenmeyer de 125 mL. O extrato deve ser neutro ou ligeiramente alcalino; no caso de extratos com pH abaixo de 7,0, deve-se adicionar uma gota de solução saturada de $NaHCO_3$;
- Agitar a alíquota em agitador magnético e adicionar 1 mL da solução indicadora de cromato de potássio a 5%;
- Titular com a solução padrão de $AgNO_3$ (0,025 mol L^{-1}). O aparecimento de uma coloração vermelha a marrom avermelhada indica o ponto de viragem da titulação;
- Titular, também, um branco para correção, com um volume semelhante de água deionizada (25 mL). O volume gasto na titulação da testemunha, normalmente, varia entre 0,02 e 0,05 mL, dependendo do volume final.

Cálculos:

$$C_{Cl} = \left(\frac{1000}{Valíquota}\right) \times \left[\left(V_{AgNO3}\right) - \left(V_{Branco}\right)\right] \times \left(C_{AgNO3}\right)$$

em que:

C_{Cl^-} - concentração de cloretos, em $mmol_c\ L^{-1}$;
$V_{alíquota}$ - volume da alíquota do extrato, em mL;
$VAgNO_3$ - volume de $AgNO_3$ gasto na titulação, em mL;
V_{Branco} - volume de $AgNO_3$ gasto para o branco, em mL;
$CAgNO_3$ - Concentração do $AgNO_3$, em mol L^{-1}.

O Cl^- também deve ser expresso em $mmol_c\ L^{-1}$. Contudo, este elemento é monovalente, sendo assim, 1 mmol L^{-1} = 1 $mmol_c\ L^{-1}$ de Cl^-. Ou seja, o resultado acima já equivale a $mmol_c\ L^{-1}$.

Sulfato ($S\text{-}SO_4^{2-}$)

O sulfato no extrato do solo pode ser determinado por gravimetria, colorimetria, titulometria, conductometria e nefelometria (Braga, 1980). A definição do método a ser utilizado depende da disponibilidade de equipamentos do laboratório, bem como da precisão desejada nas análises. Apesar de Braga (1980) considerar o método colorimétrico de pouco sucesso e uso limitado, será feita uma descrição deste, por ser largamente utilizado em laboratórios de salinidade do Nordeste. Além dele, será também apresentado o método turbidimétrico para determinação de sulfato, segundo Jackson (1958), Braga (1980) e Rhoades (1982b).

O sulfato também pode ser determinado pela turbidez do precipitado de sulfato de bário em suspensão. O procedimento pelo qual o sulfato de bário é precipitado deve ser cuidadosamente controlado, pois as propriedades da suspensão são influenciadas pela velocidade da reação. O cloreto de bário deve ser adicionado à solução contendo sulfato no estado sólido como cristais de tamanho definido. O tamanho dos cristais determina a sua dissolução que, por sua vez, determina a taxa de reação com sulfato. É preciso manter o pH numa faixa ótima para reduzir o efeito de outros íons, adicionando-se também um estabilizador para manter o precipitado em suspensão (Hesse, 1972). É importante salientar que, apesar do método determinar sulfatos, os resultados são comumente expressos em $S\text{-}SO_4^{2-}$.

Determinação de sulfato por colorimetria:

Material necessário:
- Colorímetro;
- Vidraria: balões volumétricos, pipetas, erlenmeyers.

Reagentes necessários:
- Solução de ácido clorídrico a 6,0 mol L^{-1} contendo enxofre ($S\text{-}SO_4^{2-}$) a 20 mg L^{-1}: Em balão volumétrico de 1.000 mL, adicionar 200 mL de água deionizada, em seguida 500 mL de HCl p.a. (d = 1,19) e 0,1087 g de K_2SO_4 p.a. (seco em estufa). Completar o volume com água deionizada;
- Carvão ativado p.a. (no caso de não usar carvão ativado isento de enxofre, é aconselhável que se proceda à lavagem desse reagente, por três vezes, com solução extratora, com posterior secagem do carvão em estufa);
- Cloreto de bário ($BaCl_2.2H_2O$) p.a. (utilizar reagente de pureza elevada, sendo conveniente o uso de cristais retidos entre peneiras de 20 e 60 mesh);
- Solução-estoque contendo enxofre ($S\text{-}SO_4^{2-}$) a 100 mg L^{-1}: Pesar 0,534 g de K_2SO_4 p.a. (seco em estufa). Transferir para balão volumétrico de 1 L. Completar o volume com água deionizada;
- Soluções padrão de sulfato: Em balões volumétricos de 50 mL, acrescentar 0; 1,0; 2,5; 5,0; 10,0; 12,5;

15,0 e 20,0 mL da solução-estoque (100 mg L^{-1} de enxofre). Completar o volume com água deionizada. Essas soluções apresentam, respectivamente, as concentrações: 0; 2; 5; 10; 20; 25; 30 e 40 mg L^{-1} de $S\text{-}SO_4^{2-}$ em solução.

Procedimento analítico:

- Transferir alíquotas de 25 mL dos extratos da pasta para erlenmeyers de 125 mL. Em cada uma dessas alíquotas, adicionar 0,25 g de carvão ativado. Agitar por três minutos;
- Filtrar, adicionando-se 0,25 g de carvão ativado no filtro, de modo a obter um extrato límpido;
- Em tubos de ensaio ou em copos plásticos de 100 mL, adicionar 10 mL do extrato da pasta filtrado e 1 mL de solução HCl 6,0 mol L^{-1} contendo 20 mg L^{-1} de enxofre ($S\text{-}SO_4^{2-}$);
- Juntar a essa solução, 500 mg de $BaCl_2.2H_2O$ e aguardar um minuto;
- Proceder à agitação dos tubos por 30 segundos, de modo a obter completa dissolução dos cristais de cloreto de bário;
- Medir a turbidez em colorímetro ou espectrofotômetro a 420 nm, num prazo máximo de 8 minutos após a adição dos cristais de cloreto de bário.

Preparo da curva padrão:

- Transferir alíquotas de 25 mL das soluções padrão de sulfato para erlenmeyers de 125 mL. Em cada uma das alíquotas, adicionar 0,25 g de carvão ativado. Agitar por três minutos;
- Filtrar, adicionando-se 0,25 g de carvão ativado no filtro, de modo a obter um extrato límpido;
- Transferir uma alíquota de 10 mL desse extrato para erlenmeyer de 125 mL ou tubo de ensaio;
- Adicionar 1,0 mL de HCl 6,0 mol L^{-1} contendo 20 mg L^{-1} de enxofre ($S\text{-}SO_4^{2-}$) e 500 mg de cristais de cloreto de bário. Aguardar 1 minuto;
- Agitar os tubos durante 30 segundos;
- Fazer a leitura, em colorímetro ou espectrofotômetro, a 420 nm, no máximo em 8 minutos após a adição dos cristais de cloreto de bário, zerando a absorbância com água deionizada;
- Relacionar as concentrações de $S\text{-}SO_4^{2-}$ com as absorbâncias obtidas, buscando a obtenção da curva padrão.

Cálculos:

Com as leituras dos pontos da curva padrão e as respectivas concentrações de enxofre ($S\text{-}SO_4^{2-}$), elaborar uma equação de regressão que possibilite calcular as concentrações de enxofre nas amostras (como descrito para sódio e potássio por fotometria). Caso tenha ocorrido alguma diluição, considerar o fator de diluição nos cálculos da concentração final.

Determinação de sulfato por turbidimetria: O sulfato é convertido a uma suspensão de $BaSO_4$, sob condições controladas, sendo a turbidez resultante determinada com um espectrofotômetro e comparada com uma curva preparada a partir de soluções padrão de sulfato (Rhoades, 1982b).

Material necessário:

- Espectrofotômetro de absorção;
- Agitador magnético;
- Vidraria: balões volumétricos, pipetas.

Reagentes necessários:

- Reagente condicionador: Dissolver 75 g de cloreto de sódio (NaCl) em 275 mL de água, transferir para balão volumétrico de 500 mL em agitador magnético; adicionar, sob agitação, 30 mL de ácido clorídrico concentrado (HCl), 100 mL de etanol e 50 mL de glicerol; continuar agitando até que o NaCl dissolva e posteriormente completar o volume do balão com água deionizada;
- Cloreto de bário dihidratado ($BaCl_2.2H_2O$) em cristais de 20 a 30 mesh;
- Soluções padrão de sulfato (SO_4^{2-}) para o preparo da curva, entre 0 e 50 mg L^{-1} de $S\text{-}SO_4^{2-}$, conforme descrito anteriormente.

Procedimento analítico:

- Tomar uma alíquota do extrato do solo e, se existir material suspenso na amostra, remover por filtração ou centrifugação;
- Elaborar a curva, com cerca de seis pontos, e preparar um branco para corrigir interferências de cor e material suspenso residual;
- Transferir 100 mL dos padrões, do branco e dos extratos diluídos (para obter concentração menor que 50 mg L^{-1} de $S\text{-}SO_4^{2-}$) para erlenmeyers de 250 mL;
- Adicionar 5,0 mL de reagente condicionador a cada erlenmeyer e introduzir uma barra de agitador magnético na amostra a ser analisada por vez (ler o branco, os padrões e depois as amostras dos extratos);
- Iniciar a agitação, com velocidade constante, e adicionar 0,2 g de cristais de cloreto de bário, agitar por exatamente 60 segundos;
- Ler a absorbância máxima com espectrofotômetro a 340 nm após 1 a 3 minutos;
- Construir a curva padrão e determinar a concentração de $S\text{-}SO_4^{2-}$ na solução final, considerando as diluições que tenham sido realizadas.

Cálculos:

Com as leituras dos pontos da curva padrão e as respectivas concentrações de enxofre ($S\text{-}SO_4^{2-}$), elaborar uma equação de regressão que possibilite calcular as concentrações de enxofre nas amostras (como descrito anteriormente). Caso tenha ocorrido alguma diluição, considerar o fator de diluição nos cálculos da concentração final.

Carbonatos e bicarbonatos

Carbonatos solúveis não ocorrem em quantidades significantes em um solo com o pH menor que 9,5 (Hesse, 1972); porém, a pH acima de 10 é um indicativo da presença de carbonatos de sódio (Pansu & Gautheyrou, 2006). Como na maioria dos solos do Nordeste do Brasil o pH é inferior a este valor, o carbonato livre normalmente está ausente. Alguns solos têm apenas pequenas concentrações de bicarbonato, poucos contêm carbonato. Entretanto, quando o pH é muito alcalino, é interessante determinar as concentrações destes ânions na caracterização de solos afetados por sais.

O método baseia-se na titulação da amostra com uma solução padrão de um ácido forte, convertendo o carbonato em bicarbonato (Hesse, 1972), como representado na reação abaixo:

$$CO_3^{2-} + H^+ = HCO_3^-$$

A quantidade de ácido gasto na titulação é proporcional à concentração de carbonato presente. Da mesma forma, o bicarbonato também reage com o íon hidrogênio, até sua neutralização a pH 3,8:

$$HCO_3^- + H^+ = H_2O + CO_2 \uparrow$$

Tais titulações podem ser realizadas com o uso de indicador ou com potenciômetro acoplado com eletrodo de vidro e calomelano. No método que será descrito as determinações de carbonato e bicarbonato serão feitas na mesma alíquota.

Material necessário:

- Agitador magnético;
- Vidraria: balões volumétricos, béqueres, pipetas, erlenmeyers.

Reagentes necessários:

- Solução indicadora de fenolftaleína (1%): Dissolver 1 g de fenolftaleína em 100 mL de álcool etílico a 60%;
- Solução indicadora de alaranjado de metila (0,1%): Dissolver 0,1 g de alaranjado de metila em 100 mL de água deionizada;
- Solução padrão de ácido sulfúrico (H_2SO_4) 0,005 mol L^{-1}: Transferir 0,3 mL de ácido sulfúrico concentrado (em capela) para béquer com 100 mL de água deionizada, deixar esfriar, misturar e diluir para 1.000 mL. Titular com solução padrão de hidróxido de sódio (NaOH) a 0,1 mol L^{-1} para determinar a concentração exata da solução, ou seja, realizar a padronização da solução de ácido sulfúrico.

Procedimento analítico:

- Tomar uma alíquota de 10 a 50 mL do extrato e colocar em erlenmeyer de 125 mL;
- Sob agitação, em agitador magnético, adicionar 3 gotas da solução indicadora de fenolftaleína (para carbonatos). Se aparecer uma tonalidade rósea, titular com a solução padrão de H_2SO_4 0,005 mol L^{-1} até o desaparecimento da cor e anotar o volume gasto do ácido. Caso o extrato não apresente coloração rósea após a adição da fenolftaleína, o valor de CO_3^{2-} é nulo;
- Depois da titulação para carbonatos, na mesma amostra, adicionar 3 gotas da solução de alaranjado de metila, continuando a titulação (bicarbonatos) até a viragem da cor laranja para rósea. Anotar o total da solução titulante gasta. A viragem do laranja para a cor rósea é de difícil visualização, por isso, recomenda-se realizar a titulação sobre superfície branca e limpa, bem como o ambiente deve ser bem iluminado;
- Realizar o mesmo procedimento com um branco (água deionizada).

Cálculos:

a) Concentração de carbonatos:

$$C_{CO_3^{2-}} = \left(\frac{1000}{\text{Valíquota}}\right) \times \left(2V_F\right) \times \left(C_{H_2SO_4} \times fc\right)$$

em que:

CCO_3^{2-} - concentração de carbonatos, em mmol L^{-1};

$V_{alíquota}$ – volume da alíquota do extrato, em mL;

V_F - volume de H_2SO_4 gasto na titulação com o indicador de fenolftaleína, em mL;

CH_2SO_4 - Concentração do H_2SO_4, em mol L^{-1}

fc - fator de correção pela padronização do H_2SO_4.

Como o ânion CO_3^{2-} é bivalente, 1 mol L^{-1} de CO_3^{2-} = 2 mol_c L^{-1} deste ânion. Sendo assim:

$$C_{CO_3^{2-}}\left(\text{mmol}_c\ L^{-1}\right) = C_{CO_3^{2-}}\left(\text{mmol}\ L^{-1}\right) \times 2$$

em que:

CCO_3^{2-} ($mmol_c$ L^{-1}) - concentração de carbonatos, em $mmol_c$ L^{-1};

CCO_3^{2-} (mmol L^{-1}) - concentração de carbonatos, em mmol L^{-1};

2 - valência do ânion.

b) Concentração de bicarbonatos:

$$C_{HCO_3^-} = \left(\frac{1000}{\text{Valíquota}}\right) \times \left(V_A - V_B - 2V_F\right) \times \left(C_{H_2SO_4} \times fc\right)$$

em que:

C_{HCO3^-} - concentração de bicarbonatos, em $mmol_c$ L^{-1};

$V_{alíquota}$ - volume da alíquota do extrato, em mL;

V_A - volume total de H_2SO_4 gasto nas duas titulações (com os indicadores fenolftaleína e alaranjado de metila), em mL;

V_B - volume de H_2SO_4 gasto na titulação do branco, em mL;

V_F - volume de H_2SO_4 gasto na titulação com o indicador de fenolftaleína, em mL;

CH_2SO_4 - Concentração do H_2SO_4, em mol L^{-1};

fc - fator de correção para padronização do H_2SO_4.

O HCO_3^- também deve ser expresso em $mmol_c\ L^{-1}$. Mas este ânion é monovalente, por isso, 1 mol L^{-1} = 1 $mol_c\ L^{-1}$ de HCO_3^-. Sendo assim, o resultado acima pode ser expresso em $mmol_c\ L^{-1}$.

As determinações descritas acima também podem ser realizadas com um potenciômetro acoplado a um eletrodo de vidro e, neste caso, a titulação de carbonato pode ser considerada até pH 8,2 e a de bicarbonato até pH 4,5 (Bower & Wilcox, 1965).

Boro

O elemento químico boro é comumente encontrado em rochas e minerais aluminossilicatados, entretanto, em decorrência do intemperismo, pequenas quantidades de boro solúvel são encontradas em solos cultivados, especialmente naqueles de regiões de clima úmido. Mas em solos característicos de clima árido e semiárido, com pH neutro a alcalino, concentrações significativas de boro podem ser encontradas, chegando a causar problemas de toxidez em alguns casos (Wear, 1965). Estudos sobre o boro são particularmente importantes pelo papel deste nutriente sobre as plantas e porque os limites de deficiência estão muito próximos dos de toxidez (Pansu & Gautheyrou, 2006).

O boro pode ser determinado por métodos analíticos avançados, como espectrometria de emissão de plasma, mas não é muito comum em laboratórios de salinidade. Assim, será descrito o método colorimétrico. Este parte do princípio de que o íon borato reage com a carmina na presença de ácido sulfúrico concentrado, formando um composto azulado, cuja intensidade de cor é determinada através do colorímetro no comprimento de onda de 585 nm.

Material necessário:

- Colorímetro;
- Vidraria de vidro especial sem boro: balões volumétricos, pipetas, erlenmeyers.

Reagentes necessários:

- Ácido clorídrico concentrado;
- Ácido sulfúrico concentrado;
- Solução de carmina (0,025%) em ácido sulfúrico: Dissolver 0,25 g de carmina em 1.000 mL de ácido sulfúrico concentrado e agitar até a completa dissolução (em capela);
- Solução padrão de boro a 500 mg L^{-1}: Dissolver 1,430 g de ácido bórico (H_3BO_3) em água deionizada, transferir para balão volumétrico de 500 mL e completar o volume;
- Solução padrão de boro a 100 mg L^{-1}: Transferir 20 mL da solução 500 mg L^{-1} de B para balão volumétrico de 100 mL e completar o volume com água deionizada;
- Soluções padrão de boro: para preparar soluções nas concentrações sugeridas de 0, 1, 2, 3, 4 e 5 mg L^{-1} de B, pipetar, 0, 1, 2, 3, 4 e 5 mL da solução de 100 mg L^{-1} de B e diluir em balões volumétricos de 100 mL com água deionizada.

Procedimento analítico:

- Tomar uma alíquota de 2 mL do extrato e transferir para erlenmeyer de 50 mL e adicionar 01 gota de ácido clorídrico concentrado;
- Adicionar, aos poucos, 10 mL de ácido sulfúrico concentrado, misturar e deixar esfriar;
- Adicionar 10 mL da solução de carmina, misturar bem e deixar em repouso durante 60 minutos;
- Determinar a intensidade de cor no colorímetro, usando comprimento de onda de 585 nm.

Cálculos:

- Calcular uma equação de regressão com os dados da curva padrão para determinar a concentração de boro nas amostras.

Caso a concentração de boro seja inferior a 1 mg L^{-1}, transferir uma alíquota maior que 2 mL de extrato (10 a 20 mL, por exemplo) para um béquer, tornar o meio alcalino com uma solução de NaOH, evaporar em estufa a 95 °C até secar, esfriar e adicionar 5 mL de uma solução de HCl diluído para dissolver o resíduo. Centrifugar para obter um extrato límpido, tomar uma alíquota de 2 mL e seguir o procedimento normal.

Para evitar contaminações com boro, as soluções devem ser estocadas em frascos de plástico, polietileno, ou vidro especial sem boro.

Cátions Trocáveis e Capacidade de Troca de Cátions

Cátions (ou bases) trocáveis são comumente constituídos de metais alcalinos e alcalinos terrosos, principalmente cálcio, magnésio, potássio e sódio, ligados à argila e constituintes orgânicos dos solos e que podem ser trocados por outros íons de carga positiva presentes na solução do solo. O total destes cátions, mais hidrogênio, alumínio, ferro, manganês, amônio e outros cátions, mantidos em forma trocável, irão compor a capacidade de troca de cátions de um solo (Chapman, 1965a). Na maioria dos solos, os teores de cálcio, magnésio, potássio e sódio seguem esta ordem de magnitude, contudo, em solos afetados por sais, o sódio pode ser o cátion predominante, encontrado em concentrações bem superiores aos demais (Thomas, 1982).

Diversos métodos têm sido sugeridos para determinar os cátions individuais e somá-los, contudo, sugere-se que o acetato de amônio deva ser preferido em relação a todos os outros extratores, principalmente pela facilidade analítica e pelo uso de um único extrator para todos os cátions (Jackson,

1958; Chapman, 1965b; Hesse, 1972). Porém, deve-se estar atento para a situação de cada solo em particular, pois três fatores tendem a elevar a quantidade dos cátions extraídos com acetato de amônio sobre a quantidade realmente trocável: (a) presença de sais solúveis no solo; (b) liberação de cátions pelo intemperismo de minerais silicatados durante uma prolongada extração, que pode ser controlada por um tempo e uma técnica de extração padronizados; e (c) dissolução de carbonatos de cálcio e magnésio que porventura existam no solo (Jackson, 1958), sendo neste caso recomendado o uso de acetato de amônio pH 8,5 em vez de pH 7,0.

Para a obtenção de resultados mais precisos de cátions trocáveis, deve-se fazer a subtração dos cátions solúveis encontrados nos extratos de saturação daqueles encontrados com a extração com acetato de amônio. Outra forma de suplantar este problema é fazendo a remoção dos cátions solúveis pela lavagem do solo com etanol até que o lixiviado torne-se livre de cloretos, antes da extração com acetato de amônio (Jackson, 1958).

Cátions trocáveis

Segundo Tan (1996), o uso do acetato de amônio foi proposto inicialmente como um método para determinação da capacidade de troca de cátions por Schollenberger e Dreibelbis, em 1933. A partir daí, tem sido revisado por diversos pesquisadores, e posteriormente foi listado como um método para a determinação das bases trocáveis por Thomas (1982).

Em análises de solos salinos de um perímetro irrigado do Nordeste do Brasil, Pereira (1981) concluiu que o método analítico que forneceu a melhor estimativa dos cátions trocáveis (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} e K^{+}) foi o da extração com acetato de amônio pH 7,0, com lavagem prévia com álcool etílico a 95%.

No método de extração dos cátions trocáveis, uma amostra de solo é colocada em equilíbrio com uma solução concentrada de acetato de amônio para promover a troca máxima em pouco tempo (Thomas, 1982). Desta forma, os cátions trocáveis são extraídos, podendo ser depois determinados em fotômetro de chama (Na^{+} e K^{+}), espectrofotômetro de absorção atômica (Ca^{2+}, Mg^{2+}), ou por titulação conforme descrito anteriormente para os elementos solúveis.

É preciso ter o cuidado de acrescentar o extrator, no caso o acetato de amônio, ao preparar a curva para os métodos de determinação que usarem curvas de calibração dos elementos, mantendo o mesmo efeito matriz das amostras de solo (extração com acetato de amônio). Para solos com elevados teores de sais solúveis, faz-se necessária à realização de lavagens com álcool, para eliminar os sais, antes da extração dos cátions trocáveis, conforme descrito a seguir.

Extração com acetato de amônio a 1,0 mol L^{-1}

Material necessário:

- Centrífuga;
- Agitador;
- Vidraria: balões volumétricos, provetas e bécher.

Reagentes necessários:

- Acetato de amônio (NH_4OAc) a 1 mol L^{-1}, pH 7,0: Adicionar 57 mL de ácido acético concentrado a 800 mL de água deionizada em um béquer; posteriormente, acrescentar 70 mL de hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado e agitar vigorosamente; deixar esfriar e ajustar o pH para 7,0 com hidróxido de amônio ou ácido acético; transferir para balão volumétrico de 1.000 mL e completar o volume com água deionizada; também pode ser preparado diretamente com o reagente NH_4OAc, caso haja disponibilidade (77,08 g de NH_4OAc para 1 L de solução).
- Etanol a 95%: Não é fácil encontrar este produto a 95% na forma comercial, sendo possível utilizar etanol mais diluído. No entanto, é preciso testar se o etanol disponível não promove a dispersão durante a lavagem do solo, antes de iniciar o uso. Caso o etanol ainda esteja turvo após a centrifugação, é preferível não utiliza-lo, pois haverá perda de coloides do solo.

Procedimento analítico:

- Lavagem do solo com etanol (apenas quando necessário):
- Tomar 5 g de TFSA e colocar em tubo de centrífuga de 50 mL e adicionar 33 mL de etanol; fechar o tubo com rolha de borracha e agitar durante 1 minuto; centrifugar a 2.000 g por 5 minutos e descartar o líquido sobrenadante; repetir esta operação até não mais restar cloreto no sobrenadante. Para se certificar disto, no etanol descartado das lavagens, adicionar nitrato de prata - caso haja cloreto, o líquido ficará turvo;
- Após a lavagem ser completada, adicionar 33 mL da solução de acetato de amônio ao tubo de centrífuga, fechar com rolha de borracha e agitar por cinco minutos; centrifugar e recolher a solução sobrenadante em balão volumétrico de 100 mL;
- Repetir a operação com acetato mais duas vezes, recolhendo a solução no mesmo balão e completando o volume deste com acetato de amônio;
- Determinar Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} e K^{+} no extrato (balão) pelos métodos descritos para os cátions solúveis. Deve-se incluir o extrator (acetato de amônio) na dosagem da curva padrão utilizada para a calibração do equipamento.

Cálculos:

a) Para Ca^{2+} e Mg^{2+}, por espectrofotometria de absorção atômica:

Neste caso, a concentração de cada cátion na solução de leitura será fornecida pelo equipamento, devendo-se contabilizar a diluição desta para cálculo da concentração no extrato. Lembrar que o método exige a adição do RT (reagente

de trabalho, Sr^{2+}). Por exemplo, se a dosagem da solução de leitura for 5 mL de alíquota + 5 mL de RT, a solução de leitura estará diluída duas vezes e este fator deve ser considerado nos cálculos do extrato. Além disso, devem ser contabilizadas outras diluições que se fizerem necessárias.

$$C_{EXTRATO} = C_{SOLUÇÃO-LEITURA} \times Fd$$

em que:

$C_{EXTRATO}$ - concentração do cátion (Ca^{2+} ou Mg^{2+}) no extrato, em mg L^{-1};

$C_{SOLUÇÃO-LEITURA}$ - concentração do cátion na solução de leitura, em mg L^{-1};

Fd - fator de diluição (pelo uso do RT e outras diluições).

Se forem seguidos todos os procedimentos indicados na extração:

$$C_{SOLO} = 10 \times \left(\frac{C_{EXTRATO}}{M_{AMOSTRA}} \right) \times \frac{2}{M_{ÁTOMO}}$$

em que:

C_{SOLO} - concentração do cátion (Ca^{2+} ou Mg^{2+}) no solo, em $cmol_c\ kg^{-1}$;

$C_{EXTRATO}$ - concentração do cátion no extrato, em mg L^{-1};

$M_{AMOSTRA}$ - massa da amostra de solo utilizada, em g;

$M_{ÁTOMO}$ - massa atômica do elemento bivalente (40 para Ca ou 24 para Mg).

b) Para Na^+ e K^+, por fotometria de emissão de chama:

A concentração de cada cátion na solução de leitura será calculada pela equação ajustada com a curva padrão. Depois, a concentração no extrato deve ser calculada usando o fator de diluição, caso tenha sido necessário diluir as amostras no preparo da solução de leitura.

$$C_{EXTRATO} = C_{SOLUÇÃO-LEITURA} \times Fd$$

em que:

$C_{EXTRATO}$ - concentração do cátion (Na^+ ou K^+) no extrato, em mg L^{-1};

$C_{SOLUÇÃO-LEITURA}$ - concentração do cátion na solução de leitura, em mg L^{-1};

Fd - fator de diluição.

Se forem seguidos todos os procedimentos indicados na extração:

$$C_{SOLO} = 10 \times \left(\frac{C_{EXTRATO}}{M_{AMOSTRA}} \right) \times \frac{1}{M_{ÁTOMO}}$$

em que:

C_{SOLO} - concentração do cátion (Na^+ ou K^+) no solo, em $cmol_c\ kg^{-1}$;

$C_{EXTRATO}$ - concentração do cátion no extrato, em mg L^{-1};

$M_{AMOSTRA}$ - massa da amostra de solo utilizada, em g;

$M_{ÁTOMO}$ - massa atômica do elemento monovalente (23 para Na ou 39 para K).

Thomas (1982) descreve uma forma alternativa de extrair os cátions trocáveis pelo mesmo método, apenas substituindo a agitação e a centrifugação pela sucção em funil de Büchner, que será apresentada a seguir:

Procedimento com funil de Büchner:

- Colocar 10 g de amostra de solo em erlenmeyer de 125 mL e adicionar aproximadamente 40 mL de acetato de amônio 1,0 mol L^{-1} pH 7,0;
- Agitar manualmente durante dois minutos e deixar em repouso por 1 hora ou mais;
- Transferir a suspensão solo-solução para um funil de Büchner forrado com papel de filtragem lenta e conectado a um sistema de vácuo por intermédio de um erlenmeyer de 250 mL;
- Transferir o solo remanescente para o funil com adições sucessivas de 10 mL de acetato de amônio, até um volume final de 90 mL no erlenmeyer de recolhimento do volume drenado;
- Transferir o extrato para balão de 100 mL e completar o volume com acetato de amônio;
- Determinar as concentrações de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ e K^+ nos extratos obtidos.

Os cátions trocáveis bi e monovalentes poderão ser dosados e calculados conforme descritos anteriormente, sendo os resultados expressos em $cmol_c\ kg^{-1}$, observando-se as diluições utilizadas.

Capacidade de troca de cátions

A capacidade de troca de cátions (CTC) de solos é definida como a capacidade que os solos têm de adsorver e trocar cátions. Cientificamente, ela está relacionada à superfície de área e à carga superficial das partículas coloidais que compõem o solo (Tan, 1993). As argilas e a matéria orgânica são as partículas coloidais com extensas áreas superficiais e responsáveis por grande parte das cargas elétricas geradas nos solos (Tan, 1996). Estas cargas, geralmente negativas, são neutralizadas pelos cátions, mantidos eletrostaticamente na superfície dos coloides dos solos.

Os valores de CTC podem variar consideravelmente, dependendo do conceito que se empregue, dos métodos de análises e dos tipos e quantidade de coloides presentes no solo (Chapman, 1965a; Tan, 1993). Muitos métodos têm sido propostos para a determinação da CTC de solos, podendo ser agrupados em algumas categorias (Chapman, 1965a e b; Rhoades, 1982a):

a) quando os cátions trocáveis podem ser substituídos por uma solução salina saturada, sendo a CTC considerada a soma dos cátions trocáveis presentes no extrato - método da soma;

b) após o complexo de troca do solo ter sido saturado com um cátion índice, sem nenhum tratamento adicional, o cátion adsorvido pode ser substituído diretamente por outra solução salina; o cátion saturante e o ânion são então determinados no extrato e sua diferença é considerada como a CTC do solo - método da remoção direta;

c) quando os pontos de troca são saturados com um cátion índice, a amostra pode ser lavada para retirar o excesso do sal e a quantidade do cátion índice adsorvido pode ser removido e determinado - método da remoção com lavagem;

d) após saturação do complexo de troca com um cátion índice, a solução saturante pode ser diluída e marcada com um isótopo radioativo do cátion saturante; determina-se, então, a concentração do cátion índice na solução e a distribuição do isótopo entre as duas fases, que é obtida pela medida da radiação na solução e no solo mais solução (método do traçador radioativo).

Resultados variáveis podem ser encontrados nas análises envolvendo estas fases de saturação, lavagem, extração e determinação, além das complicações pela presença de carbonatos, gesso e sais nos solos, principalmente naqueles de regiões áridas.

Para solos do Nordeste do Brasil, com pH em torno da neutralidade e sem presença de carbonato de cálcio ou gesso, o método que usa o sódio como cátion índice tem sido usado com sucesso (Chapman, 1965a). Neste método, uma amostra de solo é saturada com sódio e posteriormente lavada com etanol para retirar o excesso do sal. O sódio é retirado na etapa seguinte com outro cátion e determinado por fotometria de emissão de chama ou espectrofotometria de absorção atômica.

Material necessário:

- Centrífuga;
- Agitador;
- Vidraria: balões, pipetas, provetas, béquer.

Reagentes necessários:

- Solução de acetato de sódio a 1,0 mol L^{-1}, pH 8,2: Dissolver 136,0 g de acetato de sódio trihidratado ($CH_3COONa.3H_2O$, considerar a pureza do sal) em 980 mL de água deionizada; ajustar o pH para 8,2 com solução de NaOH a 1,0 mol L^{-1} e completar o volume para 1.000 mL;
- Solução de acetato de amônio a 1,0 mol L^{-1}, pH 7,0: Adicionar 57 mL de ácido acético concentrado a 800 mL de água deionizada em um béquer; posteriormente, acrescentar 70 mL de hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado e agitar vigorosamente; deixar esfriar e ajustar o pH para 7,0 com hidróxido de amônio ou ácido acético; transferir para balão volumétrico de 1.000 mL e completar o volume com água deionizada; pode ser preparado diretamente com o reagente NH_4OAc, caso haja disponibilidade. Neste caso, para a solução de concentração 1 mol L^{-1}, pesa-se o equivalente a massa de um mol do composto (considerando a pureza) e dissolve-se em béquer com água deionizada para o volume aproximado de 1.000 mL, ajustando-se o pH para 7,0 com hidróxido de amônio ou ácido acético, transferindo-se para balão volumétrico de 1.000 mL, completando o volume.
- Etanol a 95%.

Procedimento analítico:

- Pesar 5 g de amostra de solo e colocar em tubo de centrífuga de 50 mL;
- Adicionar 33 mL da solução de acetato de sódio, fechar o tubo com rolha de borracha e agitar por 5 minutos;
- Centrifugar por 5 minutos a 2.000 rpm, caso ainda hajam partículas em suspensão, submeter a outra centrifugação até que o sobrenadante esteja límpido. Depois, descartar a solução sobrenadante;
- Repetir a operação por mais duas vezes;
- Para a lavagem do excesso de solução de acetato de sódio, adicionar 33 mL de etanol a 95%, agitar, centrifugar e descartar (apenas se não existirem partículas em suspensão), repetindo esta operação por mais duas vezes;
- Após a lavagem, adicionar 33 mL da solução de acetato de amônio na amostra, fechar o tubo de centrífuga, agitar por 5 minutos, centrifugar a 2.000 rpm por 5 minutos e recolher a solução sobrenadante em balão de 100 mL; repetir esta operação por mais duas vezes e completar o volume do balão com acetato de amônio;
- Determinar o Na^+ por fotometria de emissão de chama ou espectrofotometria de absorção atômica, conforme descrito anteriormente. Vale salientar que, para a determinação de sódio no extrato, a curva padrão também deverá conter o extrator para manter o mesmo efeito matriz das amostras. O teor de Na^+ no solo corresponde ao total de cargas elétricas capazes de reter cátions no solo, ou seja, a CTC.

Cálculos:

Para determinação da CTC, calcula-se a concentração de Na^+ retido no solo, conforme descrito acima. Os resultados também devem ser expressos em $cmol_c\ kg^{-1}$ de solo.

O método do acetato de amônio e acetato de sódio tem sido usado amplamente para a determinação da CTC, entretanto, pode conduzir a erros em solos que contenham carbonato de cálcio, gesso, zeolitas, feldspatos ou vermiculitas. Por isso, Rhoades (1982a) sugere uma modificação no método para solos de regiões áridas, mesmo contendo carbonatos, gesso e zeolitas.

Outras Determinações

Fósforo

Os métodos para a determinação de fósforo em solos têm sido de suma importância quando se deseja avaliar a

fertilidade destes, o que não poderia ser diferente em solos afetados por sais. Apesar desses solos terem comportamento diferenciado em relação aos solos ácidos de clima úmido e subúmido, com elevado grau de intemperismo e grande fixação do ânion fosfato na matriz do solo, outros fatores podem contribuir para uma baixa disponibilidade de fósforo às plantas. Dentre estes, o pH e as altas concentrações de cálcio assumem destaque, causando, muitas vezes, indisponibilidade desse elemento às plantas.

Existem vários métodos para determinar o fósforo em solos, variando em princípios e detalhes da técnica (Olsen & Sommers, 1982). Deve-se ter o cuidado na seleção do melhor método para cada solo em especial. A maioria das determinações de fósforo também apresenta duas fases, primeiro a preparação de uma solução contendo a fração de fósforo do solo desejada (extração); e depois, a determinação quantitativa do fósforo nesta solução (dosagem). O método mais sensível e que tem sido mais usado para dosar a concentração de fósforo é o da formação de um complexo entre o fósforo e o molibdênio, de coloração azul, e que tem a intensidade de cor relacionada à concentração de fósforo, sendo medida por colorimetria (Olsen & Sommers, 1982).

Já os métodos de extração, variam conforme as características dos solos em questão, destacando-se três tipos de extratores: os ácidos fortes diluídos, desenvolvidos para solos ácidos (Mehlich); os alcalinos, desenvolvidos para solos de reação alcalina e, ou, calcários (Olsen) e os de efeito complexante, desenvolvidos para solos de reação neutra a ácida, principalmente aqueles fertilizados com fosfatos naturais (Bray). Em conjunto, esses extratores apresentam características peculiares que lhes dão vantagens e desvantagens relativas.

O método de extração de fósforo indicado para solos com sais é o do bicarbonato de sódio 0,5 mol L^{-1} a pH 8,5, desenvolvido para solos calcários, alcalinos ou neutros, contendo fosfatos de cálcio. Este extrator diminui a concentração de cálcio em solução pela precipitação de $CaCO_3$, resultando no aumento da concentração de fósforo em solução (Olsen & Sommers, 1982; Tan, 1996).

Material necessário:
- Agitador;
- Espectrofotômetro;
- Vidraria: balões, béqueres, pipetas.

Reagentes necessários:
- Solução de hidróxido de sódio a 2 mol L^{-1}: Dissolver 80 g de NaOH em água deionizada e completar para um volume final de 1.000 mL de solução;
- Solução extratora de P – Olsen (0,5 mol L^{-1} $NaHCO_3$, pH 8,5): Dissolver 42 g de bicarbonato de sódio em aproximadamente 900 mL de água deionizada e ajustar o pH para 8,5 com uma solução 2 mol L^{-1} de hidróxido de sódio. Em seguida, completar para um volume de 1.000 mL.
- Solução ácida de molibdato de amônio (concentrada): Dissolver 2,0 g de subcarbonato de bismuto em 250 mL de água destilada ou deionizada. Adicionar, rapidamente, 150 mL de ácido sulfúrico concentrado p.a. e verificar se todo o sal de bismuto foi dissolvido. Deixar esfriar e, em seguida, transferir para um balão volumétrico aferido, de 1.000 mL. Para preparar a solução de molibdato de amônio, dissolver 20,0 g de molibdato de amônio em 200 mL de água destilada ou deionizada; transferir essa solução para o balão de 1.000 mL contendo o subcarbonato de bismuto dissolvido; completar o volume com água destilada ou deionizada. Estocar em recipiente de cor âmbar.
- Solução ácida de molibdato de amônio (diluída): Colocar 300 mL da solução concentrada em balão aferido de 1.000 mL. Completar o volume com água destilada ou deionizada. Homogeneizar e guardar em frasco de cor âmbar.
- Solução padrão de fósforo (1.000 mg L^{-1}): Pesar 4,3871 g de KH_2PO_4 p.a. (considerar a pureza) previamente seco em estufa a 105 ºC. Dissolver em água destilada ou deionizada contida em balão aferido de 1.000 mL. Se necessário, adicionar 3 mL de ácido sulfúrico concentrado para assegurar a dissolução total do fosfato. Completar o volume com água destilada ou deionizada e estocar.
- Padrões de P para calibração do equipamento: Da solução padrão de fósforo contendo 1.000 mg L^{-1} de P, preparar 100 mL de padrão, na solução extratora de P-Olsen (0,5 mol L^{-1} $NaHCO_3$, pH 8,5), contendo 100 mg L^{-1} de P. Com esta, preparar seis soluções de calibração, com 100 mL cada, nas concentrações de P de 0; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0 e 5,0 mg L^{-1}. Em seguida, colocar 5 mL de cada padrão (0; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0 e 5,0 mg L^{-1}) em recipiente de 50 mL e adicionar 10 mL da solução ácida de molibdato de amônio diluída e, com uma medida calibrada, acrescentar aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico em pó a cada ponto da curva. Agitar por 1 a 2 minutos e aguardar o desenvolvimento da cor.

Procedimento analítico:
- Pesar 1 g de solo em erlenmeyer de 50 mL;
- Adicionar 20 mL da solução extratora;
- Agitar em agitador elétrico horizontal, a uma velocidade de 200 rpm por 30 minutos, à temperatura ambiente (24 a 27 ºC). Se necessário obter um extrato mais translúcido, adicionar 1 cm^3 (aproximadamente 200 mg) de carvão ativado;
- Filtrar o extrato obtido em papel de filtro Nº 42;
- Pipetar 5 mL do extrato filtrado e passar para erlenmeyer de 125 mL. Adicionar 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e, em seguida, com uma medida calibrada, acrescentar aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico em pó;
- Agitar por 1 a 2 minutos e aguardar o desenvolvimento da cor;
- Analisar o P por colorimetria ou espectroscopia de emissão de plasma, usando o branco e os devidos

padrões preparados com a solução extratora de P-Olsen;
- Ler a absorbância a um comprimento de onda de 882 nm, 10 minutos após a adição da solução de molibdato. Ajustar o zero de absorbância usando o zero do padrão. Determinar a absorbância dos padrões e das amostras desconhecidas. Calcular a concentração de P das amostras de solo de acordo com a curva padrão.

Cálculos:

Com as leituras dos pontos da curva padrão e suas respectivas concentrações de P, elaborar uma equação de regressão que possibilite calcular as concentrações de P nas amostras. Caso tenha ocorrido alguma diluição, considerar o fator de diluição nos cálculos da concentração final.

O teor de P no solo deve ser expresso em mg kg^{-1} de P no solo, para amostras de solo tomadas em massa. Caso a medida seja em volume de solo, o resultado deve ser expresso em mg dm^{-3} de P no solo.

Carbonatos alcalinos terrosos (calcário)

Alguns solos apresentam carbonato de cálcio livre no perfil, principalmente quando originários de calcários. Isto ocorre principalmente em solos de regiões áridas e semiáridas. Uma maneira fácil de verificar a presença de carbonatos de cálcio em solos é por meio da adição de ácido clorídrico ao solo; se os carbonatos estiverem presentes, o ácido produzirá uma efervescência, devido à liberação de CO_2.

Carbonatos pelo método da neutralização ácida

A determinação do equivalente de carbonato de cálcio é feita pelo ataque da amostra com solução de HCl e titulação do excesso de ácido com solução de NaOH. A diferença entre o ácido adicionado e o titulado ao final representa o que tem de $CaCO_3$ na amostra de solo (EMBRAPA, 2011).

Material necessário:
- Balança analítica;
- Proveta;
- Béquer.

Reagentes necessários:
- Solução de ácido clorídrico a 0,5 mol L^{-1} (padronizado);
- Solução de hidróxido de sódio a 0,25 mol L^{-1} (padronizada);
- Fenolftaleína a 1% em etanol – Dissolver 1 g de fenolftaleína (indicador) em 100 mL de etanol 95%.

Procedimento analítico:

Colocar de 5 a 25 g de solo em um béquer de 150 mL. Adicionar 50 mL de ácido clorídrico (0,5 mol L^{-1}) e tampar com vidro de relógio. Em seguida, ferver suavemente durante 5 min. Após este período, esfriar, filtrar e lavar todo o ácido do solo com água deionizada, recolhendo a solução de lavagem em erlenmeyer. Adicionar duas gotas de fenolftaleína a 1% e titular a solução coletada com hidróxido de sódio 0,25 mol L^{-1}, determinando o ácido utilizado na reação com carbonatos (EMBRAPA, 2011).

Cálculos:

$$CaCO_3 = \frac{\left(2V_{HCl} - V_{NaOH}\right) \times 12,5}{M_{AMOSTRA}}$$

em que:

$CaCO_3$ - equivalente de $CaCO_3$, em g kg^{-1};

V_{HCl} - volume (mL) de HCl 0,5 mol L^{-1};

V_{NaOH} - volume (mL) de NaOH 0,25 mol L^{-1} utilizado na titulação;

$M_{AMOSTRA}$ - massa da amostra utilizada, em g.

Observações:

O cálculo fornece o equivalente de $CaCO_3$ em g kg^{-1}, que corresponde ao $CaCO_3$ necessário para reagir com o ácido. Este valor é, geralmente, um pouco alto, porque outros constituintes do solo além do calcário podem reagir com o ácido.

Gesso

O gesso, quando presente em grandes proporções, pode influenciar nas propriedades físicas e químicas dos solos, bem como afetar o desenvolvimento e a produção vegetal. A solubilização do gesso pode proteger os solos dos efeitos danosos da sodicidade, porém, quando presente na forma de cristais grandes e em proporções, inibe o crescimento das raízes, e a crescente precipitação do gesso tende a romper a continuidade da massa de solo (Verheye & Boyadgiev, 1997).

A presença de gesso ocorrendo naturalmente em solos de regiões áridas atua como fonte de cálcio durante a lixiviação. Outros minerais menos solúveis também liberam cálcio, no entanto, são menos solúveis e conduzem a uma recuperação mais lenta ou a uma menor proteção à sodificação (Rhoades & Ingvalson, 1969).

Será apresentado o método para a determinação da necessidade de gesso em solos citada pelo US Salinity Laboratory (1954), proposta por Bower & Huss (1948).

Necessidade de gesso

Quando os sais de sódio dominam o complexo de troca do solo, pode ser realizada sua correção a partir da adição de sais de cálcio para substituição do sódio, retirando-o do sistema por lixiviação. O corretivo mais utilizado é o gesso e a determinação da quantidade necessária de gesso é fundamental para a recuperação dos solos sódicos e salino-sódicos.

A partir dos resultados da concentração de sódio no complexo de troca do solo e de sua CTC, pode-se calcular a percentagem de sódio trocável (PST) do solo:

$$PST = \left(\frac{Na_{troc}}{CTC}\right) \times 100$$

em que:

PST - percentagem de sódio trocável, %;

$Na_{troc.}$ - sódio trocável, $cmol_c\ dm^{-3}$;

CTC - capacidade de troca de cátions, $cmol_c\ dm^{-3}$.

Sabendo-se a PST inicial do solo e conhecendo-se a PST desejada (definida pela tolerância da planta ou pela susceptibilidade do solo à dispersão), pode-se calcular a necessidade de gesso por área, a uma dada profundidade do solo:

$$ST = \frac{(PSTi - PSTf) \times CTC}{100}$$

em que:

ST - sódio trocável a ser substituído, $cmol_c\ kg^{-1}$;

PSTi - percentagem de sódio trocável inicial, %;

PSTf - percentagem de sódio trocável final, %;

CTC - capacidade de troca de cátions do solo, $cmol_c\ kg^{-1}$.

No entanto, é preciso determinar a dose de gesso para substituir este sódio trocável que se deseja retirar do solo, considerando quantos equivalentes de cálcio o gesso fornecerá para neutralizar o sódio, a espessura da camada a ser corrigida e a massa total de solo, por meio da densidade. Assim, Vitti et al. (1995) citam a fórmula completa como:

$$NG = \frac{(PSTi - PSTf) \times CTC \times 86 \times h \times Ds}{100}$$

em que:

NG - necessidade de gesso, $kg\ ha^{-1}$;

PSTi - percentagem de sódio trocável inicial, %;

PSTf - percentagem de sódio trocável final desejada, %;

CTC - capacidade de troca de cátions do solo, $cmol_c\ kg^{-1}$.

h - espessura da camada de solo que se deseja recuperar, cm;

Ds - densidade do solo, $g\ cm^{-3}$.

Para a determinação final de quanto de gesso aplicar, deve-se observar, ainda, a pureza do corretivo. Esta informação é fornecida pelo fabricante do produto comercial.

Existem também métodos de laboratório para determinar a necessidade de gesso de um solo. O princípio básico destes é colocar uma amostra de solo em equilíbrio com uma solução saturada de gesso para que o cálcio solubilizado substitua o sódio no complexo de troca do solo. Mede-se a concentração do cálcio na solução antes e após o contato com o solo, a diferença corresponde à quantidade deste elemento que foi adsorvido, substituindo o sódio.

O US Salinity Laboratory (1954) descreve o método de Schoonover, que consta de:

Reagentes necessários:

- Solução saturada de gesso de concentração conhecida de cálcio: Dissolver cerca de 5 g de gesso ($CaSO_4.2H_2O$) em 1.000 mL de água deionizada, agitando por cerca de 10 minutos em agitador mecânico ou manualmente por 1 hora; filtrar a solução em papel de filtragem lenta e determinar a concentração de cálcio (item 2.2.6). A concentração de cálcio deve ser de, no mínimo, 28 $mmol_c\ L^{-1}$.

Procedimento analítico:

- Pesar uma amostra de 5 g de TFSA e transferir para erlenmeyer de 125 mL;
- Adicionar 100 mL da solução saturada de gesso e agitar manualmente por 30 minutos ou em agitador mecânico por 5 minutos;
- Filtrar a suspensão e determinar a concentração de cálcio e magnésio no filtrado do solo e na solução saturada aplicada.

Cálculo:

A necessidade de gesso é determinada:

$$NG = (C_{Ca} - C_{Ca+Mg}) \times 2$$

em que:

NG - necessidade de gesso, $cmol_c\ kg^{-1}$;

C_{Ca} - concentração de Ca^{2+} na solução saturada, $mmol_c\ L^{-1}$;

C_{Ca+Mg} - concentração de $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ do filtrado, $mmol_c\ L^{-1}$.

A necessidade de gesso em solos com carbonatos e bicarbonatos em concentrações maiores que 5 $cmol_c\ kg^{-1}$ não é determinada apenas pelo sódio trocável, pois tem a contribuição destes ânions, que precisam ser considerados nos resultados ao calcular a necessidade de gesso (Chauhan & Chauhan, 1984). Por outro lado, Abrol et al. (1975) sugerem a eliminação de carbonatos solúveis, pela lavagem com 20 mL de etanol a 60% antes da determinação da necessidade de gesso, utilizando o método de Schoonover

Schofield & Taylor (1961) propõem um método de determinação da necessidade de gesso com base em medidas diretas da quantidade de cálcio que deve ser aplicada ao solo para restaurar seu estado original, substituindo o sódio no complexo de troca. Entretanto, os autores alertam que a efetividade desta correção é dependente de outros fatores, como a taxa de dissolução do gesso, a eficiência da drenagem e as variações na salinidade do solo.

Determinação qualitativa de gesso por precipitação com acetona

Material necessário:

- Recipientes com tampa;
- Tubos de ensaio;
- Balança analítica;
- Papel filtro;
- Agitador mecânico.

Reagentes necessários:

- Acetona.

Procedimento analítico:

- Pesar de 10 a 20 g de TFSA em um recipiente e adicionar um volume de água deionizada suficiente para dissolver o gesso presente (100 – 200 mL). Tampar o recipiente e agitar manualmente seis vezes, com intervalos de 15 minutos, ou agitar por 15 min em agitador mecânico. Filtrar o extrato através de papel filtro de porosidade média; em seguida, adicionar cerca de 5 mL do extrato em um tubo de ensaio e aproximadamente igual volume de acetona. Após uniformização da mistura e repouso, a formação de um precipitado indica a presença de gesso no solo.

Observação:

Como este método é qualitativo, serve apenas para indicar a presença de gesso no solo. Em caso de haver gesso no solo, proceder à sua quantificação através do método descrito a seguir. Todavia, é importante ressaltar que, nesse caso, o solo não deve ser seco em estufa, porque o aquecimento promove a conversão de $CaSO_4.2H_2O$ para $CaSO_4.0{,}5H_2O$.

Determinação quantitativa de gesso por precipitação com acetona

Material necessário:

- Centrífuga;
- Pipeta de 10 mL;
- Tubos de centrífuga cônicos;
- Célula de condutividade;
- Ponte de Wheatstone (medidor de condutividade).

Reagentes necessários:

- Acetona.

Procedimento analítico:

- Transferir uma alíquota de 20 mL do extrato filtrado, obtido conforme descrito no método qualitativo, para um tubo de centrífuga cônico de 50 mL. Adicionar 20 mL de acetona e misturar. Deixar em repouso até que o precipitado flocule, o que geralmente leva de 5 a 10 min. Centrifugar a 1000 rpm durante 3 min e retirar o líquido sobrenadante, que deve ser filtrado em papel de filtro durante 5 min. Dispersar o precipitado e lavar a parede do tubo, com 10 mL de acetona, com o auxílio de uma pipeta. Novamente, centrifugar por 3 min, retirar o sobrenadante e filtrar em papel de filtro, durante 5 min. Se houver traços de precipitado no papel filtro, passar para o tudo com o precipitado. Adicionar exatamente 40 mL de água deionizada para o tubo, tampar, e agitar até que o precipitado se dissolva totalmente. Determinar a CE dessa solução e estimar a concentração de gesso, através de um gráfico que relaciona a concentração de $CaSO_4$ com a CE. Este gráfico pode ser elaborado através dos dados da Tabela 1.

Tabela 1. Relação entre a concentração de $CaSO_4$ e a CE (CE a 25 °C) na solução coletada

Concentração de $CaSO_4$ $mmol_c\ L^{-1}$	CE a 25 °C dS m^{-1}
1,0	0,121
2,0	0,226
5,0	0,500
10,0	0,900
20,0	1,584
30,5	2,205

Fonte: U S Salinity Laboratory (1954).

Cálculos:

$$C_{CaSO_4} = \frac{\left(C_{CaSO_4} e_{CE}\right) \times \left(V água\right)}{1000}$$

em que:

$CCaSO_4$ - concentração de $CaSO_4$ na alíquota, em $mmol_c$;

$CCaSO_{4eCE}$ - concentração de $CaSO_4$ estimada com base na leitura de condutividade, em $mmol_c\ L^{-1}$;

$V_{água}$ - volume de água utilizada para dissolver o precipitado, em mL.

$$C_{CaSO_4 solo} = \frac{1000 \times \left(C_{CaSO_4}\right)}{\left(R_{SOLO:ÁGUA}\right) \times V_{EXTRATO}}$$

em que:

$CCaSO_{4solo}$ - concentração de $CaSO_4$, em $mmol_c\ kg^{-1}$;

$CCaSO_4$ - concentração de $CaSO_4$ na alíquota, em $mmol_c$;

$R_{SOLO:ÁGUA}$ - relação solo:água (massa de amostra de solo tomada e água utilizada na dissolução);

$V_{EXTRATO}$ - volume de extrato utilizado, em mL.

Observações:

1. Sulfatos de sódio e de potássio, quando presentes em concentrações elevadas, também são precipitados por acetona. As concentrações máximas de sulfato de sódio e de potássio que podem ser toleradas devem estar entre 50 e 10 $mmol_c\ L^{-1}$, respectivamente.

2. Em uma relação solo:água de 1:5, a água irá dissolver aproximadamente 15 $mmol_c$ de gesso por 100 g de solo. Caso o conteúdo de gesso no solo alcance esse valor, a determinação deve ser repetida, usando um extrato mais diluído.

Considerações Finais

Os métodos apresentados são os mais utilizados no Brasil e no mundo, e cada um deles tem aspectos a serem aprofundados. No entanto, é apenas uma tentativa de compilar os métodos que sejam mais indicados para análises de solos afetados por sais, especificamente no Brasil, levantando as dificuldades de estabelecer quais os mais indicados.

Estudos que comparem métodos de extração de cátions, citados com os mais utilizados nos laboratórios de análises de solos do Brasil, podem esclarecer se realmente justifica-se o

uso de métodos diferenciados para solos com elevados teores de sais. Por outro lado, estudos de correlação e calibração entre a extração por diferentes extratores e espécies de plantas poderiam elucidar quais os que melhor estimam a capacidade das plantas de absorver nutrientes nesses solos. Até mesmo diferentes proporções de extratores e tempos de agitação poderiam ser testados, já que a força iônica da solução do solo interfere no equilíbrio de troca entre os íons e as cargas elétricas dos coloides, e a força iônica cresce em função do teor de sais. Por outro lado, os solos do semiárido do Brasil, onde mais se encontram problemas de salinidade e sodicidade, são muito diferenciados. E esta variação influi nas respostas aos métodos de análise química.

Assim, considera-se que este material deve ser revisado em breve, com pesquisas desenvolvidas em solos do Brasil e que venham a nortear os estudos de salinidade pelos mesmos métodos de análise, facilitando a comparação dos resultados.

Literatura Citada

Abrol, I. P.; Dahiya, I. S.; Bhumbla, D. R. On the method of determining gypsum requirement of soils. Soil Science, v.120, p.30-36, 1975.

Adriano, D. C.; Doner, H. E. Bromine, chlorine, and fluorine. In: Page, A. L. (ed.) Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties. Madison: Soil Science Society of America, 1982. p.449-483.

Baver, L. D.; Gardner, W. H.; Gardner, W. R. Soil physics. 4. ed. New York: Wiley, 1972. 498p.

Bladel, R. van; Frankart, R.; Gheyi, H. R. A comparison of three methods of determining the cation exchange capacity of calcareous soils. Geoderma, v.13, p.289-298, 1975.

Bower, C. A.; Huss, R. B. Rapid conductometric method for estimating gypsum in soils. Soil Science, v. 66, p.199–204, 1948.

Bower, C. A.; Wilcox, L. V. Soluble salts. In: Black, C. A. (ed.). Methods of soil analysis - Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.933-951.

Braga, J. M. Avaliação da fertilidade do solo (Análise química). v.2. Viçosa: Imprensa Universitária da Universidade Federal de Viçosa, 1980. 167p.

Bresler, E.; McNeal, B. L.; Carter, D. L. Saline and sodic soils. Berlin: Springer, 1982. 236p.

Calheiros, A. S.; Silva, J. P. S.; Oliveira, M. W.; Freire, M. B. G. S.; Freire, F. J. Nível crítico de fósforo por diferentes extratores químicos em Neossolo Flúvico alcalino cultivado com milho. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.7, p.590-596, 2012.

Chapman, H. D. Cation-exchange capacity. In: Black, C. A. (ed.). Methods of soil analysis - Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy, 1965a. p.891-901.

Chapman, H. D. Total exchangeable bases. In: Black, C. A. (ed.). Methods of soil analysis - Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy, 1965b. p.902-904.

Chauhan, C. P. S.; Chauhan, R. P. S. Contribution of soluble carbonate plus bicarbonate to the gypsum requirement of soil. Soil Science, v.137, p.149-151, 1984.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230p.

Evangelou, V. P. Environmental soil and water chemistry: Principles and applications. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 1998. 592p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Extent of salt-affected soils. http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/en/.com, 2016.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Extent and causes of salt-affected soils in participating countries. Global network on integrated soil management for sustainable use of salt-affected soils. FAO-AGL website, 2000.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Soil salinity assessment: Methods and interpretation of electrical conductivity measurements. Rome: FAO, 2002. 150p. FAO Irrigation and Drainage Paper 57

Farifteh, J. Imaging spectroscopy of salt-affected soils: Model-based integrated method. Utrecht: Utrecht University, 2007. 235p. PhD Thesis

Fernandes, J. G. Caracterização de águas e solos do Perímetro Irrigado Cachoeira II Serra Talhada/PE. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2008. 91p. Dissertação Mestrado

Freire, M. B. G. S.; Freire, F. J. Fertilidade do solo e seu manejo em solos afetados por sais. In: Novais, R. F.; Alvarez V., V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. (ed.) Fertilidade do solo. Viçosa: SBCS, 2007. 1017p.

Freire, M. B. G. S.; Ruiz, H. A.; Ribeiro, M. R.; Ferreira, P. A.; Alvarez V., V. H.; Freire, F. J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, p.45-52, 2003.

Hesse, P. R. A textbook of soil chemical analysis. New York: Chemical Publishing, 1972. 520p.

Jackson, M. L. Soil chemical analysis. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1958. 499p.

Jones, H. G. Plants and microclimate: A quantitative approach to environmental plant physiology. 2.ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1992. 85p.

Knudsen, D.; Peterson, G. A.; Pratt, P. F. Lithium, sodium, and potassium. In: Page, A. L. (ed.) Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties. Madison: Soil Science Society of America, 1982. p.225-246.

Kramer, P. J. Water relations of plants. New York: Academic Press, 1983. 489p.

Lima, C. J. G. S. Calibração e manejo de extratores providos de cápsulas porosas e transdutores de pressão para monitoramento de íons na fertirrigação. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2009. 110p. Dissertação Mestrado

Miranda, M. F. A. Diagnóstico e recuperação de solos afetados por sais em perímetro irrigado de Pernambuco. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2013. 102p. Tese Doutorado

Moraes, J. F. V.; Dynia, J. F. Uso de cápsulas porosas para extrair a solução do solo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.25, p.1523-1528, 1990.

Ohlweiler, O. A. Química analítica quantitativa. v. 3. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1976. 1039p.

Oliveira F. A.; Medeiros, J. F.; Duarte, S. N.; Silva Júnior, M. J.; Campelo, C. M. Calibração de extratores providos de cápsula porosa para monitoramento da salinidade e da concentração de íons. Engenharia Agrícola, v.31, p.520-528, 2011.

Olsen, S. R.; Sommers, L. E. Phosphorus. In: Page, A. L. (ed.) Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties. Madison: Soil Science Society of America, 1982. p.403-430.

Pansu, M.; Gautheyrou, J. Handbook of soil analysis: Mineralogical, organic and inorganic methods. Berlin: Springer-Verlag, 2006. 995p.

Pereira, F. A. M. Metodologias de análises químicas para solos afetados por sais no Nordeste. Areia: Universidade Federal da Paraíba, 1981. 71p. Dissertação Mestrado

Pérez-Alfonseca, F.; Albacete, A.; Ghanem, M. E.; Dodd, I. Hormonal regulation of source-sink relations to maintain crop productivity under salinity: A case study of root-to-shoot signaling in tomato. Functional Plant Biology, v.37, p.592-603, 2010.

Raij, B. van; Quaggio, J. A. Métodos de análise de solo para fins de fertilidade. Campinas: IAC, 1983. 3p. Boletim Técnico Instituto Agronômico de Campinas, n.81

Rhoades, J. D. Cation exchange capacity. In: Page, A. L. (ed.) Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties. Madison: Soil Science Society of America, 1982a. p.149-157.

Rhoades, J. D. Soluble salts. In: Page, A. L. (ed.) Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties. Madison: Soil Science Society of America, 1982b. p.167-179.

Rhoades, J. D.; Ingvalson, R. D. Macroscopic swelling and hydraulic conductivity properties of four vermiculitic soils. Soil Science Society of America Proceedings, v.33, p.364-368, 1969.

Ribeiro, M. R.; Freire, F. J.; Montenegro, A. A. Solos halomórficos no Brasil: Ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. In: Curi, N.; Marques, J. J.; Guilherme, L. R. G.; Lima, J. M.; Lopes, A. S.; Alvarez V., V. H. (ed.) Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003, v.3, p.165-208.

Rich. C. I. Elemental analysis by flame photometry. In: Black, C. A. (ed.). Methods of soil analysis - Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.849-865.

Rodrigues, C. R. F.; Silveira, J. A. G.; Silva, E. N.; Dutra, A. T. B.; Viégas, R. A. Transporte e distribuição de potássio atenuam os efeitos tóxicos do sódio em plantas jovens de pinhão-manso. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.36, p.223-232, 2012.

Schofield, R. K.; Taylor, A. W. A method for the measurement of the calcium deficit in saline soils. Journal of Soil Science, v.12, p.269-275, 1961.

Silva, E. F. F.; Anti, G. R.; Carmello, Q. A. C.; Duarte, S. N. Extratores de cápsulas porosas para o monitoramento da condutividade elétrica e do teor de potássio na solução de um solo. Scientia Agricola, v.57, p.785-789, 2000.

Silva, R. H.; Rosolem, C. A.; Wong, J. Liberação de cálcio e magnésio por cápsulas porosas de porcelana usadas na extração de solução do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.28, p.605-610, 2004.

Souza, E. R.; Melo, H. F.; Almeida, A, B. G.; Melo, D. V. M. Comparação de métodos de extração da solução do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, p.510-517, 2013.

Tan, K. H. Principles of soil chemistry. New York: Marcel Dekker, 1993. 362p.

Tan, K. H. Soil sampling, preparation, and analysis. New York: Marcel Dekker, 1996. 408p.

Thomas, G. W. Exchangeable cations. In: Page, A. L. (ed.) Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties. Madison: Soil Science Society of America, 1982. p.159-165.

US Salinity Laboratory. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: United States Department of Agriculture, 1954. 160p. Agriculture Handbook Nº. 60

Verheye, W. H.; Boyadgiev, T. G. Evaluating the land use potential of gypsiferous soils from field pedogenic characteristics. Soil Use and Management, v.13, p.97–103, 1997.

Vitti, G. C.; Holanda, J. S.; Cerqueira Luz, P. H.; Hernandez, F. B. T.; Boaretto, A. E.; Penteado, S. R. Fertirrigação: condições e manejo. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 21. Petrolina: EMBRAPA-CPATSA/SBCS, 1995. p.195-271.

Vogel, A. I. Análise química quantitativa. Traduzido por Horácio Macedo, Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1992. 712p.

Warric, A. W. Soil physics companion. Baton Rouge: CRC Press, p. 60-62, 2001.

Wear, J. I. Boron. In: Black, C. A. (ed.) Methods of soil analysis- Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.1059-1063.

Wicke, B.; Smeets, E.; Dornburg, V.; Vashev, B.; Gaiser, T.; Turkenburg, W.; Faaij, A. The global technical and economic potential of bioenergy from salt-affected soils. Energy & Environmental Science, v.4, p.2669–2681, 2011.

Apêndice 1. Fator de correção de CE para a temperatura padrão de 25°C

Temperatura °C	F_t	Temperatura °C	F_t	Temperatura °C	F_t
18,0	1,163	23,0	1,043	28,0	0,943
18,2	1,157	23,2	1,038	28,2	0,940
18,4	1,152	23,4	1,034	28,4	0,936
18,6	1,147	23,6	1,029	28,6	0,932
18,8	1,142	23,8	1,025	28,8	0,929
19,0	1,136	24,0	1,020	29,0	0,925
19,2	1,131	24,2	1,016	29,2	0,921
19,4	1,127	24,4	1,012	29,4	0,918
19,6	1,122	24,6	1,008	29,6	0,914
19,8	1,117	24,8	1,004	29,8	0,911
20,0	1,112	25,0	1,000	30,0	0,907
20,2	1,107	25,2	0,996	30,2	0,904
20,4	1,102	25,4	0,992	30,4	0,901
20,6	1,097	25,6	0,988	30,6	0,897
20,8	1,092	25,8	0,983	30,8	0,894
21,0	1,087	26,0	0,979	31,0	0,890
21,2	1,082	26,2	0,975	31,2	0,887
21,4	1,078	26,4	0,971	31,4	0,884
21,6	1,073	26,6	0,967	31,6	0,880
21,8	1,068	26,8	0,964	31,8	0,877
22,0	1,064	27,0	0,960	32,0	0,873
22,2	1,060	27,2	0,956	32,2	0,870
22,4	1,055	27,4	0,953	32,4	0,867
22,6	1,051	27,6	0,950	32,6	0,864
22,8	1,047	27,8	0,947	32,8	0,861

Fonte: US Salinity Laboratory (1954).

Apêndice 2. Massas atômicas relativas[1/]

Elemento	Símbolo	Nºatômico	Massa atômica[2/]	Elemento	Símbolo	Nº atômico	Massa atômica
Actínio	Ac	89	(227)	Laurêncio	Lr	103	(260)
Alumínio	Al	13	26,981539	Lítio	Li	3	6,941
Amerício	Am	95	(243)	Lutécio	Lu	71	174,967
Antimônio	Sb	51	121,75	Magnésio	Mg	12	24,3050
Argônio	Ar	18	39,948	Manganês	Mn	25	54,93805
Arsênio	As	33	74,92159	Mendelévio	Md	101	(258)
Astatínio	At	85	(210)	Mercúrio	Hg	80	200,59
Bário	Ba	56	137,327	Molibdênio	Mo	42	95,94
Berílio	Be	4	9,012182	Neodímio	Nd	60	144,24
Berquélio	Bk	97	(247)	Neônio	Ne	10	20,1797
Bismuto	Bi	83	208,98037	Netúnio	Np	93	(237)
Boro	B	5	10,811	Nióbio	Nb	41	92,90638
Bromo	Br	35	79,904	Níquel	Ni	28	58,69
Cádmio	Cd	48	112,411	Nitrogênio	N	7	14,00674
Cálcio	Ca	20	40,078	Nobélio	No	102	(255)
Califórnio	Cf	98	(251)	Ósmio	Os	76	190,20
Carbono	C	6	12,011	Ouro	Au	79	196,96654
Cério	Ce	58	140,115	Oxigênio	O	8	15,9994
Césio	Cs	55	132,90543	Paládio	Pd	46	106,42
Chumbo	Pb	82	207,20	Platina	Pt	78	195,08
Cloro	Cl	17	35,4527	Plutônio	Pu	94	(244)
Cobalto	Co	27	58,93320	Polônio	Po	84	(209)
Cobre	Cu	29	63,546	Potássio	K	19	39,0983
Criptônio	Kr	36	83,80	Praseodímio	Pr	59	140,90765
Crômio	Cr	24	51,9961	Prata	Ag	47	107,8682
Cúrio	Cm	96	(247)	Promécio	Pm	61	(145)
Disprósio	Dy	66	162,50	Protactínio	Pa	91	231,035
Einstênio	Es	99	(254)	Rádio	Ra	88	226,0254
Enxofre	S	16	32,066	Radônio	Rn	86	(222)
Érbio	Er	68	167,26	Rênio	Re	75	186,207
Escândio	Sc	21	44,955910	Ródio	Rh	45	102,90550

Continua na próxima página

Continuação do Apêndice 2

Elemento	Símbolo	Nºatômico	Massa atômica2/	Elemento	Símbolo	Nº atômico	Massa atômica
Estanho	Sn	50	118,710	Rubídio	Rb	37	85,4678
Estrôncio	Sr	38	87,62	Rutênio	Ru	44	101,07
Európio	Eu	63	151,965	Samário	Sm	62	150,36
Férmio	Fm	100	(257)	Selênio	Se	34	78,96
Ferro	Fe	26	55,847	Silício	Si	14	28,0855
Flúor	F	9	18,9984032	Sódio	Na	11	22,989768
Fósforo	P	15	30,973762	Tálio	Tl	81	204,3833
Frâncio	Fr	87	(223)	Tântalo	Ta	73	180,9479
Gadolínio	Gd	64	157,25	Tecnécio	Tc	43	(97)
Gálio	Ga	31	69,723	Telúrio	Te	52	127,60
Germânio	Ge	32	72,61	Térbio	Tb	65	158,92534
Háfnio	Hf	72	178,49	Titânio	Ti	22	47,88
Hélio	He	2	4,002602	Tório	Th	90	232,0381
Hidrogênio	H	1	1,00794	Túlio	Tm	69	168,93421
Hólmio	Ho	67	164,93032	Tungstênio	W	74	183,85
Índio	In	49	114,82	Urânio	U	92	238,0289
Iodo	I	53	126,90447	Vanádio	V	23	50,9415
Irídio	Ir	77	192,22	Xenônio	Xe	54	131,29
Itérbio	Yb	70	173,04	Zinco	Zn	30	65,38
Ítrio	Y	39	88,90585	Zircônio	Zr	40	91,224
Lantânio	La	57	138,9055				

1/ - Este quadro tem como referência a massa atômica relativa $A_r(^{12}C) = 12$; 2/ - Os valores entre parênteses se referem ao isótopo de meia-vida mais longa dos elementos radioativos atualmente conhecidos.
Fonte: Vogel (1992), conforme relatório da Comissão de Massas Atômicas Relativas.

Apêndice 3. Pureza, densidade e volume necessário para preparar 1L de uma solução 1 mol L^{-1} de alguns reagentes utilizados em laboratórios de análises químicas

Reagente	Valores aproximados		Volume aproximado para preparar 1 L de uma solução 1 mol L^{-1}
	Densidade	Pureza	
	g cm^{-3}	%	mL
Ácido clorídrico	1,18	35	89
Ácido nítrico	1,42	70	63
Ácido sulfúrico	1,84	96	56
Ácido perclórico	1,66	70	86
Ácido fluorídrico	1,15	46	38
Ácido fosfórico	1,69	85	69
Ácido acético	1,05	99,5	58
Hidróxido de amônio	0,90	25	67

Fonte: Vogel (1992).

Apêndice 4. Concentração, densidade e quantidade necessária para preparar 1 L de uma solução saturada de alguns reagentes utilizados em laboratórios de análises químicas

Reagente	Densidade g cm^{-3}	Concentração da solução saturada - mol L^{-1}	Quantidade necessária para preparar 1L de uma solução saturada a 20 ºC - g
Acetato de cálcio	1,205	5,67	465
Carbonato de sódio	1,178	1,97	209
Cloreto de amônio	1,075	5,44	291
Cloreto de bário	1,290	1,63	398
Cloreto de potássio	1,174	4,00	298
Cloreto de sódio	1,197	5,40	316
Cromato de potássio	1,396	3,00	583
Dicromato de potássio	1,077	0,39	115
Hidróxido de bário	1,037	0,228	39
Hidróxido de cálcio	1,000	0,022	1,6
Hidróxido de potássio	1,540	14,50	813
Hidróxido de sódio	1,539	20,07	803
Nitrato de amônio	1,312	10,80	863
Oxalato de amônio	1,030	0,295	48
Sulfato de amônio	1,243	4,06	535

Fonte: Adaptado de Vogel (1992).

Parte II
Tolerância das plantas à salinidade

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

11 Efeitos dos sais na planta e tolerância das culturas à salinidade

Nildo da S. Dias[1], Flávio F. Blanco[2], Edivan R. de Souza[3], Jorge F. da S. Ferreira[4], Osvaldo N. de Sousa Neto[1] & Ítalo S. R. de Queiroz[1]

[1] Universidade Federal Rural do Semi-Árido
[2] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Meio Norte
[3] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[4] United States Salinity Laboratory

Introdução

A agricultura está enfrentando um grande problema em todo o mundo com a escassez de recursos hídricos de boa qualidade, levando muitos produtores a utilizar água de qualidade não convencional para a irrigação das culturas como, por exemplo, as águas salinas de poços e de drenagem agrícola, a água residual de esgoto doméstico tratado e a salmoura de estações de tratamentos de águas salobras.

O uso de águas salinas para a irrigação constitui um sério problema para a agricultura, pois limita a produção agrícola e reduz a produtividade das culturas a níveis antieconômicos, especialmente em regiões áridas e semiáridas. Por esta razão, a salinidade tem sido considerada como um dos fatores mais importantes da água de irrigação.

A irrigação com água salina, na maioria das vezes, resulta em efeito adverso nas relações solo-água-planta, ocasionando restrição severa nas atividades fisiológicas e no potencial produtivo das plantas cultivadas. Em condições de altos níveis de sais solúveis na solução do solo, o crescimento, a expansão da superfície foliar e o metabolismo do carbono primário de muitas culturas são afetados negativamente devido ao efeito osmótico, déficit hídrico, toxicidade de íons e desequilíbrio nutricional.

O sucesso do uso de água salina para irrigação das culturas agrícolas requer práticas de manejo adequadas como, a seleção de culturas tolerantes à salinidade e a adoção de estratégias de aplicação de água que evitem o acúmulo de sais no solo e/ou mantenha a concentração de sais na zona radicular abaixo da tolerada pela cultura explorada.

Vários estudos indicam que, a sensibilidade e a tolerância das culturas aos efeitos da salinidade podem variar entre espécies e cultivares de uma mesma espécie e, também dependem das condições climáticas da região, do tipo de solo, do método de irrigação, do estádio de desenvolvimento das plantas etc.

A compreensão dos efeitos adversos dos sais nas relações solo-água-planta, bem como a interpretação e a análise dos limites de tolerâncias das plantas à salinidade, em determinadas condições edafoclimáticas, são fundamentais na escolha adequada das práticas de manejo a serem utilizadas quando se dispõe de água salina para a irrigação a fim de evitar a salinização das áreas e garantir produção comercial dos cultivos.

Deste modo, este capítulo trata dos efeitos dos sais na planta e, principalmente, dos limites de tolerâncias das culturas à salinidade da água e do solo com o objetivo de selecionar espécies sensíveis e tolerantes aos efeitos dos sais como principal prática de manejo das águas salinas.

Efeitos dos Sais na Planta

Efeito osmótico

As plantas retiram a água do solo quando as forças de embebição dos tecidos das raízes são superiores às forças com que a água é retida na matriz do solo, ou seja, a manutenção de um gradiente de potencial hídrico favorável à entrada de água nas células das raízes. Em solos salinos, os sais solúveis na solução do solo aumentam as forças de retenção de água devido ao efeito osmótico, ocorrendo assim redução

na absorção de água pela planta. O aumento da pressão osmótica (PO), causado pelo excesso de sais solúveis, poderá atingir um nível em que as plantas não terão forças de sucção suficiente para superar essa PO e, em consequência, a planta não irá absorver água, mesmo em solo úmido.

Dependendo do grau de salinidade, em vez de absorver, a planta poderá até perder a água que se encontra em suas células e tecidos. Isso resulta no fenômeno denominado plasmólise e ocorre quando uma solução altamente concentrada entra em contato com a célula vegetal. O fenômeno é devido ao movimento osmótico da água, que passa das células para a solução mais concentrada (Figura 1). É importante ressaltar que a plasmólise se torna evidente quando a salinidade é muito elevada em relação à capacidade de tolerância da planta ou quando as raízes são expostas a um choque osmótico. Nas demais situações, a planta tende a se ajustar osmoticamente, mantendo o gradiente de potencial hídrico e a hidratação de seus tecidos.

O termo déficit de pressão de difusão (DPD) da água em uma célula ou solução, introduzido por Meyer em 1939 (Kramer, 1983), é a quantidade pela qual a pressão de difusão da água é menor do que a da água pura na mesma temperatura e pressão atmosférica. O DPD de uma célula pode também ser considerado como uma medida de pressão com a qual a água vai penetrar uma célula quando esta é imersa em água pura (Figura 1). A equação do DPD é:

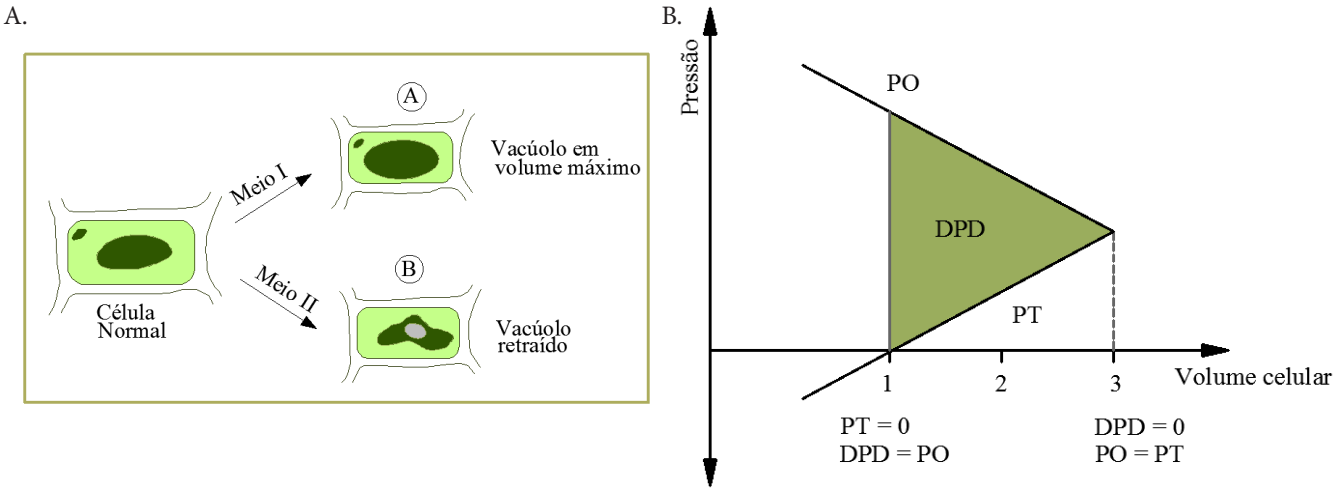
$$DPD = PO - PT \quad (1)$$

em que:

PO - pressão osmótica do conteúdo celular; e,
PT - pressão de turgescência celular.

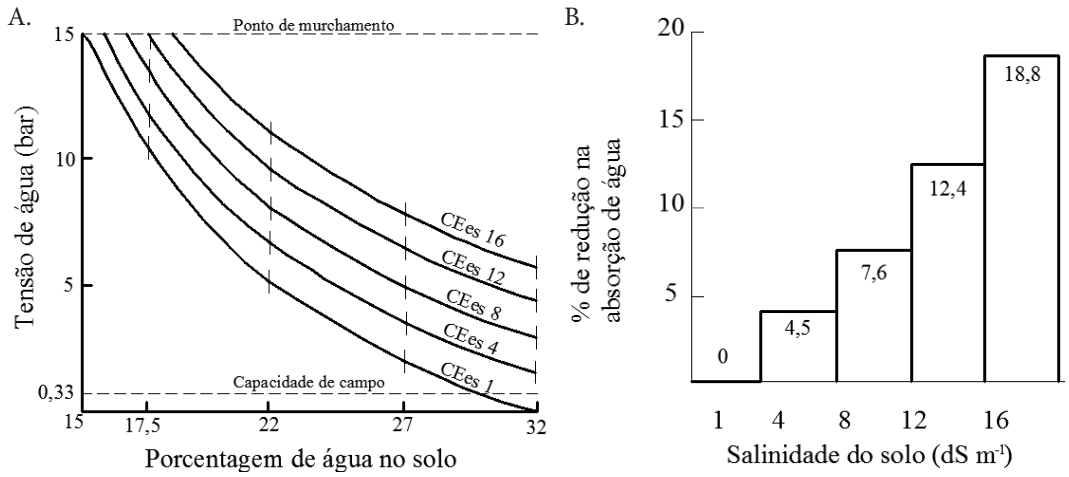
A Figura 2 mostra a curva de retenção de água de um solo franco-argiloso para vários níveis de salinidade. Observa-se que a disponibilidade de água para a cultura é reduzida à medida em que a salinidade do solo aumenta, o que resulta na redução da absorção de água pelas plantas.

O potencial osmótico de um solo pode ser estimado por meios da Condutividade Elétrica (CE), a partir da equação:



Fonte: Kramer (1983)

Figura 1. Célula normal, túrgida e plamolizada (A) devido aos efeitos dos sais e diagrama mostrando as variações de volume de uma célula vegetal colocada em diferentes meios. Em 1 a célula está plasmolizada em 3 está turgida (B)



Fonte: Ayres & Westcot (1999)

Figura 2. Curvas de retenção de água de um solo franco-argiloso para vários níveis de salinidade do solo (A) e percentual de redução na absorção de água em função do aumento da salinidade do solo (B). CE_{es} = condutividade elétrica do extrato de saturação

$$\psi_s \cong -36 \times CE \quad (2)$$

em que:

ψ_s - potencial osmótico, kPa; e,

CE - condutividade elétrica, dS m^{-1}.

Assim, o potencial total com que a água é retida em um solo salino, pode ser expresso por:

$$\psi_T = \psi_m + \psi_s \quad (3)$$

em que:

ψ_T - potencial total de retenção de água no solo, kPa;

ψ_m - potencial matricial do solo, kPa; e,

ψ_s - potencial osmótico da solução do solo, kPa.

Devido à baixa concentração de sais solúveis, o potencial osmótico em solos não salinos é considerado desprezível ($\psi_s = 0$); logo, a água deste solo está disponível a uma faixa de potencial matricial de -33 e de -1500 kPa em condições de capacidade de campo e ponto de murcha permanente, respectivamente. Porém, a presença de sais faz com que essa faixa de disponibilidade seja diminuída, em razão da redução do potencial total pois, neste caso, considera-se o potencial osmótico ($\psi_s < 0$).

Com base na Eq. 2, pode-se determinar a contribuição do potencial osmótico em relação ao potencial total de um solo salino de textura média, em condições de umidade à capacidade de campo e ponto de murcha permanente.

Considerando-se a salinidade do extrato de saturação (CE_{es}) igual a 10 dS m^{-1} e que um solo de textura média tem, normalmente, a umidade à capacidade de campo e ponto de murcha, respectivamente, igual à metade e a um quarto da condição de saturação, ou seja:

$$\theta_S = 2\theta_{CC} = 4\theta_{PM} \quad (4)$$

em que:

θ_S - umidade do solo nas condições de saturação, em $cm^3\ cm^{-3}$; e,

θ_{CC} e θ_{PM} - umidade do solo à capacidade de campo e ponto de murcha permanente, em $cm^3\ cm^{-3}$.

Então, a condutividade elétrica do solo, em dS m^{-1}, à capacidade de campo (CE_{CC}) é obtida considerando-se que a solução salina se concentra no solo duas vezes, mediante a Eq. 5:

$$CE_{cc} = 2 \times CE_{es} \quad (5)$$

O potencial osmótico deste solo à capacidade de campo é obtido pela Eq. 2:

$$CE_{cc} = 2 \times 10 = 20\ dS\ m^{-1}$$

E o potencial total com que a água é retida no solo à capacidade de campo, é obtido substituindo-se os valores do "ψ_m" e "ψ_s" na Eq. 3:

$$\psi_T = -33 - 720 = -753\ kPa$$

Logo, a contribuição relativa do ψ_s para a redução do potencial total da água do solo à capacidade de campo é obtida mediante a relação percentual entre o potencial osmótico e o potencial total, ou seja:

$$\%\psi_s = \left(\frac{-720}{-753}\right) \times 100 = 96\%\ \text{do potencial total} \quad (6)$$

De acordo com a Eq. 4, a condutividade elétrica em condições de murcha permanente (CE_{PM}) é obtida, considerando-se que a solução salina é quatro vezes mais concentrada no solo, conforme indicado abaixo:

$$CE_{PM} = 4 \times 10 = 40\ dS\ m^{-1}$$

Assim, o potencial osmótico deste solo no ponto de murcha é obtido de acordo com a Eq. 2:

$$\psi_s = -36 \times 40 = -1440\ kPa$$

O potencial total com que a água é retida no solo em ponto de murcha é obtido, substituindo-se os valores do "ψ_m" e "PO" na Eq. 3:

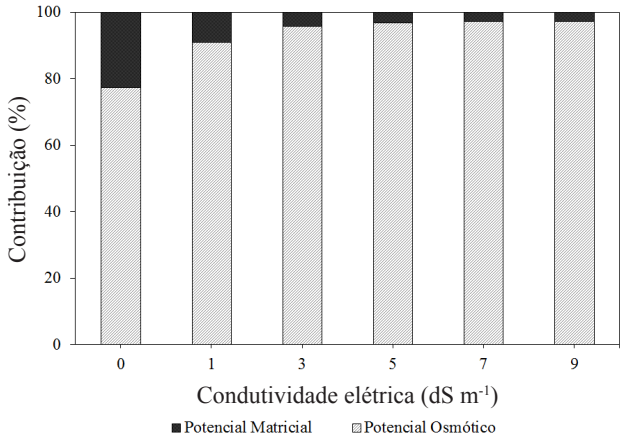
$$\psi_T = -1500 - 1440 = -2940\ kPa$$

Finalmente, a contribuição relativa do ψ_s na redução do potencial total na condição de murcha permanente é obtida mediante a relação percentual entre o potencial osmótico e o potencial total:

$$\%\psi_s = \left(\frac{-1440}{-2940}\right) \times 100 = 49\%\ \text{do potencial total}$$

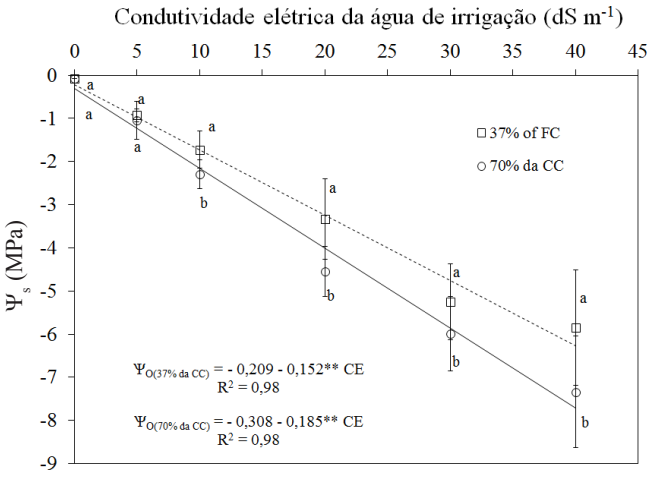
Os cálculos anteriores mostram que a tensão total com que a água é retida no solo à capacidade de campo e ponto de murcha é, respectivamente, 753 e 2940 kPa. É obvio que a contribuição relativa do ψ_s é maior quando o solo se encontra à capacidade de campo e a mesma é aumentada a cada elevação da CE_{es}, conforme ilustra a Figura 3.

A dificuldade de absorção de água pelas plantas resulta em baixo crescimento vegetativo e, consequentemente, menor índice de produtividade. Um experimento desenvolvido por Duarte & Souza (2016) com a cultura do pimentão em condições protegidas sob diferente níveis de salinidade da água de irrigação, evidenciou que a menor diferença de potencial total entre a planta e o solo (CE < 1 dS m^{-1}) proporcionou o maior consumo hídrico das plantas e, isto



Fonte: Adaptado de Duarte & Souza (2016)

Figura 3. Contribuição relativa dos potenciais matricial e osmóticos para o potencial total do solo em função da condutividade elétrica da água de irrigação (CE_a)



Fonte: Melo (2014)

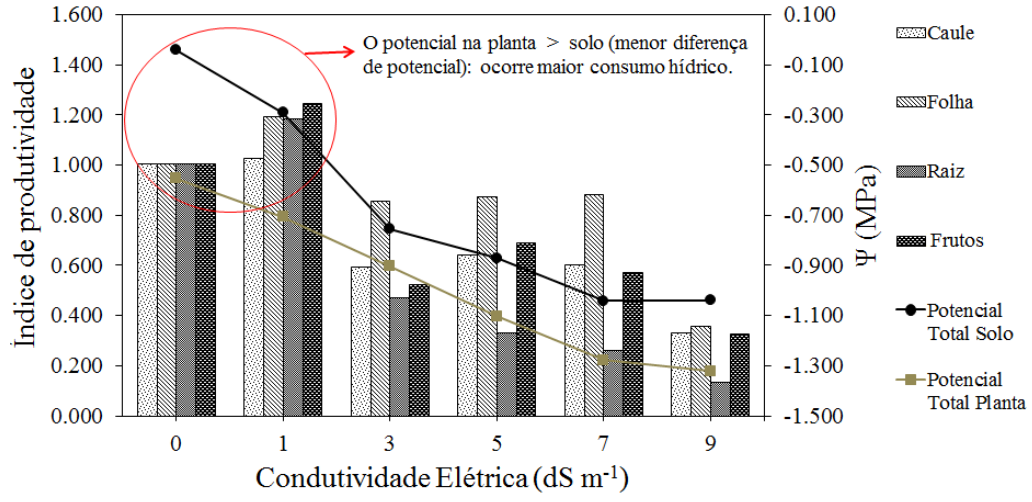
Figura 5. Relação entre o potencial osmótico foliar de plantas de *Atriplex nummularia* e a condutividade elétrica da água de irrigação para as umidades de 70 e 37% da capacidade de campo de um Neossolo Flúvico. Letras diferentes indicam diferença significativa ($P \leq 0.05$) dentro de cada nível de salinidade

foi associado aos melhores índices de produtividade (massa seca de caule, folha, raiz e fruto), sendo estes reduzidos com o incremento da CE da água de irrigação (Figura 4).

Melo (2014) estudou os efeitos de diferentes valores de CE da água de irrigação em um Neossolo Flúvico cultivado com a halófita *Atriplex nummularia* (Amaranthaceae) sob dois regimes hídricos do solo (70 e 37% da capacidade de campo) e, encontrou efeito linear decrescente do potencial osmótico do solo em função do incremento da salinidade da água de irrigação e, que este depende da disponibilidade hídrica do solo apenas nos níveis de CE mais altos (10 a 40 dS m^{-1}). Por exemplo, a irrigação com água de CE = 40 dS m^{-1}, foram registrados valores de potencial osmótico aproximadamente iguais a -6 e -7 MPa para uma umidade do solo de 37 e 70% da capacidade de campo, respectivamente; enquanto que para a irrigação com água de 1 dS m^{-1}, não se observou diferença significativa do potencial osmótico entre os dois regimes hídricos estudados (Figura 5).

Oliveira et al. (2016) encontraram reduções dos potenciais osmótico e total com o incremento da salinidade da água de irrigação em plantas de feijoeiro. As plantas irrigadas com a água de menor salinidade (0,5 dS m^{-1}) apresentou o maior valor de potencial osmótico (-0,58 MPa), enquanto que no tratamento de maior salinidade (12,5 dS m^{-1}), o valor do potencial osmótico encontrado foi de -1,24 MPa, ocasionando uma redução de 113% (Figura 6).

Oliveira et al. (2016) apresentaram os potenciais totais de água no sistema solo-planta-atmosfera sob condição de irrigação com água de diferentes condutividades elétricas em cultivo de feijão (Figura 7). Neste estudo verificou-se que, as diferenças entre os potenciais hídricos da planta de feijão e do solo variaram em função da salinidade da água de irrigação, sendo registradas diferenças de -0,04 e -0,21 atm. para o tratamento testemunha (0 dS m^{-1}) e maior nível de



Fonte: Duarte & Souza (2016)

Figura 4. Índice de produtividade do pimentão (massa seca de caule, folha, raiz e fruto) em função da salinidade da água de irrigação (CE_a) relacionada à diferença de potencial total no solo e na planta

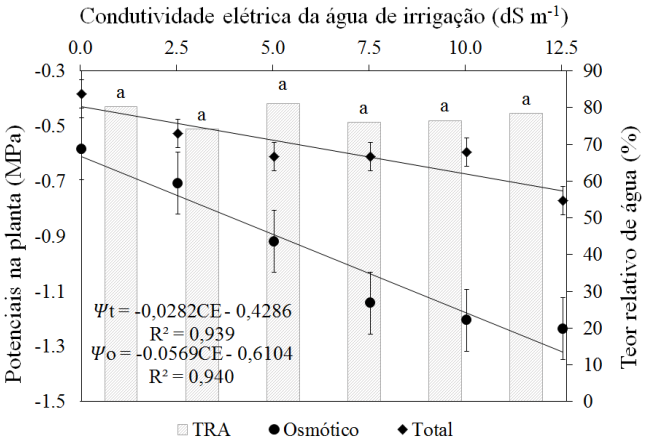


Figura 6. Teor relativo de água (TRA) com o teste de média, potencial osmótico e potencial hídrico com seus respectivos erros padrões na folha do feijoeiro em função da condutividade elétrica da água de irrigação (CE) aos 35 dias após o plantio, determinado na madrugada

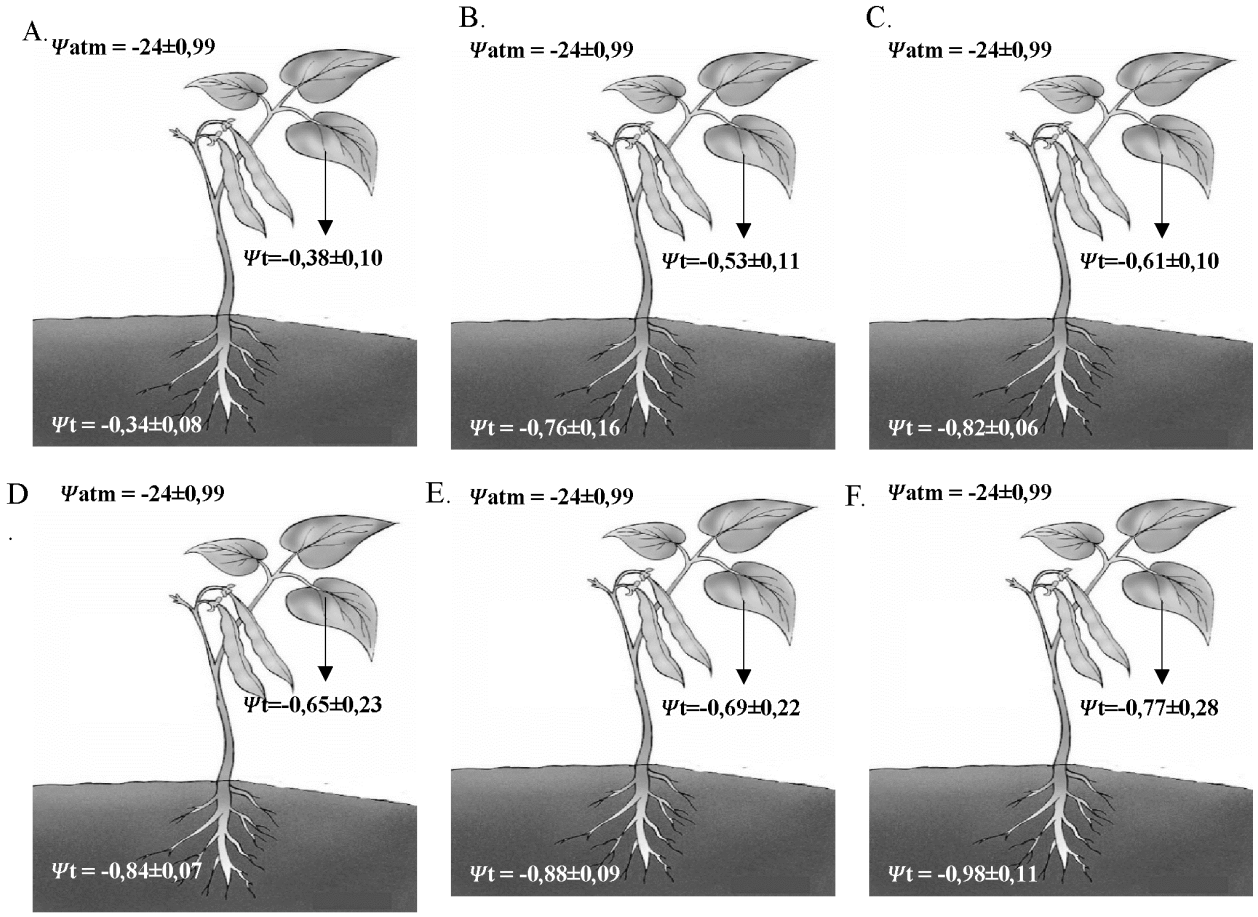
salinidade da água irrigação (12,5 dS m^{-1}). Estes resultados comprovam que, níveis elevados de sais na água de irrigação causam menor diferença de potencial hídrico entre o solo e a planta e, portanto, aumenta a dificuldade de absorção de água pelas raízes.

Toxidez de íons específicos

A presença de íons na água de irrigação pode causar problemas de fitotoxicidade (toxicidade direta para vários processos fisiológicos da planta ou desequilíbrios nutricionais) com diferentes níveis de tolerância entre as espécies de plantas.

Problemas de toxicidade surgem quando os íons na água de irrigação ou no solo se acumulam excessivamente no tecido da planta de tal forma que causam reduções no rendimento, independentemente da concentração total de sais. Este excesso, a princípio, promove um desbalanceamento osmótico celular e, posteriormente, uma toxidez iônica que causa danos ao citoplasma, resultando em danos visíveis principalmente na bordadura e no ápice das folhas mais velhas onde o acúmulo é maior. Nesta bordadura, devido à perda de água por transpiração, o acúmulo do sal translocado do solo torna-se excessivo para a folha levando aos sintomas visíveis de toxidez salina (Figura 8).

Os danos podem reduzir significativamente os rendimentos e sua magnitude depende do tempo, da concentração de íons, da tolerância das plantas e do uso da água pelas culturas. Os problemas de toxidez frequentemente



Fonte: Oliveira et al. (2016)

Figura 7. Potenciais hídricos (MPa) no sistema solo-planta-atmosfera em cultivo de feijão-caupi irrigado com água salina aos 35 dias após o plantio, determinados na madrugada, para os níveis de salinidade da água de irrigação 0 (A); 2,5 (B); 5,0 (C); 7,5 (D); 10,0 (E) e 12,5 (F) dS m^{-1}



Figura 8. Sintomas de toxidez de cloro em folhas maduras do morangueiro (*Fragaria* sp.) irrigado com água de CE_a = 2.5 dS m^{-1} durante o ciclo de desenvolvimento e produção em Riverside, Califórnia, USA

acompanham ou complicam os de salinidade ou permeabilidade, podendo surgir mesmo em baixa salinidade do solo. Os sintomas de toxicidade manifestam-se de uma forma típica para cada elemento e podem aparecer em qualquer cultura se as concentrações de sais nos tecidos são suficientemente altas ou acima dos seus níveis de tolerância. Normalmente, a toxicidade é provocada pelos íons cloreto, sódio e boro; entretanto, muitos outros oligoelementos são tóxicos às plantas, mesmo em pequenas concentrações.

A absorção foliar acelera a velocidade de acumulação de sais dos íons tóxicos na planta sendo, muitas vezes, a fonte principal da toxicidade. Os íons, sódio e cloreto podem, também, ser absorvidos via foliar, quando se molham durante a irrigação por aspersão e, sobretudo, durante períodos de altas temperaturas e baixa umidade.

Sódio

O elevado teor de sódio (Na) preocupa os produtores, uma vez que pode contribuir para problemas de salinidade, interferir na disponibilidade de nutrientes e causar queimaduras foliares (De Pascale et al., 2013). Quando absorvido e acumulado em grandes quantidades na planta, o Na se torna altamente tóxico em níveis fisiológicos diferenciados. Em geral, os danos fisiológicos causados pela toxidez de Na incluem deficiência dos nutrientes como K e Ca, desenvolvimento de estresse hídrico e indução de danos celulares resultantes do desbalanço do sistema de oxi-redução, resultando na produção excessiva de espécies reativas de oxigênio.

Os sintomas de toxicidade de sódio aparecem em forma de queimaduras ou necrose, ao longo das bordas. As concentrações de sódio nas folhas alcançam níveis tóxicos após vários dias ou semanas e os sintomas aparecem, de início, nas folhas mais velhas e em suas bordas e, a medida que o problema se intensifica, a necrose se espalha progressivamente na área internerval, até o centro das folhas.

A toxicidade ao sódio é diagnosticada pelo teor de sódio na água ou percentagem de sódio trocável (PST) no solo. A Tabela 1 classifica a tolerância de várias culturas ao Na, utilizando-se três níveis de PST.

Cloreto

O cloreto elevado é frequentemente associado a uma concentração elevada de sódio. O Cl^- não é absorvido

Tabela 1. Tolerância relativa das culturas* ao sódio trocável (Ayers; Westcot, 1999)

Sensíveis (PST < 15)	Semi-tolerantes (PST de 15 a 40)	Tolerantes (PST > 40)
Caupi	Trigo	Capim de Rhodes
Grão de bico	Tomate	Capim Angola
Amendoim	Espinafre	Algodão
Lentilha	Sorgo	Capim bermuda
Tangerina	Centeio	Beterraba açucareira
Pêssego	Arroz	Beterraba
Laranja	Rabanete	Cevada
Pomelo (grapefruit)	Cebola	Alfafa
Ervilha	Aveia	
Milho	Mostarda	
Algodão (germinação)	Trevo	
Feijão	Cana-de-açúcar	
Noz	Milheto	
Frutas caducifólias	Alface	
Abacate	Fetusca	
	Cenoura	

* Listada em ordem crescente de tolerância

facilmente pelas partículas de solo, mas move-se facilmente com a água, a partir da qual é absorvido pelas raízes, acumulando-se nas folhas. Em concentrações elevadas, pode interferir com a absorção de nitratos e o transporte de ácidos orgânicos dentro e entre as células.

Os sintomas de toxicidade do cloreto aparecem como queima do tecido foliar (começando nas pontas e continuando ao longo das bordas), escurecimento, amarelamento prematuro e queda de folhas (Tabela 2).

A sensibilidade das culturas a este íon é bastante variável como, por exemplo, as frutíferas que começam a mostrar sintomas de danos a concentrações acima de 3 g kg^{-1} de cloreto, as espécies tolerantes podem acumular até 40 a 50 g kg^{-1} de cloreto sem manifestar qualquer sintoma de toxicidade. A Tabela 3 apresenta os valores de tolerância ao cloreto para algumas culturas, medidos no extrato de saturação e na água de irrigação. É recomendável manter baixos os níveis de salinidade no solo durante o plantio e lembrar que os dados da Tabela 3 foram obtidos de parcelas com culturas irrigadas por superfície. Por esta razão, é necessário considerar-se que a irrigação por aspersão pode causar queimaduras nas folhas a níveis de cloreto inferiores aos indicados, pois as folhas também absorvem os sais.

Tabela 2. Níveis de tolerância das culturas ao cloreto na água de irrigação (Maas, 1990)*

Teor de cloreto		Interpretação
(meq L^{-1})	(ppm)	
< 2,0	< 70	Sem riscos para todas as plantas
2,1-4,0	71-140	As plantas sensíveis apresentam injúrias ligeiras a moderados.
4,1-10,0	141-350	As plantas moderadamente tolerantes apresentam injurias ligeiras a consideráveis
> 10,0	> 350	Problemas severos de toxidez

* A maiorias das culturas anuais e as perenes de curta duração são moderadamente a altamente tolerantes aos cloretos. Os agricultores podem confiar no índice de risco de salinidade para avaliar os problemas de utilização da água de irrigação. Árvores, parreiras e plantas ornamentais lenhosas são sensíveis ao cloreto.

Tabela 3. Tolerância das plantas ao cloreto, medidas no extrato de saturação do solo da zona radicular e na água de irrigação (Ayers & Westcot, 1999)

Planta	Porta-enxerto ou variedade	Nível máximo permissível de cloretos (mmol$_c$ L^{-1})	
		Zona radicular (Cl_{es})	Água de irrigação (Cl_a)*
Citros	Tangerina Cleópatra	25,0	16,6
Citros	Limão e laranja azeda	15,0	10,0
Citros	Laranja doce e citrange	10,0	6,7
Prunus spp.	Marianna	25,0	17,0
Prunus spp.	Lovell e Shalil	10,0	6,7
Prunus spp.	Yunnan	7,5	5,0
Abacate	West Indian	7,5	5,0
Abacate	Mexican	5,0	3,3
Videira	Thompson Seedless	20,0	13,3
Videira	Cardinal e Black Rose	10,0	6,7
Rubus spp.	Boysenberry	10,0	6,7
Rubus spp.	Olallie Blackberry	10,0	6,7
Rubus spp.	India SummerRaspberry	5,0	3,3
Morangueiro	Lassen	7,5	5,0
Morangueiro	Shasta	5,0	3,3

* Valores máximos aplicáveis apenas para culturas irrigadas por superfície. Para culturas irrigadas por aspersão a queimadura das folhas pode ocorrer a níveis inferiores a esses.

Boro

O boro é um elemento essencial à nutrição mineral das plantas; este é absorvido pelas raízes na forma de ácido bórico neutro ($B[OH]_3$) e como borato ($B[OH]_4^-$). O boro atua na síntese e estrutura da parece celular e, ainda sobre complexos estáveis da membrana plasmática e, consequentemente, está envolvido na germinação de pólen e alongamento de tubo polínico (Brown et al., 2002).

Embora, o boro seja essencial para o desenvolvimento das plantas, ele pode ser tóxico mesmo a concentrações muito baixas. De um modo geral, as concentrações tóxicas de boro são quase exclusivamente encontradas nos solos das zonas áridas, nas águas de poço e de nascente de regiões geotérmica e vulcânica, enquanto a maior parte das águas superficiais contém níveis aceitáveis de boro.

Quantidades significativas de boro podem ser encontradas na água de irrigação devido à eliminação deste íon em aparelhos de purificação de águas residenciais, uma vez que este elemento está contido em detergentes domésticos sob a forma de perborato de sódio. Os níveis de 0,2-0,5 mg L^{-1} são considerados normais na água de irrigação. Contudo, níveis acima de 0,3 mg L^{-1} podem ser prejudiciais às culturas sensíveis. A água de irrigação com um teor de boro superior a 4,0 mg L^{-1} é inadequada para quase todas as culturas.

Os efeitos tóxicos do boro inicialmente aparecem em folhas velhas na forma de amarelamento, manchas cloróticas ou tecido seco na ponta e bordas da folha. A idade da planta também influência a susceptibilidade ou na extensão do problema. Os problemas de toxicidade ocorrem, com maior frequência, por causa da concentração de boro na água e não no solo. Na medida em que o boro se acumula, os sintomas se estendem pelas áreas internervurais até o centro das folhas (Figura 9). Em alguns casos, os sintomas se manifestam mediante exudação gomosa nos ramos e no tronco como, por exemplo, na amendoeira.

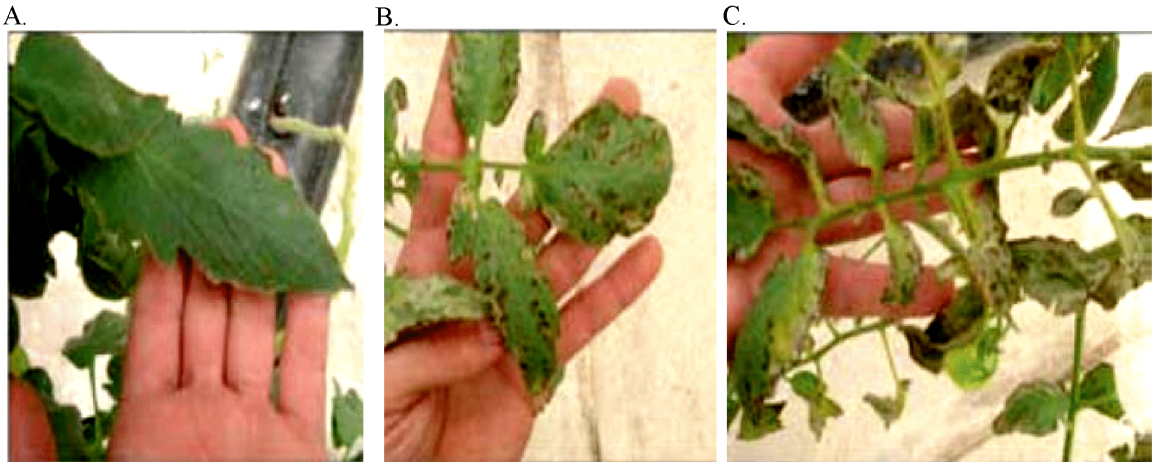
As mudas são geralmente mais suscetíveis que as plantas maduras da mesma espécie (Tabela 4). As estratégias de manejo para minimizar os problemas de boro quando a fonte de água é alta incluem eliminação de boro das fontes de fertilizantes, o aumento do pH do meio e do nível de cálcio (Tabela 5).

Na maioria das culturas, os sintomas de toxicidade de boro aparecem quando a concentração supera 250 a 300 mg kg^{-1}

Tabela 4. Riscos de toxidez de boro na água de irrigação (Maas, 1990)

Concentração (mg L^{-1})	Interpretação*
< 0,5	Bom para todas as plantas
0,5 a 1,0	Danos ocorrem nas folhas de plantas sensíveis sem alterar a produção
1,0 a 2,0	Tolerado por semi-tolerantes, mas reduz a produção de plantas sensíveis
2,0 a 4,0	Somente plantas tolerantes produzem satisfatoriamente
> 4,0	Danos em quase todas as plantas

* As plantas cultivadas em solo rico em calcário podem tolerar mais boro do que as cultivadas em solos não-calcário.



Fonte: Albornoz et al. (2007)

Figura 9. Sintomas visuais de toxicidade ao boro na água de irrigação em tomateiro: Leve (A), moderato-alto (B) e grave (C)

Tabela 5. Limites permissíveis de boro na água de irrigação (Maas, 1990)*

Classes de água	Grupo de culturas		
	Sensível	Semi-tolerante	Tolerante
Excelente	< 0,33	< 0,67	<1,0
Bom	0,33 – 0,67	0,67 – 1,33	1,0 – 2,00
Permissível	0,67 – 1,00	1,33 – 2,00	2,0 – 3,00
Duvidoso	1,00 – 1,25	2,00 – 2,50	3,0 – 3,75
Inadequado	> 1,25	> 2,5	>3,75

* Limites permissíveis de boro (ppm)

de matéria seca. Por outro lado, o Boro pode ser lixiviado das folhas pelas chuvas e o seu principal mecanismo de detoxificação é a complexação com açúcares.

Desequilíbrio nutricional das plantas

Dentre os fatores estudados para caracterizar os efeitos dos sais na planta, uma grande atenção deve ser dada ao desequilíbrio nutricional. Vários estudos têm associado os efeitos da salinidade sob o desequilíbrio nutricional e as interações iônicas no tecido vegetal.

De acordo com Yoshida (2002), o aumento de NaCl na solução do solo prejudica a absorção radicular de nutrientes, principalmente de K e Ca, interferindo nas funções fisiológicas da planta. Então, a habilidade dos genótipos em manter altos teores de K e Ca e baixos níveis de Na no tecido vegetal é o mecanismos que contribui para expressar a tolerância das plantas à salinidade. Na maioria dos casos, genótipos tolerantes à salinidade são capazes de manter altas relações K/Na nos tecidos (Zeng et al., 2003). Pelo aumento da absorção de K e consequente redução da absorção de Na, o K contribui para manter a relação K/Na alta na planta, como constatado em plantas de pimentão por Rubio et al. (2003).

Phills et al., (1979) estudou a relação iônica em tomateiro sob estresse salino e constatou que o aumento da concentração de NaCl na solução nutritiva reduz os teores foliares de NO_3 das plantas de tomate, embora não tenha observado efeito sobre os teores de K, apesar do aumento dos teores de Na nas folhas. A inibição da absorção de nitrato pode ocorrer devido à interação NO_3/Cl nos sítios de absorção ou à despolarização da membrana pelo Na (Suhayda et al., 1990), o que tem sido associado à inibição não-competitiva de absorção de NO_3 (Hawkins & Lewis, 1993).

Blanco & Folegatti (2008) e Folegatti et al. (2008) utilizaram água de irrigação de alta salinidade na irrigação do tomateiro em ambiente protegido e verificaram, nas folhas, aumento da relação N/Cl com as doses de N, e da concentração de K e prolina (aminoácido relacionado à tolerância das plantas à salinidade) com as doses de K. Entretanto, os efeitos da salinidade não foram aliviados e a produtividade não foi alterada, demonstrando que o aumento na dose de fertilizantes aplicados não conferiu maior tolerância do tomateiro à salinidade.

Tolerância das Culturas à Salinidade

É importante ressaltar que, embora a salinidade do solo reduza a disponibilidade da água no solo, as culturas não respondem igualmente aos efeitos negativos dos sais, pois algumas são mais tolerantes que outras e podem extrair água com mais facilidade.

Sabe-se que as diferentes espécies e cultivares de plantas respondem diferentemente aos efeitos negativos da salinidade, havendo para cada espécie ou cultivar um limite tolerável de salinidade que não causa redução na produtividade potencial a partir do qual a produtividade passa a diminuir à medida que se incrementa a salinidade do solo. Para Maas & Hoffmam (1977), além da variação da tolerância entre as espécies e cultivares, dentro de uma mesma espécie pode também existir diferenças entre as fases fenológicas.

A tolerância e a sensibilidade das plantas à salinidade dependem, sobretudo, do tipo de sal, do método e da frequência de irrigação e das condições climáticas (Rhoades et al., 2000).

Com base na tolerância e na sensibilidade das plantas à salinidade, estas são classificadas em glicófitas e halófitas. As glicófitas representam o grupo das plantas cultivadas que, na sua maioria, são as menos tolerantes aos efeitos dos sais, enquanto as halófitas compõem o grupo de plantas que acumulam grande quantidade de NaCl em seus tecidos e até podem se beneficiar do excesso de sódio, ajustando-se osmoticamente em meio altamente salino (CE da água > 20 dS m^{-1}).

Como exemplo de halófita, pode-se citar a espécie *Atriplex numulária*, a qual apresenta significativa redução do potencial osmótico quando irrigada com água de diferentes condutividades elétricas (Melo, 2014).

Avaliação da tolerância das plantas à salinidade

Existe uma relação linear entre a salinidade do solo e a produção vegetal, expressa segundo o modelo de Mass e Hoffman (Maas & Hoffman, 1977):

$$P = 100 - b\left(CE_{es} - SL\right),\ \text{com}\ CE_{es} < SL \qquad (7)$$

em que:

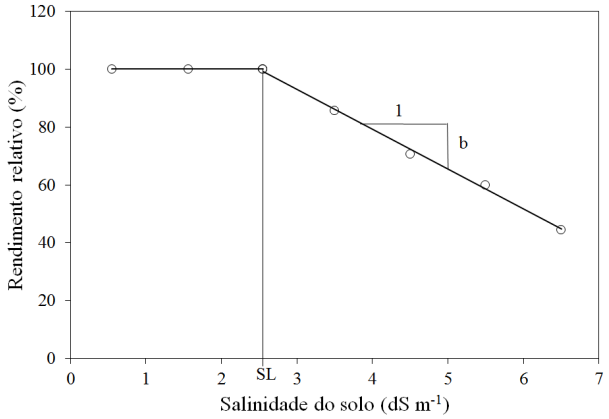
P - produção agrícola relativa à máxima produção obtida em condições ótimas (%);

CE_{es} - condutividade elétrica do extrato da pasta de saturação do solo média na zona radicular (dS m^{-1});

SL - salinidade limiar (dS m^{-1}); e,

b - inclinação ou perda de rendimento por incremento unitário da CE (% por dS m^{-1}).

Esta relação linear entre a salinidade e os rendimentos, também pode ser representada pela curva típica de tolerância das culturas à salinidade, plotando-se os rendimentos relativos em função dos níveis de salinidade do solo, conforme demostrado na Figura 10. Com base nos resultados obtidos da curva típica de tolerância pode-se determinar os valores de SL e b e, ainda, por extrapolação determinar salinidade máxima teórica (CE_{es}) com a qual cessam o crescimento e o desenvolvimento da planta.



Adaptado de Maas & Hoffman (1977)

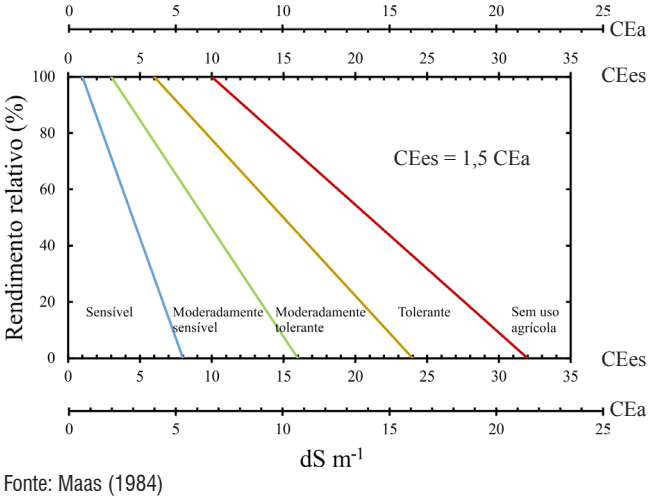
Figura 10. Curva típica de tolerância das culturas à salinidade

É importante ressaltar que, a utilização da CE_{es} média da zona radículas para expressar o efeito da salinidade sob o rendimento relativo das culturas, implica no fato de que as plantas respondem, primariamente, ao potencial osmótico da solução do solo.

Além disso, a tolerância das culturas é geralmente relacionada à percentagem de fitomassa produzida em solo salino em comparação com o solo não salino após um período tempo prolongado de crescimento vegetativo. Para espécies ornamentais, quantidade de flores e presença de folhas esteticamente perfeitas também são consideradas no estudo de tolerância e, no caso de espécies florestais, a produção satisfatória é a própria sobrevivência da espécie. Para a agricultura, deve-se considerar a produção e seus componentes como também características como germinação, crescimento de planta, stand populacional etc.

De modo geral, os critérios para avaliar a tolerância das culturas à salinidade, podem ser englobados de acordo com um dos três critérios: 1) capacidade da planta sobreviver em solo salino; 2) rendimento da planta em meio salino (produção satisfatória) e 3) produção relativa (Richards, 1954).

A tolerância relativa da maioria das culturas é conhecida, podendo ser utilizada como diretrizes técnicas para selecionar culturas de acordo com os níveis de salinidade da água ou do solo. A Figura 11 mostra, esquematicamente, os grupos de tolerância relativas das culturas e a Tabela 6 inclui valores de tolerância de algumas culturas extensivas, hortaliças e frutíferas, a qual se refere à salinidade da água de irrigação e a salinidade medida no extrato da pasta saturada do solo (CE_{es}). Os valores de tolerância deverão ser considerados apenas como de tolerância relativa entre os grupos de culturas, pois os valores de tolerância absoluta variam com o clima, condições de solo e práticas culturais. Esses limites de salinidade foram calculados, considerando que a relação entre salinidade do solo e da água (CE_{es} = 1,5 CE_a) e a fração de lixiviação equivalente a 15-20 %, adotando-se um modelo de absorção de água na zona radicular igual a 40, 30, 20 e 10% (padrão de extração normal). O rendimento potencial zero implica na salinidade máxima teórica (CE_{es}) com a qual cessam o crescimento e o desenvolvimento da planta.



Fonte: Maas (1984)

Figura 11. Limites de tolerância à salinidade das culturas

Tabela 6. Tolerância das culturas herbáceas à salinidade[1] (adaptado de Maas, 1986)

Cultura	Nome científico[2]	SL[3] (dS m^{-1})	b % por dS m^{-1}	Classe de tolerância[4]
Fibra, grão e culturas especiais				
Algodão	*Gossypium hirsutum*	7,7	5,2	T
Amendoim	*Arachis hypogaca*	3,2	29,0	MS
Arroz	*Oryza sativa*	3,0[5]	12,0	S
Cana-de-açúcar	*Saccharum officinarum*	1,7	5,9	MS
Caupi	*Vigna unguiculata*	4,9	12,0	MT
Cevada	*Hordeum vulgare*	8,0	5,0	T
Fava	*Vicia Faba*	1,6	9,6	MS
Feijão	*Phaseolus vulgaris*	1,0	19,0	S
Gergelim	*Sesamun indicum*			S
Girassol	*Helianthus annuus*			MS*
Milheto, foxtail	*Setaria italica*			MS
Milho	*Zea mays*	1,7	12,0	MS
Soja	*Glycine max*	5,0	20,0	MT
Sorgo	*Sorghun bicolor*	6,8	16,0	MT
Trigo	*Triticum aestivum*	6,0	7,1	MT

Continua na próxima página

Continuação da Tabela 6

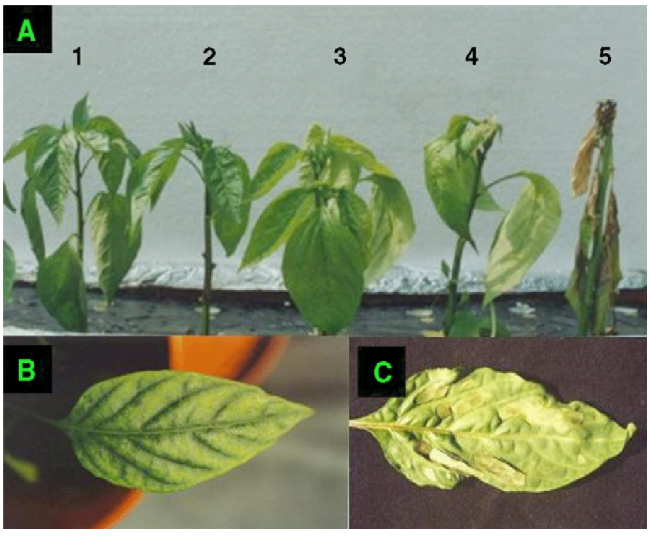
Cultura	Nome científico[2]	SL[3] (dS m^{-1})	b % por dS m^{-1}	Classe de tolerância[4]
Forrageiras				
Alfafa	*Medica sativa*	2,0	7,3	MS
Aveia (forrageira)	*Avena sativa*			MS*
Capim Bermuda	*Cynodon*	6,9	6,4	T
Capim Buffel	*Cenchrus ciliaris*			MS*
Caupi (Forrageira)	*Vigna unguiculata*	2,5	11,0	MS
Cevada (Forrageira)	*Hordeum vulgare*	6,0	7,1	MT
Milho (Forrageira)	*Zea mays*	1,8	7,4	MS
Trigo (forrageira)	*Triticum aestivum*	4,5	2,6	MT
Hortaliças e fruteiras				
Aspargo	*Asparagus officinalis*	4,1	2,0	T
Feijão	*Phaseolus vulgaris*	1,0	19,0	S
Beterraba vermelha	*Beta vulgaris*	4,0	9,0	MT
Repolho	*B. oleracea capitata*	1,8	14,0	MS
Cenoura	*Daucus carota*	1,0		S
Pepino	*Cucumis sativus*	2,5	6,9	MS
Berinjela	*S. melongena esculentum*	1,1		MS
Alface	*Lactuca sativa*	1,3	12,0	MS
Melão	*Cucumis melo*	2,2	7,5	MS
Cebola	*Allium cepa*	1,2		S
Pimentão	*Capsicum annuum*	1,5	12,0	MS
Batata	*Solanum tuberosum*	1,7		MS
Espinafre	*Spinacia olaracea*	2,0	16,0	MS
Abobrinha, scallop	*Cucurbita pepo melopepo*	3,2	9,4	MS
Abobrinha, zucchini	*C. pepo melopepo*	4,7	33,0	MT
Morango	*Fragaria sp.*	1,0	11,0	S
Batata doce	*Ipomoea batatas*	1,5	9,9	MS
Tomate	*L. esculentum*	2,5	9,0	MS

[1] Esses dados servem apenas como indicativo da tolerância relativa entre culturas. Tolerância absoluta depende do clima, das condições do solo e práticas culturais.
[2] Os nomes botânicos e comuns em inglês, conforme a convenção de "Hortus Third", quando possível.
[3] Em solos gipsíferos, as plantas toleram CE_{es} cerca de 2 dS m^{-1} acima do indicado.
[4] T = Tolerante, MT = Moderadamente Tolerante, MS = Moderadamente Sensível e S = Sensível. Classes com * são estimativas
[5] Como arroz é cultivado sob condições de inundação, os valores se referem às condutividades elétrica da água do solo, enquanto plantas estão inundadas. Menos tolerantes durante fase de plântula

Embora tenha havido muito progresso na classificação das várias espécies de plantas com base na tolerância à salinidade, este é muito variável dependendo do genótipo, do solo e das condições climáticas e das técnicas agronômicas utilizadas. Em particular, a adoção de estratégias agronômicas adequadas, associadas à seleção cuidadosa das espécies e da cultivar, possibilitará minimizar as reduções de rendimento. Isto se refere, em particular, ao controle da salinidade na zona radicular, especialmente durante a germinação e nas fases fenológicas iniciais. Isto pode ser conseguido aumentando a frequência de irrigação ou satisfazendo a exigência de lixiviação, o qual é detalhado no capítulo sobre manejo do solo-água-planta em áreas afetadas por sais.

Tolerância das culturas associada às relações iônicas e a severidade dos sintomas visuais dos efeitos dos sais na planta

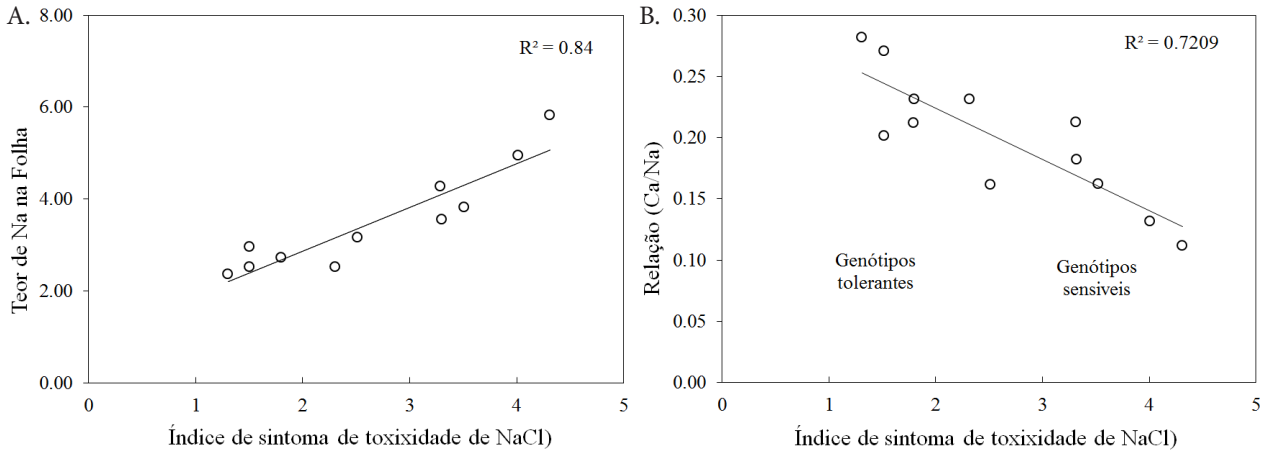
Aktas et al. (2006), conduziram um experimento para estudar os efeitos da toxidez do NaCl em 102 genótipos de pimentão (*Capsicum annuum* L.). Aos 26 dias de cultivos, os genótipos foram classificados de acordo com a severidade dos sintomas foliares causados pelo excesso de NaCl utilizando uma escala de sintomas de 1–5 (Figura 12).



Fonte: Aktas et al. (2006)

Figura 12. Sintomas foliares do pimentão fertirrigado com solução nutritiva contendo alta concentração de NaCl. Clorose e necrose foliar (A): sem ou muito leve (1), leve (2), médio (3), severo (4) e muito severo (5). Clorose (B) e necrose (C) do tecido foliar

Com base na severidade dos sintomas foliares, os autores, selecionaram seis genótipos sensíveis e seis tolerantes, e



Fonte: Aktas et al. (2006)

Figura 13. Teor de Na (A) e relação Ca/Na (B) em folhas de genótipos de pimentão em função do índice de severidade dos sintomas foliares causadas por estresse salino

conduziram um segundo experimento para a análise das concentrações de K, Na e Ca no tecido foliar em associação com a classificação visual da severidade dos sintomas causados pelo excesso de NaCl. Os autores concluíram que a concentração de Na para as plantas tratadas com solução contendo alto teor de NaCl foi significativamente correlacionado com a severidade dos sintomas foliares causado pela toxidez de NaCl (Figura 13A). Entretanto, a relação Ca/Na foi negativa e altamente significativa com a severidade dos sintomas foliares (Figura 13B), ou seja, os genótipos mais tolerantes à salinidade absorvem mais cálcio do que sódio nas folhas para manter uma alta relação Ca/Na.

Considerações Finais

A análise e a interpretação da qualidade da água e o conhecimento sobre os efeitos dos sais e os limites de tolerância das plantas à salinidade permitem o planejamento e o manejo do uso de água salobra para irrigação, evitando problemas com a redução da produção das culturas e o acúmulo de sais na zona radicular.

A composição de sais deve ser avaliada, uma vez que alguns elementos podem apresentar toxicidade específica em plantas e, ainda causar desequilíbrio nutricional. A salinidade reduz a capacidade da planta de absorver água e, consequentemente, afeta a fotossíntese.

A água de boa qualidade para a irrigação deve ter CE < 0,75 dS m^{-1} e, o crescimento das plantas, geralmente, não é afetado até 2,0 dS m^{-1}, embora possam ser encontradas respostas diferentes entre espécies e cultivares.

As águas salobras de diferentes fontes podem ser utilizadas para irrigação, desde que se adotem práticas de manejo adequadas, especialmente o uso de plantas tolerantes.

Literatura Citada

Aktas, H.; Abak, K.; Cakmak, I. Genotypic variation in the response of pepper to salinity. Scientia Horticulturae, v.110, p.260–266, 2006.

Albornoz, F.; Torres, A.; Tapia, M. L.; Acevedo, E. Cultivo de tomate (*Lycopersicon esculentum Mill.*) hidropónico con agua desalinizada y desborificada en el valle de lluta. Idesia, v.25, p.73-80, 2007.

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. 2. ed. Campina Grande: UFPB. 1999. 153p. FAO. Estudos Irrigação e Drenagem, 29

Blanco, F. F.; Folegatti, M. V. Doses de N e K no tomateiro sob estresse salino: III. Produção e qualidade de frutos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, p.122-127, 2008.

Blanco, F. F.; Folegatti, M. V.; Henriques Neto, D. Doses de N e K no tomateiro sob estresse salino: I. Concentração de nutrientes no solo e na planta. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, p.26-33, 2008.

Brown, P. H.; Bellaloui, N.; Wimmer, M. A.; Bassil, E. S.; Ruiz, J.; Hu, H.; Pfeffer, H.; Dannel, F.; Römheld, V. Boron in Plant Biology. Plant Biology, v.4, p.211-229, 2002.

Duarte, H. H. F.; Souza, E. R. Soil water potentials and *Capsicum annuum* L. under salinity. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.40, p.1-11, 2016.

De Pascale, S.; Orsini, F.; Pardossi, A. Irrigation water quality for greenhouse horticulture. In: Good agricultural practices for greenhouse vegetable crops; Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013. p.169-204. FAO Plant Production and Protection Paper 217

Hawkins, H. J.; Lewis, O. A. M. Effect of NaCl salinity, nitrogen form, calcium and potassium concentration on nitrogen uptake and kinetics in *Triticum aestivum* L. cv. Gametoos. The New Phytologist, v.124, p.171-177, 1993.

Kramer, P. J. Water relations of plants. New York: Academic Press, Inc., 1983. 489p.

Maas, E. V. Crop tolerance. California Agriculture, v.36, p.20-21, 1984.

Maas, E. V. Salt tolerance of plants. Applied Agriculture Research, v.1, p.12-26, 1986.

Maas, E. V. Crop salt tolerance. In: Tanji, K. K. (ed.) Agricultural salinity assessment and management. New York: ASCE, 1990. Cap. 13, p.262-304.

Maas, E. V.; Hoffman, G. J. Crop salt tolerance - Current assessment. Journal of Irrigation and Drainage Division. v.103, p.115-134, 1977.

Melo, H. F. Status hídrico em solo e *Atriplex nummularia* Lind. sob condições de estresse salino e hídrico. Recife: UFRPE, 2014. 82p. Dissertação Mestrado

Oliveira, W. J.; Souza, E. R.; Almeida, B. G.; Silva, E. F. F.; Melo, H. F.; Leal, L. Y. C. . Soil water energetic status and cowpea beans irrigated with saline water. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.20, p.685-691, 2016.

Phills, B. R.; Peck, N. H.; Macdonald, G. E.; Robinson, R. W. Differential response of Lycopersicon and Solanum species to salinity. Journal of the American Society for Horticultural Science, v.104, p.349-352, 1979.

Rhoades, J. D.; Kandiah, A.; Mashali, A. M. Uso de águas salinas para produção agrícola. Campina Grande: UFPB, 2000. 117p. FAO. Estudos Irrigação e Drenagem, 48

Richards, L. A. (ed.) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington D.C.: U.S. Salinity Labratory., 1954. 160p. USDA. Agriculture Handbook, 60

Rubio, F.; Flores, P.; Navarro, J. M.; Martinez, V. Effects of Ca^{+2} , K^{+} and cGMP on Na^{+} uptake in pepper plants. Plant Science, v.165, p.1043–1049, 2003.

Suhayda, C. G.; Giannini, J. L.; Briskin, D. P.; Shannon, M. C. Eletrostatic changes in *Lycopersicon esculentum* root plasma membrane resulting from salt stress. Plant Physiology, v.93, p.471-478, 1990.

Yoshida, K. Plant biotechnology genetic engineering to enhance plant salt tolerance. Jounal Bioscience Bioengineering, v.94, p.585–590, 2002.

Zeng, L.; Poss, J.; Wilson, C.; Draz, A. S. E.; Grieve, C. M. Evaluation of salt tolerance in rice genotypes by physiological characters. Euphytica, v.129, p.281-292, 2003.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

12 Physiology and biochemistry of plants growing under salt stress

José T. Prisco[1], Enéas Gomes Filho[1] & Rafael de S. Miranda[1]

[1] Universidade Federal do Ceará

Introduction

The majority of the researchers believe that the solution for salinity problems in agriculture will depend upon the understanding of the physiological and biochemical mechanisms of plant tolerance and sensibility to salt stress. This knowledge would help to develop cultivars that could produce economically under these conditions and/or establish new crop management techniques which could increase plant salt tolerance.

Although the botanical studies dealing with halophytes and glycophytes have started several centuries ago, the promising research results started to appear only after the last decades of the XIX century. This chapter describes the historical development of the most relevant discovers on the effects of salt stress on growth and development of plants. Based on this analysis and other research results, some of which were obtained in our laboratory, the National Institute for Science and Technology in Salinity (INCTSal) has developed a model for guiding the studies of the mechanisms by which the plants could tolerate salt stress.

Historical Development of Salt Stress Research

It has been known for more than 3000 years that salinity can decrease agricultural production (Läuchli & Grattan, 2007), and despite of all scientific advances that occurred, these damages are still present (Türkan & Demiral, 2008). During the last 50 years it was observed a significant progress in the physiology and biochemistry of salt stress, and this chapter will present and discuss the most relevant results.

Physiological drought and osmotic adjustment

By the end of the XIX century, the botanist Andreas Franz Wilhelm Schimper explained the deleterious effects of salinity as being a result of "physiological drought" (Schimper, 1898). According to him, the excess of soluble salts accumulated in the soil was responsible for the decrease in osmotic (Ψ_π) and water (Ψ_w) potentials of the soil solution. This would then decrease the water potential gradient between the soil and the plants ($\Delta\Psi_w$); therefore, decreasing water absorption by the plants. Plants growing under these conditions would continue transpiring while there was a decrease in the rate of water absorption. As a result, they suffer of water deficit (transpiration rate much higher than the rate of water absorption, resulting in the development of water deficit). This water deficit or "physiological drought" was then responsible for growth inhibition and decrease in agricultural production. Therefore, the reductions in growth rate should be proportional to the increase in salt concentration of the soil solution (decrease in Ψ_π and in Ψ_w). According to this theory, the plant reaction to salinity should be the same as those resulting from soil drying, which is responsible for the lowering in soil matric potential (Ψ_τ) and Ψ_w.

This theory was accepted for several years and received support from researchers of the US Salinity Laboratory. They have shown that the reductions in grain production of *Phaseolus vulgaris* (Wadleigh & Ayers, 1945) and in growth rate of *guayule* (Wadleigh et al., 1946) were proportional to the decreases in soil Ψ_w. This occurred when the decrease in soil Ψ_w was due to an increase in salt concentration in the root environment (decrease in Ψ_π), to an increase in soil drying (decrease in Ψ_τ) or to a combination of both.

During the early 1960's, Leon Bernstein from the US Salinity Laboratory discovered that *Phaseolus vulgaris* plants subjected to salt stress could absorb ions, and decrease the Ψ_π of their cells. Similar results were observed in Australia when tomato plants were grown under salt stress (Slatyer, 1961). As a consequence of this was the decrease in cell Ψ_π and Ψ_w that could maintain the water potential gradient ($\Delta\Psi_w$) of the soil-plant system. If this was happenning the salt stressed plants could maintain water absorption by their roots, and prevent water deficit. This mechanism was named "osmotic adjustment". However, these results were

criticized due to the methodology used to determine Ψ_π (cryoscopic measurements of cell sap). It was argued that the obtained values for Ψ_π did not correspond to reality due to contamination of solutes coming from the cytosol (endosmosis effect) and/or dilution with water coming from the apoplast (dilution effect). In order to clarify this, Bernstein performed a series of experiments with cotton and pepper using both the cryoscopic and the plasmotilic method for determining the Ψ_π of root cells, in order to analyze both the dilution and the endosmosis effects. His results demonstrated clearly that cell Ψ_π measurements by both methods decreased as the salt concentration of the root environment increased and that this was due to accumulation of ions in the cell sap of the roots. If this occurs, the $\Delta\Psi_w$ between the root environment and the plant should be maintained, and the cells could be kept turgid; thus, the physiological drought would not be shown in osmotically adjusted plants (Bernstein, 1961). The physiological drought theory was also questioned by soviet scientists. They demonstrated that when plants were subjected to isosmotic concentrations (same Ψ_π) of different salts (NaCl or Na_2SO_4) in the root environment the plant responses to salt stress were different. Therefore, the growth inhibition was also dependent upon the type of salt present in the root environment (Strogonov, 1964). Disagreement with the physiological drought theory was also supported by researchers from other countries (Flowers et al., 1977; Greenway & Munns, 1980).

Water stress in osmotically adjusted plants

There are examples in the literature of plants considered osmotically adjusted showing symptoms that are similar to the ones observed when a plant is suffering from water stress (Bernstein & Hayward, 1958; Oertli, 1966). Would it be possible for an osmotically adjusted plant suffer from water deficit?

It has been shown that during osmotic adjustment the water potential gradient between root environment and the plant is maintained, and this could be relevant to maintain the water absorption capacity by the plant. However, the increase in ion concentration in root cells may affect metabolic changes that could result in reduction of the root hydraulic conductivity (O'Leary, 1969). Even though the $\Delta\Psi_w$ is maintained, the water absorption capacity by the roots could be decreased if the plants were growing in an environment with high evaporative demand of the air, because the rate of transpiration becomes much higher than that of water absorption. When this happens, the plants could suffer water deficit, reductions in photosynthetic and in growth rates (O'Leary, 1971; Prisco, 1980).

Solutes for osmotic adjustment

The researchers that discovered osmotic adjustment suggested that the decrease in Ψ_π was basically due to ion accumulation in plant cells (Bernstein, 1961; Slatyer, 1961). However, enzymes isolated from cytosol of both glycophytes and halophytes had their activities inhibited in the presence of either Na^+ or Cl^- (Greenway & Munns, 1980). This could be explained only if these toxic ions were compartmentalized in the vacuole.

Assuming that the ions were concentrated in the vacuole, the low values of Ψ_π and Ψ_w in the environment outside of the cells (apoplast) and in the vacuole would expose the cytosol to a water stress because the $(\Psi_w)_{vac} < (\Psi_w)_{cyto} > (\Psi_w)_{ext}$, that is the cytosol would be losing water to both vacuole and external environment. In order to equilibrate the water potential among cell external environment, cytosol and its organelles, and vacuole, the cytosol had to be able to accumulate organic solutes, nontoxic ions or both. Therefore, the decrease in cytosol Ψ_π and Ψ_w could be done mainly by accumulation of organic solutes that did not disturb cell metabolism (compatible solutes). This mechanism is believed to play an important role during plant acclimation to salt and water stresses.

In early 1970's, several compatible solutes or osmolytes were identified (Wyn Jones & Gorham, 1983; Bray et al., 2000; Sairam & Tyagi, 2004). Among them were found: *sugars* (glucose, fructose, sucrose, trealose, and raffinose); *polyhydric alcohols* (sorbitol, mannitol, glycerol, arabinitol, pinitol, and methylated inositols); *proteins* (peptides of low molecular mass); *amino acids and their derivatives* (glutamate, aspartate, glycine, proline, proline betaine, glycine betaine, and β-alanine betaine); *organic acids* (oxaloacetate, malate); *tertiary amines* (1,4,5,6-tetrahydro-2-methyl-4-carboxil piridamine); *polyamines* (putrescine, cadaverine, espermidine, espermine); and *sulfonium derivatives* (dimethylsulfoniopropionate and choline-O-sulfate). It is believed that the accumulation of some of these compounds result from the irreversible synthesis or change in the balance between synthesis and catabolism triggered by stress. Others are simply the result of the hydrolysis of polymers, and when the stress is removed the monomers can be polymerized again during the reversible osmotic adjustment. Unfortunately, the physiological role of these compatible solutes and their metabolic relevance are still speculative (Bray et al., 2000; Shinozaki et al., 2015).

It is important to emphasize that in order to maintain the metabolic activity of the cells during osmotic adjustment, the vacuoles tend to accumulate toxic solutes and toxic ions while the cytosol tend to accumulate non-toxic ions and compatible solutes. It could also be said that this adjustment is a response of the low Ψ_w existing in the root environment due to salt accumulation in the soil solution (low Ψ_π), to drying soils (low Ψ_τ) or both (O'Leary, 1971).

Calcium ion as a mean to prevent NaCl salinity effects

During the 1960's, it was observed that the addition of Ca^{2+} to the root environment prevented the deleterious effects of Na^+ on plants grown under NaCl stress (LaHaye & Epstein, 1969). It is known that Ca^{2+} stabilizes cell membranes structure, but if Na^+ concentration increases in the root environment there is a tendency for the replacement of Ca^{2+} from the membranes for Na^+, and as a result of this

the cell membranes become leaky. It was assumed that if Ca^{2+} was added to the root environment it would replace Na^+, and the membranes would return to normality. In addition to this, Na^+ could compete with K^+ for sites in the membrane channels, resulting in an increase in Na^+ and decrease in K^+ in the cells that would decrease the K^+/Na^+ ratio. These changes could cause disturbance in cell metabolism that could result in decrease in growth and development of plants subjected to NaCl salinity. Therefore, exogenous applications of Ca^{2+} in the root environment should prevent, at least in part, the deleterious effects of NaCl stress (LaHaye & Epstein, 1969; 1971). Using techniques of molecular biology and mutants with differential salt tolerances it was shown that Ca^{2+} could also be involved in the process of "signal transduction" from the site of perception of the stress to the site of protein synthesis codified by "stress genes", which regulate the control of cells, tissues or whole plant homeostasis (Cramer et al., 1985; Türkan & Demiral, 2009). Unfortunately, the application of exogenous calcium did not always happened as expected (Sohan et al., 1999; Silva et al., 2003), being the efficiency of this treatment dependent upon the environmental conditions in which the plants are grown (Lacerda, 1995).

Use of in vitro cell and tissue culture for salt stress studies

Soviet researchers used cell and tissue cultures from halophytes and glycophytes as a mean to understand why the former were tolerant to salt stress and the latter were sensitive to it. They concluded that plant salt tolerance of halophytes was a characteristic of the individual (whole plant) that was not maintained when their cells or tissues were grown *in vitro* (Strogonov, 1964; 1974). These results inspired scientists from USA, United Kingdom, Australia and Israel to study the physiology of halophytes and glycophytes subjected to salt stress. Their hope was to find physiological and biochemical markers responsible for salt tolerance, but also having in mind the maintenance of an economical agricultural production (Flowers et al., 1977). Some scientists, especially from North America, did not pay the necessary attention to the results reported by the Soviets concerning the salt tolerance of cells, tissues and whole plants. At that time the academic community was impressed with the discovery of producing a whole plant starting from *in vitro* cells or tissues cultures. Based on this, they thought that they could select salt tolerant cells, and from them develop a salt tolerant plant. During the 1970's and part of the 1980's several papers reported that cells from glycophytes could be cultured and selected to become highly salt tolerant (Nabors, 1983; Salisbury & Ross, 1985). Starting from these salt tolerant cells or embryoids cultures they differentiate some tobacco plants that were salt tolerant. However, these tobacco plants despite of being tolerant to salinity did not show the morphological and biochemical characteristics of a tobacco plant that could make them useful for agricultural production.

Although these results were far from what was expected they gave new and relevant information about *in vitro* cell cultures that were responsible for the progress of the physiology and biochemistry of salt stress at cell and molecular level. Starting from 1990 two groups of excellence in this area were established in the United States of America: one at Purdue University and the other at the University of Arizona. Using the methodologies of cell cultures they were able to study the mechanisms of ion absorption and compartmentalization under salt stress conditions (Hasegawa et al., 2000). In addition, those methodologies also helped to clarify the mechanisms of osmotic adjustment, ions and osmolytes compartmentalization and protection of enzymes and cell membranes during salt stress (Bray et al., 2000).

Phytohormones and salt stress

The concept of phytohormones was established during the second half of the XIX century by the German botanist Julius von Sachs. According to him they were chemical messengers that after being synthesized in a site of the plant would be transported to another site to modulate metabolism in very low concentration. The first phytohormone (auxin) affecting plant growth and development was reported in the 1920´s by the Dutch botanist, Fritz Went. Since then, a series of compounds have been identified as phytohormones: gibberellins, cytokinins, ethylene, abscisic acid (ABA), and brassinosteroids. Other signaling molecules such as jasmonic acid, salicylic acid, and polypeptide systems were also shown to play roles in plant defense when they were exposed to biotic and abiotic stresses (Taiz & Zeiger, 2011).

During the 1960's and early 1970's, it was observed that plants subjected to abiotic stresses showed a decrease of the cytokinins activity in root exudate containing substances that were being transported to the shoot (Adreenko et al., 1964; Itai & Vaadia, 1965; Kuraishi et al., 1966; Burrows & Carr, 1969), and this decrease in cytokinins activity was affecting shoot metabolism and growth (Ben-Zioni, et al., 1967; Itai et al., 1968). It was also observed that this decrease in activity due to salt stress was correlated with leaf senescence *in vitro* and *in vivo*, in plants osmotically adjusted or not. It was also shown that water and salt stresses induced decreases in cytokinins and gibberellins activities (growth promoters) and increase in ABA activity (growth inhibitor) in leaves (Itai et al., 1968; Taiz & Zeiger, 2011). Since cytokinins cause opening of stomata and ABA is responsible for their closure, these observations were associated with inhibition of photosynthesis, reduced growth and enhancement of leaf senescence in salt and water stressed plants (Taiz & Zeiger, 2011). Therefore, this could be interpreted as resulting from the increase in the ABA/Cytokinins ratio. However, exogenous applications of phytohormones did not prevent the salt induced growth inhibition (O'Leary & Prisco, 1970; Prisco & O'Leary, 1972).

In general, altered auxin accumulation and redistribution promote plant hypersensitivity to salt stress, decreasing plant growth and development (Ryu & Cho, 2015). Brassinosteroids may be also involved in salt stress responses because of their positive role in mitigating the harmful effects of salinity in

crop productivity (Ikekawa & Zhao, 1991; Clouse & Sasse, 1998), and it was shown that most of the known growth regulators have been involved in stress signaling pathways and gene expression (Hedden & Thomas, 2006).

The ethylene-mediated signaling pathways include membrane receptors, components in cytoplasm and transcription factors. Recently, the biphasic ethylene production was found to be a signal of salt sensitivity in maize plants; and the researchers showed that ethylene is intimately involved in salt stress acclimation through activation of a complex signalling pathway including H_2O_2 and polyamine catabolism (Freitas, 2015).

Studies involving pretreatment of seeds or plants with growth regulators such as abscisic acid, ascorbic acid, auxins, brassinosteroids, ethylene, gibberellins, gibberellin antagonists, cytokinins, polyamines, salicylic acid and triacontanol on salt stressed plants have shown conflicting results. The inconsistency of these results may be due to the fact that instead of having only one phytohormone (or growth regulator) affecting plant acclimation to salt stress in reality the plant is being affected by different hormones along their life cycle, depending of the stage of development (Taiz & Zeiger, 2011).

Despite the experimental difficulties entailed in hormone balance studies, the literature suggests that the changes in hormonal balance are closer to reality than attributing this to just one "stress hormone", ABA (Prisco & O'Leary, 1972; Hirt & Shinozaki, 2004; Taiz & Zeiger, 2011). Thus, it should be considered the "effects due to hormonal imbalance", when describing the sequence of physiological and biochemical changes occurring in plants growing under salt stress.

However, after the use of molecular biology techniques, informations about the envolvement of phytohormones in the perception and transduction of salt stress have appeared. Phytohormones and Ca^{2+} may act cooperatively or independently integrated into the stress signaling pathways (Ryu & Cho, 2015). Under salt stress, ABA-biosynthetic genes are rapidly activated through a calcium-dependent phosphorylation pathway. Jasmonate, brassinosteroids and gibberellins are also involved in signaling cascades for defense responses in plants; however, the downstream targets and mechanisms into how these hormones modulate the salinity-responsive gene expression remain to be elucidated.

Relations between salt and oxidative stress

During the 1990's, several researchers have shown that plants are able to produce metabolytes known as *Reactive Oxigen Species* (ROS), such as: hydrogen peroxide (H_2O_2), and free radicals like superoxide ($^{\bullet}O_2^-$), and hydroxil ($^{\bullet}OH$). They are capable of oxidizing membrane lipids, denaturate proteins, and react with DNA resulting in the production of mutations. Under normal growth conditions the plants are able to neutralize the deleterious effects of ROS by producing antioxidants. If the production of antioxidants is not enough to neutralize the ROS, the latter will accumulate and will be responsible for an oxidative stress. This may happen when plants are grown under condition of abiotic stresses (Scandalios, 2002; Azevedo-Neto et al., 2008). These observations have opened new perspective on the study of the physiology and biochemistry of salt and other abiotic stresses.

Molecular biology of salt stress

During the last 25 years, the knowledge of membrane structure and function, the development of new molecular biology methodologies, and the use of *Arabidopsis thaliana* mutants for physiological studies have improved our understanding about the physiological and biochemical mechanisms involved in salt stress at cellular and molecular levels. These improvements are helping the establishment of how the plants perceive the stressor agent, how they transduce this signal from the perception site to the place in which the biochemical reactions responsible for changes in cell functioning would occur, and, finally, how would be the homeostasis of cells, tissues and stressed plants as a whole (Zhu, 2001, 2002, 2003; Türkan & Demiral, 2009).

Physiological and Biochemical Responses to Salt Stress

From this historic analysis of the physiology and biochemistry of salt stress, it was established on a time scale, a hypothetical series of physiological changes that would occur when a plant is subjected to salt stress (Figure 1).

It could be assumed that when salinity is present in the root environment, water and nutrient absorption as well as membrane permeability could be the first processes affected; this should reflect on water relations and nutrient balance, which would affect plant metabolism, hormonal balance, gas exchange, and ROS production; following or parallel to these it should be observed changes in cell elongation and cell division, which would reflect on vegetative and reproductive growth; finally the plants should start to senesce and dye.

The metabolical changes and their effects on plant growth and development would depend upon the interactions between plant and stress characteristics (Figure 2).

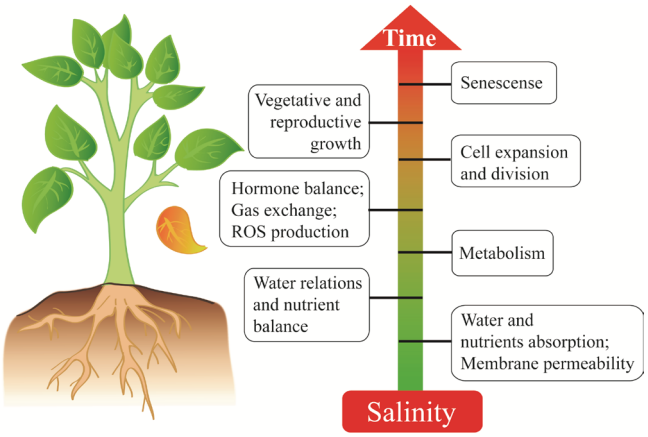


Figure 1. Hypothetical time scale changes in the physiology of plants grown under salt stress

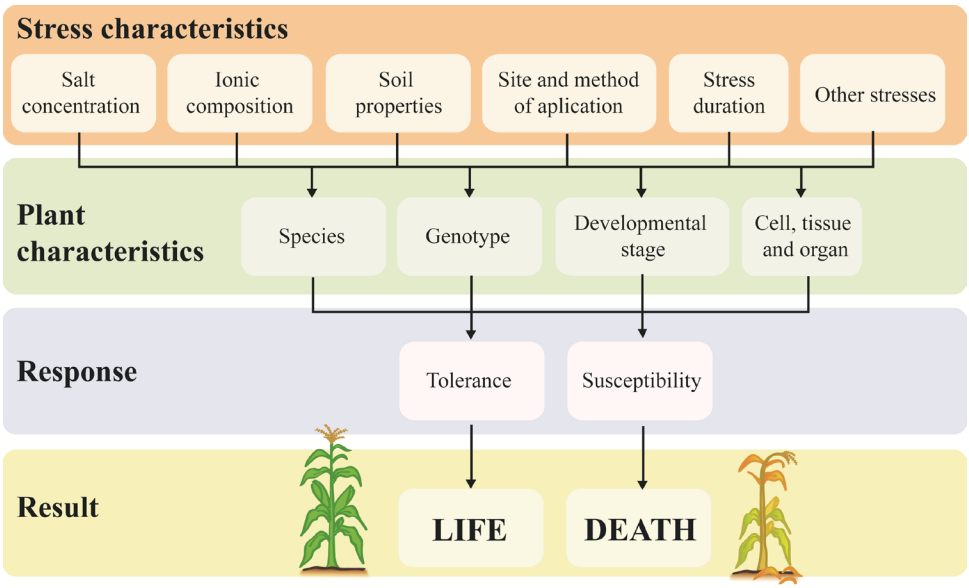


Figure 2. Plant response to salt stress as a function of the interactions between stress and plant characteristics (modified after Bray et al., 2000)

That is, salinity effects would depend upon the concentration and ionic composition of the soil solution (Strogonov, 1964), size of soil particles (Boyko, 1966), plant organ in which the stress was applied, how the stress was applied (applied once or in steps), duration of stress exposition, and the interaction between salt and other biotic or abiotic stresses (Bray et al., 2000). This figure also shows that salt tolerance varies with plant species and within the same species it may vary among genotypes, with the different stages of development, and organs, tissues or cells of the stressed plant. Therefore, the final plant response (tolerance or susceptibility) resulting from the interactions of all these factors would be: "life" or "death".

The interactions shown above reflect the difficulties for the establishment of an ideal methodology for studying the physiology and biochemistry of plant salt stress. Examining the different growth conditions that have been used in plant salt stress studies it was observed that they vary, but the majority of the researchers use: (i) hydroponic systems in which the nutrient solution contain NaCl, Na_2SO_4 or a mixture of salts; (ii) soil or vermiculite irrigated with saline solutions of known electrical conductivity and ionic composition; (iii) agar gel in which are added the salts; or (iv) *in vitro* cell, tissues or plant organs cultures for studies of salinity effects on metabolism at a cellular or molecular level.

Therefore, it becomes difficult to compare results obtained in studies that used different experimental conditions. It is also important to emphasize that the extrapolation of results obtained from experiments that used cell, tissue or organ cultures to the whole plant should be considered carefully. Another point to be considered is that under field conditions the plants are frequently exposed to salt stress and to other biotic and/or abiotic stresses, simultaneously.

Despite the experimental difficulties described it could be said that salinity has two components which are responsible for salt stress: the *osmotic* and the *ionic*. The former is mainly responsible for the imbalance in water relations whereas the latter alters plant nutrition and is responsible for toxic effects of ions on metabolism (Läuchli & Grattan, 2007; Munns & Tester, 2008) that will reflect on plant growth and development (Prisco, 1980).

Signaling processes of the salt stress

Generally, the plant root system is the first to be exposed to salinity. However, when plants are irrigated by sprinklers using saline water or when they are naturally watered by salt mist coming from the ocean or from saline lakes the shoot (leaves plus stem) is the first to be exposed.

Plant response will result from a series of reactions that start with the stress perception, and will be followed by signal transduction to the site of the metabolical changes (Figure 3). In terms of time, this sequence of reactions could occur in milliseconds, seconds, minutes, hours, weeks or months, and are dependent of the stress conditions and the characteristics of the stress response.

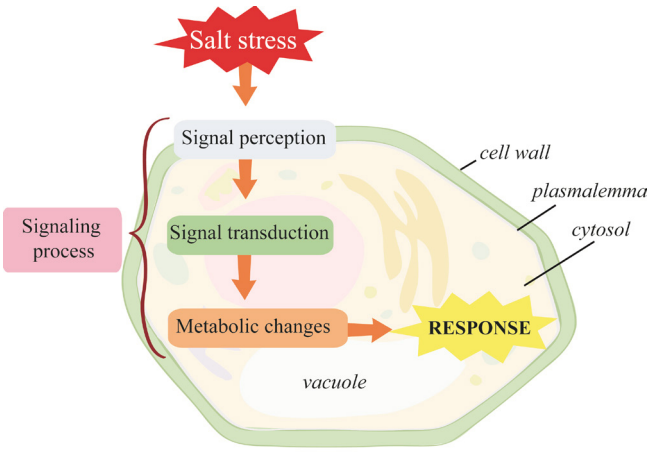


Figure 3. Series of reactions occurring in cells when a plant is exposed to salt stress

Based on results obtained in studies with yeasts, higher plant cell cultures and with *Arabidopsis thaliana* mutants, the salt stress perception at cellular level has been suggested to occur by receptors (including glycoproteins, transporters, ion channels and carriers) at the cell-surface of the plasma membrane that sense the osmotic and ionic components of the stress. Some details of salinity-perception are still largely unclear, but it is widely known that there is more than one signal sensor and that signal transduction pathway also vary.

Sensing of the osmotic component

Several molecules have been cited to sense the osmotic stress, including: (i) stretch-activated ion channels; (ii) cytoskeleton related mechanic sensors; (iii) redox-mediated systems and (iv) transmembrane protein kinases, such as the two component histidine kinases and the wall-associated kinases (Türkan & Demiral, 2009). A plasma membrane histidine kinase receptor protein from *Arabidopsis thaliana* (AtHK1) has been shown to be an osmo-sensor. The general AtHK1 structure consists of a histidine-like kinase input domain and a receiver domain. The hyperosmotic medium on the outside induces a loss of turgor in root cells, promoting conformational changes in plasma membrane and activating an auto-phosphorylation process on histidine residue (His) of AtHK1 kinase domain. Then, the phosphate group is transferred to an aspartate residue (Asp) that is located on the response regulator domain, which in turn will act in signal transduction (Figure 4).

Osmotic stress could also be sensed in root cells due to mechanic effect resulting from extracellular salt excess, modulating the plasma membrane ionic channels (Figure 5).

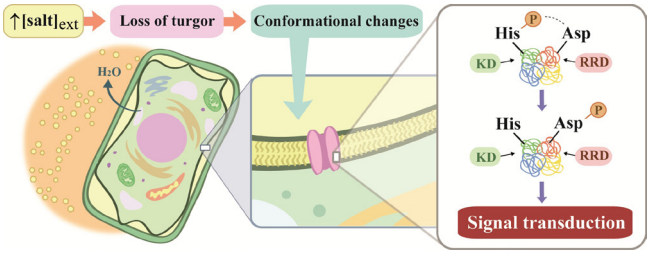


Figure 4. Perception of osmotic component of salt stress by AtHK1 (*Arabidopsis thaliana* histidine kinase) present at plasmalemma, and activation of signal transduction process

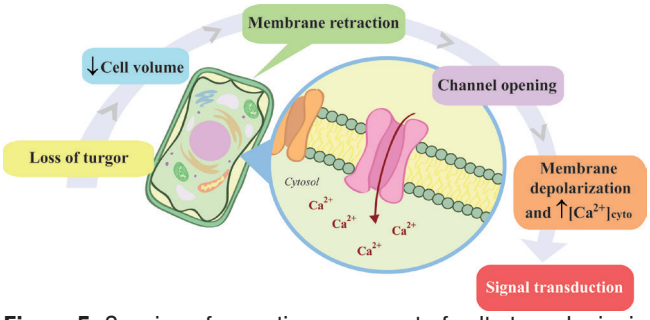


Figure 5. Sensing of osmotic component of salt stress by ionic channels at plasmalemma, and activation of signal transduction process

Cell volume decreases because of water loss and induces changes in plasma membrane conformation, that is, a retraction of the plasmalemma from the cell wall, facilitating ion uptake into the cell mediated by ionic channels, which are the osmo-sensors. The ion entrance causes plasma membrane depolarization and leads to an increase in cytoplasmic calcium (Ca^{2+}) concentration. The improved $[Ca^{2+}]_{cyto}$ functions as a stress perception that will start the signal transduction pathway.

Plant hyperosmotic sensors are closely coupled with Ca^{2+} channels that allow a rapid increase in cytosolic Ca^{2+} concentration after membrane exposure to NaCl, initiating the stress signaling pathway. This signaling induces gene expression of membrane proteins, such as aquaporin (water channel), which improve the capacity of water uptake by the cells, and also promote the biosynthesis of osmolytes that are important for cytoplasm osmotic adjustment.

Many molecular studies have shown that ABA acts as a cellular signal or as a stress hormone. It may activate downstream cascades during osmolarity variations, preparing plants to cope with stresses, such as salinity (Mizrahi et al., 1970; Deinlein et al. 2014). Recently, a small protein family, named Pyrabactin Resistance1/Pyrabactin-likes/Regulatory Component of ABA Receptors (PYR1/PYLs/RCARs, also referred as PYRs), was identified to be an ABA receptor that function at the apex of a negatively regulated ABA pathway (Qin et al., 2011).

Sensing of the ionic component

Extracellular Na^+ might be sensed by a membrane receptor, while intracellular Na^+ can be sensed by both membrane proteins and Na^+ sensitive enzymes. The discovery of SOS (Salt Overly Sensitive) pathway in Na^+-hypersensitive *Arabidopsis thaliana* mutants not only provided a better understanding of ionic component perception but also highlighted the way of signal transduction during salt stress responses (Figure 6).

In the absence of salinity an electrochemical potential gradient ($\Delta\mu_j$) of about -140 mV (negative inside) across

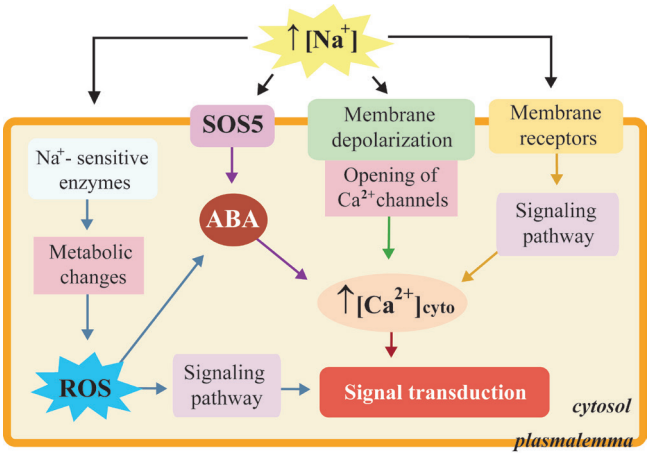


Figure 6. Sensing of ionic component and signal transduction pathways of salt stress

the plasma membrane occurs in plant cells. This gradient is stablished due to a membrane-bound proton pumps (H^+-ATPase) which transports H^+ toward the outside of the cells. In a similar way, the activities of other vacuolar proton pumps (H^+-ATPase and H^+-PPase) are responsible for the establishment of an electrochemical potential gradient of about +60 mV (positive inside) in the tonoplast.

Under salt stress the increase in external Na^+ concentration favors the uptake of cations by root cells. Thus, Na^+ can passively enter into the cell through many channels and transporters, which can act as Na^+ sensors. Na^+ influx is likely to occur through non-selective cation channels (NSCCs), including those depolarization activated (DA-NSCCs), hyperpolarization activated (HA-NSCCs) and voltage insensitive (VI-NSCCs). The VI-NSCCs include the cyclic nucleotide-gated channels (CNGCs), glutamate-activated channels (GLRs or amino-acid-gated, AAG-NSCCs) and reactive-oxigen-species-activated channels also known as ROS-NSCCs (Kronzucker & Britto 2011).

A less expressive participation of low-affinity cation transporters (LCT) in Na^+ uptake has also been shown (Craig Plett & Møller 2010). The high-affinity K^+ transporters from KUP/HAK/KT and HKT families have also been cited as systems of Na^+ uptake under K^+ deprivation conditions or in environments with excessive Na^+ concentrations. The evidences for the role of HKT2 transporters in primary Na^+ uptake are strong, whereas the HKT1 transporters act in controlling internal Na^+ distribution between the root and the shoot. The HKT transporters may mediate uniport and simport pathways regarding of $[Na^+]_{ext}$, including H^+/K^+, Na^+/H^+, K^+/K^+, Na^+/Na^+ e Na^+/K^+, and might also act as salt stress sensors (Blumwald et al., 2000; Yamaguchi & Blumwald, 2005; Kronzucker & Britto 2011). In the last years, a cell-surface proteoglycan (SOS5, Salt Overly Sensitive 5) located on the outer surface of the plasma membrane has been characterized as potential candidate to sense the external Na^+ (Mahajan et al., 2008; Turkan & Demiral, 2009; Ji et al. 2013).

High entrance of Na^+ ions promotes a dramatic depolarization of the plasma membrane and tonoplast, leading to instantaneous K^+ efflux via depolarization-activated outward rectifying K^+ (KOR) channels. Another important aspect is that the electrochemical potential-dependent Ca^{2+} channels increases the cytosolic $[Ca^{2+}]$, a relevant feature due to calcium role as secondary signal in downstream cascades. Therefore, plants exposed to excessive Na^+ (salt stress) displayed an enhancement in cytosolic $[Na^+]$ and $[Ca^{2+}]$ in root cortical cells.

Signal transduction pathway of salt stress

After sensing the salt stress signal, the improved $[Ca^{2+}]_{cyto}$ acts as secondary messenger and initiates a series of reactions (signaling cascade) that will ultimately modify the expression of several genes responsive to stress. This signaling cascade (known as *salt stress signal transduction*) may be quite complex, including proteins, lipids, hormones, metabolites, Ca^{2+} and reactive oxygen species (ROS). The widely known signaling cascades include: (i) SOS pathway; (ii) mitogenic-activated protein kinases (MAPK) cascade; (iii) phospholipid dependent; (iv) phosphoprotein cascade; (v) calcium/calmodulin dependent; (vi) H_2O_2 activated; and (vii) acid abscisic (ABA) dependent (Taiz & Zeiger, 2011; Conde et al., 2011; Peng et al., 2014; Shinozaki et al., 2015). Many plant transcription factors constitute multigene families involved in salinity-responsive gene expression.

Osmotic signal transduction

The large majority of osmotic component signal transduction-triggered genes are regulated by ABA, but some are not. This suggests that there are distinctive molecular regulatory mechanisms modulating genes responsive to salt stress in an ABA-dependent or independent regulatory pathway. Both ABA-dependent and independent signaling pathways activate regulatory proteins (transcription factors), which in turn interact with promoter region of specific genes up or down-regulating their expression (Figure 7).

In the ABA-dependent signaling pathway, the gene promoters share the (C or T)ACGTGGC (DNA base sequence) consensus sequence, the ABA-responsive element (ABRE). ABRE is the main *cis*-acting regulatory element in ABA-responsive gene expression that requires for function another *cis*-acting element, the coupling element. Under salinity, the major ABA signaling cascades function upstream of basic leucine zipper (bZIP) transcription factors (for instance AREB and ABF), involving PYR1/PYLs/RCARs receptors, PP2C phosphatases, and SnRK2 protein kinases (Shinozaki et al., 2015). Yet in the ABA-independent pathway, the promoters of genes contain a different *cis*-acting element, the DRE (dehydration-responsive element)/CRT (C-Repeat). ABA-independent signaling cascades may include DREB2 transcription factors and/or a participation of MAPK signaling pathway (Taiz & Zeiger, 2011). Some genes present both ABRE and DRE regulatory elements, leading to intensification of stress response once the two pathways

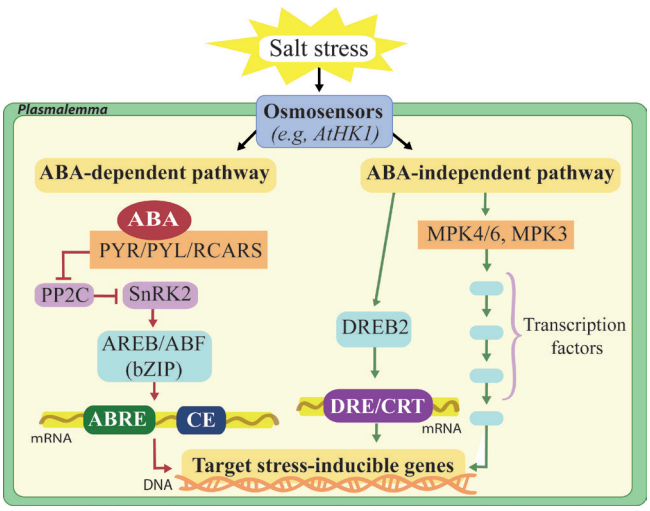


Figure 7. Transduction of osmotic signal of salt stress through ABA-dependent and independent pathways (adapted from Taiz & Zeiger, 2011 and Shinozaki et al., 2015)

(ABA-dependent and ABA-independent) are involved in the signal transduction also. In this case, the Ca^{2+} ions act in the interrelationship among signaling cascades (Mahajan & Tujeta, 2005; Ryu & Cho, 2015).

Several genes are up-regulated by ABA-dependent and ABA-independent pathways in response to osmotic stress, including ion transporters, regulatory proteins (transcription factors, protein kinases and phosphatases), and stress-tolerance proteins, such as enzymes from antioxidative system and those involved in the synthesis of compatible solutes. On the other hand, the expressions of genes acting in cell growth (including cell wall) and codifying chloroplast and plasma membrane proteins are down-regulated (Cutler et al., 2010).

Ionic signal transduction

Numerous ionic-signal transduction pathways have been cited for plant salt responses. The ABA dependent pathway sensed by both osmotic component and SOS5 membrane protein may trigger Ca^{2+} accumulation in the cytosol and activate the response to salt stress. However, the SOS signaling pathway (Figure 8) will be described because it has been well characterized in both glycophytes and halophytes species (Türkan & Demiral, 2009; Ji et al., 2013).

The above figure shows that $[Ca^{2+}]$ oscillations are perceived by a calcium-binding protein (SOS3), a sodium hypersensibility-responsive component of the SOS pathway (Zhu, 2002). SOS3 interacts with SOS2 and activates its phosphorylation state. Then, this phospholylated complex ($SOS3\text{-}SOS2\text{-}PO_4$) activates the membrane SOS1 protein, a Na^+/H^+ antiport, which extrudes the excessive Na^+ from the cytosol. Thus, the SOS signal transduction pathway is fundamental for Na^+ homeostasis by maintaining favourable K^+/Na^+ ratios for metabolism. Moreover, it has been suggested that SOS2, in a SOS3-independent pathway or together with SOS3 in SOS2-SO3 complex, can interact with proteins other than SOS1, resulting in the modulation of several enzyme activities, as follow: (i) regulation of tonoplast Na^+/H^+ NHX antiport (Na^+/H^+ Exchanger Protein), that promote Na^+ compartmentalization into the vacuole; (ii) modulation of CAX transporter (Ca^{2+}/H^+ exchange) at tonoplast, regulating $[Ca^{2+}]_{cyto}$; (iii) regulation of vacuolar H^+-ATPase (V-ATPase) proton pump that energize the transport processes; (iv) inhibition of plasma membrane high-affinity K^+ transporter 2 (HKT2), restringing Na^+ uptake by this system; and (v) up-regulation of SOS4 expression, that codify a pyridoxal kinase involved in ionic homeostasis by modulation ion channels and transporters (Batelli et al., 2007; Turkan & Demiral, 2009; Himabindu et al., 2016).

Other metabolical changes: Phytohormones and ROS production

Plants under stress suffer changes in metabolism, including stress recognizing sensor proteins, signaling

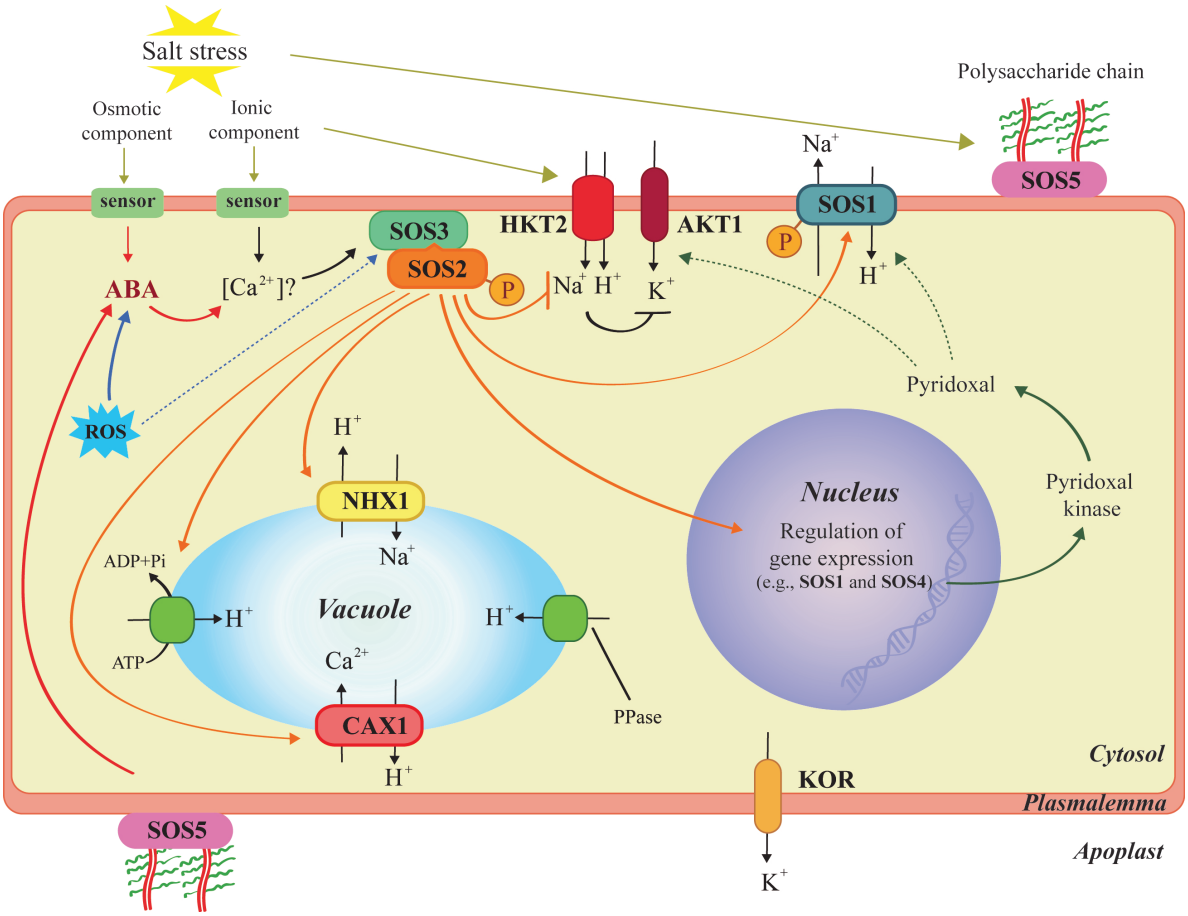


Figure 8. SOS signaling pathway (adapted from Türkan & Demiral, 2009)

transducers and transcription factors, as well as in hormonal balance (discussed previously) and excessive ROS production.

ROS production and accumulation (oxidative stress) occurs after metabolic changes due to salt ionic and osmotic effects, being considered a secondary stress. The ROS may be generated by different mechanisms (Figure 9), including: (i) reduction of O_2, resulting in superoxide anion ($^{\bullet}O_2^-$), hydrogen peroxide (H_2O_2) and hydroxyl radical ($OH^{\bullet}$); or (ii) energy transfer to O_2, leading to formation of singlet oxygen ($^1O_2$). Other non-radical organic peroxides (ROOH) can also be produced in the cell, such as lipid peroxides and hydroperoxides (Apel & Hirt, 2004; Ślesak et al., 2007; Demidchik, 2015).

ROS generation occurs mainly in chloroplasts and mitochondria due to leakage of electrons from their electron transport chain (ETC) (Figure 10). They are also produced in peroxisomes, as a by-product of photorespiration, and in cytosol, plasma membrane and intercellular spaces (cell wall + apoplast) (Sharma et al., 2012; Demidchik, 2015).

Salt stress impairs the biochemical reactions of photosynthesis, decreasing the consumption of NADPH molecules by Calvin cycle, which in turn reduces regeneration and availability of $NADP^+$ to photochemical reactions, the final acceptor of electrons in the ETC. As a consequense, it induces an excess of excitation energy in thylakoid membranes that over-reduces the ETC components, favoring the production of numerous ROS. In photosystem II (PS II),

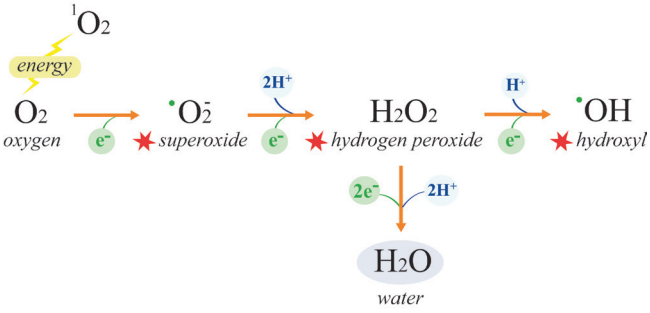


Figure 9. Schematic representation of reactive oxygen species (ROS) generation in plants (adapted from Sharma et al., 2012)

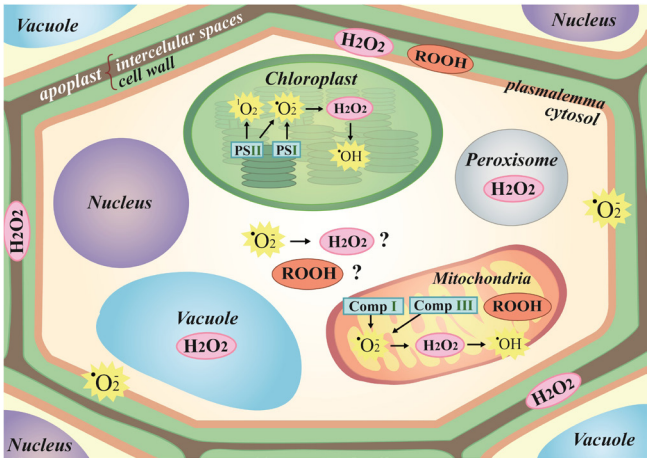


Figure 10. Sites of Reactive Oxygen Species (ROS) production in plant cells (adapted from Das et al., 2015)

the leakage of electrons to O_2 may occur from oxidation of quinone A (QA) and B (QB), generating the $^{\bullet}O_2^-$. In thylakoid membrane, the generated $^{\bullet}O_2^-$ can be reduced to H_2O_2 by either plastohydroquinone (PQH) and PSI components or enzymatically dismutated by thylakoid-bound and stromal superoxide dismutase (Gururani et al., 2015).

The mitochondrial generation of ROS occurs in both matrix and internal membranes. Superoxide radical may be originated in complexes I and III of the respiratory CTE (Sharma et al., 2012). The absence of electron acceptors at complex I induces a reverse transport of electron to O_2, generating $^{\bullet}O_2^-$. At the same way, an over-reduction of the ubiquinone pool causes a direct transport of electron to O_2 at complex III (Mignolet-Spruyt et al., 2016). The produced $^{\bullet}O_2^-$ can be reduced and produce other ROS (Figure 9). Additionally, the photorespiration process, occurring in C3 plants subjected to salt stress, is responsible to H_2O_2 production in the peroxisomes by oxidizing the glycolate to glyoxylate (Miller et al., 2010).

ROS are harmful to cellular components, such as nucleic acids, proteins, lipids, carbohydrate, amino acids and membranes. The $OH^{\bullet}$ is the most toxic species reacting with different cellular components, while $^{\bullet}O_2^-$ reacts mainly with protein Fe-S centers and $^1O_2$ reacts with polyunsaturated fatty acids and amino acids (Mignolet-Spruyt et al., 2016). The ROS have a relatively short half-life (< 1 μs), except for H_2O_2 that is the most stable of them, which is capable to accumulate at high concentrations in living cells (from μM to mM). The secondary stress has been intensively studied because the plant salt tolerance may be achieved by antioxidant systems (Azevedo-Neto et al., 2008; Hossain et al., 2015).

Acclimation to Salinity

Following stress sensing the plants adjust their physiology through structural and metabolical changes in order to achieve their homeostatic equilibrium (osmotic, ionic and biochemical) and cell detoxification (ROS scavenging and ion toxic extrusion and compartmentalization). All adjustments are synchronized and follow a sequence, resulting in tolerance or susceptibility to stress.

Osmotic and ionic homeostasis

Osmotic and ionic homeostasis can be simultaneously studied once they are interdependent. The first one is result of osmotic adjustment, as described before, and includes the ion uptake (Bernstein, 1961; Slatyer, 1961), its compartmentalization in some tissues (Munns & Tester, 2008) and cell organelles (Flowers et al., 2015), coupled to accumulation of organic solutes (also known as compatible solutes or compatible osmolytes) in cytoplasm. Osmotic adjustment is an important trait for salt tolerance, because it increases the plant capacity to maintain cell turgor and plant growth (Singh et al., 2015). Plants unable to restore osmotic homeostasis invariably suffer more damage under salt stress than osmotically-adjusted plants (Saxena et al., 2013; Cabello et al., 2014).

Excessive salts in soil raise a large ion accumulation in roots that contributes to reduce Ψ_π and Ψ_w; however, the plants are not able to accurately discriminate toxic or non-toxic ions. The toxic ions can disrupt the cell ionic balance and promote numerous physiological disorders; but the most strictly salinity effect is related to reduction of cytosolic K^+/Na^+ ratio. Under normal conditions, the cytosolic K^+ concentration is around 100 to 200 mM, while Na^+ concentration ranges between 1 to 10 mM. A high K^+ content in cytosol is fundamental for synthesis of proteins, enzyme activities and cell turgor (Blumwald et al., 2000). Conversely, the Na^+ is an inhibitor of several cytosolic enzymes and regulatory K^+ properties; thus, plants tolerant to salt stress are capable of maintain high cytosolic K^+/Na^+ ratio, especially in leaves (Hasegawa, 2013).

Glycophytes have shown different mechanisms to avoid toxic Na^+ accumulation and restore the ionic homeostasis, such as: (i) Na^+ extrusion back to growth medium or apoplast; (ii) Na^+ compartmentalization into the vacuole; (iii) control of Na^+ loading in xylem; (iv) Na^+ retention in stem cells; (v) Na^+ recirculating along the phloem and; (vi) salt allocating for old leaves (Yamaguchi et al., 2013).

SOS1 transporters may reduce the cytosolic Na^+ levels of roots by extruding the Na^+ back to the apoplast (primary role), regulating long-distance Na^+ transport by loading Na^+ into the xylem vessels (secondary role), well as retrieving Na^+ from the xylem into the stem and leaf cells. Simultaneously, the tonoplast Na^+/H^+ exchangers (NHX) promote compartmentalization Na^+ inside the vacuole of root, stem and leaf cells. Also, the HKT transporters (High-affinity K^+ Transporter) has been assigned to Na^+ recirculation among plant organs, contributing to the lower exposure of photosynthetic tissues to Na^+ toxicity (Khan et al., 2015). The SOS1, NHX and HKT activities are coupled to proton electrochemical potential difference generated by three H^+-translocating pumps, like P-type plasma membrane H^+-ATPase (P-ATPase), V-type vacuolar H^+-ATPase (V-ATPase) and H^+-pyrophosphatase (PPase).

The processes of Na^+ extrusion and compartmentalization are synchronized with osmotic adjustment, maintaining a high K^+/Na^+ ratio and a hydric balance among external medium, cytosol + organelles and vacuole. Compatible solutes are categorized to be chemically diverse, uncharged in neutral pH, and water soluble; allowing reduce $\Psi\pi$ in cytosol + organelles without inhibit the cell metabolic reactions (Gupta & Huang, 2014). Compatible osmolytes also play protective functions, acting as antioxidants, and thus contributing to maintenance of macromolecules integrity and ROS scavenging, stabilizing enzymes and proteins (Shinozaki et al., 2015).

Biochemical homeostasis

Biochemical homeostasis is a complex trait once it includes all reactions of metabolism, representing metabolic adjustments capable to maintain the normal functioning of organism. Biochemical regulations comprise a dynamic control of a variety of complex and intricate signaling networks. For example, all mechanisms of ionic and osmotic homeostasis and activation of antioxidant system are biochemically regulated after sensing and transduction of stress signal. The biochemical homeostasis also involves the modulation of numerous metabolic pathways at different levels, altering gene expression, transcriptional factors, translational and post-translational modulation, enzyme activity, and metabolic and ionic regulations (Alvarez-Pizarro et al., 2009; Praxedes et al., 2010; 2011; 2014; Freitas et al., 2011; Oliveira et al., 2013; Marques et al., 2013; Alencar et al., 2015).

Employing a proteomic approach, several reports have identified proteins involved in mechanisms of salt tolerance in plants, including processes like photosynthesis, energy metabolism, ion transport, carbohydrate metabolism, among others (Marques, 2013; Abreu et al., 2014). The alterations in proteome profile can be easily visualized by comparing the soluble proteins of a specific organ of plants subjected to salt stress with those under normal conditions (Figures 11 and 12).

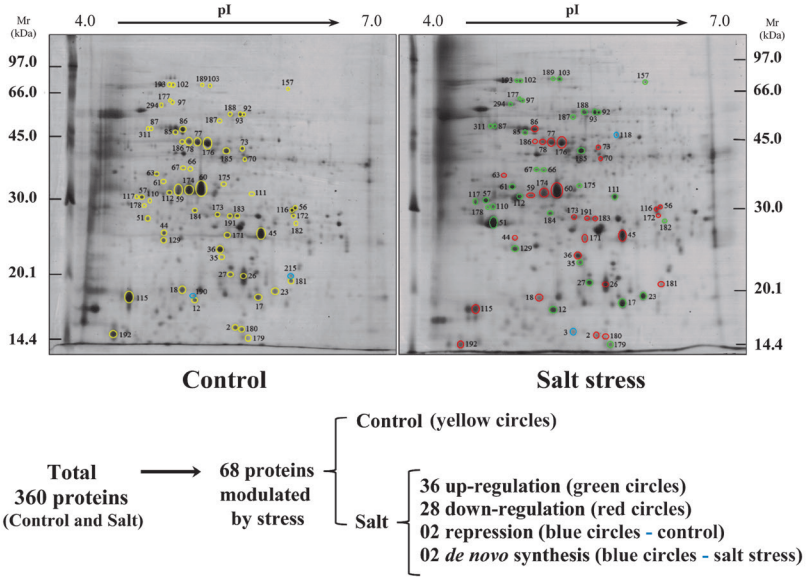


Figure 11. Soluble proteins of leaves from dwarf cashew plants irrigated with distilled (control) or saline water (salt stress) with electrical conductivity of 4.0 dS m^{-1} (unpublished results)

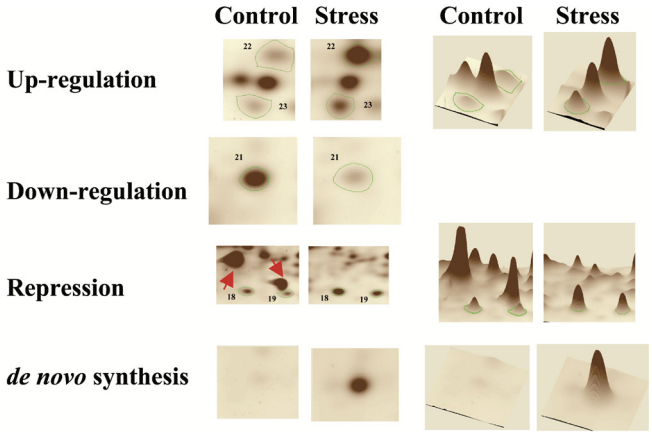


Figure 12. Up-regulation, down-regulation, repression and *de novo* synthesis of soluble proteins from leaves of dwarf cashew plants irrigated with distilled water (control) or saline water (stress) at 150 mM NaCl (Abreu et al., 2008)

Polyamines accumulation has been widely recognized as an important response against salt harmful effects, playing a protective role on photosynthetic machinery (Demetriou et al., 2007), and redox (Li et al., 2015) and ionic homeostasis (Pottosin et al., 2012). Polyamines may also act as cellular signals in intricate crosstalk with hormonal pathways, including ethylene, nitric oxide and abscisic acid (Hussain et al., 2011; Freitas, 2015).

Recently, transcriptome analysis (including microarray, small RNA-seq and mRNA-seq) has revealed that a large number of genes and miRNA sequences are involved in biochemical homeostasis of salt-tolerant plants, including from membrane receptors, transcription factors and secondary messengers to effectors and functional genes (Chinnusamy et al., 2007; Türkan & Demiral, 2009; Peng et al., 2014). Even so, more studies are still in progress to clarify the interdependency among signals, hormones and other molecules in the pathways of plant responses to salt stress.

Detoxification

Excessive ion toxic accumulation and ROS production is an unavoidable event for plants subjected to salt stress. The detoxification process involves Na^+ extrusion from cytoplasm (as previously described) and ROS scavenging in different cell compartments. Antioxidant defense mechanisms are complex and comprise enzymatic and non-enzymatic pathways, operating in subcellular compartments, to eliminate excessive ROS accumulation, as listed in Table 1.

Improving Salt Tolerance of Plants

There are two ways to improve salt tolerance of crop plants: development of salt tolerant genotypes and of new crop-management techniques for plants growing under stress conditions. Most scientists are directing their basic or applied research to reach these objectives.

Super expression of genes that code for transporters responsible for exclusion and/or compartmentation of toxic ions (Apse et al., 1999), and synthesis of osmolytes that improved salt tolerance in laboratory or greenhouse conditions (Hmida-Sayari et al., 2005) have been their strategies. The obtained results have been promising but were not confirmed in field conditions.

It is also known that salt stress induces the accumulation of H_2O_2 which can play different metabolic roles depending of the concentration in which it is present in the tissue. When in low concentration it can function as a signal for stress acclimation but if its concentration is high it can be a signal for programmed death of the cells (Dat et al., 2000; Breusegem et al., 2001).

Although results obtained in laboratory are difficult to be repeated under field conditions, there were situations in which plants pretreated with the adequate concentration of H_2O_2 increased salt tolerance of rice (Uchida et al., 2002) and

Table 1. Components of antioxidative defense systems and sites of ROS scavenging in plant cell (adapted from Mittler, 2002; Bose et al., 2014)

Defense system	Enzyme or organic compound	Site in the cell	ROS
Enzymatic	Superoxide dismutase (SOD – EC 1.15.1.1)	Apoplast; Cytosol; Chloroplast; Peroxisome; Mitochondria	$^{\bullet}O_2^-$
	Ascorbate peroxidase (APX – EC 1.11.1.11)	Apoplast; Cytosol; Chloroplast; Peroxisome; Mitochondria	H_2O_2
	Catalase (CAT – EC 1.11.1.6)	Peroxisome	H_2O_2
	Glutathione peroxidase (GPOD – EC 1.11.1.9)	Cytosol	H_2O_2 and ROOH
	Peroxidases (POD – EC 1.11.1.7)	Apoplast; Cell wall; Cytosol; Vacuole	H_2O_2
	Thioredoxin peroxidase (TPX – EC 1.11.1)	Cell wall; Cytosol Mitochondria	H_2O_2 and ROOH
Non-enzymatic	Ascorbic acid	Chloroplast; Cytosol; Mitochondria; Peroxisome; Apoplast	$^{\bullet}O_2^-$ and H_2O_2
	Gluthatione	Chloroplast; Cytosol; Mitochondria; Peroxisome; Apoplast	H_2O_2
	α-Tocopherol	Membranes	$^{\bullet}O_2^-$, $^1O_2$ and ROOH
	Carotenoids	Chloroplast	$^{\bullet}O_2^-$

of a salt sensitive genotype of corn (Azevedo-Neto et al., 2005). Wheat seeds pretreated with H_2O_2 had their germination rate improved as well as its salt tolerance increased (Wahid et al., 2007). If these result could be confirmed under field condition this could be a new management technique that could be used to increase salt tolerance. However, we think that the field tests should wait for a better understanding of the detoxification mechanisms. Therefore, studies at cellular and molecular level should continue until we reach a better understanding of these mechanisms.

During the last decades the scientists have worked both in the laboratory and in the field using genetic engineering and the traditional selection and plant breeding techniques in order to develop more salt tolerant cultivars. There are some promising results with rice (Li & Xu, 2007), wheat (Munns & Richards, 2007), corn (Bänziger & Araus, 2007), barley (Li et al., 2007), tomatoes (Fooland, 2007), cassava (Setter & Fregene, 2007), potatoes (Byun et al., 2007), soybean (Pathan et al., 2007), cotton (Lubbers et al., 2007), some tree species (Ben-Hayyim & Moore, 2007; Griplet et al., 2007) and forages (Zhang & Wang, 2007), but we are still far from developing new cultivars that are salt tolerant and economically productive.

Plant selection and breeding for salt tolerance is a difficult task because it depends of a coordinated and synchronized expression of a series of genes in order to be effective. The production of such plants is complicated because it depends of a coordinated research work involving plant physiologists, biochemists, agronomists or horticulturists, engineers of irrigation, and soil scientists.

Researchers have made several efforts to engineer plants for enhanced tolerance to salt stress. The large majority of attempts consist in strengthening the endogenous systems by altering certain plant response pathways, including as candidate sensors and signaling elements, and target-genes responsive to salinity. Nonetheless, the approaches usually include the insertion of "single-function" gene(s) and engineered-plants have shown improved salt tolerance mostly at laboratory level. The reason for the unsuccessful attempts is that salt stress tolerance is multigenic, therefore, the ideal trend would be a genetic transformation of multiple genes (Agarwal et al., 2013; Cabello et al., 2014).

Our laboratory has not only selected genotypes more tolerant to salinity but has also focused in increasing the plant salt tolerance employing several strategies, including: (i) pre-treatment with exogenous proline, H_2O_2 and nitric oxide; (ii) supplementing the plant nutrition with calcium (Ca^{2+}), phosphorous and silicon; (iii) and altering nitrogen nutrition. The large majority of them potentiates the antioxidant system and/or activates the pathways for control of ionic homeostasis, resulting in plants more salt tolerant.

Hydrogen peroxide (H_2O_2) priming at low concentrations has been shown to be a promisor trait to improve salt tolerance in salt-sensitivity maize genotypes during both seed germination and plant growth (Azevedo-Neto et al. 2005; Gondim et al., 2010; 2012; 2013). Pre-treatment with H_2O_2 ameliorates oxidative damage by activating powerfully antioxidant system and by modulating numerous physiological processes, including photosynthesis.

Similarly, exogenous nitric oxide (NO) was able to improve the salt tolerance; however, its role in enhancement of salinity tolerance depends on plant species. In *Jatropha curcas*, NO mitigated the salt harmful effects on reserve mobilization and seedling growth, inducing an effective antioxidant system and limiting ion toxic and ROS accumulation (unpublished data). In contrast, although NO modulated several proteins and alleviated ion toxic accumulation in salt-stressed maize plants, a better growth under salinity was observed only after onset of salt exposure (Marques, 2013).

Exogenous proline has also been shown a promisor strategy to improve salt acclimation in maize plants. In general, proline-primed stressed plants display a decreased ion toxic and ROS accumulation coupled to an induction of antioxidant system. These responses were closely related with a favorable modulation of proline metabolism in salt stressed plants (Freitas, 2013).

Supplementation with Ca^{2+}, phosphorous and silicon have provided conflicting results once the increases in the level of these nutrients in the growth medium may lead to tolerance or sensibility of plants to salt stress, that is a response species-dependent response (Guimarães et al., 2011; Miranda et al., 2013a).

Our research group has also evaluated the role of nitrogen nutrition in activate the mechanisms of acclimation to salinity in plants. The growth responses of salt stressed plants to nitrogen source vary depending upon plant species and how the nitrogen is supplied, as nitrate (NO_3^-) or ammonium (NH_4^+). Sunflower and maize plants showed severe perturbations in the growth and elevated sensibility to salt stress under NH_4^+ nutrition; nonetheless, for both plant species, a combined nutrition with equal amounts of NO_3^- and NH_4^+ induced a substantial reduction in the damaging effects of salinity compared with NO_3^- supply (unpublished results). Surprisingly, the NH_4^+ alone drastically inhibited the salt harmful effects and improved salinity tolerance of forage sorghum plants as compared to NO_3^- supply (Miranda et al., 2103b; 2015; Miranda, 2016). The benefit effects of NH_4^+ nutrition under salt stress were attributed to: (i) an overaccumulation of amino acids that could help to osmotic adjustment, maintaining the water balance and osmoprotection, and ameliorating the salinity-induced K^+ efflux; (ii) a higher efficiency of photosynthetic machinery under salinity; and mainly (iii) a restriction on Na^+ accumulation in root and shoot tissues, involving the activation of SOS1 antiporter, high efficiency of proton pumps in the roots and low loading of Na^+ into the xylem sap.

Final Considerations

The complexity of the salinity problem still requires much study on the physiology and biochemistry of plant

stress. However, in order to produce the intended practical results the scientists responsible for the basic research should be connected with programs dealing with agronomy, horticulture, plant breeding, soils and irrigation engineering. It is unconceivable that in the XXI century scientists are still working separately in soils, water and plants trying to solve a problem as complex as the salinity for agriculture. Instead of this it should be emphasized cooperative research on the soil-water-plant system.

Based on the analysis and discussion described above our research group has stablished a research model for the sequence of physiological and biochemical changes occurring when plants are being acclimating to salt stress (Figure 13).

This model is being tested and adapted as the results from our group and/or from the other components of the research on soil-water-plant system are being obtained and tested. According to what is shown in figure 13 the salinity at the root environment of the crop plant has two components: *osmotic* and *toxic*, which are perceived by the cell membranes of the root system. Once the stress is perceived its signal is transduced through one or more secondary messengers to the places in the cell where *metabolical changes* will occur. These changes in metabolism reflect in increases or decreases in *phytohormes activity*, in production of *ROS*, and synthesis

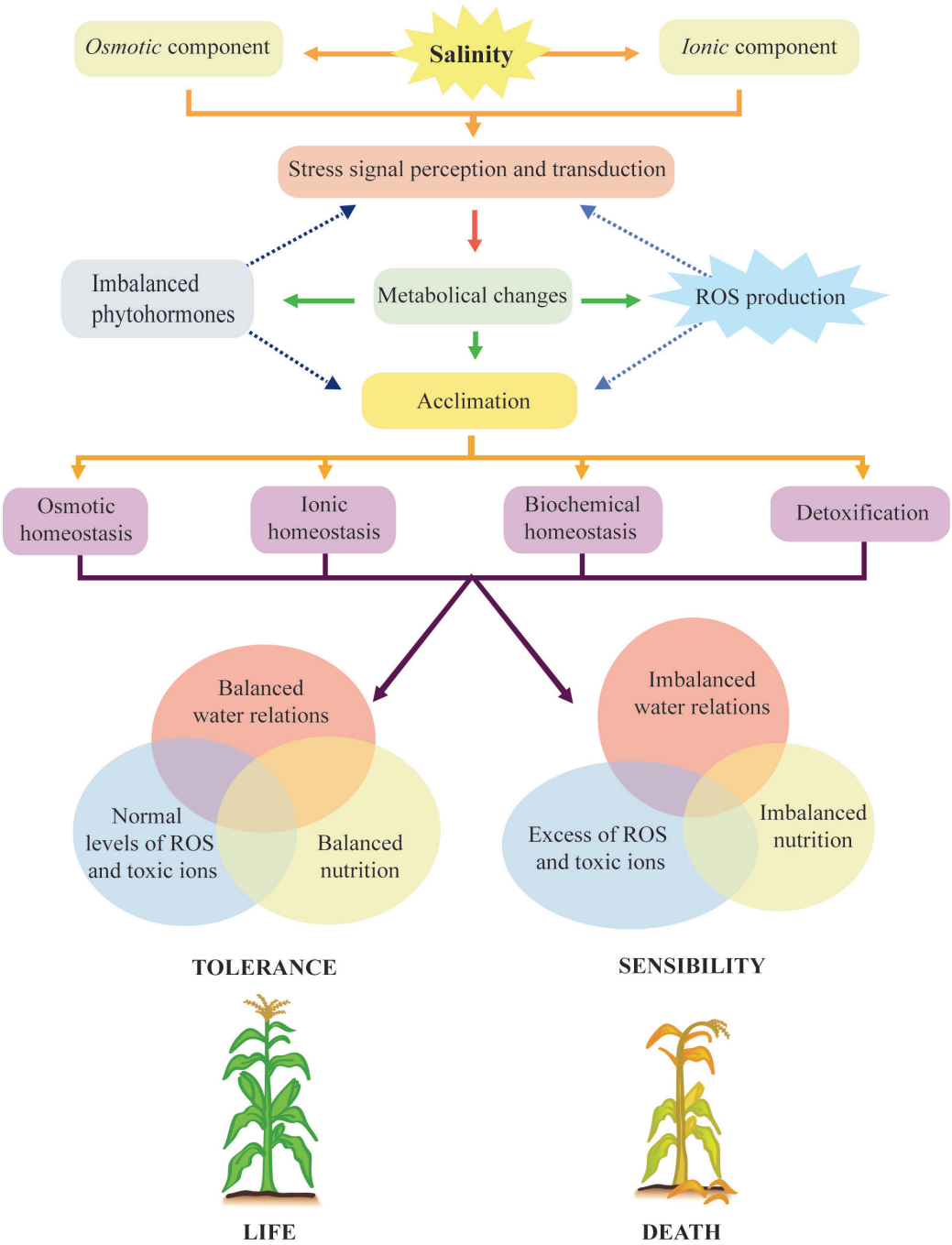


Figure 13. Proposed model for the sequence of physiological and biochemical changes occurring when plants are being acclimated to salt stress (adapted from Azevedo-Neto et al., 2008; Prisco & Gomes-Filho, 2010)

and/or degradation of proteins responsible for *enzyme* activity of reactions involved in plant *acclimation* to stress. This acclimation to stress depend of osmotic, ionic and biochemical *homeostasis*, as well as *detoxication* of ions and ROS. When a complete acclimation occurs the plant will be *salt tolerant* and when there is no acclimation it will be *salt sensitivity* and tends to dye. It should be emphasized that between these two extremes there is a gradient of plant responses.

Glossary of Terms

- **Acclimation** – temporary physiological, biochemical and morphological changes which occur in an organism and increase its tolerance to alterations in external environment. Although acclimation may involve changes in gene expression, it is a homeostatic response that is not transmitted to future generations (Taiz & Zeiger, 2011).

- **Adaptation** – capacity developed by an organism, through natural and artificial selection, to tolerate stressful environments due to permanent physiological, biochemical and morphological changes. Theses alterations are regulated by genes and transmitted to future generations (Taiz & Zeiger, 2011).

- **Antioxidant** – any substance that significantly delays or prevents the oxidation of an oxidizable substrate, even at low concentrations.

- **Aquaporins** – also called water channels, they are membrane integral proteins that form pores in cell membrane through which water can flow (enter or come out) rapidly inside the cell.

- **Environmental stress** – any component of environment capable to alter the normal functioning of an organism growing in that environment.

- **Oxidative stress** – when the stressful factor in a Reactive Oxygen Species (ROS) generated by metabolic reactions that partially reduce the molecular oxygen (O_2).

- **Salt stress** – when the stressful factor or stressor agent is an excess of soluble salt in the soil solution or in the water used for irrigation. Usually, saline soils present electrical conductivity of saturated extract (EC_{se}) ≥ 4,0 dS m^{-1}, exchangeable sodium percentage (ESP) < 15% and pH < 8,5; sodic soils have EC_{se} < 4,0 dS m^{-1}, ESP > 15% and pH < 8,5; and sodic-saline soils have EC_{se} ≥ 4,0 dS m^{-1}, ESP > 15% and pH < 8,5 (Richards, 1954).

- **Homeostasis** – any self-regulating process by which biological systems tend to maintain the intern stability of cells, tissues and organs while adjusting to changes of external environment.

- **Sensing of stress signal** – manner in which the cells of an organism perceive the presence of a stressful factor.

- **Transduction of stress signal** – sequence of processes in which a factor of stress interacts with a receptor, generally located in cell surface, increasing the level of a second messenger and, finally, altering the cell functioning (Taiz & Zeiger, 2011).

Acknowledgements

The authors acknowledge INCT/CNPq, CAPES, and FUNCAP for financial support; the colleagues from the Biochemistry and Molecular Biology Department, and the Agricultural Engineering Department from UFC; the student Joanna de Freitas Rocha for preparation of figures; and colleagues and students for allowing us to use unpublished results.

Literatura Citada

Abreu, C. E. B.; Araújo, G. S.; Monteiro-Moreira, A. C. O.; Costa, J. H.; Leite, H. B.; Moreno, F. B. M. B.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Proteomic analysis of salt stress and recovery in leaves of *Vigna unguiculata* cultivars differing in salt tolerance. Plant Cell Reports, v.33, p.1289-1306, 2014.

Abreu C. E. B.; Prisco, J. T.; Nogueira, A. R. C.; Bezerra, M. A.; Lacerda, C. F.; Gomes-Filho, E. Physiological and biochemical changes occurring in dwarf-cashew seedlings subjected to salt stress. Brazilian Journal of Plant Physiology, v.20, p.105-118, 2008.

Adreenko, S. S.; Potapor, N. G.; Kosulina, L. G. The effect of sap from maize plants grown at various pH levels on growth of carrot callus. Botanical Science: Proceedings of the Academy of Sciences of the URSS (English translation), v.35, p.155-156, 1964.

Agarwal, P. K.; Sheel, P.; Gupta, K.; Jha, B. Bioengineering for salinity tolerance in plants: State of the art. Molecular Biotechnology, v.54, p.102-123, 2013.

Alencar, N. L. M.; Gadelha, C. G.; Galão, M. I.; Dolder, M. A. H.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Ultrastructural and biochemical changes induced by salt stress in *Jatropha curcas* seeds during germination and seedling development. Functional Plant Biology, v.42, p.865-874, 2015.

Alvarez-Pizarro, J. C.; Gomes-Filho, E.; Lacerda, C. F.; Alencar, N. L. M.; Prisco, J. T. Salt-induced changes on H^+-ATPase activity, sterol and phospholipid content and lipid peroxidation of root plasma membrane from dwarf-cashew (*Anacardium occidentale* L.) seedlings. Plant Growth Regulation, v.59, p.125-135, 2009.

Apel, K.; Hirt, H. Reactive oxygen species: Metabolism, oxidative stress, and signal transduction. Annual Review of Plant Biology, v.55, p.373-399, 2004.

Apse, M. P.; Aharon, G. S.; Snedden, W. A.; Blumwald, E. Salt tolerance conferred by overexpression of a vacuolar Na^+/H^+ antiport in *Arabidopsis*. Science, v.285, p.1256-1258, 1999.

Azevedo-Neto, A. D.; Gomes-Filho, E.; Prisco, J. T. Salinity and oxidative stress. In: Khan, N. A.; Singh, S. (ed.) Abiotic stress and plant responses. New Delhi: I.K. International, 2008. Cap.4, p.57-82.

Azevedo-Neto, A. D.; Prisco, J. T.; Eneas-Filho, J.; Medeiros, J.-V. R.; Gomes-Filho, E. Hydrogen peroxide pretreatment induces salt-stress acclimation in maize plants. Journal of Plant Physiology, v.162, p.1114-1122, 2005.

Bänziger, M.; Araus, J.-L. Recent advances in breeding maize for drought and salinity stress tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.531-564.

Batelli, G.; Verslues, P. E.; Agius, F.; Qiu, Q.; Fujii, H.; Pan, S.; Schumaker, K. S.; Grillo, S.; Zhu, J. K. SOS2 promotes salt tolerance in part by interacting with the vacuolar H^+-ATPase and upregulating its transport activity. Molecular and Cellular Biology, v.27, p.7781-7790, 2007.

Ben-Hayyim, G.; Moore, G. A. Recent advances in breeding citrus for drought and salinity stress tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.627-642.

Ben-Zioni, A.; Itai, C.; Vaadia, Y. Water and salt stresses, kinetin and protein synthesis in tobacco leaves. Plant Physiology, v.42, p.362-365, 1967.

Bernstein, L. Osmotic adjustment of plants to saline media. I. Steady state. American Journal of Botany, v.48, p.909-918, 1961.

Bernstein, L.; Hayward, H. E. Physiology of salt tolerance. Annual Review of Plant Physiology, v.9, p.25-46, 1958.

Blumwald, E.; Aharon, G. S.; Apse, M. P. Sodium transport in plant cells. Biochimica et Biophysica Acta, v.1465, p.140-151, 2000.

Bose, J.; Rodrigo-Moreno, A.; Shabala, S. ROS homeostasis in halophytes in the context of salinity stress tolerance. Journal of Experimental Botany, v.65, p.1241–1257, 2014.

Boyko, H. Salinity and aridity: New approaches to old problems. Monographiae Biologicae. v. 16, The Hague: W. Junk Publishers, 1966. 408p.

Bray, E. A.; Bailey-Serres, J.; Weretilnyk, E. Responses to abiotic stress. In: Buchanan, B. B.; Gruissem, W.; Jones, R. L. (ed.) Biochemistry and molecular biology of plants. Rockville: American Society of Plant Physiology, 2000. p.1158-1203.

Breusegem, F. van; Vranová, E.; Dat, J. F.; Inzé, D. The role of active oxygen species in plant signal transduction. Plant Science, v.161, p.405-414, 2001.

Burrows, W. F.; Carr, D. J. Effect of flooding the root system of sunflower plants on the cytokinin content in xylem sap. Physiologia Plantarum, v.22, p.1105-1112, 1969.

Byun, M.-O.; Kwon, H.-B.; Park, S.-C. Recent advances in genetic engineering of potato crops for drought and saline stress tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.713-738.

Cabello, J. V.; Lodeyro A. F.; Zurbriggen, M. D. Novel perspectives for the engineering of abiotic stress tolerance in plants. Current Opinion in Biotechnology, v.26, p.62-70, 2014.

Chinnusamy, V.; Zhu, J; Zhou, T.; Zhu, J.-K. Small RNAs: Big role in abiotic stress tolerance of plants. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.223-260.

Clouse, S. D.; Sasse, J. M. Brassinosteroids: Essential regulators of plant growth and development. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, v.49, p.427-451, 1998.

Conde, A.; Chaves, M. M.; Gerós, H. Membrane transport, sensing and signaling in plant adaptation to environmental stress. Plant & Cell Physiology, v.52, p.1583–1602, 2011.

Craig Plett, D.; Møller, I. S. Na^+ transport in glycophytic plants: What we know and would like to know. Plant, Cell & Environment, v.33, p.612-626, 2010.

Cramer, G. R.; Läuchli, A.; Polito, V. S. Displacement of Ca^{2+} by Na^+ from the plasmalemma of root cells. A primary response to salt stress? Plant Physiology, v.79, p.207-211, 1985.

Cutler, S. R.; Rodriguez, P. L.; Finkelstein, R. R.; Abrams, S. R. Abscisic acid: Emergence of a core signaling network. Annual Review of Plant Biology, v.61, p.651-679, 2010.

Das, P.; Nutan, K. K.; Singla-Pareek, S. L.; Pareek, A. Oxidative environment and redox homeostasis in plants: Dissecting out significant contribution of major cellular organelles. Frontiers in Environmental Science, v.2, p.70, 2015.

Dat, J.; Vandenabeele, S.; Vranová, E.; von Montagu, M.; Inzé, D.; van Breusegen, F. Dual action of the active oxygen species during plant stress responses. Cell Molecular Life Science, v.57, p.779-795, 2000.

Deinlein, U.; Stephan, A. B.; Horie, T.; Luo, W.; Xu, G.; Schroeder, J. I. Plant salt-tolerance mechanisms. Trends in Plant Science, v.19, p. 371-379, 2014.

Demetriou, G.; Neonaki, C.; Navakoudis, E.; Kotzabasis, K. Salt stress impact on the molecular structure and function of the photosynthetic apparatus – The protective role of polyamines. Biochimica et Biophysica Acta, v.1767, p.272-280, 2007.

Demidchik, V. Mechanisms of oxidative stress in plants: From classical chemistry to cell biology. Environmental and Experimental Botany, v.109, p.212-228, 2015.

Flowers, T. J.; Munns, R.; Colmer, T. D. Sodium chloride toxicity and the cellular basis of salt tolerance in halophytes. Annals of Botany, v.115, p.419–431, 2015.

Flowers, T. J.; Troke, P. F.; Yeo, A. R. The mechanism of salt tolerance in halophytes. Annual Review of Plant Physiology, v.28, p.89-121, 1977.

Fooland, M. R. Current status of breeding tomatoes for salt and drought tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.713-738.

Freitas, P. A. F. Aplicação foliar de prolina como meio de minorar os efeitos do estresse salino em plantas de milho. Fortaleza: UFC, 2013. 109p. Dissertação Mestrado

Freitas, V. S. Metabolismo das poliaminas e do etileno e indução do sistema de defesa antioxidativa em genótipos de milho com tolerância diferencial ao estresse salino. Fortaleza: UFC, 2015, 137p. Tese Doutorado

Freitas, V. S.; Alencar, N. L. M.; Lacerda, C. F.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Changes in physiological and biochemical indicators associated with salt tolerance in cotton, sorghum and cowpea. African Journal of Biochemistry Research, v.5, p.264-271, 2011.

Gondim, F. A.; Gomes-Filho, E.; Costa, J. H.; Alencar, N. L. M.; Prisco, J. T. Catalase plays a key role in salt stress acclimation induced by hydrogen peroxide pretreatment in maize. Plant Physiology and Biochemistry, v.56, p.62-71, 2012.

Gondim, F. A.; Gomes-Filho, E.; Lacerda, C. F.; Prisco, J. T.; Azevedo-Neto, A.; Marques, E. C. Pretreatment with H_2O_2 in maize seeds: Effects on germination and seedling acclimation to salt stress. Brazilian Journal of Plant Physiology, v.22, p.103-112, 2010.

Gondim, F. A.; Miranda, R. S.; Gomes-Filho, E.; Prisco, J. T. Enhanced salt tolerance in maize plants induced by H_2O_2 leaf spraying is associated with improved gas exchange rather than with non-enzymatic antioxidant system. Theoretical and Experimental Plant Physiology, v.25, p.251-260, 2013.

Greenway, H.; Munns, R. Mechanism of salt tolerance in nonhalphytes. Annual Review Plant Physiology, v.31, p.149-190, 1980.

Griplet, J.; Deluc, L. G.; Cramer, G. R.; Cushman, J. C. Integrating functional genomics with salinity and water deficit stress responses in wine grape. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.643-668.

Guimarães, F. V. A.; Lacerda, C. F.; Marques, E. C.; Miranda, M. R. A.; Abreu, C. E. B.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Calcium can moderate changes on membrane structure and lipid composition in cowpea plants under salt stress. Plant Growth Regulation, v.65, p.55-63, 2011.

Gupta, B.; Huang, B. Mechanism of salinity tolerance in plants: Physiological, biochemical, and molecular characterization. International Journal of Genomics, v.1, p.1-18, 2014.

Gururani, M. A.; Venkatesh, J.; Tran, L. S. P. Regulation of photosynthesis during abiotic stress-induced photoinhibition. Molecular Plant, v.8, p.1304–1320, 2015.

Hasegawa, P. M. Sodium (Na^+) homeostasis and salt tolerance of plants. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.19-31, 2013.

Hasegawa, P. M.; Bressan, R. A.; Zhu, J.-K.; Bohnert, H. J. Plant cellular and molecular responses to high salinity. Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology, v.51, p.463-499, 2000.

Hedden, P.; Thomas, S. G. (ed.) Plant hormone signaling. Oxford: Blackwell Publishing Ltd, 2006. 346p.

Himabindu, Y.; Chakradhar, T.; Reddy, M. C.; Kanygin, A.; Redding, K. E.; Chandrasekhar, T. Salt-tolerant genes from halophytes are potential key players of salt tolerance in glycophytes. Environmental and Experimental Botany, v.124, p.39-63, 2016.

Hirt, H.; Shinozaki, K. Plant salt tolerance. In: Hirt, H.; Shinozaki K. (ed.) Plant responses to abiotic stress. Heidelberg: Springer-Verlag, 2014. p.241-270

Hmida-Sayari, A.; Gargouri-Bouzid, R.; Bidani, A.; Jaoua, L.; Savouré, A.; Jaoua, S. Overexpression of Δ^1-pyrroline-5-carboxylate synthetase increases proline production and confers salt tolerance in transgenic potato plants. Plant Science, v.169, p.746-752, 2005.

Hossain, M. A.; Bhattacharjee, S.; Armin, S.-M.; Qian, P.; Xin, W.; Li, H.-Y.; Burritt, D. J.; Fujita, M.; Tran, L.-S. P. Hydrogen peroxide priming modulates abiotic oxidative stress tolerance : Insights from ROS detoxification and scavenging. Frontiers in Plant Science, v.6, p.1-19, 2015.

Hussain, S. S.; Ali, M.; Ahmad, M.; Siddique, K. H. M. Polyamines: Natural and engineered abiotic and biotic stress tolerance in plants. Biotechnology Advances, v.29, p.300-311, 2011.

Ikekawa, N.; Zhao, Y. Application of 24-epibrassinolide in agriculture. In: Cutler, H. G.; Yokota, T.; Adam, G. (ed.) Brassinosteroids: Chemistry, bioactivity, and applications. Washington: American Chemical Society, 1991. p.280-291.

Itai, C.; Richmond, A.; Vaadia, Y. The role of root cytokinins during water and salinity stress. Israel Journal of Botany, v.17, p.187-193, 1968.

Itai, C.; Vaadia, Y. Kinetin-like activity in root exudate of water stressed sunflower plants. Physiologia Plantarum, v.18, p.941-944, 1965.

Ji, H.; Pardo, J. M.; Batelli, J.; Oosten, M. J. V.; Bressan, R.; Li, X. The salt overly sensitive (SOS) pathway: Established and emerging roles. Molecular Plant, v.6, p.275-286, 2013.

Khan, M. S.; Ahmad, D.; Khan, M. A. Trends in genetic engineering of plants with (Na^+/H^+) antiporters for salt stress tolerance. Biotechnology & Biotechnological Equipment, v.29, p.815-825, 2015.

Kronzucker H. J.; Britto, D. T. Sodium transport in plants: A critical review. The New Phytologist, v.189, p.54-81, 2011.

Kuraishi, S. T.; Tezuka, T.; Ushijima, T.; Tazaki, T. Effect of cytokinins on frost hardiness. Plant and Cell Physiology, v.7, p.705-706, 1966.

Lacerda, C. F. Efeitos da salinidade no desenvolvimento e composição mineral de feijão-de-corda (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) e utilização de Ca^{2+} como meio de minorar tais efeitos. Fortaleza: UFC, 1995. 87p. Dissertação Mestrado

LaHaye, P. A.; Epstein, E. Salt toleration by plants: Enhancement with calcium. Science, v.166, p.395-396, 1969.

LaHaye, P. A.; Epstein, E. Calcium and salt tolerance by bean plants. Physiologia Plantarum, v.25, p.213-218, 1971.

Läuchli, A.; Grattan, S. R. Plant growth and development under salinity stress. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.1- 32.

Li, G.; Zhang, G.; Lance, R. Recent advances in breeding barley for drought and saline stress tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.603-626.

Li, J.; Hu, L.; Zhang, L.; Pan, X.; Hu, X. Exogenous spermidine is enhancing tomato tolerance to salinity – alkalinity stress by regulating chloroplast antioxidant system and chlorophyll metabolism. BMC Plant Biology, v.15, p.303, 2015.

Li, Z.-K.; Xu, J.-L. Breeding for drought and salt tolerant rice (*Oryza sativa* L.): Progress and perspectives. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.531-564.

Lubbers, E. L.; Chee, P. W.; Saranga, Y.; Paterson, A. H. Recent advances and future perspective in molecular breeding of cotton for drought and salinity stress tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.775-796.

Mahajan S.; Pandey, G. K.; Tuteja, N.; Calcium and salt stress signaling in plants: Shedding light on SOS pathway. Archives of Biochemistry and Biophysics, v.471, p.146–158, 2008.

Mahajan S.; Tuteja, N. Cold, salinity and drought stresses: An overview. Archives of Biochemistry and Biophysics, v.444, p.139-158, 2005.

Marques, E. C. Aclimatação de plantas de milho à salinidade mediada pelo pré-tratamento com nitroprussiato de sódio. Fortaleza: UFC, 2013. 99p. Tese Doutorado

Marques, E. C.; Freitas, P. A. F.; Alencar, N. L. M.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Increased Na^+ and Cl^- accumulation induced by NaCl salinity inhibits cotyledonary reserve mobilization and alters the source-sink relationship in establishing dwarf cashew seedlings. Acta Physiologiae Plantarum, v.35, p.2171-2182, 2013.

Mignolet-Spruyt, L.; Xu, E.; Idänheimo, N.; Hoeberichts, F. A.; Mühlenbock, P.; Mikael Brosché, M.; Breusegem, F. V.; Kangasjärvi, J. Spreading the news: Subcellular and organellar reactive oxygen species production and signalling. Journal of Experimental Botany, v.67, p.3831–3844, 2016.

Miller, G.; Suzuki, N.; Ciftci-Yilmaz, S.; Mittler, R. Reactive oxygen species homeostasis and signaling during drought and salinity stresses. Plant, Cell and Environment, v.33, p.453-467, 2010.

Miranda, R. S. Modulação bioquímica e molecular da aclimatação de plantas de sorgo à salinidade: Controle do acúmulo de Na^+ mediado pelo íon NH_4^+. Fortaleza: UFC, 2015. 161p. Tese Doutorado.

Miranda, R. S.; Alvarez-Pizarro, J. C.; Araújo, C. M. S.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Influence of inorganic nitrogen sources on K^+/Na^+ homeostasis and salt tolerance in sorghum plants. Acta Physiologiae Plantarum, v.35, p.841-852, 2013b.

Miranda, R. S.; Gomes-Filho, E.; Prisco, J. T.; Alvarez-Pizarro, J. C. Ammonium improves tolerance to salinity stress in *Sorghum bicolor* plants. Plant Growth Regulation, v.78, p.121-131, 2016.

Miranda, R. S.; Ruppenthal, V.; Lopes, L. S.; Fontenele, C.; Marques, V. B.; Bezerra, M. A.; Lacerda, C. F. Phosphorus fertilization improves soybean growth under salt stress. International Journal of Plant and Animal Science, v.1, p.21–29, 2013a.

Mittler, R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. Trends in Plant Science, v.7, p.405-410, 2002.

Mizrahi, Y.; Blumenfe, A.; Richmond, A. E. Abscisic acid and transpiration in leaves in relation to osmotic root stress. Plant Physiology, v.46, p.169-171, 1970.

Munns, R.; Richards, R. A. Recent advances in breeding wheat for drought and salt stress. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.565-586.

Munns, R.; Tester, M. Mechanisms of salinity tolerance. Annual Review of Plant Biology, v.59, p.651-681, 2008.

Nabors, M. W. Increasing the salt and drought tolerance of crop plants. In: Randall, D. D. (ed.) Current topics in plant biochemistry and physiology. v. 2. Columbia: University of Missouri Press, 1983. p.165-184.

O'Leary, J. W. The effect of salinity on the permeability of roots to water. Israel Journal of Botany, v.18, p.1-9, 1969.

O'Leary, J. W. Development and reversal of plant responses to salinity and water stress. In: Kreitlow, K. W.; Hart, R. H. (cords.) Plant morphogenesis as the basis for scientific management of range resources. Proceedings of Workshop USA-Australia Rangeland Panel, Washington: ARS-USDA, 1971. p.14-24.

O'Leary, J. W.; Prisco, J. T. Response of osmotically stressed plants to growth regulators. Advancing Frontiers in Plant Science, v.25, p.129-139, 1970.

Oertli, J. J. Effect of external salt concentrations on water relations in plants. II. Effect of the osmotic differential between external medium and xylem on water relations in the entire plant. Soil Science, v.102, p.285-263, 1966.

Oliveira, V. P.; Marques, E. C.; Lacerda, C. F.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Physiological and biochemical characteristics of *Sorghum bicolor* and *Sorghum sudanense* subjected to salt stress in two stages of development. African Journal of Agricultural Research, v.8, p.660-670, 2013.

Pathan, M. S.; Lee, J.-D.; Shannon, J. G.; Nguyen, H. T. Recent advances in breeding for drought and salt stress tolerance in soybean. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.739-774.

Peng, Z.; He, S.; Gong, W.; Sun, J.; Pan, Z.; Xu, F.; Lu, Y.; Du, X. Comprehensive analysis of differentially expressed genes and transcriptional regulation induced by salt stress in two contrasting cotton genotypes. BMC Genomics, v.15, p.1–28, 2014.

Pottosin, I.; Velarde-Buendía, A. M.; Zepeda-Jazo, I.; Dobrovinskaya, O.; Shabala, S. Synergism between polyamines and ROS in the induction of Ca^{2+} and K^+ fluxes in roots. Plant Signaling and Behavior, v.7, p.1084–1087, 2012.

Praxedes, S. C.; DaMatta, F. M.; Lacerda, C. F.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Salt stress tolerance in cowpea is poorly related to the ability to cope with oxidative stress. Acta Botanica Croatica, v. 0, p. 51-62, 2014.

Praxedes, S. C.; Lacerda, C. F.; DaMatta, F. M.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Salt tolerance is associated with differences in ion accumulation, biomass allocation and photosynthesis in cowpea cultivars. Journal of Agronomy and Crop Science, v. 196, p. 193-204, 2010.

Praxedes, S. C.; Lacerda, C. F.; Ferreira, T. M.; Prisco, J. T.; DaMatta, F. M.; Gomes-Filho, E. Salt tolerance is unrelated to carbohydrate metabolism in cowpea cultivars. Acta Physiologiae Plantarum, v. 33, p. 887-896, 2011.

Prisco, J. T. Alguns aspectos da fisiologia do "stress" salino. Revista Brasileira de Botânica**,** v.3, p.85-94, 1980.

Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Fisiologia e bioquímica do estresse salino. In: Gheyi, H. R.; Dias, N. S.; Lacerda, C. F. (ed.) Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados. 1. ed. INCTSal: Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, 2010. p.143-159.

Prisco, J. T.; O'Leary, J. W. Enhancement of intact bean leaf senescence by NaCl salinity. Physiologia Plantarum, v.27, p.95-100, 1972.

Qin, F.; Shinozaki, K.; Yamaguchi-Shinozaki, K. Achievements and challenges in understanding plant abiotic stress responses and tolerance. Plant & Cell Physiology, v.52, p.1569-1582, 2011.

Richards, L. A. (ed.) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: USDA, 1954. 160p. Agriculture Handbook No. 60

Ryu, H.; Cho Y-G. Plant hormones in salt stress tolerance. Journal of Plant Biology, v.58, p.147-155, 2015.

Sairam, R. K.; Tyagi, A. Physiology and molecular biology of salinity stress tolerance. Current Science, v.86, p.407-421, 2004.

Salisbury, F. B.; Ross, C. W. Plant Physiology. 3. ed. Belmont: Wadsworth Publishing Company, 1985. 540p.

Saxena, S. C.; Kaur, H.; Verma P.; Petla, B. P.; Andugula, V. R.; Majee, M. Osmoprotectants: potential for crop improvement under adverse conditions. In: Tuteja, N.; Gill, S. S. (ed.) Plant acclimation to environmental stress. New York: Springer, 2013. p.197-232,

Scandalios, J. G. The rise of ROS. Trends in Biochemical Science, v.27, p.483-486, 2002.

Schimper, A. F. W. Pflanzengeographie auf physiologischer grundlage. Jena: G. Fischer, 1898. 588p.

Setter, T. L.; Fregene, M. A. Recent advances in molecular breeding of cassava for improved drought stress tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.701-712.

Sharma, P.; Jha, A. B.; Dubey, R. S.; Pessarakli, M. Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions. Journal of Botany, v.2012, p.26, 2012.

Shinozaki, K.; Uemura, M.; Bailey-Serres, J.; Bray, E. A.; Weretilnyk, E. Responses to abiotic stress. In: Buchanan, B. B.; Gruissem, W.; Jones, R. L. (ed.) Biochemistry and molecular biology of plants. 2. ed. Oxford: Wiley Black Well, 2015. 1264p.

Silva, J. V.; Lacerda, C. F.; Costa, P. H. A.; Enéas-Filho, J.; Gomes-Filho, E.; Prisco, J. T. Physiological responses of NaCl stressed cowpea plants grown in nutrient solution supplemented with $CaCl_2$. Brazilian Journal of Plant Physiology, v.15, p.99-105, 2003.

Singh, M.; Kumar, J.; Singh, S.; Singh, V. P.; Prasad, S. M. Roles of osmoprotectants in improving salinity and drought tolerance in plants: A review. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v.14, p.407-426, 2015.

Slatyer, R. O. Effects of several osmotic substances on water relations of tomato. Australian Journal of Biological Sciences, v.14, p.519-540, 1961.

Ślesak, I.; Libik, M.; Karpinska, B.; Karpinski, S.; Miszalski, Z. The role of hydrogen peroxide in regulation of plant metabolism and cell signaling in response to environmental stresses. Acta Biochimica Polonica, v.54, p.39-50, 2007.

Sohan, D.; Jasoni, R.; Zajisek, J. Plant-water relations of NaCl and calcium-treated sunflower plants. Environmental and Experimental Botany, v.42, p.105-111, 1999.

Strogonov, B. P. Physiological basis of salt tolerance of plants. Jerusalem: Israel Program for Scientific Translation, 1964. 279p.

Strogonov, B. P. Structure and function of plant cells in saline habitats. New trends in the study of salt tolerance. Jerusalem: Israel Program for Scientific Translation, 1974. 284p.

Taiz, L.; Zeiger, E. Plant physiology. 5. ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 2011. 778p.

Türkan, I.; Demiral, T. Salinity tolerance of higher plants. In: Khan, N. A.; Singh, S. (ed.) Abiotic stress and plant responses. New Delhi: I.K. International, 2008. p.105-123.

Türkan, I.; Demiral, T. Recent developments in understanding salinity tolerance**.** Environmental and Experimental Botany, v.67, p.2-9, 2009.

Uchida, A.; Jagendorf, A. T.; Hibino, T.; Takabe, T. Effects of hydrogen peroxide and nitric oxide on both salt and heat stress tolerance in rice. Plant Science, v.163, p.515-523, 2002.

Wadleigh, G. H.; Ayers, A. D. Growth and biochemical composition of bean plants as conditioned by soil moisture tension and salt concentration. Plant Physiology, v.20, p.106-132, 1945.

Wadleigh, G. H.; Gauch, H. G.; Magistad, O. C. Growth and rubber accumulation in guayule as conditioned by soil salinity and irrigation regime. USDA Technical Bulletin 925, 1946. 34p.

Wahid, A.; Perveen, M.; Gelani, S.; Basra, S. M. A. Pretreatment of seed with H_2O_2 improves salt tolerance of wheat seedlings by alleviation of oxidative damage and expression of stress proteins. Journal of Plant Physiology, v.164, p.283-294, 2007.

Wyn Jones, R. G.; Gorham, J. Osmoregulation. In: Lange, O. L.; Nobel, P. S.; Osmond, C. B.; Ziegle, H. (ed.) Physiological plant ecology III: responses to chemical and biological environment. Encyclopedia of Plant Physiology, v. 12C. New York: Springer-Verlag, 1983. p.35-58.

Yamagushi, T.; Blumwald, E. Developing salt-tolerant crop plants: Challenges and opportunities. Trends in Plant Science, v.10, p.615-620, 2005.

Yamaguchi, T.; Hamamoto, S.; Uozumi, N. Sodium transport system in plant cells. Frontiers in Plant Science, v.4, p.1-7, 2013.

Zhang, J.-Y.; Wang, Z.-Y. Recent advances in molecular breeding of forage crops for improved drought and salt stress tolerance. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M.; Jain, S. M. (ed.) Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops. Dordrecht: Springer, 2007. p.797-817.

Zhu, J.-K. Cell signaling under salt, water and cold stresses. Current Opinion on Plant Biology, v.4, p.401-406, 2001.

Zhu, J.-K. Salt and drought stress signal transduction in plants. Annual Review of Plant Biology, v.53, p.247-273, 2002.

Zhu, J.-K. Regulation of ion homeostasis under salt stress. Current Opinion on Plant Biology, v.6, p.441-445, 2003.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

13 Mecanismos biomoleculares envolvidos com a resistência ao estresse salino em plantas

Joaquim A. G. Silveira[1], Sérgio L. F. Silva[1], Evandro N. Silva[1] & Ricardo A. Viégas[2]

[1] Universidade Federal do Ceará
[2] Universidade Federal de Campina Grande

Introdução

Com a expansão da área agrícola cultivada no mundo, partes marginais sujeitas à secas frequentes e solos salinos estão sendo progressivamente incorporadas. Além disso, com a expansão da irrigação, o problema da salinização secundária tem se tornado grave, particularmente nas regiões tropicais onde prevalecem condições climáticas adversas como evapotranspiração e temperaturas elevadas. Esses problemas são frequentemente associados com manejo inadequado da água e do solo e do uso de águas com elevado teor de sais, o que agrava intensamente o problema da salinização dos solos. Esse quadro é típico das regiões semiáridas, onde a irrigação aparece como uma importante alternativa tecnológica para incrementar a produtividade agrícola.

Paradoxalmente, apesar dos enormes prejuízos econômicos e sociais causados pela salinidade na redução na produção agrícola, poucos são os programas de melhoramento genético, em desenvolvimento no Brasil e no mundo, visando a obtenção de variedades resistentes, especialmente genótipos adaptados às regiões semiáridas tropicais. Ainda mais preocupante é o fato de atualmente ainda não se dispor de marcadores moleculares, bioquímicos e fisiológicos (biomoleculares) seguros ou viáveis para incorporação em programas de seleção assistida de melhoramento genético, para uma dada cultura específica, quer seja por meio dos métodos convencionais, quer seja pelas técnicas de engenharia genética.

A despeito do enorme progresso ocorrido na biologia vegetal, proporcionado pelo surgimento de ferramentas analíticas modernas e na grande quantidade de pesquisa publicada nas áreas de fisiologia vegetal e outras relacionadas nos últimos anos, ainda é limitada a compreensão dos mecanismos que conferem resistência ao estresse salino numa determinada espécie vegetal. Em parte essa dificuldade está associada com a própria complexidade da interação estresse-planta, que envolve caracteres genéticos poligênicos e interativos com o ambiente. Por outro lado, ainda existe um grande distanciamento entre a pesquisa básica em biologia vegetal e o melhoramento genético de plantas.

O melhoramento vegetal tradicional esteve sempre mais focado no aumento da produtividade sob condições favoráveis, sendo o melhoramento para áreas agrícolas marginais – como as áreas salinizadas, deixado em segundo plano. A maior integração entre a bioquímica e técnicas de biologia molecular (fatores biomoleculares) com a genética molecular e melhoramento de plantas deverá, em muito, contribuir para a obtenção de genótipos resistentes ao excesso de sais. Para isso, é necessário, inicialmente, descobrir os elos fracos das diversas vias metabólicas envolvidas com a resistência ao estresse salino, para em seguida eleger genes que possam controlar a resistência. Essa é uma tarefa muito difícil, haja vista que a resistência ao estresse salino é um caráter quantitativo que envolve diversas redes metabólicas, com forte interação com o ambiente.

Neste capítulo, iremos descrever, inicialmente, os principais mecanismos biológicos envolvidos com os efeitos do estresse salino assim como os principais tipos de respostas das plantas cultivadas. Serão destacados os processos atualmente mais utilizados nas pesquisas, enfatizando as vias metabólicas, os passos bioquímicos e os genes como maior potencial de controlar a resistência das plantas. Em seguida, será dado destaque especificamente aos seguintes processos: (1) mecanismos biomoleculares de resposta das plantas ao estresse salino; (2) ajustamento osmótico e proteção celular com ênfase nos solutos orgânicos prolina e glicina betaina; (3) transporte celular, homeostase iônica e compartimentalização vacuolar; (4) proteção e estresse oxidativo; (5) fotossíntese e (6) uso de marcadores moleculares na seleção e melhoramento genético.

Efeitos do Estresse Salino e Principais Mecanismos de Respostas das Plantas

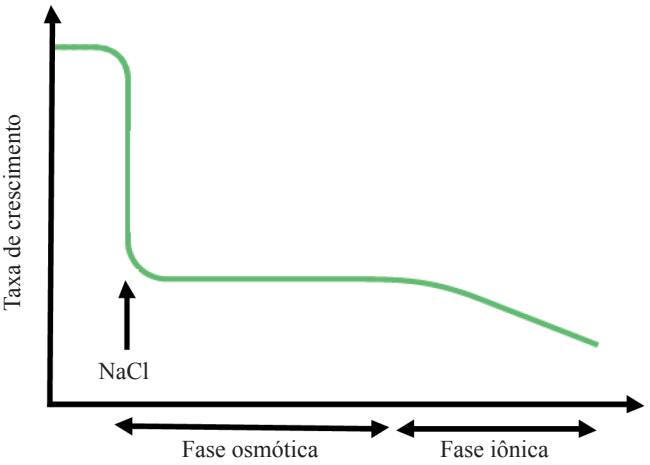
Efeitos osmóticos e efeitos iônicos

A salinidade causa grandes distúrbios no metabolismo das plantas, acarretando restrição de crescimento e perda de produtividade. Diversos são os processos biomoleculares afetados pelo estresse salino, sendo muito difícil estabelecer uma sequência dos eventos que são os "passos limitantes", uma vez que o metabolismo opera em redes complexas com milhares de reações bioquímicas interconectadas. Na realidade, os primeiros efeitos causados pelo excesso de sais são de natureza biofísica, se destacando os efeitos osmóticos, restringindo o transporte de água. Em seguida, rapidamente é desencadeada uma sequência de reações, moduladas por hormônios, que levam restrição à abertura estomática e assimilação fotossintética do CO_2.

Esses efeitos predominam na primeira fase do estresse salino ("fase osmótica"), a qual ocorre nos estágios iniciais da exposição das plantas à salinidade ou na presença de níveis moderados de sais em contato com o sistema radicular. Na verdade, comumente, nesse período o que as plantas exibem é na realidade mais uma resposta fisiológica do tipo aclimatativa ao estresse do que mesmo danos sofridos pelo estresse salino per si. Em outras palavras, muitas vezes o que comumente se diagnostica como sintomas de efeitos negativos do estresse salino, são, na realidade, respostas fisiológicas normais das plantas para superar ou se aclimatar àquela situação adversa.

À medida que os íons salinos se acumulam em excesso no citosol das células das plantas surgirão problemas de toxicidade (fase tóxica ou iônica) nas plantas expostas à salinidade. Entretanto, as espécies diferem largamente na resistência protoplasmática ou tecidual ao estresse salino. Essa capacidade de resistir está ligada principalmente com a intensidade de compartimentalização dos íons salinos dentro dos vacúolos e com a manutenção de um balanço K^+/Na^+ favorável no citosol. Atualmente, esse tem sido um dos alvos para a seleção e melhoramento genético de cultivares resistentes de algumas culturas, como será mostrado posteriormente.

Na fase de toxicidade iônica da salinidade ocorrem efeitos diretos e indiretos causados pelo excesso de íons no tecido ou mesmo no meio externo radicular. Esses mecanismos ainda não são bem compreendidos, mas acredita-se que concentrações, acima de certo limiar, desencadeiam inicialmente cascatas de reações bioquímicas de percepção e expressão de genes ligados ao fator modulador do estresse (presença de íons, potencial osmótico, mudanças na pressão de turgescência etc). Em seguida, ocorre a resposta da planta, envolvendo expressão gênica, síntese de proteínas e balanço hormonal. Essas respostas desencadearão diversos processos fisiológicos importantes. A Figura 1 apresenta as fases correspondentes aos efeitos osmóticos e iônicos do estresse salino na restrição do crescimento de uma planta.



Adaptado de Munns & Tester (2008)

Figura 1. Esquema hipotético mostrando a restrição de crescimento imposta pela exposição ao estresse salino: uma resposta rápida e de alta intensidade é causada pelo aumento da pressão osmótica no meio externo (fase osmótica) que reduz intensamente o crescimento. Uma resposta posterior, devido à acumulação excessiva de íons tóxicos nos tecidos (fase iônica), que em geral levam ao surgimento de sintomas visuais de toxicidade nas folhas (geralmente clorose seguida por surgimento de áreas necróticas). Essas respostas variam intensamente entre genótipos, nível de salinidade, solo e fatores ambientais

Os processos mais diretamente associados com a toxicidade iônica são a senescência e a morte celular programada, ambas induzidas por salinidade. Esses dois processos são complexos e interligados e são respostas comuns das plantas a estresses bióticos, como aqueles desencadeados por ataque por patógenos. Acredita-se que esses dois processos sejam os responsáveis pela sintomatologia visual da toxicidade iônica tais como clorose foliar (degradação de clorofila) e surgimento de pontos necróticos no limbo foliar (sintomas de apoptose ou morte celular). Portanto, aparentemente, muitos dos sintomas visuais da salinidade são mais efeitos indiretos do excesso de íons do que efeitos tóxicos diretos na célula.

Entretanto, o excesso de íons no citosol, especialmente o Na^+, causa grandes alterações sobre a atividade de enzimas e estrutura funcional de proteínas, causando efeitos diretos de toxicidade. Nessas condições, a salinidade pode induzir problemas sérios no transporte de água e de nutrientes minerais, acarretando "seca por salinidade" e desbalanço nutricional, especialmente na relação Na^+/K^+ no citosol. Em geral, esses efeitos manifestam-se somente na presença de níveis elevados de salinidade (estresse agudo) nas espécies sensíveis. Entretanto, muitas vezes, os sintomas de severidade do estresse não são positivamente associados com as concentrações dos íons salinos nos tecidos das plantas, mas sim com as concentrações no meio radicular externo.

A aclimatação à salinidade, que poderá ocorrer na presença de níveis moderados de sais ou nos genótipos mais resistentes, constitui um processo complexo que envolve o

surgimento de uma nova homeostase metabólica envolvendo alterações hormonais, no metabolismo celular e na expressão gênica. A consequência mensurável causada pelos efeitos do excesso de sais na primeira fase do estresse é a rápida e intensa redução na taxa de crescimento, principalmente na área foliar. Por muito tempo e ainda presente nos dias de hoje, a explicação geral para essa resposta fisiológica é dada pela modulação no crescimento associada com a diminuição na expansão da parede celular (redução na pressão de turgescência). A Figura 2 ilustra os principais efeitos do estresse salino nas plantas.

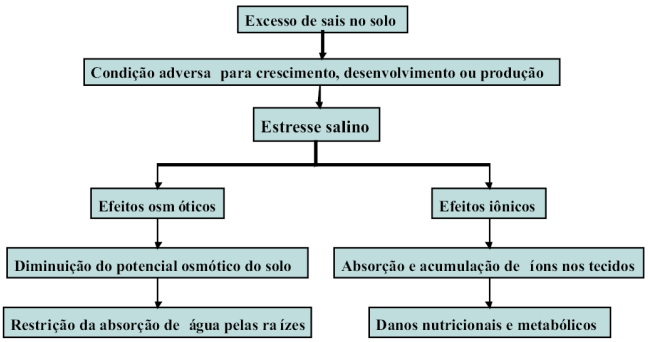


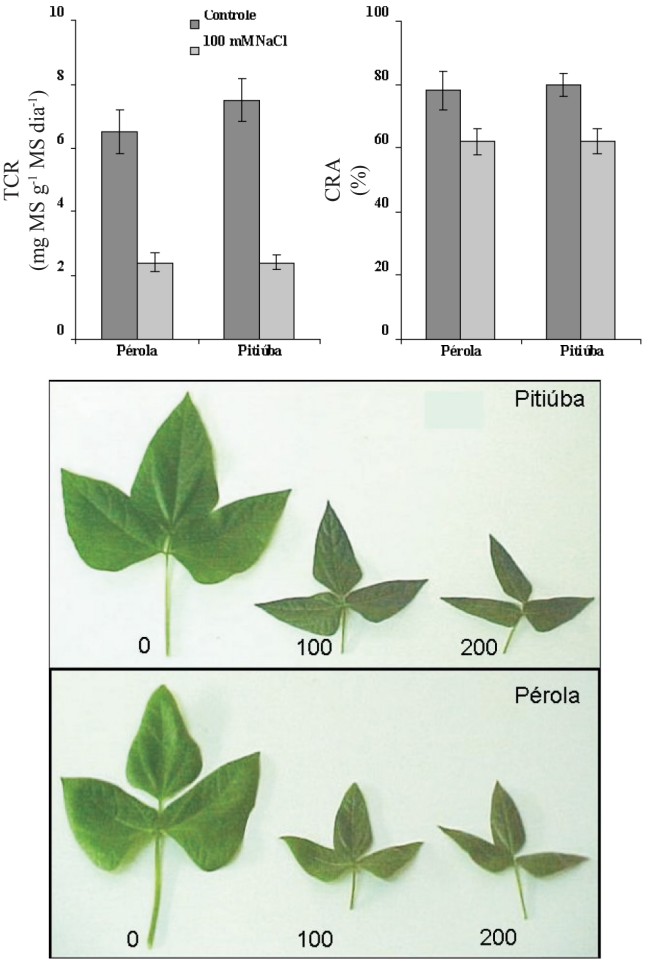
Figura 2. Esquema simplificado mostrando os principais efeitos do excesso de sais causando os efeitos osmóticos e iônicos do estresse salino

Mecanismos da inibição do crescimento de plantas pela salinidade

No nível bioquímico, ainda não existe, na literatura, um modelo teórico capaz de explicar a rápida modulação exercida pelo excesso de sais (no meio radicular) sobre o crescimento. É possível que esta resposta envolva uma cadeia de sinalização molecular (moduladores e proteínas), ativação e expressão de genes ligados às proteínas do ciclo celular (ciclinas), modulando a síntese protéica e a divisão celular, com participação de hormônios. Portanto, a modulação no crescimento, exercida pela salinidade moderada, deve-se a uma nova homeostase ditada por menores taxas de crescimento associadas, principalmente, como menor fotossíntese. Nessa fase, as reações bioquímicas funcionam normalmente, porém com menores velocidades.

Dessa maneira, afirma-se que os efeitos da salinidade são "silenciosos", pois as plantas, nessa fase do estresse, frequentemente não exibem sintomas de toxicidade ou de injúrias, nem de desbalanço nutricional ou desidratação visível. Assim, frequentemente, sob condições de baixo nível de salinidade, torna-se difícil, nas condições de campo, diagnosticar os efeitos e os sintomas da salinidade. Um exemplo bastante ilustrativo ocorre com plantas de feijão caupi que reduzem intensamente seu crescimento sem, entretanto, exibirem sintomas de toxicidade iônica nas folhas, conforme mostra a Figura 3.

O desenvolvimento das plantas em presença de salinidade na faixa baixa a moderada, que pode ser arbitrariamente definida de 2 a 4 dS m^{-1} de condutividade na solução do solo, é reduzido significativamente devido a modulação negativa



Extraído de Freitas (2006) e Maia et al. (2009)

Figura 3. Taxa de crescimento relativo (TCR), conteúdo relativo de água (CRA) e aspectos morfológicos de folhas de duas cultivares de feijão-caupi (Pérola e Pitiúba) cultivadas na ausência (0), 100 e 200 mM de NaCl durante 15 dias. A fotografia mostra que apesar dos altos níveis de salinidade as folhas não mostraram sintomas de toxicidade iônica, mas apresentaram forte restrição no crescimento

no crescimento. Nessas condições, em geral, as plantas conseguem completar seus ciclos de desenvolvimento, mas pagando o preço de uma menor produtividade. Pode-se dizer que o principal fator restritivo nessa fase é o da utilização de água devido à menor transpiração (maior resistência estomática) e, como consequência indireta, menor fotossíntese.

Entretanto, sob certas condições específicas, essa desvantagem (menor uso de água) poderá se tornar em uma vantagem competitiva tendo em vista uma melhor aclimatação às condições de restrição hídrica e fatores climáticos adversos como àquelas predominantes nas regiões semiáridas tropicais. Contudo, é fundamental que aqueles genótipos possuam a capacidade de restringir e compartimentalizar o excesso de íons salinos, evitando a toxicidade, especialmente nas folhas. A fase mais aguda do estresse salino causa intensos distúrbios metabólicos, os quais poderão levar à morte de tecidos e abscisão foliar. Nessas condições, virtualmente todos os processos celulares

entram em colapso, dependendo da severidade do estresse e da resistência do genótipo.

Um dos estresses secundários decorrentes da salinidade nessas condições é o estresse oxidativo, especialmente nas folhas, decorrente do descontrole metabólico envolvendo processos chaves tais como fotossíntese, respiração, fotorespiração e o metabolismo celular em geral. A despeito das plantas disporem de diversos mecanismos de proteção e reparação celular, o crescimento e a sobrevivência nessas condições irão depender de um complexo balanço envolvendo a base genética (genótipo) e o ambiente. A Figura 4 mostra de forma simplificada, os principais mecanismos que poderão conferir resistência ao estresse salino.

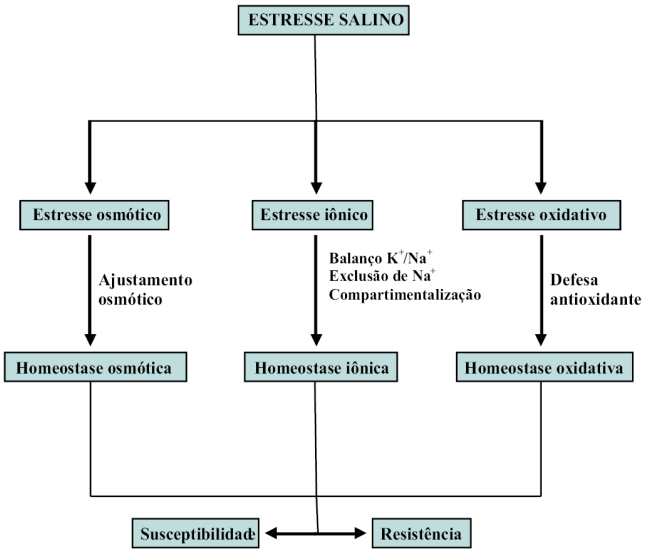


Figura 4. Esquema geral mostrando os principais processos envolvidos com a resistência ao estresse salino. O estresse salino induz pelo menos três tipos de estresses: estresse osmótico + estresse iônico + estresse oxidativo. Para cada tipo de estresse, as plantas desenvolvem mecanismos de reparação e proteção, que levarão aos novos estados de homeostase osmótica, homeostase iônica e homeostase oxidativa. Em função da eficácia de cada mecanismo de novo ajustamento poderão ocorrer respostas finais de sobrevivência e crescimento continuado (resistência) ou de parada de crescimento e morte da planta (sensibilidade)

Mecanismos Biomoleculares da Resistência à Salinidade

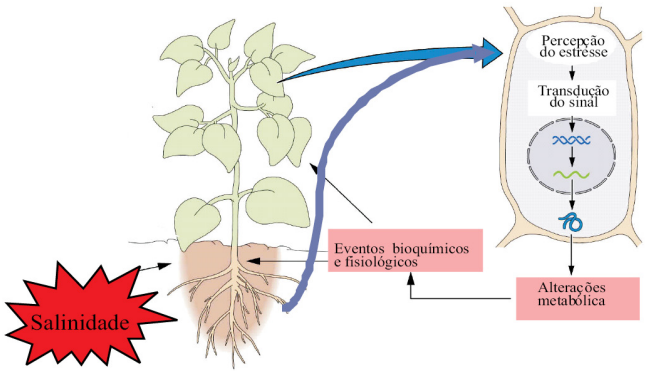
Considerações iniciais

Neste item, serão apresentados os principais mecanismos bioquímicos e de expressão gênica envolvidos com a aclimatação e adaptação das plantas ao excesso de sais. Serão destacados alguns dos processos biomoleculares mais importantes, enfatizando os principais alvos moleculares (genes) e bioquímicos com maior potencial de utilização na obtenção de plantas resistentes atualmente.

É importante frisar que ao se analisar a resposta de uma espécie ou cultivar ao estresse salino deve-se ter em mente duas situações bem distintas, mas difíceis de separação. Assim, é necessário separar os mecanismos de resposta envolvidos como estratégia de defesa ao estresse salino daqueles que são efeitos danosos da salinidade sobre o metabolismo. Por exemplo, a redução na biossíntese de clorofilas pode ser uma resposta aclimatativa ao estresse no sentido de economia de energia e menor captação de energia luminosa, para evitar estresse foto-oxidativo, e não um efeito danoso em si. Inversamente, o aumento na concentração de prolina, uma substância que favorece muitas espécies no ajustamento osmótico e proteção celular, muitas vezes é simplesmente um efeito de distúrbio metabólico causado pelo estresse.

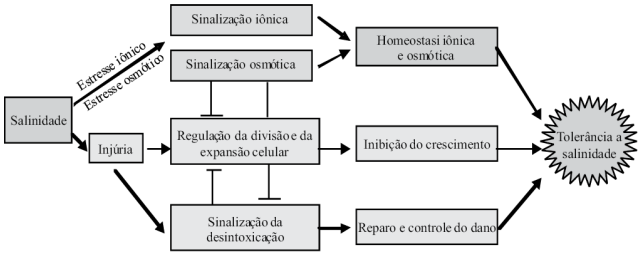
O metabolismo opera em centenas de rede de reações bioquímicas e frequentemente é muito difícil interpretar suas mudanças por efeito de estresses. Além disso, a resistência a estresse salino se dá por diversas mudanças aclimatativas ou adaptativas e raramente por uma ou algumas isoladamente. De fato, as respostas das plantas ao estresse salino é a consequência final de uma série de eventos bioquímicos e de expressão gênica de análise complexa. A Figura 5 mostra um esquema simplificado envolvendo o paradigma atual da resposta das plantas ao estresse salino e a outros tipos de estresses.

A Figura 6 mostra um esquema simplificado de diferentes vias envolvidas com as respostas ao estresse salino e as consequências na resistência ou sensibilidade das plantas.



Adaptado de Bray et al. (2000)

Figura 5. Modelo esquemático mostrando o mecanismo geral de resposta biomolecular das plantas à salinidade e a fatores de estresses em geral, ressaltando os eventos celulares e a resposta no nível de planta inteira

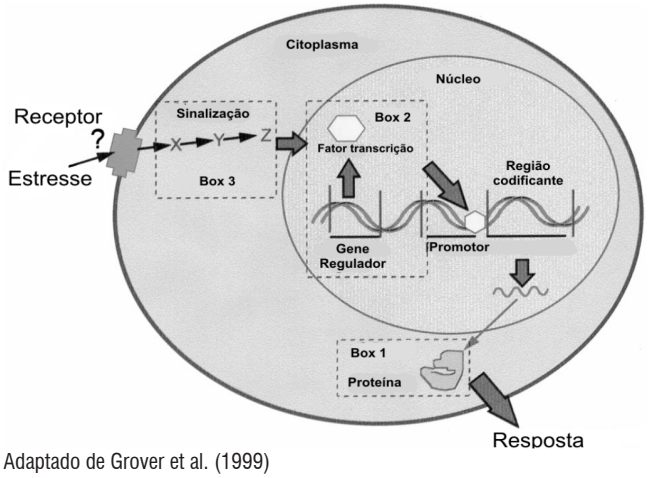


Adaptado de Zhu et al. (2002)

Figura 6. Vias potenciais de sinalização ao estresse salino. O estímulo causado pelos efeitos iônicos e osmóticos da salinidade é percebido por receptores que transmitem essa informação para o núcleo celular através de vias moleculares de transdução de sinais. As respostas na expressão gênica, de genes específicos relacionados, podem levar aos mecanismos de homeostase iônica e osmótica, regulação de crescimento e de reparo de danos celulares. Em conjunto, essas respostas podem resultar na tolerância ou sensibilidade da planta ao estresse

Papel da expressão gênica na resistência ao estresse salino

Em ultima análise, a expressão de genes faz parte do metabolismo celular, sendo cada parte dependente uma da outra. Assim, alterações na expressão de genes levam invariavelmente mudanças metabólicas e fisiológicas assim como o controle da expressão gênica está ligado com o metabolismo e a fatores ambientais. Atualmente, o grande desafio da biologia vegetal é compreender como esses fatores se interligam. No caso do estresse salino, a questão é saber como as alterações na expressão de genes envolvidos com resistência podem, de fato, contribuir (e de que maneira) com a resistência. A Figura 7 ilustra de modo simplificado, a interação entre fatores de estresse e a resposta gênica no nível celular.



Adaptado de Grover et al. (1999)

Figura 7. Modelo esquemático mostrando os três principais sítios celulares, com respectivos componentes moleculares, que podem ser manipulados geneticamente visando alterar a tolerância a estresses abióticos em plantas. O sítio 1 (BOX 1) está relacionado com as proteínas responsáveis pela resposta metabólica de proteção às alterações induzidas pelo estresse. O sítio 2 (BOX 2) se refere ao controle do processo de transcrição dos genes específicos e potenciais, enquanto o sítio 3 (BOX 3) engloba os componentes envolvidos com os mecanismos de percepção dos estímulos externos, que culmina com a transdução e amplificação do sinal emitido pelo fator de estresse até o núcleo. Após a expressão gênica, ocorrerá a resposta ao fator de estresse (BOX 1)

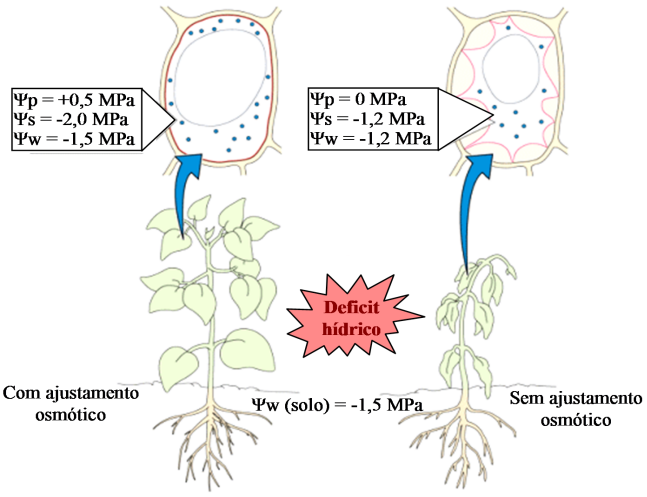
Ajustamento osmótico e homeostase hídrica: Aspectos biomoleculares gerais

O ajustamento osmótico é caracterizado como o aumento líquido na concentração de solutos na célula, descontando-se os aumentos devido à redução no volume celular. Esses incrementos ocorrem graças ao aumento na síntese de solutos orgânicos, mobilização desses solutos de outros tecidos e aumento na absorção e/ou migração de outros tecidos de solutos inorgânicos, especialmente K^+ e principalmente dos próprios íons salinos. Esse mecanismo permite a redução no potencial osmótico e aumento no potencial de turgescência da célula, facilitando a absorção de água e a manutenção do crescimento celular.

O ajustamento osmótico é crítico especialmente nos tecidos meristemáticos de raízes e folhas, possibilitando o crescimento continuado. Mais uma vez, as halófitas são os melhores modelos de ajustamento osmótico sob condições de salinidade. Essas espécies são capazes de exibir intenso e eficiente ajustamento mesmo sob condições extremas de excesso de sais, como em ambientes com concentrações próximas da água do mar. Infelizmente, a capacidade de ajustamento osmótico na maioria das espécies cultivadas (glicófitas) é, em geral, muito limitada sob condições de salinidade elevada. Como essas espécies não dispõem de estruturas especiais para acumular concentrações elevadas dos sais em suas folhas – como fazem as halófitas, a utilização dos próprios íons salinos para fins osmóticos torna-se limitada devido à possibilidade de atingirem níveis tóxicos.

As glicófitas lidam como uma situação delicada entre absorver mais íons para permitir absorver mais água e ter mais crescimento e não sofrer os efeitos tóxicos dos íons salinos. Essa situação é mais crítica ainda em tecidos meristemáticos – os que mais requerem crescimento, porque as células jovens possuem menor quantidade de vacúolos para armazenar os sais tóxicos. A situação ideal seria regular as taxas de absorção dos íons salinos, com a armazenagem em tecidos mais velhos, síntese de solutos orgânicos osmoticamente compatíveis e incremento na absorção de K^+ e outros nutrientes. A Figura 8 representa um esquema simplificado mostrando o ajustamento osmótico favorecendo o balanço hídrico e a manutenção da pressão de turgescência.

Os mecanismos de ajustamento osmótico e a acumulação de solutos compatíveis em plantas têm chamado a atenção durante muito anos. Vários trabalhos têm discutido a osmoproteção em plantas e sua potencial aplicação na tolerância à salinidade. Tem sido proposto, por diversos autores, que esses compostos beneficiam as células estressadas de duas formas: (1) pela ação como osmólitos citoplasmáticos, desse modo facilitando a absorção de água e (2) e na proteção e estabilização de estruturas e



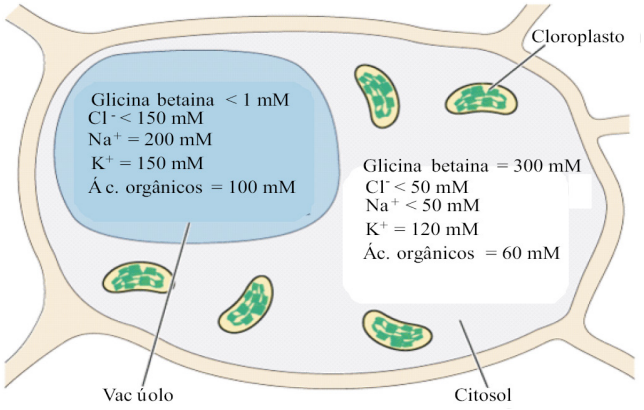
Adaptado de Bray et al. (2000)

Figura 8. Esquema geral mostrando a importância do ajustamento osmótico na absorção de água sob condições de baixo potencial hídrico do solo

macromoléculas (proteínas, membranas, cloroplastos e lisossomos).

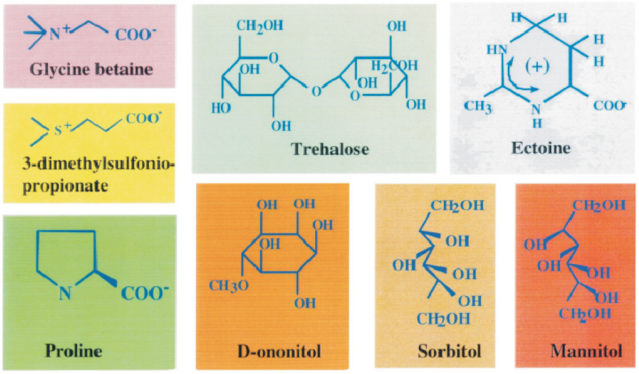
A Figura 9 mostra a compartimentalização de solutos inorgânicos e orgânicos em uma célula de folha que apresenta ajustamento osmótico em presença de salinidade.

Uma das respostas metabólicas ao estresse salino em algumas espécies é o aumento na síntese de osmólitos compatíveis. Eles auxiliam o ajustamento osmótico, protegem estruturas subcelulares e reduzem os danos oxidativos em resposta à salinidade. Os mais importantes desses compostos osmoticamente ativos são açucares, açúcares-poliois, aminoácidos e compostos quaternários de amônio. Os solutos mais estudados e com maior potencial de beneficiar as plantas com maior resistência ao estresse salino são: o aminoácido prolina, o composto quartenário de amônio glicina betaina, o açúcar-alcool manitol e o açúcar trealose. A Figura 10 mostra a estrutura química dos principais solutos compatíveis.



Adaptado de Bray et al. (2000)

Figura 9. Esquema geral de compartimentalização celular de solutos inorgânicos e orgânicos envolvidos no ajustamento osmótico de folhas submetidas ao estresse salino



Adaptado de Hasegawa et al. (2000)

Figura 10. Estrutura química dos principais solutos compatíveis encontrados em plantas superiores

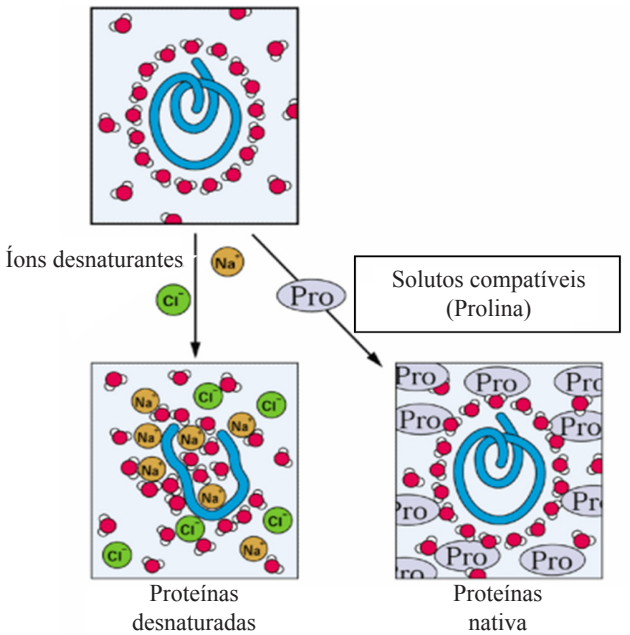
Papel da prolina no ajustamento osmótico e proteção celular de plantas sob estresse salino

A salinidade estimula um aumento na concentração de alguns aminoácidos livres, dentre eles a prolina. A observação de que a acumulação de prolina ocorria em tecidos de plantas expostas à deficiência hídrica ocorreu pela primeira vez em 1953, nos Estados Unidos. A partir daí milhares de trabalhos mostraram que esse fenômeno ocorria em diversos organismos e em diferentes tipos de estresses. Criou-se, então, o paradigma de que prolina estaria envolvida com a proteção de plantas contra estresses tais como seca e salinidade.

Inicialmente, foi demonstrado em cultivo de células, bactérias e sistemas livres de células (extratos de plantas) que concentrações muito elevadas de prolina (na ordem de 1000 mM) eram capazes de proteger proteínas contra desnaturação (Figura 11). Outros estudos, com genótipos contrastantes demonstraram que os mais resistentes à seca e salinidade apresentavam maior acumulação de prolina. Infelizmente, diversos outros estudos não confirmam àquelas conclusões, ou seja, outros genótipos mais sensíveis também acumulavam mais prolina na condição de estresse. Em seguida, foi claramente demonstrado que a acumulação de prolina geralmente ocorria após o surgimento dos sintomas de injúrias causados depois do estresse já ter sido estabelecido (Rocha, 2003).

Outros estudos, utilizando plantas transgênicas ou espécies com diferente capacidade para acumulação de prolina nos tecidos sob estresse, mostraram que tais concentrações não eram suficientemente elevadas para provocar uma contribuição significativa no potencial osmótico celular ou mesmo na proteção celular (Silva et al., 2009). Isso tudo levou a uma situação que ainda persiste nos dias atuais: a prolina contribui de fato para a resistência ao estresse salino ou sua acumulação é meramente um sintoma de distúrbio metabólico?

Um fato que pesa a favor do papel benéfico da prolina é que algumas espécies halófitas – as plantas mais evoluídas



Adaptado de Bray et al. (2000)

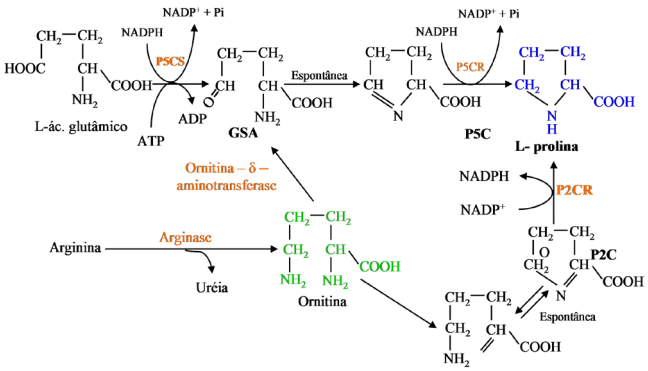
Figura 11. Esquema mostrando provável papel protetor de prolina e outros solutos orgânicos compatíveis na proteção de proteínas contra desnaturação causada por excesso de sais

para lidarem com excesso de sais, acumulam efetivamente esse aminoácido em grande quantidade para beneficiar o ajustamento osmótico do citosol e proteção de estruturas celulares. Independente da corrente de pensamento científico, a tentativa de aumentar os níveis de produção de prolina em plantas transgênicas por meio do aumento da expressão de genes codificadoras de enzimas de sua biossíntese tem sido um dos alvos preferidos para a obtenção de plantas resistentes (Silva et al., 2010a).

Os genes alvos mais utilizados são os das enzimas P5CS (Δ^1-pirroline-5-sintase de carboxilato) e P5CR (Δ^1-pirroline-5-redutase de carboxilato), consideradas como passos limitantes da via de biossíntese da prolina em plantas (Figura 12). Plantas transgênicas de diversas espécies têm sido transformadas com sucesso e sob condições restritas de laboratório essas plantas têm mostrado maior aclimatação às doses elevadas de NaCl. Entretanto, algumas plantas transformadas se mostraram mais resistentes sem porém apresentar níveis desse soluto em quantidade suficiente para contribuir com o ajustamento osmótico ou com proteção de proteínas contra desnaturação causada por excesso de sais.

Como prolina pode exercer um papel na proteção contra espécies reativas do oxigênio ou mesmo como sinalizador celular, alguns autores têm mais recentemente postulados esses efeitos benéficos para as células sob condições de estresse salino. Os poucos trabalhos existentes com genética clássica não são suficientes para concluir se de fato prolina é um caráter bioquímico favorável à resistência de plantas ao estresse salino. Portanto, a despeito dos grandes avanços nas técnicas de biologia molecular, ainda não se sabe o efetivo papel protetor exercido por prolina na resistência aos estresses abióticos.

Estudos em nosso laboratório com algumas espécies regionais do semiárido têm mostrado que a acumulação de prolina é mais expressiva sob condições de seca do que



Fonte: Rocha (2003)

Figura 12. Vias de biossíntese da prolina em plantas. A via iniciada pelo ácido glutâmico é considerada a mais importante sob condições de estresse osmótico. As reações consideradas mais importantes são a primeira, catalisada pela P5CS, que converte o ácido glutâmico em semi-aldeido glutâmico (GSA) e a PSCR, que reduz o Δ^1-pirroline 5- carboxílico (P5C) até prolina. Entretanto, em algumas espécies, como o cajueiro, a via da OAT – ornitina δ-aminotrasferase é importante sob condições de estresse salino

sob estresse salino, como ocorre com feijão-caupi, cajueiro, pinhão manso e *Atriplex nummularia* (Santiago, 2006; Silva et al. 2010a; Silveira et al. 2009). É interessante observar que feijão-caupi acumula quantidades expressivas de prolina nas raízes sob estresse hídrico, porém níveis bem mais baixos sob estresse salino.

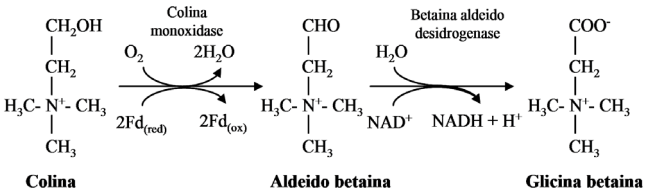
Na realidade, todas aquelas espécies acumulam pouca prolina, mas são as espécies de pinhão manso e erva sal as que possuem níveis endógenos elevados de outro importante soluto orgânico: a glicina betaina (Silva et al., 2009; Silveira et al., 2009). Nesses casos, as quantidades acumuladas nessas espécies são importantes para a proteção e ajustamento osmótico sob estresse salino.

Papel de glicina betaina no ajustamento osmótico e proteção celular sob estresse salino

Outro soluto sintetizado por algumas espécies em condições de estresse salino é a glicina betaína, um composto quaternário de amônio, cujo papel fisiológico está relacionado à osmorregulação do citosol e compartimentos celulares, na proteção de proteínas e na estabilização de membranas (Sakamoto & Murata, 2000). Sob salinidade, os níveis desse soluto aumentam intensamente em diversas espécies halófitas da família das Chenopodiaceae. Nessas espécies, esse soluto atinge concentrações elevadas mesmo na ausência de salinidade, evidenciando que talvez ela seja sintetizada constitutivamente a partir de um processo genético-biomolecular e evolutivo (Silveira et al., 2009).

A glicina betaína age como estabilizador osmótico e ajuda na proteção de macromoléculas sob desidratação, sendo considerado um excelente osmoprotetor (Hassine et al, 2008). Em plantas superiores, a via biossíntetica de glicina betaína é curta e direta: colina monoxigenase (CMO) converte colina para betaína aldeído, que por sua vez é convertido em betaína pela desidrogenase de betaína aldeído (BADH) – Figura 13. O aumento da expressão de transcritos de BADH em resposta ao estresse osmótico tem sido amplamente observado.

Em geral, as espécies glicófitas cultivadas apresentam baixas concentrações de glicina betaina. Em diversas espécies, em destaque o arroz, o gene da BADH tem sido transferido com sucesso gerando plantas transgênicas com produção aumentada de glicina betaina. Algumas dessas espécies transformadas, semelhante ao observado para as transformações com prolina, têm mostrado melhor aclimatação em níveis elevados de NaCl quando comparadas com as plantas não transformadas. Apesar das concentrações desse soluto protetor em plantas transgênicas muitas vezes



Adaptado de Chen & Murata (2008)

Figura 13. Via de biossíntese da glicina betaina em plantas

não ser elevadas, essa área da pesquisa é promissora na obtenção de plantas mais resistentes.

Entretanto, da mesma forma do que a prolina, o papel benéfico de glicina betaina em plantas transgênicas ainda não é totalmente claro. Alguns autores têm sugerido que o fato desse soluto se acumular preferencialmente em organelas como o cloroplasto, poderia assim exercer seu papel protetor uma vez que comumente as concentrações determinadas são no tecido ou na célula inteira. Como os cloroplastos representam uma pequena fração do volume celular, as medidas de concentração poderiam estar muito subestimadas. De fato, essa é uma limitação metodológica que é válida para outros solutos, assim como para interpretação de outras medidas de biomoléculas envolvidas com compartimentalizaçao celular, tal como atividade enzimática.

Outros solutos importantes no ajustamento osmótico sob estresse salino

Diversos outros solutos são importantes no ajustamento osmótico de diversas espécies vegetais, destacando-se: açucares solúveis (sacarose e glicose), manitol e trealose, dentre outros. Além disso, o conjunto dos aminoácidos livres totais e dos açucares solúveis representam quantitativamente os solutos orgânicos mais importantes no ajustamento osmótico ou contribuição para a manutenção do estado hídrico em níveis aceitáveis durante o estresse salino. Além do fator quantitativo, esses solutos se acumulam preferencialmente no citosol e organelas, fazendo o contraponto na homeostase osmótica com os íons salinos que se acumulam preferencialmente nos vacúolos.

Outro soluto frequentemente negligenciado na questão do ajustamento osmótico de plantas sob estresse salino é o K^+. Este íon é um componente essencial para o ajustamento osmótico celular além de influenciar no estado hídrico por participar da abertura e fechamento estomático. A sua importância no ajustamento osmótico de plantas sob estresse salino deve ser vista pelo menos sob três aspectos: (1) ele atinge concentrações elevadas nas células e se concentra preferencialmente no citosol; (2) não se liga quimicamente a nenhuma biomolécula, portanto, possui alta atividade osmótica; (3) é capaz de causar antagonismo com os íons Na^+.

Infelizmente, na maioria das espécies, incluindo as halófitas, sob condições de elevadas concentrações Na^+ as concentrações de K^+ são geralmente diminuídas devido ao mecanismo de competição ou antagonismo entre eles. Entretanto, esse processo é bastante dependente do genótipo e por isso tem sido apontado como um alvo potencial na obtenção de genótipos mais resistentes ao estresse salino por meio de índices simples como a relação K^+/Na^+ em diferentes órgãos ou tecidos.

Homeostase Iônica

Considerações iniciais

O aumento na concentração de sais na solução externa das raízes induz aumento no fluxo de íons na direção das células da epiderme, acarretando elevação nas concentrações iônicas no apoplasto, nas proximidades da membrana plasmática. Indubitavelmente, essa situação levará ao influxo crescente de íons salinos, quer seja por canais não seletivos, quer seja por meio de canais de íons específicos (ex. canais de K^+) ou por meio de proteínas transportadoras de cátions e ânions específicas para outros íons nutrientes da planta.

Esse processo levará ao aumento progressivo na concentração de sais no citosol e vacúolos até que uma nova homeostase se estabeleça. Nesse processo, proteínas transportadoras e canais de membranas podem ter suas sínteses aumentadas ou diminuídas (expressão gênica) no sentido de compatibilizar um balanço favorável ao metabolismo celular. Essa área do metabolismo celular ligada à resistência das plantas ao estresse salino tem recebido muita atenção da pesquisa nos últimos anos. Neste caso, as plantas do tipo halófitas têm funcionado como modelo devido sua grande compatibilidade para conviver com concentrações extremas de sais.

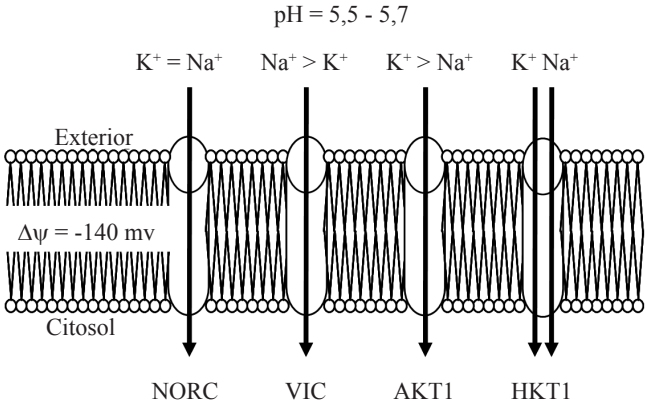
Vias de transporte de Na^+ na célula vegetal

O influxo de sódio nas células das raízes é um processo predominantemente passivo, sendo mediado por canais iônicos e sistemas de transporte do tipo uniporte. As principais vias envolvidas no influxo de Na^+ na celular vegetal são os transportadores de potássio de alta afinidade (HKT), os transportadores de cátions de baixa afinidade (LCT), os canais de cátions insensíveis a voltagem (VICs) e os canais de cátions não seletivos (NSCC) (Apse & Blumwald, 2007). Embora o papel específico de cada um desses sistemas de transporte possa variar em função da espécie e/ou das condições de crescimento, fortes evidências sugerem que esses diferentes tipos de sistemas de transporte podem operar em conjunto durante a absorção de Na^+.

As proteínas da família HKT representam um sistema de co-transporte tipo simporte Na^+/K^+, uma via seletiva para o influxo do Na^+ na célula. Em arroz (*Oryza sativa*), a expressão de alguns membros que compõem a família do HKT reforça o seu papel no influxo do Na^+. O gene OsHKT2;1 está presente em folhas e raízes de variedades de arroz resistente e sensível ao sal. A expressão do OsHKT2;1 na variedade resistente é reduzida em resposta a salinidade, indicando um mecanismo de redução na absorção de Na^+ associado com a tolerância ao estresse salino (Kader et al., 2006). O HKT também atua como simporte Na^+/K^+ em trigo e a redução de sua expressão na espécie resulta no menor acúmulo de Na^+ na raiz, o que está associado com o aumento da resistência ao sal.

Embora represente uma importante via para o influxo de Na^+ na célula vegetal, as proteínas do tipo HKT não são as principais vias para esse transporte. O transporte por canais iônicos (proteínas mediadoras da passagem de íons) é considerado a via mais importante, em termos quantitativos, para a entrada passiva do Na^+ na célula vegetal. Nesse sentido, recentes estudos têm demonstrado que os canais de cátions não seletivos (NSCC) são as principais vias de influxo de Na^+ nas células sob salinidade elevada (Tester & Davenport, 2003).

Apesar de existirem muitos genes candidatos que possam codificar os NSCC, a identidade desses canais (proteínas) permanece pouco clara. Duas famílias desses canais de cátions não seletivos, os CNGCs – canais ativados por ciclonucleotídios, e os GLRs – canais ativados por glultamato têm sido sugeridos como candidatos a canais do tipo NSCC (Tester & Davenport, 2003). A Figura 14 mostra as principais vias de influxo de Na^+ nas células vegetais.



Adaptado de Blumwald et al. (2000)

Figura 14. Vias de influxo de sódio localizadas na plasmalema de células vegetais. Diferentes carreadores de potássio podem mediar o influxo de Na^+ para dentro da célula. Os canais de potássio de baixa afinidade (AKT1) possuem alta seletividade K^+/Na^+. O canal de potássio de alta afinidade (HKT1) é um simporte K^+/Na^+. Os canais de cátions insensíveis a voltagem (VICs) apresentam uma maior seletividade Na^+/K^+. Os canais retificadores de cátions (NORC) são vias ativadas por Ca^{++} e não discriminam entre K^+ e Na^+

Exclusão e compartimentalização do Na^+ celular

A homeostase iônica intracelular é fundamental para a fisiologia normal das células vivas. Assim, a estrita regulação do controle dos mecanismos de influxo e efluxo de íons é essencial para a manutenção da concentração de íons tóxicos em níveis baixos e para o acúmulo de íons essenciais (Apse & Blumwald, 2007). As células vegetais empregam o transporte ativo primário, mediado por H^+ATPases, associado ao transporte ativo secundário, realizado por canais e carreadores em sistemas de co-transporte, para manter uma elevada relação K^+/Na^+ no citosol. Essa é uma condição essencial para a manutenção da turgescência celular e manutenção da homeostase metabólica celular.

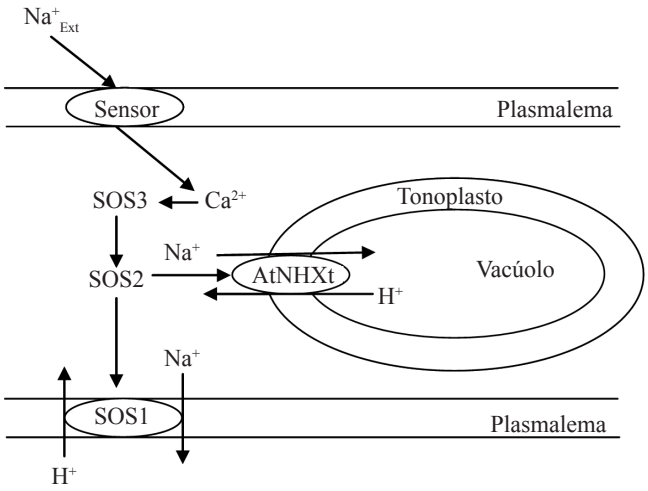
Os mecanismos de transporte presentes nas células vegetais estão relacionados com a tolerância ao excesso de Na^+ no meio externo. Essa tolerância é conferida pela exclusão do Na^+ celular através da plasmalema ou o seu acúmulo nos vacúolos, através do tonoplasto, evitando acúmulo no citosol (Apse & Blumwald, 2007). Os sistemas de contratransporte Na^+/H^+, presentes na plasmalema e no tonoplasto, são essenciais para a homeostase dos íons Na^+ e K^+ na célula. Esses sistemas de transporte representam um custo energético pelo fato das bombas de H^+ (H^+-ATPase ou ATPases dependentes do fluxo de prótons) fornecerem a força eletromotriz necessária para a exclusão de Na^+ a partir do citosol para dentro do vacúolo ou para o meio externo celular (apoplasto), que ocorre sempre contra um gradiente eletroquímico.

As bombas de prótons promovem o fluxo de H^+ através das membranas pelo sistema de transporte ativo primário, utilizando energia química na forma de ATP. Por outro lado, os sistemas de contratransporte Na^+/H^+ realizam o transporte ativo secundário, onde o fluxo do sódio contra o gradiente eletroquímico ocorre sempre acoplado ao fluxo de prótons, previamente bombeados pelas H^+ATPases, a favor do seu gradiente de concentração. Duas classes de sistemas de contratransporte Na^+/H^+, que atuam na exclusão do Na^+ citosólico, estão presentes em plantas, os transportadores SOS1 (Salt Overly Sensitive) na plasmalema e os NHX localizados no tonoplasto (Blumwald et al., 2000).

As proteínas SOS1 estão localizadas na membrana plasmática e sob condições de excesso de Na^+ no citosol podem atuar na sua exclusão pelo contratransporte Na^+/H^+ (Blumwald et al., 2000; Shi et al., 2002). Nesse sistema de co-transporte, a maior concentração de H^+ no exterior da célula, gerada e mantida pela ação de H^+ATPases da plasmalema, gera um gradiente de concentração de H^+ entre os lados da plasmalema. Este gradiente de prótons representa a força eletromotriz para impulsionar a ação do contratransporte Na^+/H^+ realizado pela SOS1, que acopla o influxo de H^+ na célula, a favor do seu gradiente de concentração, com o efluxo de Na^+ da célula contra seu gradiente de concentração.

No sistema radicular, as proteínas SOS1 podem está presentes na plasmalema de células epidérmicas, que podem excluir o Na^+ citosólico para o exterior, bem como na plasmalema de células que circundam o estelo ou nas célualas do parênquima adjacentes ao xilema. Quando localizada em torno do xilema da raiz, a exclusão do Na^+ realizada por esses transportadores pode levar a deposição desse íon no xilema e consequentemente no fluxo transpiratório, favorecendo transferência do Na^+ para a parte aérea. Dessa foram, esse sistema de transporte, que corresponde a um mecanismo de exclusão celular do Na^+, pode está diretamente envolvido com mecanismos que regulam o transporte e a distribuição desse íon na planta.

Além de atuar no contratransporte Na^+/H^+, as proteínas SOS1 também atuam como sensores de plasmalema responsável pela percepção do excesso de Na^+ extracelular. Conforme observado na Figura 15 essa proteína está localizada na plasmalema onde pode servir como um receptor de sinal, podendo desencadear uma resposta metabólica de sinalização através de proteínas quinases dependentes de Ca^{2+} no citosol. Por esse modelo, a presença do Na^+ externo leva a um aumento no teor de Ca^{2+} livre no citosol que modula a atividade de proteínas dependentes desse íon. Por essa via, a percepção e a transdução de sinal do efeito iônico da salinidade podem resultar na modulação da expressão de genes ligados com a atividade de proteínas transportadoras envolvidas com a exclusão de Na^+ do citosol (Zhu, 2003).



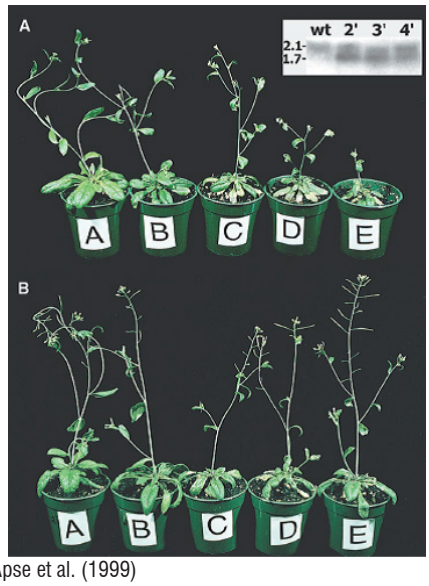
Adaptado de Zhu (2003)

Figura 15. Esquema geral mostrando o envolvimento de transportadores de Na^+ de plasmalema e de tonoplasto na presença de excesso de NaCl. A proteína SOS1 da plasmalema atua na exclusão do excesso de Na^+ celular, pelo contratransporte Na^+/H^+ e na percepção do Na^+ extracelular. A SOS1 é ativada pela ação das proteínas quinases dependentes de cálcio SOS2 e SOS3. A via SOS3-SOS2 também ativa a proteína NHX1, outro sistema de contratransportador Na^+/H^+ do tonoplasto, que realiza a inclusão do Na^+ no vacúolo

A exemplo do mecanismo de co-transporte realizado pela SOS1 da plasmalema, a NHX1 realiza um transporte ativo secundário, aproveitando a energia do gradiente eletroquímico gerado pelas H^+ATPases do tonoplasto como força eletromotriz. O gene da proteína NHX foi inicialmente identificado em plantas de *Arabidopsis thaliana*, denominado para essa espécie como AtNHX1 (Gaxiola et al., 1999). A proteína NHX1 está localizada no tonoplasto, onde atua como um contratransportador Na^+/H^+ acoplando a exclusão do próton, a favor do gradiente de concentração, com a inclusão do Na^+ no vacúolo, contra um gradiente eletroquímico.

A ação da proteína transportadora NHX1 do tonoplasto pode atenuar a toxicidade iônica causada pelo estresse salino nas plantas. Essa proteção é principalmente atribuída a compartimentalização do excesso de Na^+ citosólico para dentro do vacúolo, evitando danos em estruturas e macromoléculas celulares. Esse mecanismo de tolerância à salinidade tem se mostrado eficiente em plantas transgênicas de Arabidopsis (Apse et al., 1999), fumo (Wu et al., 2004) e algodão (He et al., 2005), apresentando aumento de expressão do gene NHX que codificam para a síntese dessa proteína.

Em Arabidopsis, o aumento da expressão do gene AtNHX resultou no significativo aumento da resistência à salinidade das linhagens transformadas, comparadas aquelas do tipo selvagem (Figura 16). Esse aumento de resistência foi correlacionado com o nível de expressão dos transcritos (mRNA) do gene e com o aumento do conteúdo e atividade da proteína NHX (Apse et al., 1999). Em algodão a resistência diferencial de cultivares ao estresse salino está relacionada com a expressão do gene GhNHX (Wu et al., 2004). Quando

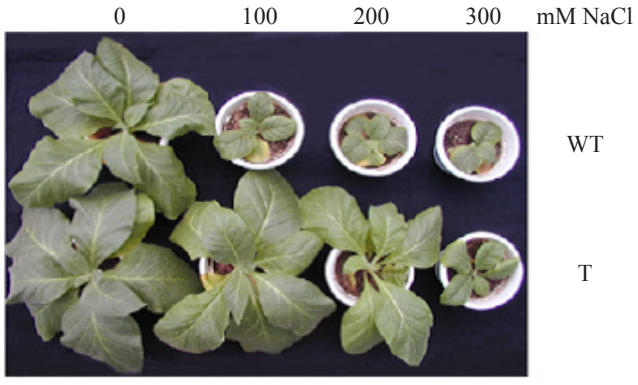


Extraído de Apse et al. (1999)

Figura 16. Plantas de Arabidopsis tipo selvagem (A) e transformada (B) apresentando nível elevado de expressão do gene AtNHX expostas a concentrações crescentes de NaCl durante 16 dias. (A) controle; (B) 50 mM; (C) 100 mM; (D) 150 mM e (E) 200 mM

as cultivares ZM3, resistente a salinidade e as ZMS17 e ZMS12, sensíveis a salinidade, foram expostas 400 mM de NaCl foi observado que o nível de mRNA do GhNHX em folhas do ZM3 foi 3 e 7 vezes maior comparado ao observado nas cultivares ZMS17 e ZMS12, respectivamente.

A maior resistência à salinidade conferida pelo GhNXH no algodoeiro foi transferida para plantas de fumo pela inserção do cDNA desse gene. Nas plantas de fumo expressando o gene GhNHX de algodoeiro, foi observado um significativo aumento da resistência ao estresse salino. As plantas transgênicas, expressando o GhNHX, a diferença do aspecto visual e da produção de massa seca quando expostas a concentrações crescentes de NaCl foi marcante (Figura 17). A maior capacidade de crescimento, baseada na massa seca, foi relacionada com a indução da expressão do



Extraído de Wu et al. (2004)

Figura 17. Plantas de fumo do tipo selvagem (WT) e transformadas (T) expressando o gene GhNHX de algodão (*Gossypium hirsutum*) expostas a concentrações crescentes de NaCl durante 30 dias. As plantas transgênicas foram obtidas pela inserção do cDNA do gene GhNHX no genoma do fumo

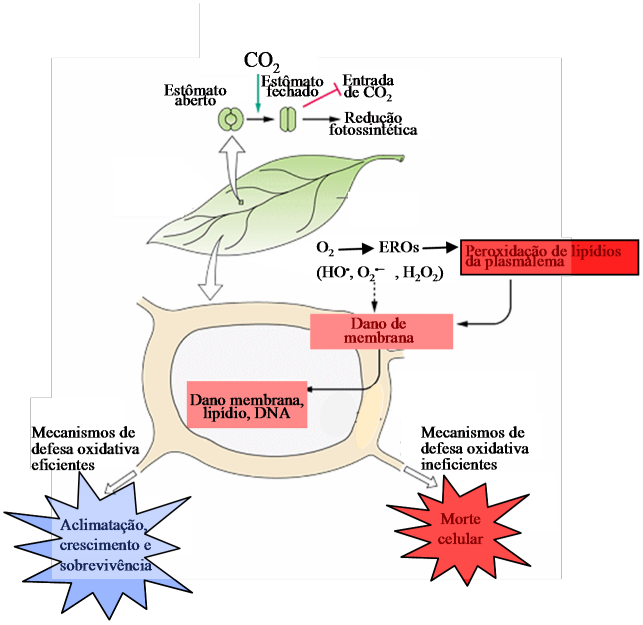
gene GhNHX, demonstrando que esse gene é um forte alvo para manipulação genética de plantas visando o aumento de resistência à salinidade.

Homeostase Redoxi e Proteção Oxidativa

Considerações iniciais

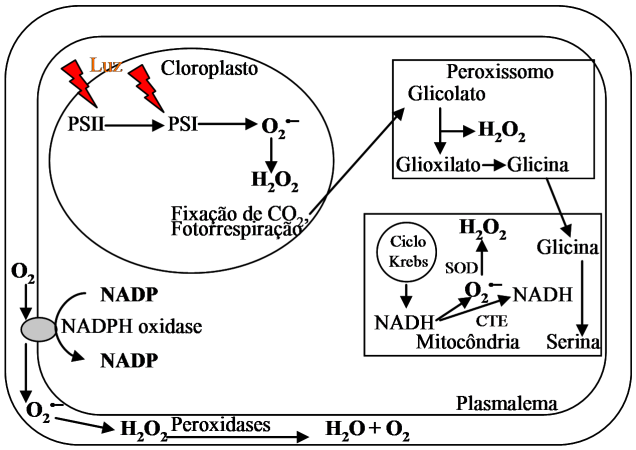
Mesmo mantendo um equilíbrio favorável na nova homeostase metabólica, envolvendo o balanço iônico e hídrico nas células, na condição de estresse salino a planta necessita ainda desenvolver novos mecanismos de proteção contra estresses secundários. Dentre esses se destaca o estresse oxidativo, que poderá surgir devido a mudanças causadas pela salinidade. Esses efeitos são mais importantes nas folhas expostas a um ambiente desfavorável tais como aqueles que apresentam baixa umidade do ar, temperaturas elevadas e alta radiação solar. Em conjunto, esses fatores podem intensificar os danos oxidativos induzidos pelo estresse salino.

Nessas condições, o fechamento estomático, induzido pela salinidade, pode causar profundo desbalanço no processo de fotossíntese, iniciado por um excesso de energia nos sistema de captação de luz, transporte de elétrons e fotossistemas dos cloroplastos. Esse excesso de energia passa a não ser aproveitado eficientemente pelo processo de redução do CO_2, culminando com um desbalanço entre as reações luminosas e de fixação de carbono. As Figuras 18 e 19 mostram os principais sítios de produção de EROs (Espécies Reativas de Oxigênio) na célula vegetal, e os primeiros eventos envolvendo a planta inteira relacionados com os distúrbios nas trocas gasosas que podem levar a geração excessiva dessas EROs.



Adaptado de Bray et al. (2000)

Figura 18. Esquema mostrando que a restrição estomática causada por estresse salino poder levar a restrição na fixação de CO_2 e conseqüente desbalanço na fotossíntese, resultando no aumento na produção de EROs e danos oxidativos, que poderão causar morte celular



Adaptado de Slesak et al. (2007)

Figura 19. Principais sítios de produção de EROs na célula vegetal em tecidos fotossintetizantes. Os principais sítios celulares, responsáveis pela produção de EROs, são o cloroplasto, peroxissomo e a mitocôndria. Além desses, pode ocorrer a geração de EROs no espaço apoplasto, pela ação da enzima NADPH oxidase localizada na plasmalema

Fotossíntese, fotorespiração e produção de EROs

O excesso de poder redutor na forma de elétrons nos fotossistemas, se não dissipado de maneira eficaz, poderá reduzir o O_2 convertendo-o em diferentes tipos de EROs, principalmente o oxigênio singleto ($^1O_2$), radicais superóxido ($O_2^{\bullet-}$), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e radical hidroxil ($^{\bullet}OH$). Além disso, sob condições adversas, o processo de fotorespiração pode ser intensificado, aumentando a produção de peróxido de hidrogênio nas folhas, através de reação nos peroxisomos. Em relação à capacidade de produção de EROs em tecidos fotossintéticos, os cloroplastos são considerados as principais organelas geradoras, seguidos pelos peroxissomos e mitocôndrias (Foyer & Noctor, 2003).

Nos cloroplasto a geração de EROs pode ocorrer pela fotorredução direta do oxigênio molecular, gerando o radical superóxido, seguido da produção de peróxido de hidrogênio oriundo da ação da dismutase do superóxido, localizada nessa organela. Nessa sequência de reações, o radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$) é formado no fotossistema I (PSI) pela transferência de elétrons da água para o O_2, via o sistema de transporte da ferredoxina, processo denominado reação de Mehler. O $O_2^{\bullet-}$ gerado é em seguida dismutado para H_2O_2 pela ação de uma isoforma da enzima dismutase do superóxido (Fe-SOD), localizada nos cloroplastos. O peróxido de hidrogênio produzido é reduzido a H_2O e O_2 pela peroxidase do ascorbato cloroplástica, evitando assim dano oxidativo.

Embora a formação de EROs nos cloroplastos seja uma condição natural da fotossíntese, diversos estímulos ambientais podem causar distúrbios no metabolismo do cloroplasto e intensificar essa produção, causando dano oxidativo. O fechamento estomático, induzido pela salinidade, causa desequilíbrio entre as fases fotoquímicas e de redução do carbono (Silva et al., 2010b). Como consequência, ocorre um aumento na relação NADPH/

$NADP^+$ no estroma devido à redução de funcionamento do Ciclo de Calvin, que consome o NADPH, acarretando diminuição no conteúdo de $NADP^+$, o principal aceptor de elétrons do PSI.

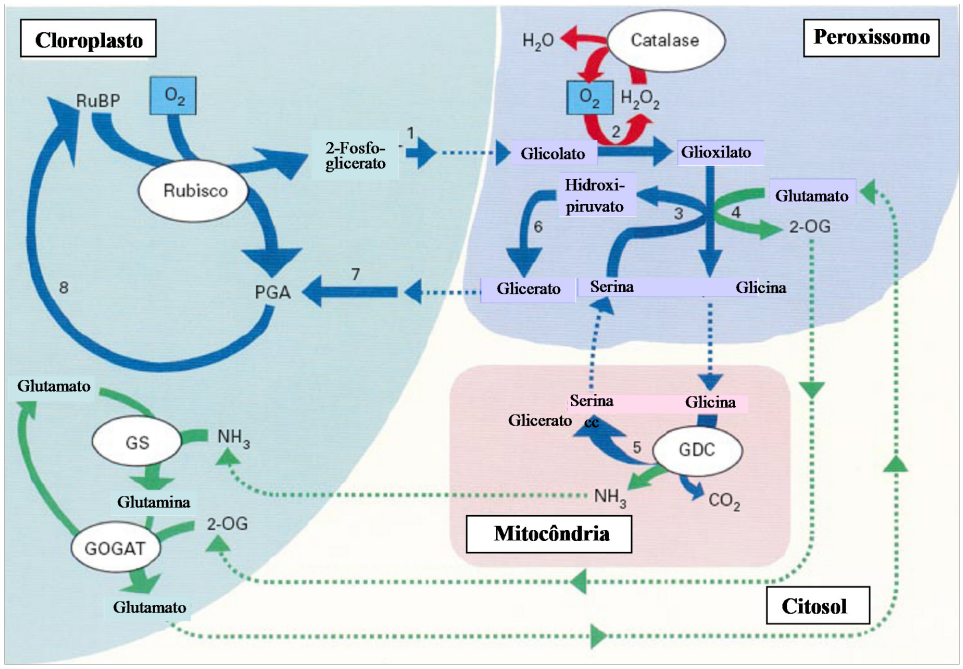
Sob condições de alta luminosidade esse distúrbio é exacerbado em função do excesso de elétrons nos sistemas de transporte dos tilacóides e dos fotossistemas, os quais se tornam sítios potenciais para fotorredução do O_2 e produção de EROs. Um dos principais distúrbios metabólicos relacionados com a eficiência do processo fotossintético é a ocorrência e a intensificação do processo fotorrespiratório (Silva et al., 2010c). A fotorrespiração é uma rota metabólica que descreve a absorção de luz dependente de O_2 associada à liberação de CO_2.

A reação inicial da fotorrespiração é a oxigenação da ribulose 1,5-bisfosfato (RuBP) pela Rubisco, formando 3-fosfoglicarato e 2-fosfoglicolato. Aproximadamente 75% do carbono que entra como 2-fosfoglicolato é reciclado para 3-fosfoglicerato por uma série complexa de reações envolvendo enzimas localizadas nos cloroplastos, peroxissomos e mitocôndrias. Este conjunto de reações que representa o maior destino metabólico do carbono glicolato, constitui a via fotorrespiratória. Em adição às enzimas diretamente envolvidas na reciclagem do carbono, outras enzimas possuem importantes papéis ligados aos processos como a assimilação de nitrogênio.

O processo fotorrespiratório provavelmente demanda mais energia que a fixação de CO_2. Entretanto, a oxigenação da RuBP aumenta significativamente a energia requerida por molécula de CO_2 fixado. Na realidade, os processos iniciados pela oxigenação podem ser considerados em termos metabólicos, ser um ciclo fútil que usa ATP e poder redutor para evitar densidades de energia de excitação potencialmente deletérias para o aparato fotossintético. Um efeito da via fotorrespiratória, entretanto, é prevenir danos aos centros de reação quando a energia luminosa está em excesso.

Na sequência de reações para regeneração do 3-fosfoglicerato a partir do 2-fosfoglicerato ocorre a produção de H_2O_2 nos peroxissomos. No cloroplasto o 2-fosfoglicerato é desfosforilado à glicolato, pela ação da fosfatase do fosfoglicolato e em seguida, o glicolato é convertido à glioxilato no peroxissomo, pela oxidase do glicolato. Nessa reação, ocorre a geração simultânea de H_2O_2 que faz do peroxissomo uma das principais organelas produtoras de EROs da célula vegetal. Devido à meia vida relativamente longa e sua permeabilidade as membranas, o H_2O_2 produzido pode causar dano oxidativo no peroxissomo bem como em outros sítios celulares.

Sob condições ambientais que favoreçam a atividade de oxigenase da Rubisco, como a restrição estomática imposta pela salinidade, o processo fotorrespiratorio pode ser intensificado. Nessas condições a produção do H_2O_2 nessa organela é significantemente aumentada e os danos oxidativos podem se tornar bastante acentuados, caso os sistema de proteção presentes na célula não eliminem o excesso de H_2O_2 produzido. Dentre os mecanismos de proteção a enzima catalase (CAT) presente no peroxissomo é essencial para a remoção do excesso de H_2O_2 produzido sob tais condições, por realizar a proteção da própria organela, além de evitar o vazamento do H_2O_2 para outros locais da célula, conforme mostra a Figura 20.



Adaptado de Foyer & Noctor (2000)

Figura 20. Esquema mostrando a integração metabólica entre citosol, cloroplasto, mitocôndria e peroxissomos com destaque para a produção de EROs durante a via fotorrespiratória e o papel protetor das catalases (CAT) na eliminação do H_2O_2 produzido no peroxissomo

Mecanismos de proteção oxidativa

A produção em excesso de EROs no tecido vegetal poderá levar a uma situação metabólica extrema no ambiente celular, em que às espécies reativas irão se acumular progressivamente e acarretar danos por meio da peroxidação de lipídeos de membrana, proteínas e ácidos nucléicos, podendo levar à morte celular. Para lidar com esses distúrbios metabólicos as plantas dispõem de um complexo sistema de proteção oxidativa, representado por pigmentos, antioxidantes de baixa massa molecular e enzimas catalisadoras de reações de eliminação (desintoxicação) de EROs.

Todo esse arsenal bioquímico é constituído por uma fração constitutiva (já existente na célula antes do estresse) e por uma fração induzível, que é expressa em resposta ao surgimento do estresse. Sob condições salinas, o balanço entre a produção das EROs e a capacidade de remoção pela célula vegetal, poderá levar, ou não, a um certo grau de aclimatação da espécie ou genótipo ao estresse oxidativo causado pela salinidade. De fato, pesquisas nos últimos anos têm mostrado evidências de que a resistência ao estresse salino pode estar ligada como a capacidade de proteção oxidativa, atribuída a componentes de proteção enzimática e não enzimática.

A produção de EROs ocorre naturalmente associado ao metabolismo respiratório e fotossintético, representando uma condição metabólica normal das células vegetais. Em função dessa condição, a célula vegetal possui uma complexa rede de sistemas antioxidativos constituída por componentes de natureza enzimática e não enzimática que atua continuamente na proteção oxidativa. No entanto, em plantas sob salinidade pode ocorrer um aumento na produção de EROs devido ao desbalanço metabólico entre os sistemas de produção de EROs e de proteção oxidativa celular, podendo resultar em danos oxidativos severos.

Nessas condições os mecanismos de proteção oxidativa, representados principalmente pelos antioxidantes não enzimáticos ascorbato e glutationa, estão estritamente relacionados com a resistência ao estresse oxidativo em diferentes espécies. Além desses, a maior proteção oxidativa frente ao estresse salino é dependente também das principais enzimas oxidativas, como a dismutase do superóxido (SOD), a catalase (CAT), a peroxidase do ascorbato (APX), a redutase de glutationa (GR), a redutase do ácido monodeidroascórbico (MDHAR) e a redutase do ácido deidroascórbico (DHAR).

A biossíntese do ascorbato (ácido ascórbico) pode ocorrer em tecidos fotossintetizantes e não fotossintetizantes, indicando que sua produção não depende diretamente do processo fotossintético. No entanto, a localização exata da biossíntese do ascorbato na célula vegetal não está muito clara, embora estudos indiquem que possa ocorrer no citosol e mitocôndrias (Shao et al. 2008), ou nos cloroplastos, organela que possui altas concentrações de ascorbato. No vacúolo celular a concentração do ascorbato está próxima de 0,6 mM, enquanto que em alguns compartimentos dos cloroplastos e do citosol pode atingir concentrações entre 20 e 50 mM.

O ascorbato reduzido (ASA) é considerado o mais importante substrato para redução do H_2O_2 em água e oxigênio molecular na célula vegetal. A APX utiliza duas moléculas de ascorbato como doadoras de elétrons para reduzir uma molécula de H_2O_2 a H_2O e O_2, com a formação de duas moléculas do ácido monodeidroascórbico (MDHA). O MDHA é um radical instável e pode ser rapidamente desprotonado, de forma espontânea, para produzir ascorbato e ácido deidroascórbico (DHA). Além de ocorrer de forma espontânea, à redução do MDHA para ascorbato pode também utilizar doadores de elétrons específicos como o citocromo tipo b, a ferredoxina reduzida ou o NADPH.

Na célula vegetal, o ascorbato pode atuar como antioxidante secundário, doando elétrons para a redução do H_2O_2 na reação catalisada pela APX, ou primariamente, pela interação direta com diferentes EROs, como o H_2O_2, $O_2^{\cdot -}$, $HO^{\cdot}$, $^1O_2$ e hidroperóxidos de lipídios. O ascorbato pode ainda atuar na manutenção do estado reduzido do á–tocoferol, um importante antioxidante não enzimático na fase aquosa, pela redução da sua forma oxidada. O tocoferol (vitamina E) é um antioxidante solúvel em lipídio e capaz de interagir com as EROs e impedir as reações finais que causam peroxidação de lipídios no interior dos diferentes sistemas de membranas da célula vegetal (Ślesak et al., 2007).

A glutationa reduzida (GSH) é um tripeptídeo que ocorre na célula simultaneamente com a forma oxidada GSSG, formando o par redox GSH/GSSG. A glutationa pode ser sintetizada no citosol e/ou nos cloroplastos, onde estão localizadas as enzimas sintetase da γ-glutamilcisteina e sintetase da glutationa, duas enzimas que compõem a via biossintética desse tripeptídeo. A glutationa reduzida é a forma predominante de grupos SH não protéico, da célula, e está relacionada à regulação da absorção de enxofre no tecido radicular, além de atuar como antioxidante, no tamponamento redox e na expressão de genes de defesa.

Nas reações envolvendo a GSH, o grupo SH do resíduo de cisteína é oxidado para produzir GSSG, enquanto que a reação reversa é catalisada pela GR, utilizando NADPH. Na célula um pool de GSH em estado altamente reduzido, mantido pela atividade constante da GR, é necessário para a manutenção da atividade de muitas enzimas e para evitar a formação de pontes dissulfeto entre proteínas, impedindo a agregação e inativação enzimática. Em plantas, os tecidos metabolicamente ativos possuem concentrações relativamente altas de GSH, em torno de 4,5 mM nos cloroplastos. GSH podem atuar no tamponamento redoxi, formando barreiras entre os grupos SH dos resíduos de cisteína das proteínas e as espécies reativas de oxigênio, produzidas durante o metabolismo normal ou quando aumentadas sob condições de estresse.

Na célula, as enzimas oxidativas dismutases do superóxido (SODs) são responsáveis pela dismutação do $O_2^{\bullet -}$ para H_2O_2 e O_2, sendo elas consideradas a primeira linha de defesa antioxidativa enzimática. A produção do radical superóxido ($O_2^{\bullet -}$) pode ocorrer em qualquer sítio celular que possui cadeia de transporte de elétrons e oxigênio disponível,

como as mitocôndrias e os cloroplastos, além daqueles onde ocorrem reação redox, como os microssomos, glioxissomos, peroxissomos, apoplasto e citosol. Em plantas, as SODs podem ser encontradas em todos os compartimentos da célula capazes de produzir EROs, particularmente em cloroplastos, mitocôndria e peroxissomos, os principais sítios de produção de EROs na célula vegetal.

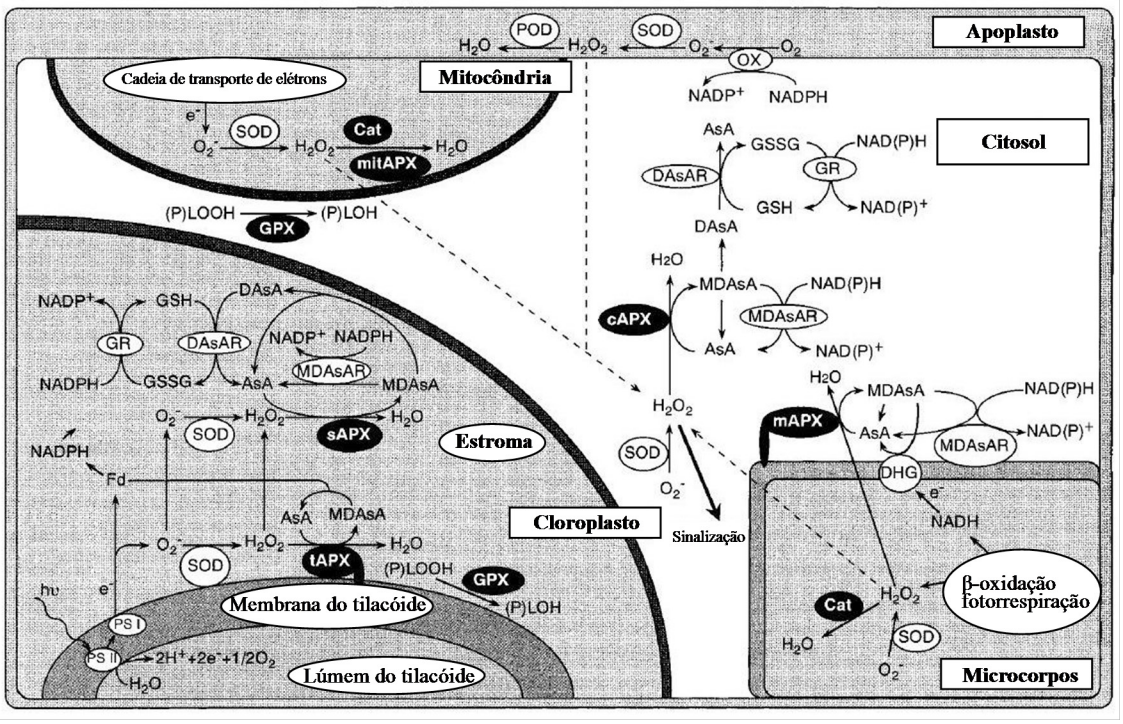
As SODs constituem uma família de metalo-proteínas que está subdividida em três grupos distintos, dependendo do co-fator enzimático: Fe-SOD, Mn-SOD e Cu/Zn-SOD, localizadas em diferentes sítios celulares. As isoformas Fe-SOD estão localizadas nos cloroplastos, enquanto as Mn-SOD podem ser encontradas nas mitocôndrias e peroxissomos. As isoformas Cu/Zn-SOD podem ser encontradas simultaneamente nos cloroplastos, citosol e no espaço extracelular (Alscher et al., 2002). Como resultado da ação das SODs na proteção oxidativa ocorre a produção imediata do H_2O_2, outro tipo de EROs que é removido da célula pela ação de diferentes peroxidases.

As peroxidases mais importantes na proteção oxidativa do tecido vegetal são as APXs e as CATs. As diferentes isoformas da APX estão amplamente distribuídas dentro da célula vegetal, enquanto a CAT está localizada exclusivamente dentro dos peroxissomos. As CATs são enzimas tetraméricas, com quatro subunidades idênticas de 60 kDa, contendo um grupo heme que catalisam a redução do H_2O_2 para H_2O e O_2, protegendo a célula dos danos oxidativos oriundos da acumulação excessiva do H_2O_2. Essas enzimas que estão presentes nos peroxissomos, glioxissomos e organelas relacionadas, onde enzimas produtoras de peróxido de hidrogênio, como a glicolato oxidase, estão localizadas.

Comparadas com as APXs, as catalases possuem baixa afinidade pelo substrato (H_2O_2), porém apresentam alta atividade catalítica. Essa diferença de propriedade cinética é atribuída à necessidade da ligação simultânea de duas moléculas de peróxido de hidrogênio ao sítio catalítico das CATs, para que ocorra a reação. Apesar disso, o papel das CATs na proteção oxidativa é extremamente importante, por essas enzimas estarem localizadas em pontos estratégicos da célula, em que há produção localizada de H_2O_2. Durante a fotorrespiração a catalase é essencial para a remoção do H_2O_2 gerado no peroxissomo.

Em plantas existem três isoformas de CATs, CAT1, CAT2 e CAT3, classificadas em três classes distintas. Na classe I estão as catalases SU2, do algodão, CAT1, de *Nicotiana plumbaginifolia*, CAT 2, de *A. thaliana* e CAT-2 do milho. Essas enzimas estão envolvidas com a remoção do H_2O_2 durante a fotorespiração e são dependentes de luz. A classe II inclui a CAT 2, do feijão (Suzuki et al., 1994), CAT 3, de milho e tomate, CAT 2 da batata, e CAT 1 de *A. thaliana*, encontradas principalmente no tecido vascular. A classe III inclui a SU1 do algodão, CAT 3 de N. plumbaginifolia, CAT 1 de feijão e CAT 3 de *A. thaliana*, localizadas nos glioxissomos de sementes.

A Figura 21 mostra as principais organelas e sítios celulares onde atuam os principais antioxidantes enzimáticos. As enzimas APXs compõem uma família de isoenzimas com características bastante distintas, localizadas em diversos sítios celulares, como citosol, cloroplastos, mitocôndrias, peroxissomos e glioxissomos (Shigeoka et al, 2002). As APXs cloroplásticas estão localizadas no estroma (sAPX) e nos tilacóides (tAPX). As isoformas citosólicas



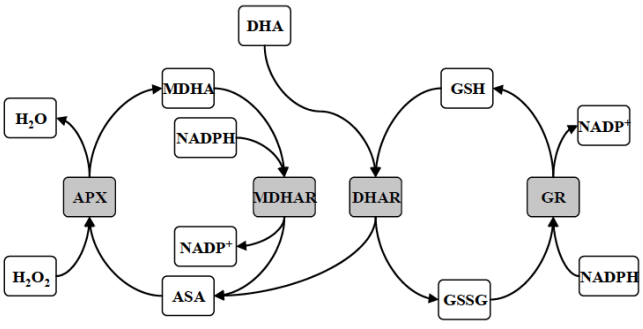
Adaptado de Shigeoka et al. (2002)

Figura 21. Esquema mostrando as principais organelas e sítios celulares, bem como os componentes metabólicos envolvidos com os processos de produção e de remoção de EROs na célula vegetal. AsA (ascorbato reduzido); MDAsA (ascorbato oxidado)

(cAPX) estão solúveis no citosol, enquanto aquelas presentes nos microcorpos e nas mitocôndrias (mAPX/mitAPX) estão associadas às membranas dessas organelas. As APXs cloroplásticas são monômeros com massa molecular de 37,2 kDa, as de mitocôndria e dos microcorpos possuem 31 kDa, e a citosólica é um homodímero com subunidades de 28 kDa.

Apesar dessas diferenças, todas as APXs utilizam o ascorbato reduzido (AsA) como doador específico de elétrons para reduzir o H_2O_2 para H_2O e O_2. No geral, a enzima APX utiliza dois elétrons intermediários, localizados no átomo de Fe^{+3} e em um resíduo de triptofano, para catalisar a redução do H_2O_2. O ciclo de reação inicia-se pela transferência dos elétrons do Fe^{+3} e do resíduo de triptofano do complexo reduzido APX-Fe(III)-R para o H_2O_2, resultando no complexo oxidado APX-Fe(IV)-R^+. Em seguida, ocorre a regeneração do estado redox do grupo R, pelo consumo de uma molécula de ASA, seguido da regeneração do complexo APX-Fe(III), pelo consumo da segunda molécula de ASA. Ao final da reação para cada duas moléculas de ASA oxidada (MDHA) uma de H_2O_2 é reduzida.

O papel da APX na proteção oxidativa ocorre associado com a ação das enzimas GR, MDHAR e DHAR, que compõem a ciclo do ascorbato-glutationa (Figura 22). Esse ciclo é uma rota metabólica essencial na proteção oxidativa e ocorre na mitocôndria, nos cloroplastos e nos peroxissomos. Nessa via a utilização do ascorbato leva a formação da sua forma oxidada, o monodeidroascorbato (MDHA). O MDHA é reduzido para ASA pela enzima redutase do monodeidroascorbato (MDHAR), utilizando NADPH, enquanto que o DHA é reduzido pela redutase de deidroascorbato (DHAR), utilizando glutationa reduzida (GSH). A redução do DHA para regenerar o ascorbato consome GSH, levando a produção da sua forma oxidada GSSG. A regeneração da GSH ocorre pela ação da GR, que utiliza o NADPH como poder redutor.



Adaptado de Foyer & Noctor (2000)

Figura 22. Ciclo ascorbato-glutationa na célula vegetal. APX – Peroxidases de ascorbato; MDHA – Redutase de monodehidroascorbato; DHAR – Redutase de dehidroascorbato; GR – Redutase de glutationa

Seleção Assistida com Marcadores Moleculares

A seleção assistida com marcadores moleculares (SAM) consiste em integrar a genética molecular com a seleção fenotípica, através da procura de alelos desejáveis, indiretamente, por meio do uso de marcadores ligados. Quanto mais próximo o marcador molecular estiver do gene ou do conjunto dos genes ligados com o processo fisiológico de resistência à salinidade, mais eficiente será o processo. Uma das técnicas de SAM mais utilizadas com sucesso em algumas culturas é mapeamento de locos controladores de caracteres quantitativos – QTLs ("quantitative Trait Loci").

A vantagem do uso da técnica de QTLs na seleção para resistência ao estresse salino é que os caracteres analisados possuem distribuição contínua e frequentemente são controlados por muitos genes, os quais são altamente influenciados pelo ambiente. Portanto, espera-se que essa técnica possa cobrir a lacuna deixada pela técnica de plantas transgênicas modificadas com um ou pouco genes, a qual tem se mostrado muito limitada na obtenção de plantas mais resistentes nas condições de campo. O uso dos QTLs permitirá a incorporação de um maior número de alelos desejáveis nos indivíduos, portanto, acelerando o melhoramento genético (Flowers, 2004).

Alguns trabalhos com tomateiro mostraram que a produtividade sob salinidade foi associada com a participação de QTLs e que as características desses marcadores foram diferentes entre as plantas cultivadas na presença ou na ausência da salinidade. Outros trabalhos têm demonstrado que os QTLs associados com tolerância variam com o estágio de desenvolvimento da planta. Por outro lado, em outras espécies tem sido demonstrado que os QTLs associados com diferentes tipos de resposta ao estresse salino (germinação, transporte iônico, tipo de fruto) são diferentes entre si, e sofrem influencia do ambiente (Flowers, 2004).

A utilização de QTLs para a obtenção de plantas resistentes à salinidade abre uma boa perspectiva porque essa técnica permite a identificação e futuramente a transferência de vários genes ligados com a resistência. Alguns poucos QTLs ligados à tolerância têm sido identificados dentro de alguns genomas, sugerindo que os caracteres possam ser determinados por um limitado numero de locais ou que genes associados com caracteres fisiológicos possam estar agrupados nos cromossomos. De cinco QTLs associados com efeitos da salinidade sobre o crescimento de arabidopsis, dois estavam localizados próximos de dois genes envolvidos com resposta ao estresse salino.

Devido à complexidade genética da resistência ao estresse salino, a identificação e transferência de vários genes ligados com os mecanismos de resistência, poderão contribuir no futuro para o melhoramento das culturas. No entanto, o fato de um QTL poder representar muitos, talvez centenas de genes, ainda constitui um desafio no sentido da identificação de locos chaves dentro de um determinado QTL. Outro desafio será descobrir a natureza dos QTLs, por exemplo, se eles são genes reguladores, para no futuro fazer melhoramento vegetal assistido com marcadores de DNA.

Conclusões e Perspectivas

Centenas de reações bioquímicas e de ação de promotores e expressão de genes deverão estar, de alguma maneira,

envolvidas com a resistência ao estresse salino. Essa previsão é baseada não somente a partir da natureza poligênica da resistência à salinidade, mas também no fato de que o metabolismo opera em redes com milhares de reações estreitamente interligadas entre si. Assim, dificilmente genes únicos ou alguns marcadores moleculares serão capazes de controlar a resistência ao estresse salino porque outras reações, outros genes e mudanças ambientais afetam a resposta de genes e moléculas.

Outros fatores que fazem aumentar a complexidade para o conhecimento dos mecanismos biomoleculares que controlam a resistência é a própria complexidade das interações planta-estresse e planta-ambiente. A despeito dos enormes avanços da biologia moderna, com o surgimento de um arsenal poderoso de ferramentas representadas pelo conjunto das "ômicas" (genômica, proteômica, metabolômica etc), muito ainda deverá ser feito na pesquisa.

A biologia vegetal (bioquímica, biologia molecular, fisiologia vegetal, genética, genética molecular) deverá, primeiramente, descobrir o que faz uma cultivar ser mais resistente à salinidade do que outra. Paradoxalmente, ainda não sabemos por que uma cultivar é mais resistente do que outra! Em seguida, é necessário descobrir como alguns genes podem de fato interferir nos mecanismos biomoleculares de resistência das plantas.

Somente após uma compreensão clara de como agem os genes e seus produtos (proteínas e outras biomoléculas), será possível identificar os mecanismos e os marcadores moleculares para serem utilizados de maneira eficaz em programas de melhoramento genético para obtenção de cultivares resistentes à salinidade. Em outras palavras, primeiro deveremos abrir as caixas pretas para depois gerar técnicas e tecnologias seguras, como a transgenia.

Na verdade, a biologia vegetal dispõe hoje de uma quantidade imensa de potenciais mecanismos bioquímicos e genes envolvidos com os processos que podem controlar a resistência ao estresse salino. A grande dificuldade parece ser canalizar esforços para que avanços reais de longo prazo não sejam fragmentados ao longo do caminho. Para isso, parece essencial a formação de redes interdisciplinares na grande área de biologia vegetal no sentido da elaboração de programas de longo prazo, tendo como meta a obtenção de produtos finais: a geração de cultivares resistentes à salinidade.

Após a seleção dos processos biomoleculares mais limitantes para a resistência ao estresse numa cultura específica, parece ser essencial a operacionalização desses caracteres selecionados em programas de melhoramento genético. Para isso, a seleção assistida com marcadores moleculares por meio do uso de QTLs parece ser a mais promissora por envolver diversos genes e o ambiente. Em paralelo, programas de melhoramento convencionais com técnicas de cruzamentos intraespecíficos e interespecíficos, com auxilio de marcadores bioquímicos, moleculares e fisiológicos, também devem ser estimulados.

Por outro lado, a técnica da transgenia com plantas transformadas com um ou pouco genes parece ter seu potencial maior como ferramenta para estudos de mecanismos biomoleculares envolvidos a resistência ao estresse salino. O conjunto dos resultados obtidos nos últimos anos com essa abordagem tem mostrado sua limitação na produção de cultivares com atributos favoráveis para resistência ao estresse salino em cultivos comerciais.

Literatura Citada

Alscher, R. G.; Erturk, N.; Heath, L. S. Role of superoxide dismutases (SODs) in controlling oxidative stress in plants. Journal of Experimental Botany, v.53, p.1331-1341, 2002.

Apse, M. P.; Aharon, G. S.; Snedden, W. A.; Blumwald, E. Salt tolerance conferred by overexpression of a vacuolar Na^+/H^+ antiport in Arabidopsis. Science, v.285, p.1256-1258, 1999.

Apse, M. P.; Blumwald, E. Na^+ transport in plants. FEBS Letters, v.581, p.2247-2254, 2007.

Blumwald, E.; Aharon, G. S.; Apse, M. P. Sodium transport in plant cells. Biochimica e Biophysica Acta v.1465, p.140-151, 2000.

Bray, E. A.; Bailey-Serres, J.; Weretilinik, E. Responses to abiotic stresses. In: Buchanan, B. B.; Gruissem, W.; Jones, R. L. (ed.) Biochemistry and molecular biology of plants. Rockville: American Society of Plant Physiologists, 2000. p.1149-1258.

Chen, T. H. H.; Murata, N. Glycinebetaine: An effective protectant against abiotic stress in plants: Review, Trends in Plant Science, v.13, p.499-505, 2008.

Flowers, T. J. Improving crop salt tolerance. Journal of Experimental Botany, v.55, p.307-319, 2004.

Foyer, C. H.; Noctor, G. Tansley review No. 112 Oxygen processing in photosynthesis: Regulation and signaling. New Phytologist, v.146, p.359-388, 2000.

Foyer, C. H.; Noctor, G. Redox sensing and signalling associated with reactive oxygen in chloroplasts, Peroxisomes and mitochondria. Physiologia Plantarum, v.119, p.355-364, 2003.

Freitas, J. B. S. Respostas fisiológicas ao estresse salino de duas cultivares de feijão caupi. Fortaleza: UFC, 2006. 113p. Tese Doutorado

Gaxiola, R. A.; Rao, R.; Sherman, A.; Grisafi, P.; Alper, S. L.; Fink, G. R. The *Arabidopsis thaliana* proton transporters, AtNhx1 and Avp1, can function in cation detoxification in yeast. Proceeding National Academy of Sciences, v.96, p.1480-1485, 1999.

Grover, A.; Sahi, C.; Sanan, N.; Grover, A. Taming abiotic stresses in plants through genetic engineering: Current strategies and perspective. Plant Science, v.143, p.101-111, 1999.

Hasegawa, P. M.; Bressan, R. A. Plant cellular and molecular responses to high salinity. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, v.51, p.463-499, 2000.

Hassine, A. B.; Ghanem, M. E.; Bouzid, S.; Lutts, S. An inland and a coastal population of the Mediterranean xero-halophyte species *Atriplex halimus* L. differ in their ability to accumulate proline and glycinebetaine in response to salinity and water stress. Journal of Experimental Botany. v.59, p.1315-1326, 2008.

He, C.; Yan, J.; Shen, G.; Fu, L.; Holaday, A. S.; Auld, D.; Blumwald, E.; Zhang, H. Expression of an Arabidopsis vacuolar sodium/proton antiporter gene in cotton improves photosynthetic performance under salt conditions and iIncreases fiber yield in the field. Plant Cell Physiology, v.46, p.1848-1854, 2005.

Kader, M. A.; Seidel, T.; Golldack, D.; Lindberg, S. Expressions of OsHKT1, OsHKT2 and OsVHA are differently regulated under NaCl stress in salt sensitive and salt-tolerant rice (*Oryza sativa* L.) cultivars. Journal of Experimental Botany, v.57, p.4257–4268, 2006.

Maia, J. M.; Macedo, C. E. C.; Voigt, E. L.; Freitas, J. B. S.; Silveira, J. A. G. Antioxidative enzymatic protection in leaves of two constrasting cowpea cultivars under salinity. Biologia Plantarum, v.54, p.159-163, 2010.

Munns, R.; Tester, M. Mechanisms of salinity tolerance. Annual Review of Plant Biology, v.59, p.651-681, 2008

Rocha, I. M. A. Regulação metabólica da acumulação de prolina em folhas de cajueiro expostas ao estresse salino. Fortaleza: UFC, 2003. 104p. Tese Doutorado

Sakamoto, A.; Murata, N. Genetic engineering of glicyne betaine synthesis in plants: Current status and implication for enhancement of stress tolerance. Journal of Experimental Botany, v.51, p.81-88, 2000.

Shao, H. B.; Chu, L. Y.; Lu, Z. H.; Kang, C. M. Primary antioxidant free radical scavenging and redox signaling pathways in higher plant cells. International Journal of Biological Sciences, v.4, p.8-14, 2008.

Shi, H.; Quintero, F. J.; Pardo, J. M.; Zhu, J. K. The putative plasma membrane Na^+/H^+ antiporter SOS1 controls long-distance Na^+ transport in plants. The Plant Cell, v.14, p.465-477, 2002.

Shigeoka, S.; Ishikawa, T.; Tamoi, M.; Miyagawa, Y.; Takeda, T.; Yabuta, Y.; Yoshimura, Y. Regulation and function of ascorbate peroxidase isoenzymes. Journal of Experimental Botany, v.53, p.1305-1319, 2002.

Silva, E. N.; Ferreira-Silva, S. L.; Fontenele, A. V.; Viégas, R. A.; Silveira, J. A. G. Photosynthetic changes and protective mechanisms against oxidative damage subjected to isolated and combined drought and heat stresses in *Jatropha curcas* plants. Journal of Plant Physiology, v.167, p.1157-1164, 2010a.

Silva, E. N.; Ferreira-Silva, S. L.; Viégas, R. A.; Silveira, J. A. G. The role of organic and inorganic solutes in the osmotic adjustment of drought-stressed Jatropha curcas plants. Environmental and Experimental Botany, v.69, p.279-285, 2010b.

Silva, E. N.; Ribeiro, R. V.; Ferreira-Silva, S. L.; Viégas, R. A.; Silveira, J. A. G. Comparative effects of salinity and water stress on photosynthesis, water relations and growth of *Jatropha curcas* plants, Journal of Arid Environments, v.74, p.1130-1137, 2010c.

Silva, E. N.; Silveira, J. A. G.; Rodrigues, C. R. F.; Lima, C. S.; Viégas, R. A. Contribution of organic and inorganic solutes to osmotic adjustment of physic nut under salinity. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.44, p.437-445, 2009.

Silveira, J. A. G.; Araújo, S. A. M.; Lima, J. P. M. S.; Viégas, R. A. Roots and leaves display contrasting osmotic adjustment mechanisms in response to NaCl-salinity in *Atriplex numularia*. Environmental and Experimental Botany, v.66, p.1-8, 2009.

Slesak, I.; Libik, M.; Karpinska, B.; Karpinski, S.; Miszalski, Z. The role of hydrogen peroxide in regulation of plant metabolism and cellular signalling in response to environmental stresses. Acta Biochimica Polonica, v.54, p.39-50, 2007.

Suzuki, M.; Ario, T.; Hattori, T.; Nakamura, K.; Asahi, T. Isolation and characterization of two tightly linked catalase genes from castor bean that are differentially regulated. Plant Molecular Biology, v.25, p.507-516, 1994.

Tester, M.; Davenport, R. Na^+ tolerance and Na^+ ransport in higer plants. Annals of Botany, v.91, p.503-527, 2003.

Wu, C. A.; Yang, G. D.; Meng, Q. W.; Zheng, C. C. The cotton GhNHX1 gene encoding a novelpPutative tonoplast Na^+/H^+ antiporter plays an important role in salt stress. Plant Cell Physiology, v.45, p.600-607, 2004.

Zhu, J. K. Regulation of ion homeostasis under salt stress. Current Opinion in Plant Biology, v.6, p.441-445, 2003.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

14 Cultura de tecidos e priming in vitro como estratégias de redução dos efeitos da salinidade

Lilia Willadino[1], Marciana B. Morais[2], Gemima M. Melo[1] & Terezinha R. Camara[1]

[1] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[2] Universidade Federal de Pernambuco

Introdução

A aplicação da micropropagação para multiplicação rápida de novos genótipos obtidos pelo melhoramento genético, com maior tolerância a estresses bióticos ou abióticos ou com melhor desempenho na produção, é de extrema importância e vem sendo utilizada amplamente. As culturas de células vegetais, calos e plantas evoluíram como modelos experimentais para o estudo do metabolismo de tolerância (Willadino et al., 1996), genômica funcional (Dias et al., 2007) e análises da expressão gênica (El-Minisy et al., 2016) de plantas submetidas ao estresse salino.

Uma importante abordagem para minimizar os efeitos deletérios da alta salinidade do solo ou da água reúne estratégias biológicas focadas na exploração ou desenvolvimento de plantas capazes de tolerar níveis elevados de sais. A abordagem biológica compreende a diversificação de sistemas de cultivo para incluir culturas reconhecidamente tolerantes ao sal, a exploração de espécies silvestres ou selvagens adaptadas a ambientes salinos, e a modificação genética de plantas domesticadas, para desenvolver cultivares com reforçada tolerância à salinidade (Blum, 1988; Ashraf et al., 2008). Fontes genéticas de tolerância à salinidade foram identificadas na maioria das culturas e podem ser utilizadas para fins de melhoramento (Ashraf & Foolad, 2013). A manipulação gênica é, sem dúvida, uma importante ferramenta para enfrentar o estresse induzido pela salinidade, no entanto, a complexidade genética dos mecanismos de tolerância ao estresse salino vem tornando a tarefa extremamente difícil (Molassiotis et al., 2010).

Uma estratégia fisiológica para o aumento da tolerância à salinidade é delineada pelo pré-condicionamento das plantas ao estresse de maneira a ativar mais eficientemente as respostas de defesa. A potencialização dos mecanismos de defesa, induzida por tratamentos condicionantes, está associada a um ganho de resistência a fatores de estresse biótico ou abiótico. Os procedimentos de pré-condicionamento que "preparam" a planta para enfrentar um evento de estresse após a prévia exposição a um agente estressor ou sinalizador é conhecido como *priming* (Conrath et al., 2006; Kilian et al., 2012). Frequentemente esta ativação dos mecanismos de defesa ao estresse é de natureza epigenética e envolve, sobretudo, metilação do DNA (Henderson & Jacobsen, 2007). O *priming* condiciona as plantas a ativarem respostas de tolerância quando submetidas a ciclos subsequentes de eventos estressantes, constituindo-se como uma alternativa de baixo custo na ativação da defesa das plantas frente ao estresse.

Neste capítulo serão abordados aspectos da cultura de tecidos vegetais como ferramenta para obtenção de novos genótipos, indução de tolerância e multiplicação de plantas com maior tolerância à salinidade, apresentando os resultados obtidos em trabalhos representativos, bem como descrevendo suscintamente metodologias relativamente recentes e promissoras, nesta área. São apresentadas as estratégias utilizadas na (1) seleção in vitro, (2) engenharia genética e plastidial e (3) pré-condicionamento ou *priming*.

Seleção in vitro para Tolerância à Salinidade

A cultura de tecidos de plantas tem sido utilizada com sucesso na elucidação de mecanismos que envolvem a tolerância à salinidade, utilizando linhas tolerantes selecionadas in vitro ou comparando variedades sabidamente tolerantes ou sensíveis à salinidade. Paralelamente, essas linhas tolerantes têm sido utilizadas para regeneração de plantas tolerantes ao ambiente salino (Rao & Patil, 2012). Uma das vantagens da realização de estudos in vitro é que o controle das condições de cultivo elimina o impacto de outros potenciais fatores de estresse de natureza biótica e/ou abiótica.

O cultivo in vitro de células, tecidos ou órgãos em meio contendo agente seletivo permite a seleção de material vegetal tolerante. O agente frequentemente utilizado para seleção à salinidade é o cloreto de sódio (NaCl). Outros sais como cloreto de potássio (KCl) e os sulfatos de sódio (Na_2SO_4) e de magnésio ($MgSO_4$) são utilizados na seleção in vitro e as respostas à seleção são, muitas vezes, diferentes entre os distintos tipos de sais o que indica que a associação de múltiplos sais no processo de seleção pode ser mais eficiente uma vez que se aproxima mais às condições de campo.

A seleção in vitro para a tolerância à salinidade ocorre comumente em função de adaptações das células as quais envolvem, basicamente, homeostase iônica, ajuste osmótico e indução do sistema antioxidativo. Em busca da compreensão desses mecanismos, a genômica funcional (que estuda o transcriptoma e o proteoma dos organismos) vem permitindo a investigação e a identificação da sequência e função dos genes e proteínas (Dias et al., 2007), contribuindo para o entendimento das respostas efetivas a partir da alteração da expressão de genes e do perfil proteômico ocasionadas pelo estresse (Hakeem et al., 2012). Avaliações da expressão gênica em nível do transcriptoma são informativas sobre a carga genética transcrita. Embora não reflita, diretamente, a expressão das proteínas de um organismo (Chen & Harmon, 2006), isso está relacionado às modificações pós-transcricionais e pós-traducionais.

Durante a última década, as análises da expressão gênica (transcriptoma e microarranjos) revelaram que os genes induzidos pelo estresse podem ser classificados em dois grupos de acordo com as funções de seus produtos. O primeiro grupo consiste em proteínas funcionais, tais como proteínas de membrana que garantem o movimento através de membranas (proteínas de canal de água e transportadores de membrana); enzimas essenciais para a biossíntese de osmólitos (prolina, betaína, açúcares, etc.); enzimas de desintoxicação que permitem manter o metabolismo celular, fisiológico ou bioquímico em nível normal (enzimas do sistema de defesa antioxidante como superóxido dismutase - SOD, catalase - CAT, ascorbato peroxidase - APX, peroxidase - POD, entre outras). O outro grupo é constituído por proteínas responsáveis pela proteção das macromoléculas (chaperonas, osmotina, proteínas LEA - *Late Embryogenesis Abundant*, proteínas de ligação a RNAm, entre outros) (El-Minisy et al., 2016).

Os trabalhos de pressão de seleção in vitro visando tolerância à salinidade foram iniciados nos anos 80 e a partir daí foi reportado um grande número de espécies de plantas que apresentavam maior tolerância ao estresse salino quando aplicado in vitro ou em casa de vegetação (Rai et al., 2011). Na maioria dos trabalhos, entretanto, faltam testes em larga escala para avaliar plenamente as características desejadas em condições de campo.

As variações provocadas pela pressão de seleção são chamadas de variações somaclonais. Essas variações, genéticas ou epigenéticas, acarretam mudanças nas plantas regeneradas (Evans & Sharp, 1988). Alterações genéticas se mantêm permanentemente nas gerações subsequentes na forma de variações de ploidia, rearranjos cromossômicos, recombinações genéticas, modificação de genes, pontos de mutação e inserção de transposons (Khan et al., 2014). As mudanças epigenéticas, por sua vez, compreendem metilações do DNA e modificações de histonas.

Plantas de batata obtidas a partir de pressão de seleção in vitro foram avaliadas quanto à tolerância à salinidade e ao teor de glicoalcalóide no tubérculo (Khan et al., 2014). Trinta e oito regenerantes foram submetidos à avaliação in vitro sob estresse salino e, finalmente, seis regenerantes foram selecionados com base em seu desempenho quanto a tolerância ao sal, sob pressão de 100 mM de NaCl. A variação somaclonal foi confirmada através de quatro *primers* (RAPD). A avaliação em casa de vegetação revelou que as plantas procedentes dos seis somaclones apresentaram maior tolerância ao sal evidenciada por variáveis biométricas e pelo elevado teor de clorofila, além da supressão dos efeitos negativos na qualidade da túbera em função do menor teor de glicoalcalóides.

Calos de feijão selecionados in vitro sob pressão de 150 mM de NaCl apresentaram, além de maior crescimento, manutenção da integridade das membranas, maior teor de prolina, bem como uma efetiva ativação do sistema antioxidativo mediante uma maior atividade das enzimas SOD, APX e CAT, quando comparado a calos não selecionados (Rao & Patil, 2012).

Plantas de cana-de-açúcar selecionadas a partir de calos submetidos a distintos níveis de salinidade (0, 33, 66, 99 e 132 mM de NaCl) foram cultivadas em hidroponia sob estresse salino e apresentaram maior tolerância do que as plantas originais, na medida em que atingiram maior crescimento e teor de clorofila (Shomeili et al., 2011). A habilidade dessas plantas em compartimentalizar Na^+ e Cl^- nas raízes revelou o controle da translocação destes íons para a parte aérea, garantindo assim a preservação do aparato fotossintético.

Vale salientar que, embora um grande número de trabalhos tenha sido desenvolvido com base na pressão de seleção, poucas variedades foram lançadas como cultivares e entre elas nenhuma relacionada à tolerância ao estresse salino (Jain, 2001).

A Manipulação Genética no Ambiente do Cultivo in vitro

A transferência de genes de tolerância induzidos pela salinidade para transformar plantas sensíveis mediante técnicas de engenharia genética é uma alternativa viável e indiscutível para aumentar a tolerância ao estresse salino. A cultura de tecidos vegetais é uma ferramenta estratégica neste processo de transformação genética e, em muitos casos, é um pré-requisito para o sucesso da transformação. Decididamente os transgênicos fazem parte de um importante agronegócio mundial.

Transformação via *Agrobacterium*

A utilização da *Agrobacterium tumefaciens* destaca-se como uma importante ferramenta da engenharia genética

de plantas. O protocolo frequentemente utilizado envolve a inoculação de tecidos de planta (explante) com a estirpe selecionada de *Agrobacterium*, que contém os genes de interesse (co-cultivo), seguido da incoculação dos explantes em meio de cultura para regeneração de plantas e seleção de possíveis regenerantes transgênicos (Torres et al., 2007). Uma variação do método de transformação é a utilização de sementes germinadas em co-cultivo com *Agrobacterium*, conhecido como transformação *in planta*.

Entre os explantes mais frequentemente utilizados para inoculação in vitro estão os segmentos de cotilédones, epicótilos ou hipocótilos provenientes de sementes germinadas in vitro (Torres et al., 2007; Liu et al., 2014; Lim et al., 2016). No período de co-cultivo os explantes permanecem, durante alguns minutos, em incubação com a solução contendo *Agrobacterium* em que foram introduzidas as sequências de DNA que codificam características agronômicas de interesse. Além do gene de interesse é introduzido um gene marcador de seleção que confere resistência a um antibiótico ou herbicida, de maneira que a seleção das células transformadas pode ser facilmente realizada com a adição do agente apropriado (antibiótico ou herbicida). Após a seleção, o material transformado será cultivado in vitro em um meio que, dependendo da espécie, deverá proporcionar a formação de brotações, calos ou embriões somáticos, que por sua vez irão regenerar as plantas transformadas (Cen et al., 2016; Zhai et al., 2016).

Atualmente, dezenas de diferentes espécies de plantas com elevada tolerância ao sal foram obtidas por transformação genética. Plantas de algodão, transformadas com o gene *SNAC1* (fator de transcrição envolvido na tolerância à salinidade) do arroz, apresentaram maior tolerância ao estresse salino em função da superexpressão deste gene (Liu et al., 2014). As linhas de plantas transformadas apresentaram maior produção de biomassa de parte aérea e raiz, maior teor de prolina e menor peroxidação de lipídios de membrana (diretamente proporcional ao teor de malondialdeído - MDA), do que as plantas não transformadas, quando cultivadas em casa de vegetação sob estresse salino crescente (50 a 250 mM de NaCl). Em tomateiro, plantas transformadas com o gene *GalUR* do morangueiro, que codifica o precursor do ácido ascórbico, apresentaram maior teor de ácido ascórbico nos frutos e maior tolerância ao estresse salino (Lim et al., 2016). O teor de ácido ascórbico nas plantas transgênicas foi inversamente proporcional aos teores de MDA. A transgênese promoveu elevada expressão dos genes *APX* e *CAT*, que codificam as enzimas APX e CAT. A introdução e a superexpressão do gene *OsDST-SRDX* (gene quimérico) aumentou a tolerância ao estresse salino da espécie forrageira azevém perene (Cen et al., 2016). As plantas transgênicas, quando cultivadas em casa de vegetação, apresentaram maior capacidade de retenção de água, menos dano de membrana e menor acúmulo de Na^+ associado a um maior teor de K^+, quando comparadas às plantas não transformadas.

A validação dos resultados obtidos em casa de vegetação ou laboratório, relativos ao aumento da tolerância à salinidade, foi feita em experimentos de campo, no cultivo de algodão em condições salinas (Chen et al., 2016). Plantas de algodão transformadas com a inserção e superexpressão do gene *AvDH1* (helicase) revelaram incremento no número e peso de capulho, bem como na produção de sementes, quando comparadas a plantas não modificadas, especialmente quando cultivadas em solos com elevados níveis salinos (CEe entre 6 e 16 dS m^{-1}). Os resultados foram obtidos ao longo do ciclo da cultura, em dois anos consecutivos (2013 e 2014). Essas mesmas linhas transgênicas, quando cultivadas em casa de vegetação com 100 e 200 mM de NaCl (com incrementos de 50 mM NaCl a cada 24 horas) durante 14 dias, apresentaram menor teor de MDA, incremento na atividade da SOD, aumento do teor de prolina, maior acúmulo de K^+ e menor concentração de Na^+ na planta. Os autores concluem que o gene *AvDH1* deve estar envolvido na tolerância à salinidade, melhorando o desempenho do sistema antioxidante e mantendo a integridade genética das plantas de algodão sob condições de estresse salino.

Plantas de batata doce transformadas, que superexpressam o gene *IbMIPS1*, envolvido na biossíntese de inositol, apresentam aumento significativo na tolerância à salinidade e déficit hídrico, além de resistência a nematoides em condições de campo (Zhai et al., 2016). As plantas transgênicas tolerantes ao sal e as não transformadas, foram cultivadas no campo em solo salino ($CE_{1:5}$ = 1517 a 1803 µS cm^{-1}). As plantas transgênicas apresentaram bom crescimento e, aos 120 dias, haviam produzido raízes tuberosas enquanto que as não transformadas não resistiram ao estresse. Quando cultivadas em casa de vegetação, durante duas semanas recebendo soluções salinas (200 mM de NaCl), as plantas transgênicas apresentaram maior taxa fotossintética, condutância estomática, taxa transpiratória e conteúdo relativo de clorofila do que as plantas não transformadas. Após quatro semanas foram registrados incrementos no peso fresco, seco e altura das plantas transformadas, enquanto que as demais não resistiram ao estresse imposto. No experimento in vitro, o teor de prolina e a atividade da SOD foram significativamente maiores em 18 linhas transgênicas, enquanto que o conteúdo de MDA foi significativamente menor em relação ao controle. Nesse trabalho, além do aumento da tolerância ao estresse salino e hídrico, destaca-se também aumento da resistência das plantas transformadas a nematoides. Os autores sugerem que a superexpressão do gene *IbMIPS1* pode ser utilizado para incrementar a tolerância a estresse biótico e abiótico em batata doce e, possivelmente, em outras culturas.

Engenharia plastidial

Desde o início da década de 1990, técnicas de transformação de plastídios em plantas superiores têm sido constantemente desenvolvidas. As vias dessa abordagem da engenharia biotecnológica representam alternativas viáveis para as tecnologias transgênicas nucleares existentes. Os plastídios tornaram-se alvos atraentes para a engenharia genética, em comparação à transgenia nuclear, devido a várias vantagens potenciais, que incluem: (1) ausência de efeitos

epigenéticos e/ou de silenciamento de genes, o que elimina a alta variação na expressão gênica e, consequentemente, a variação do nível de acúmulo da proteína entre linhagens transgênicas independentes; (2) elevados níveis de expressão de proteína devido ao elevado número de cópias de DNA plastídico por cloroplastos/células/órgãos, que resulta no acúmulo de grande quantidade do produto do transgene no cloroplasto/célula/órgão; (3) possibilidade de engenharia de multigenes em um único evento de transformação; e (4) quase completa ausência de efeitos pleiotrópicos devido à compartimentalização subcelular dos produtos de transgene. Do ponto de vista da biossegurança, uma vantagem adicional da transgênese plastidial é o significativo aumento da contenção do transgene porque os plastídios são herança materna na maioria das culturas e, portanto, os transgenes de plantas transplastômicas não são transmitidos por pólen e assim o cruzamento com plantas daninhas, ou outras plantas, não é possível (Chen et al., 2014; Wani et al., 2015).

No processo de transformação plastidial os alvos, na maioria das vezes, são explantes foliares de plantas cultivadas in vitro (células do mesofilo que abrigam vários cloroplastos), que são diretamente bombardeadas com partículas de ouro contendo os vetores de transformação (biobalística). Eventualmente são utilizados protoplastos ou células embriogênicas. Calos podem ser também alvos de transformação (Wani et al., 2015).

A seleção e a propagação são realizadas em meio de cultura de tecidos vegetais. As linhagens resistentes são selecionadas em meio contendo antibiótico. As linhagens transplastômicas são sujeitas a alguns ciclos de regeneração em meio de seleção para enriquecer o genoma transplastômico e eliminar os genomas do tipo selvagem, direcionando assim para a homoplasmia. As plantas obtidas são analisadas quanto à presença do gene de interesse (Chen et al., 2014).

A inserção e expressão do gene da trealose-fosfato sintase (*tps1*) de levedura em plastídios de fumo resultou em um aumento de 20 vezes no acúmulo do trissacarídeo, quando comparado com plantas não transformadas, e conferiu tolerância ao estresse osmótico para as plantas transplastômicas (Lee et al., 2003). A trealose desempenha diversas funções que favorecem a tolerância à salinidade uma vez que atua como osmorregulador, osmoprotetor e na detoxificação celular de espécies reativas de oxigênio (ROS). A transformação de plastídios produziu plantas de fumo com maior tolerância ao estresse salino através da expressão do operon do *otsBA* que codifica as enzimas trealose-6-fosfato fosfatase (OtsB) e trealose-6-fosfato sintetase (Otsa) de *Eschechia coli* (Bansal et al. 2012).

A glicina betaína é outro importante osmoprotetor para plantas em condições de estresse osmótico e a capacidade de acumular esta molécula melhora a tolerância à salinidade em algumas culturas. Algumas plantas apresentam uma via de óxido-redução na qual a enzima colina mono-oxigenase (CMO) converte colina em betaína aldeído e a enzima betaína-aldeído desidrogenase (BADH) transforma betaína-aldeído em glicina betaína. Plantas de tabaco transplastômicas contendo o gene *OCM* de *Beta vulgaris* acumularam glicina betaína em folhas, raízes e sementes, e apresentaram melhor desempenho fotossintético em condições de estresse salino, do que as plantas não transformadas (Zhang et al., 2008).

A transformação plastidial foi realizada com sucesso em células embriogênicas (não-verdes) de cenoura, com a posterior regeneração de plantas transplastômicas por embriogênese somática. Foi inserido o gene *Badh* e as culturas de células transplastômicas acumularam aproximadamente 50 vezes mais betaínas (glicina betaína e β-alanina betaína) quando em presença de 100 mM de NaCl. Além de cloroplastos de folhas, elevados níveis de expressão do transgene foram observados em cromoplastos de raízes, bem como em proplastídios de células em cultivo (Kumar et al., 2004). As plantas transplastômicas de cenoura desenvolveram alta tolerância à salinidade, até 400 mM de NaCl, o mais alto nível de tolerância ao sal relatados até agora entre os cultivos transgênicos (Wani et al., 2015).

Até o momento só existem registros de testes de campo com plantas transplastômicas na União Europeia e nos Estados Unidos. Um deles foi realizado na Universidade Pública de Navarra, Espanha, em 2012, utilizando duas linhas transplastômicas de tabaco ("Virginia Gold" e "Havana 503B") que expressam tioredoxina "f", para testá-las como ações alternativas para a produção de biocombustíveis. As análises dos dados obtidos no campo demostraram que ambas as linhas transplastómicas apresentaram maior acúmulo de amido nas folhas e aumento do teor de açúcares solúveis totais (até 74%), bem como maior acúmulo de matéria seca de folhas (acima de 10-25%), em comparação a plantas não transformadas (Farran et al., 2014). É importante destacar que as plantas eram fenotipicamente similares no que se refere ao tamanho, peso total e teor relativo de clorofila, quando comparadas àquelas do controle, em condições de campo. Esses resultados mostram claramente, quão vantajosa e promissora é a tecnologia transplastômica para se somar às alternativas biotecnológicas de obtenção de genótipos melhorados, entretanto, de acordo com a comissão europeia que registra os organismos geneticamente modificados (European Commission G. M. O. Register), ainda não há referência a testes de campo com plantas transplastômicas tolerantes à salinidade.

Priming in vitro - Pré-condicionamento no Enfrentamento à Salinidade

As plantas apresentam a capacidade de desenvolver uma "memória do estresse" ou "impressão do estresse" ("*stress imprinting*") formada em função de uma primeira exposição a um agente estressante, que favorece o enfrentamento a subsequentes eventos de estresse (Conrath et al., 2015). A condição fisiológica na qual as plantas são capazes de melhor ou mais rapidamente montar respostas de defesa, após uma primeira exposição ao estresse, é conhecida como

"*primed state*" e o pré-condicionamento, ou endurecimento ("*hardening*") da planta para o novo ciclo de estresse é conhecido como "*priming*" (Kilian et al., 2012; Jisha & Puthur, 2014; Latef & Tran, 2016). O *priming* condiciona as plantas a expressarem respostas de tolerância quando submetidas a uma gama de subsequentes eventos de estresse e pode ser aplicado utilizando vários compostos, naturais ou sintéticos. As técnicas de pré-condicionamento proporcionam uma proteção de baixo custo na ativação de defesa em condições de, relativamente alta pressão de estresse (Borges et al., 2014).

Embora o fenômeno de pré-condicionamento seja conhecido há décadas, o progresso da compreensão do *priming* ocorreu apenas nos últimos anos (Molassiotis et al., 2016). As evidências sugerem que vários fatores estão envolvidos no processo de *priming* e eles incluem: (1) acumulação intracelular de proteínas reguladoras; (2) acúmulo de compostos de defesa inativados por conjugação e (3) mecanismos epigenéticos (Jimenez-Arias et al., 2015). Os mecanismos epigenéticos, representados por mudanças na estrutura da cromatina, tais como variações na composição e posição de nucleossomos, modificações pós-transcricional das histonas ou alteração dos padrões de metilação do DNA, são, seguramente, os melhores candidatos para explicar o *primed state* de longo prazo (Chinnusamy & Zhu, 2009; Conrath, 2011), especialmente aquele que se refere à metilação do DNA, porque é mais estável (Henderson & Jacobsen, 2007).

Pré-condicionamento em sementes e plantas

As respostas das plantas ao estresse abiótico podem levar à aclimatação ou endurecimento (*hardening*) e essas respostas podem ser reforçadas por pré-tratamentos, ou *priming*. O *primed state* pode ser elicitado pela aplicação de tratamentos químicos, bem como pela exposição a um estresse propriamente dito (Heil & Silva Bueno, 2007).

Desde o início dos anos 30 são realizados tratamentos com *priming* demonstrando que as plantas podem ser pré-condicionadas para ativar respostas de defesa mais rápida e eficiente frente ao estresse. A potencialização das respostas de defesa da planta em função do *priming* tem sido frequentemente associada a uma maior resistência a vários agentes estressantes, de natureza biótica ou abiótica (Conrath et al., 2006).

Os registros mais frequentes da utilização do *priming* para reduzir o impacto de fatores de estresse como a seca e a salinidade, referem-se ao tratamento de sementes (*seed priming*), sobretudo por serem, a germinação e o crescimento inicial da plântula, os estádios mais susceptíveis ao estresse salino (Ibrahim, 2016). O tratamento de priming em sementes envolve duas etapas: (1) o estímulo à pré-germinação mediante imersão das sementes em uma solução que promove hidratação parcial sem permitir a emissão da radícula, e (2) a dessecação da semente que restabelece o teor de umidade inicial permitindo, assim, seu armazenamento para que seja semeada posteriormente (Di Girolamo & Barbanti, 2012; Eskandari, 2013).

O *seed priming* resulta em uma germinação rápida e uniforme além de melhorar, consideravelmente, a emergência e o estabelecimento do plantio sob condições salinas em função de alterações em processos fisiológicos, bioquímicos e moleculares (Ashraf & Foolad, 2005; Khan, et al., 2009; Patade et al., 2011). Observou-se, em sementes submetidas ao *priming*, que os efeitos do estresse salino são minimizados mediante o incremento nos teores de solutos compatíveis, como prolina e açúcares solúveis (Aloui et al., 2014; Jisha & Puthur, 2014; Islam et al., 2015), bem como pela ativação do sistema de defesa antioxidativo. Com grande frequência tem sido registrado, durante a germinação de sementes pré-tratadas e ao longo do estabelecimento das culturas sob estresse salino, o aumento na atividade de enzimas do sistema antioxidante como SOD, CAT, APX e POD, além de redução na peroxidação de lipídios de membrana (Korkmaz & Sirikçi, 2011; Nawaz et al., 2012; Fazlali et al., 2013, Islam et al., 2015). Também ocorre, frequentemente, o acúmulo de compostos antioxidantes como ácido ascórbico e glutationa reduzida (Nawaz et al., 2012). O *priming* em sementes apresenta-se como uma importante estratégia de defesa adaptativa das plantas frente ao estresse salino em culturas de várias espécies, tanto monocotiledôneas, como milho, trigo e alfafa, quanto dicotiledôneas como soja, tomate, cenoura, girassol, abobora, pepino entre outras, sumarizadas em uma revisão de Ibrahim (2016).

As técnicas de *priming* também têm sido testadas em folhas (Hassanein et al., 2012), plântulas (Afzal et al., 2011; Rehman et al., 2011), discos foliares (Munir & Aftab, 2009), como também ápices caulinares e brotações in vitro (Bidabadi et al., 2012; Melo et al., 2014).

Os agentes de *priming* pertencem a uma grande gama de compostos inorgânicos, como os eletrólitos NaCl, $CaCl_2$ e $CaSO_4$ (Afzal et al., 2008; Khan et al., 2009; Patade et al., 2009), e orgânicos, como o ácido ascórbico (Fazlali et al., 2013) e a glicina betaína (Korkmaz & Sirikçi, 2011), entre outros. Estes agentes variam, principalmente, entre indutores do estresse (NaCl; polietilenoglicol, H_2O_2) (Srivastava et al., 2010) e sinalizadores (H_2O_2, poliaminas, ácido salicílico, óxido nítrico) (Azevedo Neto et al., 2005; Iqbal & Ashraf, 2005; Tanou et al., 2009; Molassiotis et al., 2010).

Pré-condicionamento in vitro

A dinâmica do processo de micropropagação favorece a aplicação de *priming* uma vez que, em algumas de suas etapas, pode ser introduzido o agente do *priming* sem exigir nenhuma etapa ou custo extra. A micropropagação é constituída de cinco etapas: (1) seleção e preparação da planta doadora e retirada do explante; (2) inoculação do explante, incluindo assepsia e estabelecimento da cultura in vitro; (3) multiplicação, ou proliferação de brotações adventícias; (4) enraizamento; (5) aclimatização, ou transferência das mudas para o ambiente natural. As etapas de inoculação, multiplicação e enraizamento, que são realizadas in vitro,

constituem na transferência do material vegetal para novos meios de cultura, praticamente a cada 30 dias. A introdução de um agente de *priming* pode, portanto, ser realizada na etapa de multiplicação ou enraizamento sem que seja necessária nenhuma alteração na logística do cultivo in vitro.

A produção in vitro de mudas, denominada de micropropagação, movimenta bilhões de dólares em todo o mundo, notadamente na Alemanha, Holanda, Inglaterra, Índia e Estados Unidos, entre outros países. O número de empresas que empregam essa tecnologia vem crescendo significativamente nos últimos anos, visando atender à demanda por material propagativo de alta qualidade fitossanitária e genética de culturas de importância econômica, tais como fruteiras, flores e plantas ornamentais, espécies florestais, grandes culturas (como a cana-de-açúcar), entre outras (Carvalho et al., 2012). No Brasil, em 2010, foram registradas em torno de 60 empresas envolvidas nesse agronegócio (Carvalho et al., 2011). O termo "biofábrica" tem sido empregado para fazer referência às empresas que produzem e comercializam mudas micropropagadas. Uma biofábrica de plantas pode ser definida como um laboratório de cultura de tecidos de plantas que produza maciçamente, in vitro, determinada quantidade de mudas e cujo processo de produção esteja bem definido (Gerald & Lee, 2011).

Na literatura são encontrados poucos trabalhos com a utilização de *priming* durante a micropropagação de plantas, entretanto, há resultados promissores. O agente de *priming*, 25 mM de NaCl, foi aplicado durante 12, 24 ou 36 horas na fase final da multiplicação da cana-de-açúcar, variedade RB98710. O trabalho foi realizado utilizando biorreatores de imersão temporária (BIT) (Figura 1), que representa um aperfeiçoamento e automação da tecnologia para micropropagação de plantas. A aplicação dos tratamentos em BIT permitiu que, em um único recipiente, 700 mudas de cana-de-açúcar in vitro recebessem, simultaneamente, o agente de *priming* (Figura 2).

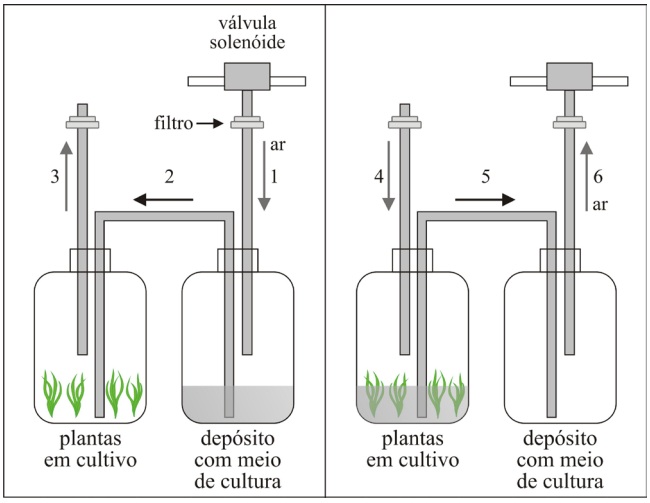


Ilustração de Marta Ribeiro Barbosa

Figura 1. Biorreator de imersão temporária (BIT): constituído por dois frascos, um com o material vegetal e o outro com o meio de cultura. O meio é transferido para o frasco de cultivo a intervalos de tempo regulares através de mangueiras impulsionadas por ar que circula no sistema, e é esterilizado ao passar por filtros microporo (0,22 a 0,44 μm)

A aplicação de NaCl como agente de *priming* em cana-de-açúcar durante o processo de micropropagação em BIT resultou em maior tolerância das plantas frente ao estresse salino quando cultivadas, posteriormente, em casa de vegetação, 30 dias após aclimatização (Melo et al., 2014). As plantas cultivadas em casa de vegetação foram submetidas a estresse salino progressivo, mediante o aumento gradativo de 20 mM de NaCl, a cada 10 dias, até a concentração final de 60 mM de NaCl, ao longo de 30 dias. As plantas pré-condicionadas in vitro por 24 horas quando submetidas ao estresse salino em casa de vegetação, não apresentaram redução na produção de massa seca da parte aérea, e mantiveram o conteúdo hídrico relativo e a integridade de membrana similares aos das plantas que não foram submetidas ao estresse. Nas plantas provenientes do *priming* foram observados maiores níveis de clorofila (clorofilômetro Soil Plant Analysis Development - Índice SPAD) e maior produção de massa seca de raiz do que nas plantas controle (Figura 3).

Outro trabalho realizado pelo mesmo grupo, com a mesma metodologia, utilizando a variedade RB867515 de cana-de-açúcar, demonstrou também o efeito positivo do *priming* in vitro por 24 horas, desta feita com 100 mM de NaCl (Melo, 2016). A variedade RB867515 já havia demonstrado maior tolerância à salinidade em ensaios prévios (Morais, 2013). A produção de biomassa da parte aérea e das raízes das plantas pré-condicionadas não foi reduzida quando da exposição ao estresse salino em casa de vegetação, durante 30 dias. Além disso, nas plantas que não foram pré-condicionadas in vitro, o estresse salino acarretou um aumento na peroxidação lipídica, detectado através do teor de malondialdeído (MDA), e acúmulo de peróxido



Foto do acervo pessoal dos autores. Laboratório de Cultura de Tecidos Vegetais - UFRPE

Figura 2. Biorreator com plantas de cana-de-açúcar, variedade RB98710, com 25 mM de NaCl, agente de *priming*, na fase final de multiplicação in vitro

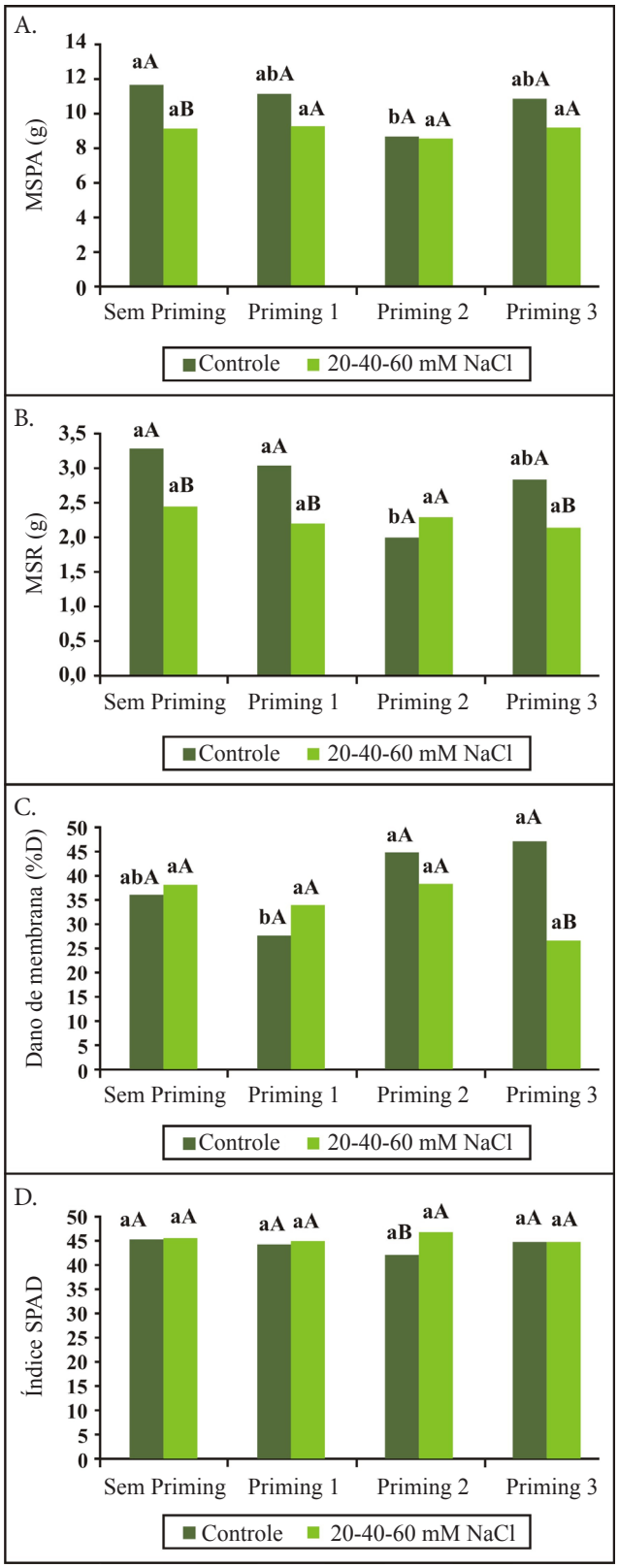


Figura 3. Massa seca da parte aérea - MSPA (A), massa seca da raiz - MSR (B), dano de membrana (C) e índice SPAD (D) de plantas de cana-de-açúcar, variedade RB98710, provenientes de aplicação de *priming in vitro* com 25 mM de cloreto de sódio (NaCl), durante 0 (sem *priming*), 12 (*priming* 1), 24 (*priming* 2) e 36 (*priming* 3) horas, submetidas a tratamentos de estresse salino gradativo em casa de vegetação: S0 (controle sem NaCl); S1 (20 → 40 → 60 mM de NaCl), durante 30 dias (Melo et al., 2014)

de hidrogênio (H_2O_2). Esta indicação do estresse oxidativo em plantas não pré-condicionadas ocorreu a despeito do incremento na atividade das enzimas antioxidativas, APX e CAT. Evidencia-se, portanto, que a aplicação do *priming* durante 24 horas preveniu o dano oxidativo nas plantas submetidas ao estresse salino em casa de vegetação (Tabela 1).

O ácido ascórbico, molécula antioxidante envolvida na ativação de mecanismos de defesa em plantas, mostrou eficiência quando aplicado como *priming* in vitro na cultura de cana-de-açúcar (Munir & Aftab, 2011) e de batata (Sajid & Aftab, 2009). Em ambos os trabalhos, entretanto, as plantas ou calos foram submetidos ao estresse salino também in vitro (Sajid & Aftab, 2014). Plantas de cana-de-açúcar, com 60 dias de *cultivo* in vitro, permaneceram em meio de cultivo suplementado com ácido ascórbico como agente de *priming*, durante 24 ou 48 horas. Essas plantas foram submetidas ao estresse salino in vitro (0 a 160 mM NaCl), durante 30 dias, e apresentaram maior tolerância ao estresse do que as plantas não pré-tratadas. Essa tolerância refletiu-se no incremento do número de brotos bem como no comprimento de raízes, assim como no aumento da atividade das enzimas antioxidantes CAT, POD e SOD (Munir & Aftab, 2011). O efeito do *priming* com ácido ascórbico também foi testado em ápices caulinares de batata, aos 60 dias de cultivo in vitro. Os ápices foram tratados durante 72 horas em meio contendo 0,5 mM de ácido ascórbico, e posteriormente transferidos para cultivo em meio de cultura com distintas concentrações salinas (0 a 140 mM de NaCl), por 60 dias (Sajib & Aftab, 2009). As variáveis de crescimento indicaram maior tolerância à salinidade das plantas pré-tratadas com ácido ascórbico, bem como o incremento no teor de proteínas solúveis e na atividade das enzimas SOD e CAT.

Tabela 1. Teor de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), teor de malondialdeído (MDA) e atividade das enzimas ascorbato peroxidase (APX) e catalase (CAT) na parte aérea de plantas de cana-de-açúcar da variedade RB867515 provenientes de tratamentos de *priming in vitro* (SP = sem *priming*; P12 = 12 h; P24 = 24 h; P36 = 36 h) na fase de multiplicação em biorreatores de imersão temporária (BIT), aos 30 dias de estresse salino gradativo (S0: controle; S60: 20 → 40 → 60 mM de NaCl) (Melo, 2016)

Priming in vitro	H_2O_2 (μmol g^{-1} matéria fresca)		MDA (nmol g^{-1} matéria fresca)	
	S0	S60	S0	S60
SP	3,27abB	4,80aA	3,27abB	4,80aA
P12	3,87aB	4,17abA	3,87aB	4,17abB
P24	2,07bB	3,03bB	2,07bB	3,03bB
P36	4,00aB	3,80abB	4,00aB	3,80abB
Priming in vitro	APX (mmol AsA mg^{-1} proteína min^{-1})		CAT (mmol H_2O_2 mg^{-1} proteína min^{-1})	
	S0	S60	S0	S60
SP	2,27bB	3,51bA	0,151aB	0,225aA
P12	2,85abB	5,11aA	0,178aA	0,207aA
P24	3,63aA	1,99cB	0,167aA	0,103bA
P36	2,80abA	3,26bA	0,185aA	0,245aA

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade (minúscula entre tratamentos de *priming in vitro* e maiúscula entre tratamentos de estresse salino gradativo)

A aplicação do *priming* in vitro desponta como uma estratégia, de baixo custo, facilmente aplicável em biofábricas e que pode incrementar as respostas de tolerância de mudas para o cultivo em áreas salinizadas.

Considerações Finais

Não restam dúvidas em relação ao avanço do conhecimento a respeito dos mecanismos de tolerância à salinidade em plantas, tanto em termos fisiológicos quanto bioquímico e molecular. Os principais mecanismos de tolerância envolvem: exclusão iônica, tolerância do tecido aos íons tóxicos, tolerância osmótica e vias de sinalização.

Um considerável número de genes envolvidos com os mecanismos de tolerância à salinidade já foram identificados e utilizados em transformação genética. Está muito claro, entretanto, que a tolerância à salinidade é um sistema complexo que resulta da expressão de diversos genes. Além do que, um gene em particular (ou uma família de genes) pode contribuir com vários caracteres, bem como um único caráter pode ser conferido por mais de um gene.

Poucos estudos foram capazes de examinar os efeitos das modificações nos caracteres de tolerância à salinidade em condições de campo e seu reflexo no rendimento das culturas. Avanços futuros na área de cultura de tecidos de plantas, modificações genéticas e seleção assistida por marcadores são aguardadas para que sejam superadas as dificuldades impostas pela complexidade da tolerância ao estresse salino e sejam obtidas plantas capazes de manter sua produção mesmo quando cultivadas em campo em solos salinos.

Literatura Citada

Afzal, I.; Hussain, B.; Basra S. M. A.; Ullah, S. H. Halopriming triggers higher germination potential and early seedling growth of tomato. Journal of Agriculture and Social Sciences, v.7, p.105-108, 2011.

Afzal, I.; Rauf, S.; Barsa, S. M. A.; Murtaza, G. Halopriming improves vigour, metabolism of reserves and ionic contents in wheat seedlings under salt stress. Plant Soil Environment, v.54, p.382-388, 2008.

Aloui, H.; Souguir, M.; Latique, S.; Hannachi, C. Germination and growth incontrol and primed seeds of pepper as affected by salt stress. Cercetari Agronomice in Moldova, v.47, p.83-95, 2014.

Ashraf, M.; Foolad, M. R. Pre-sowing seed treatment – a shotgun approach to imprive germination, plant growth and crop yield under saline and non-saline conditions. Advances in Agronomy, v.88, p. 223-271, 2005.

Ashraf, M.; Foolad, M. R. Crop breeding for salt tolerance in the era of molecular markers and marker-assisted selection. Plant Breeding, v.132, p.10-20, 2013.

Ashraf, M.; Ozturk, M.; Athar, H. R. Salinity and water stress improving crop efficiency. 1. ed. New York: Springer, 2008, 244p.

Azevedo Neto, A. D.; Prisco, J. T.; Enéas-Filho, J.; Medeiros, J. V. R.; Gomes-Filho, E. Hydrogen peroxide pre-treatment induces salt-stress acclimation in maize plants. Journal of Plant Physiology, v.162, p.1114-1122, 2005.

Bansal, K. C.; Singh, A. K.; Wani, S. H. Plastid transformation for abiotic stress tolerance in plants. In: Shabala, S.; Cuin, T. A. (org.) Plant salt tolerance: Methods and protocols. Methods in Molecular Biology, v.913, p.351-358, 2012.

Bidabadi, S. S.; Ghobad, C.; Baninasab, B. Influence of salicylic acid on morphological and physiological responses of banana (*Musa acuminate* cv. 'Berangan', AAA) shoot tips to in vitrowater stress induced by polyethylene glycol. Plant Omics Journal, v.5, p.33-39, 2012.

Blum, A. Plant breeding for stress environment. Boca Raton: CRC Press, 1988. 223p.

Borges, A. A.; Jiménez-Arias, D.; Expósito-Rodríguez, M.; Sandalio,L. M., Pérez, J. A. Priming crops against biotic and abiotic stresses: MSB as a tool for studying mechanisms. Frontiers in Plant Science, v.5, article642, 2014.

Carvalho, A. C. P. P.; Rodrigues, A. A. J.; Santos, E. O. Panorama da produção de mudas micropropagadas no Brasil. 1.ed. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2012. 42p.

Carvalho, A. C. P. P.; Santos, E. O.; Rodrigues, A. A. J. Panorama da produção de mudas micropropagadas no Brasil. In: Gerald, L. T. S. (org.). Biofábrica de plantas: Produção industrial de plantas in vitro. 1.ed. São Paulo: Atiqua, 2011. Cap.18, p.380-393.

Cen, H.; Ye, W.; Liu, Y.; Li, D.; Zhang, W. Overexpression of a chimeric gene, *OsDST-SRDX*, improved salt tolerance of perennial ryegrass. Scientific Reports, v.6, 27320, 2016.

Chen, J.; Wan, S.; Liu, H.; Fan, S.; Zhang, Y.; Wang, W.; Yuan, R.; Shen, F. Overexpression of an *Apocynum venetum* dead-box helicase gene (*avdh1*) in cotton confers salinity tolerance and increases yield in a saline field. Frontiers in Plant Science, v.6, article1227, 2016.

Chen, P-J.; Senthilkumar, R.; Jane, W-N.; He, Y.; Tian, Z.; Yeh, K-W. Transplastomic *Nicotiana benthamiana* plants expressing multiple defence genes encoding protease inhibitors and chitinase display broad-spectrum resistance against insects, pathogens and abiotic stresses. Plant Biotechnology Journal, v.12, p.503-515, 2014.

Chen, S.; Harmon, A. C. Advances in plant proteomics. Proteomics, v.6, p.5504-5516, 2006.

Chinnusamy, V.; Zhu, J. K. Epigenetic regulation of stress responses in plants. Current Opinion in Plant Biology, v.12, p.133-139, 2009.

Conrath, U. Molecular aspects of defence priming. Trends in plant science. v.16, p.524-531, 2011.

Conrath, U.; Beckers, G. J. M.; Flors, V.; García-Agustín, P.; Jakab, G.; Mauch, F.; Newman, A. N.; Pieterse, C. M. J.; Poinssot, B.; Pozo, M. J.; Pugin, A.; Schaffrath,U.; Ton, J.; Wendehenne, D.: Zimmerli, L.; Mauch-Mani, B. Priming: Getting ready for battle. Molecular Plant-Microbe Interactions, v.19, p.1062-1071, 2006.

Conrath, U.; Beckers, G. J. M.; Langenbach, C. J. G.; Jaskiewicz, M. R. Priming for enhanced defense. Annual Review of Phytopathology, v.53, p.97-119, 2015.

Di Girolamo, G.; Barbanti, L. Treatment conditions and biochemical process influencing seed priming effectiveness. Italian Journal of Agronomy, v.7, p.178-188, 2012.

Dias, L. L. C.; Santa-Catarina, C.; Floh, E. I. S.; Silveira, V. Proteômica comparativa aplicada à cultura de tecidos de plantas. Revista Brasileira de Horticultura Ornamental, v.13. p.2002-2008, 2007.

El-Minisy, A. M.; Abbas, M. S.; Aly, U. I.; El-Shabrawi, H. M. In vitro selection and characterization of salt tolerant cell lines in cassava plant (*Manihot esculenta* Crantz). International Journal of ChemTech Research, v.9, p.215-227, 2016.

Eskandari, H. Effects of priming technique on seed germination properties emergence and field performance on crops: A review. International Journal of Agronomy and Plant Production, v.4, p.454-458, 2013.

Evans, D. A.; Sharp, W. R. Somaclonal and gametoclonal variation. In: Evans, D. A.; Sharp, W. R.; Ammirato, P. V. (ed.) Handbook of plant cell culture. New York: Macmillan Publishing Company, 1988. v.4, p.97-132.

Farran, I.; Fernandez-San Millan, A.; Ancin, M.; Larraya, L., Veramendi, J. Increased bioethanol production from commercial tobacco cultivars overexpressing thioredoxin f grown under field conditions. Molecular Breeding, v.34, p.457-469, 2014.

Fazlali, R.; Asli, D. E.; Moradi, P. The effect of seed priming by ascorbic acid on bioactive compounds of naked seed pumpkin (*Cucurbita pepo* var. styriaca) under salinity stress. International Journal of Farming and Allied Sciences, v.2, p.587-590, 2013.

Gerald, L. T. S.; Lee, L. L. Biofábrica de plantas: Por que biorreator? In: Gerald, L. T. S. (Org.). Biofábrica de plantas: produção industrial de plantas in vitro. 1 ed. São Paulo: Atiqua, 2011. Cap.1, p.14-31.

Hakeem, K. R.; Chandna, R.; Ahmad, P.; Iqbal, M.; Ozturk. M. Relevance of proteomic investigations in plant abiotic stress physiology. OMICS: A Journal of Integrative Biology, v.16, p.621–635, 2012.

Hassanein, R. A.; Abdelkader, A. F.; Ali, H.; Amin, A-B. A. El-S; Rashad, El-S. M. Grain-priming and foliar pretreatment enhanced stress defense in wheat (*Triticum aestivum* var. Gimaza 9) plants cultivated in drought land. Australian Journal of Crop Science, v.6, p.121-129, 2012.

Heil, M.; Silva Bueno, J. C. Within-plant signaling by volatiles leads to induction and priming of an indirect plant defense in nature. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v.104, p.5467-5472, 2007.

Henderson, I. R.; Jacobsen, S. E. Epigenetic inheritance in plants. Nature, v.24, p.418-424, 2007.

Ibrahim, E. A. Seed priming to alleviate salinity stress in germinating seeds. Journal of Plant Physiology, v.192, p.38-46, 2016.

Iqbal, M.; Ashraf, M. Changes in growth, photosynthetic capacity and ionic relations in spring wheat (*Triticum aestivum* L.) due to pre-sowing seed treatment with polyamines. Plant Growth Regulation, v.46, p.19-30, 2005.

Islam, F.; Yasmeen, T.; Ali, S.; Ali, B; Farook, M. A.; Gill, R. A. Priming-induced antioxidative responses in two wheat cultivars under saline stress. Acta Physiologiae Plantarum, v.37, 153, 2015.

Jain, S. M. Tissue culture-derived variation in crop improvement. Euphytica, v.118, p.153-166, 2001.

Jiménez-Arias, D.; Borges, A. A.; Luisb, J. C.; Valdésb, F.; Sandalio, L.; Pérez, J. A. Priming effect of menadione sodium bisulphite against salinity stress in Arabidopsis involves epigenetic changes in genes controlling proline metabolism. Environmental and Experimental Botany, v.120, p.23-30, 2015.

Jisha K. C.; Puthur, J. T. Halopriming of seeds imparts tolerance to NaCl and PEG induced stress in *Vigna radiata* (L.) Wilczek varieties. Physiology and Molecular Biology of Plants, v.20, p.303-312, 2014.

Khan, H. A.; Ayub, C. M.; Pervez, M. A.; Zhiaf, K. Effect of seed priming with NaCl on saline tolerance of hot paper at seedling stage. Soil Environment, v.28, p.81-87, 2009.

Khan, M. S.; Ahmad, D.; Adnan, M.; Adil Khan, M. A. The effect of somaclonal variation on salt tolerance and glycoalkaloid content of potato tubers. Australian Journal of Crop Science, v.8, p.1597-1606, 2014.

Kilian, J.; Peschke, F.; Berendzen, K. W.; Harter, K.; Wanke, D. Prerequisites, performance and profits of transcriptional profiling the abiotic stress response. Biochimica et Biophysica Acta, v.1819, p.166-175, 2012.

Korkmaz, A.; Sirikci, R. Improving salinity tolerance of germinating seeds by exogenous application of glycinebetaine in pepper. Seed Science and Technology, v.39, p.377-388, 2011.

Kumar, S.; Dhingra, A.; Daniell, H. Plastid-expressed betaine aldehyde dehydrogenase gene in carrot cultured cells, roots, and leaves confers enhanced salt tolerance. Plant Physiology, v.136, p.2843-2854, 2004.

Lafet, A. A. A.; Tran, L. P. Impacts of priming with silicon on the growth and tolerance of maize plants to alkaline stress. Frontier in Plant Science, v.7, article243, 2016.

Lee, S. B.; Kwon, H. B.; Kwon, S. J.; Park, S. C.; Jeong, M. J.; Han, S. E.; Byun, M. O.; Daniell, H. Accumulation of trehalose within transgenic chloroplasts confers drought tolerance. Molecular Breeding, v.11, p.1-13, 2003.

Lim, M. Y.; Jeong, B. R.; Jung, M.; Harn, C. H. Transgenic tomato plants expressing strawberry D-galacturonic acid reductase gene display enhanced tolerance to abiotic stresses. Plant Biotechnology Reports, v.10, p.105-116, 2016.

Liu, G.; Li, X.; Jin, S.; Liu, X.; Zhu, L.; Nie, Y.; Zhang, X. Overexpression of rice NAC gene SNAC1 improves drought and salt tolerance by enhancing root development and reducing transpiration rate in transgenic cotton. PLoS ONE 9, v.1, e86895, 2014.

Melo, G. M. *Priming* in vitro - pré-condicionamento de plantas de cana-de-açúcar para tolerância a estresse salino e hídrico. Recife: UFRPE, 2016, 134p. Tese Doutorado

Melo, G. M.; Barbosa, M. M. R.; Dias, A. L. F.; Willadino, L.; Camara, T. R. Pré-condicionamento in vitro de plantas de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) para tolerância ao estresse salino. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.18, p.S27-S33, 2014.

Molassiotis, A.; Job, D.; Ziogas, V.; Tanou, G. Citrus plants: A model system for unlocking the secrets of NO and ROS-inspired priming against salinity and drought. Frontiers in Plant Science, v.7, article229, 2016.

Molassiotis, A.; Tanou, G.; Diamantidis, G. NO says more than 'YES' to salt tolerance salt priming and systemic nitricoxide signaling in plants. Plant Signaling Behavior, v.5, p.209-212, 2010.

Morais, M. B. Ação combinada de fatores abióticos de estresse em variedades de cana-de-açúcar: Variáveis fisiológicas e bioquímicas. Recife: UFRPE, 2013. 75p. Dissertação Mestrado

Munir, N.; Aftab, F. The role of polyethylene glycol (PEG) pretreatment in improving sugarcane's salt (NaCl) tolerance. Turkish Journal of Botany, v.33, p.407-415, 2009.

Munir, N.; Aftab, F. Enhancement of salt tolerance in sugarcane by ascorbic acid pretreatment. African Journal of Biotechnology, v.10, p.18362-18370, 2011.

Nawaz, A.; Amjad, M.; Jahangir, M. M.; Khan, S. M.; Cui, H.; Hu, J. Induction of salt tolerance in tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill:) seeds through sand priming. Australian Journal of Crop Science, v.6, p.1199-1203, 2012.

Patade, V. Y.; Maya, K.; Zakwan, A. Seed priming mediated germination improvement and tolerance to subsequente exposure to cold and salt in capsicum. Research Journal of Seed Science, v.4, p.125-136, 2011.

Patade, V. Y.; Sujata, B.; Suprasanna, P. Halopriming imparts tolerance to salt and PEG induced drought stress in sugarcane. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.134, p.24-28, 2009.

Rai, M. K.; Kalia, R. K.; Singh, R.; Dhawan, A. K. Developing stress tolerant plants through in vitro selection-An overview of the recent progress. Environmental and Experimental Botany, v.71, p.89-98, 2011.

Rao, S.; Patil, P. In vitro selection of salt tolerant Calli lines and regeneration of salt tolerant plantlets in mung bean (*Vigna radiata* L. Wilczek). In: Sammour, R. H. Biotechnology - Molecular Studies and Novel Applications for Improved Quality of Human Life. Rijeka: InTech, 2012. Cap.12, p.197-212.

Rehman, H.; Farooq, M.; Basra, S. M. A.; Afzal, I. Hormonal priming with salicylic acid improves the emergence and early seedling growth in cucumber. Journal of Agriculture and Social Sciences, v.7, p. 109-113, 2011.

Sajid, Z. A.; Aftab, F. Amelioration of salinity tolerance in *Solanum tuberosum* L. by exogenous application of ascorbic acid. In Vitro Cellular and Developmental Biology - Plant, v.45, p.540-549, 2009.

Sajid, Z. A.; Aftab, F. Plant regeneration from in vitro-selected salt tolerant callus cultures of *Solanum tuberosum* L. Pakistan Journal of Botany, v.46, p.1507-1514, 2014.

Shomeili, M.; Nabipour, M. M.; Memari, H. R. Evaluation of sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) somaclonal variants. African Journal of Biotechnology, v.10, p.9337-9343, 2011.

Srivastava, A.K.; Lokhande, V. H.; Patade, V.; Suprasanna, P.; Stanislaus, R.S.; D'Souza, F. Comparative evaluation of hydro, chemo, and hormonal-priming methods for imparting salt and PEG stress tolerance in Indian mustard (*Brassica juncea* L.). Acta Physiologiae Plantarum, v.32, p.1135-1144, 2010.

Tanou, G.; Molassiotis, A.; Diamantidis, G. Hydrogen peroxide- and nitric oxide-induced systemic antioxidant prime-like activity under NaCl-stress and stress-free conditions in citrus plants. Journal of Plant Physiology, v.166, p.1904-1913, 2009.

Torres, A. C.; Dusi, A. N.; Santos, M. D. M. Transformação genética de plantas via Agrobacterium: Teoria e prática. Brasilia: Embrapa Hortaliças, 2007. 195p.

Wani, S. H.; Sah, S. K.; Sági, L.; Solymosi, K. Transplastomic plants for innovations in agriculture. A review. Agronomy for Sustainable Development, v. 35, p.1391-1430, 2015.

Willadino, L.; Camara, T.; Boget, N.; Claparols, I.; Santos, M. A.; Torné, J. M. Polyamine and free amino acid variations in NaCl-treated embryogenic maize Callus from sensitive and resistant cultivars. Journal of Plant Physiology, v.149, p.179-185, 1996.

Zhai, H.; Wang, F.; Si, Z.; Huo, J.; Xing, L.; Liu, Q. A myo-inositol-1-phosphate synthase gene, IbMIPS1, enhances salt and drought tolerance and stem nematode resistance in transgenic sweet potato. Plant Biotechnology Journal, v.14, p.592-602, 2016.

Zhang, J.; Tan, W.; Yang, X. H.; Zhang, H. X. Plastid-expressed choline monooxygenase gene improves salt and drought tolerance through accumulation of glycine betaine in tobacco. Plant Cell Reports, v.27, p.1113-1124, 2008.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

15 Halofitismo e agricultura biossalina

Pedro D. Fernandes[1, 2], Marcos E. B. Brito[2], Hans R. Gheyi[3], Alberício P. de Andrade[4] & Salomão de S. Medeiros[5]

[1] Universidade Estadual da Paraíba
[2] Universidade Federal de Campina Grande
[3] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
[4] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[5] Instituto Nacional do Semiárido

Introdução – População e Necessidades de Alimentos

A população mundial em 2016 foi superior a 7,432 bilhões de habitantes (USCENSUS, 2016). Mesmo com o declínio da taxa de aumento populacional, a cada ano a população do planeta aumenta cerca de 80 milhões de pessoas, sendo projetados pelas Nações Unidas mais de 9 bilhões em 2050; aproximadamente, 95% desse aumento ocorrerá em países menos desenvolvidos, muitos deles com deficiência de água e alimento. Aliás, a insuficiência de água vem sendo anunciada como um dos mais sérios problemas, no futuro, para os habitantes de muitos países (Shrivastava & Kumar, 2015). Vale ressaltar que, apesar desse aumento populacional, a disponibilidade de água potável tenderá a ser constante (Srinivasan et al., 2012).

Tal preocupação é facilmente compreensível, considerando estar aumentando a dificuldade para se conseguir água, em termos quantitativos e qualitativos, em muitas regiões do planeta, principalmente em áreas da Índia, norte da China, norte e região sub-Saariana da África, Oriente Médio e em áreas da Europa Oriental (Vörösmarty et al., 2010). Em contraste, água salgada é abundante, mares e oceanos contêm, aproximadamente, 97% das águas de nosso planeta.

Em 2006, Ozturk et al. (2006) citavam a crise por água como um dos mais sérios desafios a serem enfrentados pela humanidade, alertando para o aumento da demanda pelo precioso líquido, em índice duas vezes maior que as taxas de crescimento da população. Essa mesma preocupação foi reforçada seis anos depois por Srinivasan et al. (2012), ao afirmarem ser surpreendentemente difícil descrever a natureza da crise global de água, mesmo sendo a escassez do precioso líquido considerada como a maior crise do século 21. Essa interpretação se baseia na alta variabilidade dos fatores climáticos e disponibilidade dos recursos hídricos, combinada às intenções e ações para enfrentamento da crise, com consequências variáveis para o bem-estar humano.

A realidade é que altas temperaturas, resultantes do aquecimento global, e escassez de chuvas e de águas de superfície têm provocado desertificação à medida que os aquíferos e as águas subterrâneas se tornam mais salinos, como resultado do bombeamento crescente e da incorporação de sais às terras agrícolas. Segundo dados divulgados por FIDA (2004), em muitas áreas, a salinidade de aquíferos do interior está atingindo níveis superiores a 16 g L^{-1} (20 dS m^{-1}), chegando a 20 g L^{-1} (25 dS m^{-1}) em zonas costeiras.

Aliás, extensas áreas do planeta são, naturalmente, salinas ou têm sido salinizadas por ações antrópicas, geralmente como consequência de práticas equivocadas de irrigação. Naturalmente, ocorrem solos salinos ao longo da costa de continentes, em estuários e em áreas salinas internas ('Great Salt Lakes' nos Estados Unidos, Mar Morto em Israel, 'Neusiedlersee' na Áustria, dentre outros). A salinização de áreas em regiões áridas e semiáridas é atribuída à ação do homem, manejando, inadequadamente, a água em projetos de irrigação. Civilizações antigas desapareceram na Mesopotâmia (Tigris e Eufrates), na região do Cazaquistão (Mar Aral), no vale do Rio Amarelo na China e na América pré-Colombiana. Áreas foram salinizadas, posteriormente, no Norte da África, no rio Indus (Paquistão), rio Ganges (Índia), Vale de São Francisco (Califórnia - USA) e no vale dos rios Murray e Darling, na Austrália (Ozturk et al., 2006).

A lição desastrosa da salinização parece não ter sido apreendida totalmente pela humanidade, considerando-se a continuidade de ocorrência do processo nos tempos contemporâneos. Em informações divulgadas em 2004, pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, contidas em Jaradat et al. (2004), 20% das terras agricultáveis e 50% das cultivadas estavam afetadas por sais. Segundo estimativas mais recentes da FAO (2012), 11% das terras irrigadas em nosso planeta estão afetadas por problemas de salinidade.

Aliás, solos salinos ocorrem em todo o globo. Aproximadamente, 43% das terras do planeta são áridas ou semiáridas, estimando-se em 15% (130 milhões de hectares) as localizadas em áreas costeiras ou de interiores que poderiam ser cultivadas com água do mar (agricultura biossalina) para aumentar a disponibilização de produtos agrícolas (Akinshina, 2014). Com essa possibilidade, florestas seriam preservadas e as águas de boa qualidade seriam destinadas para fins de uso direto por populações (Glenn et al., 1998; Ozturk et al., 2006).

Necessidade de alimentos

Um dos problemas mais urgentes da sociedade atual é encontrar suficiente água e terra para dar suporte à necessidade de alimentos do mundo. Infelizmente, são sombrias as previsões sobre o incremento de alimentos em todo o planeta, com necessidade estimada em 38% para o ano 2025 e em 57% para 2050 (Shahbaz & Ashraf, 2013; Shrivastava & Kumar, 2015); tais estimativas se baseiam na população prevista para 2050 (9,7 bilhões de habitantes - USCENSUS, 2016).

Em 2013, a FAO estimou em 842 milhões o número de pessoas sem alimento suficiente para uma vida saudável (https://www.wfp.org/stories/10-hunger-facts-2014). As previsões são mais sombrias para o futuro, considerando o aumento populacional esperado para os próximos anos. Para 2025, a FAO (2012) estimou em 200 milhões de hectares a área adicional para produção de alimentos. É impossível imaginar, no contexto atual, a revolução tecnológica necessária para alimentar tanta gente em 2050. As terras de boa qualidade, passíveis de serem cultivadas agricolamente, cerca de 93 milhões de ha, estão hoje cobertas por florestas, sendo difícil visualizar a sua devastação para atender à demanda de alimentos.

Portanto, por ser crescente a pressão por alimentos, bem como, por forrageiras para a alimentação animal, em grande parte do planeta, é urgente a necessidade de tecnologias para a extensão da fronteira agrícola em situações marginais, incluindo-se nessa categoria as terras degradadas, as áreas salinas (inclusive, mangues), as áreas de desertos e as áreas costeiras arenosas e as com possibilidades de serem cultivadas usando águas com altos teores de sais na irrigação. A agricultura biossalina, envolvendo a retirada de água e de nutrientes do mar, possibilitará construir o que, possivelmente, será o bem mais valioso para a humanidade – alimentos e outros produtos agrícolas. Com tais possibilidades, aumentará o sequestro de carbono, parte incorporada ao solo (raízes, matéria orgânica), contribuindo para o equilíbrio do fluxo de carbono na atmosfera.

Por agricultura biossalina entende-se o uso de águas salinas, geralmente em solos salinos ou salinizados, para o cultivo de espécies tolerantes ao estresse salino, quando água e solos de boa qualidade se tornam escassos. Na agricultura biossalina tem predominado o uso de halófitas, espécies naturalmente adaptadas a crescer e produzir em condições com alta concentração de sais, tema a ter uma melhor abordagem em outros itens deste capítulo.

Portanto, caberá à agricultura biossalina um papel relevante na produção de alimentos de origem vegetal ou animal. Tal necessidade é mais patente quando se constata estar a água doce se tornando escassa; segundo alguns autores, os usos doméstico, industrial e agrícola de água fresca ('fresh water') estão aumentando tão rapidamente que haverá escassez em todo o mundo (Tester & Langridge, 2010).

Glicófitas e Halófitas

Em plantas sob fatores de estresse desenvolvem-se variados mecanismos de defesa - aclimatação - adaptação, permitindo-lhes condições de sobrevivência e evolução de patrimônios genéticos em situações desfavoráveis do meio. Em geral, a sobrevivência das plantas depende da habilidade de adaptação ao estresse, cuja pressão seletiva pode variar, a se refletir no metabolismo celular.

De modo geral, é universalmente reconhecido ser a salinidade um fator abiótico com forte impacto sobre as atividades agrícolas, especialmente em regiões áridas e semiáridas, onde são maiores os efeitos do estresse salino. Caracteriza-se por redução do potencial osmótico e grande aumento na atividade iônica da solução do solo, no ambiente onde se distribuem as raízes, incluindo o sistema de micorrizas. Em síntese, a salinidade induz a eventos de sinalização que desencadeiam mudanças na expressão gênica e no incremento e na atividade de complexos proteicos. As proteínas, por sua vez, induzem alterações nos processos metabólicos energéticos, tendo como consequência, em curto e médio tempo, a atenuação do impacto direto, por mudanças no potencial osmótico e na atividade dos íons; em longo prazo, as plantas procuram se adaptar ao estresse, como resultado da expressão de genes e alterações estruturais, bioquímicas e fisiológicas das células, refletindo-se em mudanças em seu crescimento e desenvolvimento (Kosová et al., 2013).

Os efeitos da salinidade, portanto, variam amplamente, dependendo do genótipo, critério utilizado para classificar as espécies vegetais em tolerantes e sensíveis, com uma gradação entre esses extremos. As que se desenvolvem em ambientes com concentrações altas de sais são denominadas de halófitas, situando-se no outro grupo as glicófitas.

As halófitas, em geral, sequestram sais no vacúolo o que contribui para tornar mais negativo o potencial osmótico

da célula (Flowers & Colmer, 2008) e são mais eficientes na síntese de solutos orgânicos compatíveis, o que resulta em ajustes osmóticos no citoplasma. São glicófitas (ou não halófitas) muitas fontes convencionais de alimentos utilizados, até os tempos hodiernos, na alimentação humana. As espécies dessa categoria são incapazes de compartimentalizar, eficientemente, os solutos orgânicos e inorgânicos nas células, contra o gradiente de concentração, em condições de alta salinidade. Quando expostas a níveis moderados de salinidade, as glicófitas tendem a excluir os sais, minimizando, assim, a exposição das células do tecido foliar aos sais e evitando danos ao aparato fotossintético (Lauchli & Epstein, 1990). Aliás, de modo geral, a tolerância das plantas à salinidade depende da eficiência em controlar a absorção e o transporte dos sais, aliados à sua compartimentação em órgãos menos ativos, fisiologicamente.

Em grande parte das glicófitas ocorre redução no crescimento quando a salinidade do meio edáfico supera 10 mM, enquanto que as halófitas crescem em ambientes com teor de sais superior a 50 mM, podendo chegar a 500 mM (Orcutt & Nilsen, 2000) e têm o crescimento favorecido por quantidades altas de sais no meio. Segundo Flowers & Colmer (2008), o crescimento ótimo das halófitas acontece entre 100 e 200 mM de NaCl para as espécies dicotiledôneas e entre 50 e 100 mM na solução do solo, para as monocotiledóneas.

Por tais informações, depreende-se serem muito variáveis os efeitos da salinidade sobre glicófitas e halófitas, destacando-se os relacionados à redução do potencial osmótico do meio, com eventos sinalizadores na membrana plasmática e consequências bioquímicas e fisiológicas sobre os complexos proteicos. Os reflexos aparecem nos processos de sinalização e de transdução de sinais, nas cascatas de reações envolvendo quinases, no transporte de íons através das membranas, nos metabolismos energético (fotossíntese e respiração), de carboidratos, de lipídeos, de fitohormônios e de proteínas relacionadas a fatores de estresse (inclusive oxidativo), bem como, a processos enzimáticos e de biossíntese de lignina, além de mudanças profundas na expressão de genes, dentre outras funções (Kosová et al., 2013).

Glicófitas

Nas glicófitas, os estudos têm sido realizados em muitas espécies, com destaque para *Arabidopsis thaliana*, considerada planta-padrão para tais pesquisas (Jiang et al., 2007). O efeito imediato da salinidade está associado à redução significativa da taxa de crescimento das plantas, sendo diretamente relacionado aos processos envolvendo síntese e funções das proteínas, em especial, as denominadas chaperonas, importantes para a estabilidade estrutural e o enovelamento das moléculas proteicas.

O efeito prejudicial da salinidade nas glicófitas se agrava com o incremento de espécies reativas de oxigênio (EROs), com consequências negativas sobre o metabolismo de compostos orgânicos, com destaques para açúcares, lipídeos e proteínas. O grau de tolerância ao estresse salino está associado a variações nas atividades e/ou síntese das enzimas eliminadoras de EROs, aquelas com função antioxidante (Martinez et al., 2001). Segundo Kaur et al. (2016), entre os mecanismos envolvidos na tolerância ao estresse salino, as EROs desempenham papel crítico por fazerem parte de uma cascata de efeitos sobre as plantas. Esses autores, ao investigarem a tolerância de variedades de arroz, verificaram diferenças significativas nas quantidades de EROs e nas atividades de enzimas antioxidantes, funcionando tais sistemas de forma interdependente nos genótipos tolerantes ao estresse salino.

Garrat et al. (2002), trabalhando com cultura de tecidos provenientes de materiais de genótipos de algodão, com tolerâncias variadas à salinidade, verificaram alta correlação entre o *status* antioxidante e o crescimento das células. Com o incremento dos níveis de salinidade, aumentaram as atividades das enzimas dismutase do superóxido e da redutase da glutationa no genótipo tolerante à salinidade, enquanto diminuía, progressivamente, a atividade da catalase, com aumento dos níveis do estresse salino. Sofo et al. (2015) destacam as enzimas catalase e peroxidase do ascorbato como as mais envolvidas na regulação genética da tolerância de plantas ao estresse salino.

Outro aspecto a considerar é o aumento da demanda energética que ocorre no metabolismo das glicófitas sob estresse salino, podendo ser maior que nas halófitas, por ser induzida a síntese de compostos orgânicos com funções osmoprotetoras, para balancear os efeitos osmóticos e ativação de mecanismos de compartimentação ou exclução de íons, como consequência do efeito iônico da salinização (Rasoulnia et al., 2011). As mudanças no metabolismo da planta levam a adaptações funcionais de longo prazo, incluindo acumulação de compostos orgânicos osmoprotetores subjacentes ao ajuste osmótico, bem como, as várias adaptações estruturais no citoesqueleto e na parede celular, resultando em aumento da resistência mecânica das células vegetais (Xu et al., 2010).

Baseando-se em estudos proteômicos recentes, pode-se deduzir que as glicófitas são capazes de ativar vários mecanismos de resposta ao estresse salino (sinalização, biossíntese de osmólitos, energia envolvida no transporte de íons), mas falham na indução de reações de biossíntese de aminoácidos, proteínas e de vários compostos protetores, cruciais para uma eficiente aclimatação ao estresse, especialmente em longo prazo (Kosová et al., 2013). Nas glicófitas é, também, menos eficiente a compartimentação de íons no vacúolo celular (Munns & Tester, 2008).

Halófitas

As halófitas podem ser divididas em duas categorias: (a) espécies halófitas de origem, as que evoluíram sob condições permanentes de alta salinidade, e (b) halófitas facultativas, abrangendo espécies evoluídas em ambientes sujeitos a variações na concentração de sais, durante parte das fases de crescimento e desenvolvimento (Koyro et al., 2008).

Estima-se em 6.000 o número de espécies halófitas em todo o globo, com ocorrência terrestre ou em mares, representando em torno de 2% das fanerógamas (plantas que

florescem e produzem sementes). Varia muito a distribuição das espécies entre as famílias: 1/4 é de amarantáceas, 1/10 poáceas, 1/20 leguminosas, 1/25 compósitas e plumbagináceas, 1/33 aizoáceas, 1/33 ciperáceas, 1/50 tamaricáceas, dentre outras (Aronson, 1989). Cerca de 70% são espécies perenes e 30% são anuais e bianuais. Poucas são arbóreas, sendo mais estudadas e exploradas, dentre elas, as espécies *Tamarix aphylla* e *T. gallica*.

No subitem anterior, ao tratarmos de glicófitas, foram inseridos conhecimentos diversos sobre estudos de proteoma, razão pela qual, ao dissertarmos sobre halófitas, achamos conveniente uma breve abordagem sobre este tema, na tentativa de focar luzes para melhor apreensão de sua importância. Como exemplo, em estudos genéticos um vegetal pode ser observado/avaliado sob aspectos morfológico, fisiológico, bioquímico e molecular. Sob a visão molecular, pode ser descrito em termos de RNA mensageiro (RNAm) e proteínas, associados ao genoma e influenciados pelo ambiente, possibilitando avaliações da relação entre fenótipo *x* genótipo (Mattick, 2003). Segundo Wilkins et al. (1996), a sequência de um gene não deve ser mais considerada, isoladamente, na predição de sua função, e a análise do RNAm é somente um pouco mais informativa. Mas, a atividade das proteínas está muito associada à função do gene, por ser o produto final da regulação da atividade gênica. Assim, a proteômica, que visa caracterizar o conjunto de proteínas expressas em um dado momento, passou a ser uma ferramenta imprescindível para complementar os estudos de biologia molecular da célula (Wilkins et al., 1996; Kosová et al., 2013). Constitue-se, também, em poderosa ferramenta na avaliação da tolerância das plantas à salinidade e a outros fatores de estresse abiótico, pois, diferentemente do que ocorre quando são utilizados marcadores fenotípicos ou baseados no DNA, a proteômica fornece informação em nível molecular da variabilidade genética que é efetivamente expressa (Kosová et al., 2013).

Halofitismo ocorre em cerca de 1/3 das angiospermas (classe mais importante para agricultura biossalina que as gimnospermas) e cerca de 50% dos gêneros tolerantes a sais pertencem a 20 famílias. Entre as angiospermas dicotiledôneas, a família *Amaranthaceae* (antes denominada de *Chenopodiaceae)* abrange a maior parte das halófitas, estimada em 20% delas (Eisa et al., 2012).

Comparações entre halófitas e glicófitas

Todos os mecanismos envolvidos na aclimatação ou adaptação das plantas aos efeitos do estresse salino têm custo energético, com destaques para o incremento na biossíntese de proteínas associadas ao estresse e o de osmólitos compatíveis, bem como, o transporte ativo de sais. Segundo Kosová et al. (2013), as halófitas, geralmente, lidam melhor com a biossíntese de novos compostos ricos em energia do que as glicófitas. Relacionados, ainda, à osmose, os ajustes metabólicos variam entre espécies, sendo interessantes as particularidades entre elas. Como exemplos, em análises transcriptômicas e proteômicas de plantas do gênero *Thellungiella* (halófita), em comparação às de *Arabidopsis* (glicófita), pesquisadores constataram que as halófitas alteravam o metabolismo da prolina, aumentando os níveis da enzima envolvida em sua biossíntese (sintetase da pirrolina-5-carboxilato - P5CS) e diminuindo os níveis da desidrogenase da prolina (PDH), enzima da degradação da prolina (Kant et al., 2006).

As halófitas, ao regularem melhor o fluxo de sais e compartimentação de íons, tornam-se mais eficientes em manter altas taxas fotossintéticas líquidas, garantindo-lhes maior disponibilidade de energia, sem perturbações maiores no metabolismo energético. Além disso, halófitas da família poácea, como *Aeluropus lagopoides*, têm metabolismo C4 de fixação de CO_2, uma eficiente estratégia de adaptação, por reciclarem o carbono da respiração (relacionado à presença da baínha vascular), diminuindo as perdas por transpiração, por aumentar a resistência estomática (Sobhanian et al., 2010). Já as halófitas do tipo C3 de fixação de carbono, como a *Suaeda aegyptiaca*, melhoram sua eficiência fotossintética em condições de estresse salino, por outros mecanismos de adaptação, tais como o de incremento na acumulação da proteína D2 e de glicina betaína, contribuindo, dessa forma, para estabilização do fotossistema II (PSII) (Askari et al., 2006). Para melhor entendimento, esclarecemos que o núcleo do PSII é formado pelas proteínas D1 e D2, a atravessarem a membrana do tilacóide; nelas se encontram o centro de reação fotoquímica e a cadeia transportadora de elétrons (http://labs.icb.ufmg.br/lbcd/grupo5/Photosynthesis/reacoes/ fotosistema2.html).

As halófitas são, reconhecidamente, mais eficientes na exclusão de íons que as glicófitas. Nos estudos já citados de Kant et al. (2006), comparando plantas de *Arabidopsis thaliana* (glicófita) e de *Thellungiella salsuginea* (halófita), esses pesquisadores encontraram níveis mais altos de genes reguladores de sais nas células dessa última espécie do que em *Arabidopsis*, resultando em maior eficiência em controlar o influxo de íons Na^+; observaram, ainda, que a eficiência na exclusão de sais da halófita se devia à descarga de íons no apoplasto, denominada de desvio de fluxo mediado pela transpiração.

Pesquisas têm sido realizadas com trigo, visando à incorporação de genes de tolerância à salinidade, sendo, para tal fim, utilizada a gramínea *Thinopyrum ponticum*, planta com processos fisiológicos similares aos de halófitas, encontrada em áreas de mangue no sul da Europa e da Ásia Menor (Chen et al., 2012). Essa espécie é uma poácea herbácea, perene e de crescimento cespitoso, e, também, cultivada em solos alcalinos e salinos. Wang et al. (2008) e Peng et al. (2009), em estudos comparativos de proteoma envolvendo uma cultivar de trigo (*Triticum aestivum*) e o híbrido obtido de *Triticum aestivum* x *Thinopyrum ponticum*, submetidos a níveis de salinidade variando entre 50 e 200 mM de NaCl, observaram alterações nos níveis proteicos do híbrido, com reflexos na redução da senescência das folhas, o que resultou em melhor adaptação ao estresse salino. A maior adaptação registrada no híbrido foi associada ao incremento

de subunidades de ATPase protônica no vacúolo, suprindo a célula de energia para o antiporte Na^+/H^+ no tonoplasto, fundamental para o sequestro de sódio no vacúolo. Ainda segundo os autores Wang et al. (2008) e Peng et al. (2009), no híbrido foi encontrada mais clorofila e registrada maior taxa fotossintética líquida, decorrente de maior acumulação do precursor da proteína CP24, fundamental para a estabilização do PSII. Nesse híbrido, também foram identificados altos níveis de uma proteína associada à biossíntese de giberilinas, fato muito relevante, por ter sido reconhecida a sua relação com a capacidade de adaptação à salinidade.

Interessantes, igualmente, são os estudos envolvendo *Oriza sativa* (glicófita) e uma das espécies selvagens da qual o arroz se originou, a halófita *Porteresia coarctata*, planta vegetando em áreas de mangue de vários países (Índia, Bangladesh, Myanmar e Sri Lanka). Por ser o arroz sensível à salinidade (principalmente na fase de germinação e estabelecimento inicial da cultura), Sengupta & Majunder (2009) estudaram as possíveis diferenças proteômicas entre tais espécies, submetendo-as a condições variadas de alta salinidade (até 400 mM de NaCl, por 72 horas); os autores constataram, em *Porteresia*, incremento na produção de proteínas envolvidas na proteção e estabilização dos fotossistemas, bem como, incremento na atividade da Rubisco, quando aumentava o estresse salino. Tais mudanças foram importantes para manter alta a taxa de fotossíntese líquida, mesmo sendo restrita a concentração de CO_2 no estroma. Além disso, comparativamente ao arroz, em *Porteresia* esses autores constataram níveis mais elevados de várias proteínas, como a sintetase da glutamina (GS) e a sintase do mio-inositol-1-fosfato, que são enzimas envolvidas na biossíntese de osmólitos, e um fator de transcrição relacionado à expressão de proteínas LEA (do inglês, *late embryogenesis abundant*). Também, a maior abundância da sintase da celulose, constatada na espécie selvagem de arroz, é indicativa de adaptação a ambientes com elevada pressão osmótica. Os autores constataram, ainda, maior presença de enzimas poupadoras de energia, como a sintase da sacarose, que converte sacarose em glicose e frutose, uma estratégia de *Porteresia coarctata* de poupar energia sob estresse salino, visando à aclimatação.

Morfologia, Anatomia e Ecofisiologia das Halófitas

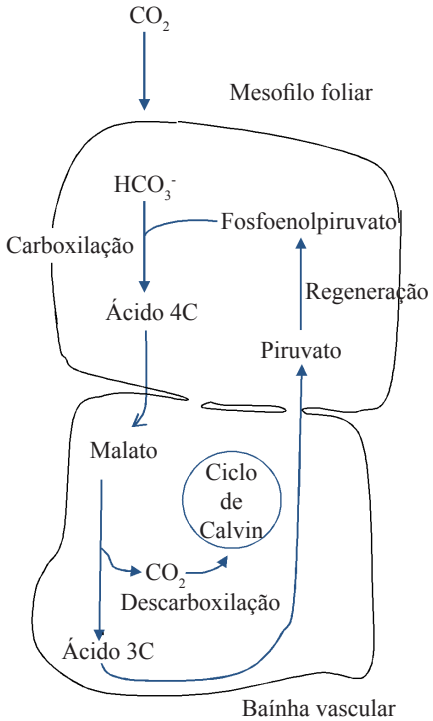
Durante muito tempo, acreditou-se que a ocorrência de halófitas em solos salinos tinha relação com uma possível exigência dessas plantas por concentrações altas de sais para seu crescimento e desenvolvimento, particularmente aqueles envolvendo sódio e cloreto (Rozema, 1996). Posteriormente, vários pesquisadores constataram que, em geral, as halófitas não necessitam de altas concentrações de sais, mas vegetam em uma faixa de concentração salina específica para cada genótipo, sem causar alterações em sua fisiologia e sem reduzir, significativamente, seu crescimento (Orcutt & Nilsen, 2000). Rozema & Schats (2013), por exemplo, verificaram ser estimulado o crescimento de várias espécies halófitas, quando o nível de condutividade elétrica (CE) do solo situava-se entre 15 e 25 dS m^{-1}.

As halófitas possuem uma série de características morfológicas, fisiológicas e anatômicas altamente eficientes e que se complementam para as plantas se adaptar, vegetar e, até mesmo, se beneficiar das condições inóspitas de um ambiente salino (Flowers & Colmer, 2008). Mas, a principal característica de todas as halófitas é a sua capacidade de usar íons inorgânicos, principalmente Na^+ e Cl^-, para o ajuste osmótico de seus tecidos, quando cultivadas sob condições de alta concentração de sais (Kosová et al., 2013). Em tais condições, as plantas se adaptam e toleram esses íons, por sua capacidade de sequestrar Na^+ nas células da raiz e no vacúolo das células das folhas (Apse & Blumwald, 2007), complementada pelo controle eficiente dos canais iônicos do vacúolo (Bonales-Alatorre et al., 2013), prevenindo o retorno do Na^+ para o citosol. As glicófitas, como comparação, possuem uma capacidade limitada de usar Na^+ para o ajustamento osmótico, dependendo a sua sobrevivência (não é adaptação), principalmente, da síntese de novos osmólitos orgânicos. É importante ressaltar que devido ao alto custo de carbono envolvido no processo de adaptação, as halófitas despendem muita energia, em detrimento do seu crescimento e da sua produção.

Com a evolução das pesquisas, conhece-se, atualmente, a importância do sódio na fisiologia das halófitas, considerando prevalecer na maioria de suas espécies, o mecanismo de fixação de CO_2 do tipo C4, em que o substrato orgânico básico do ciclo inicial de carboxilação é o fosfoenolpiruvato, reação envolvendo a enzima PEP-carboxilase (Yamaguchi et al., 2013; Mei et al., 2014). Epstein & Bloom (2006) citam ser o Na^+ um micronutriente essencial para as plantas C4 e CAM, por estar envolvido, diretamente, na reconstituição do fosfoenolpiruvato. Com esse novo conhecimento, entende-se a importância do sódio para as halófitas, mas na concentração de um micronutriente, o que é muito menor do que a concentração do íon em águas e solos salinos, onde se concentram sais. Portanto, o Na^+ deve estar presente no habitat/nicho ecológico desses vegetais. Visando a um melhor entendimento da importância do Na para as halófitas, apresentamos na Figura 1 os ciclos de carboxilação, típicos das plantas C4, com as devidas explicações.

Em ecologia, o termo 'nicho ecológico' representa a soma das características que determinam a posição e função de uma espécie em um determinado ecossistema; deve-se distinguir 'nicho ecológico' de 'habitat', sendo este o local onde evolui a espécie, enquanto o 'nicho' é a função desempenhada pelos indivíduos da espécie no ecossistema. Entre as características determinantes, estão fatores químicos e físicos, além de sua distribuição espacial e temporal, todos eles requeridos para a ocorrência e sobrevivência da espécie em um determinado habitat, condicionando seu crescimento (Rozema & Schats, 2013).

No habitat das halófitas, determinante para caracterizar o seu nicho ecológico, são encontradas altas concentrações de sais no solo e na água (Rozema, 1996; Orcutt & Nilsen,

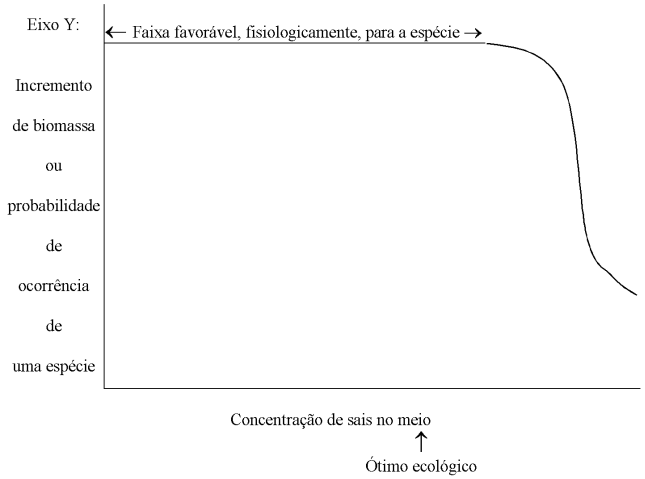


O primeiro ciclo de carboxilação ocorre em células do mesofilo foliar, com a ligação do CO_2 ao PEP (fosfoenolpiruvato, que tem três carbonos), em reação que está envolvida a enzima PEP-carboxilase, resultando em um ácido com quatro carbonos (primeiro o ácido oxaloacético, o qual é convertido, rapidamente, a malato, também com 4C). O malato vai para a bainha vascular (formação de células especiais envolvendo o tecido vascular, típica das plantas C4), onde é descarboxilado, indo o CO_2 para o ciclo de Calvin e os três carbonos que restaram do malato resultam em ácido pirúvico (ou piruvato). O piruvato reconstitui o fosfoenolpiruvato, para cuja regeneração é essencial o Na (como micronutriente).

Figura 1. Ciclos de carboxilação das plantas C4, em que se enquadra a maioria das halófitas, ocorrendo o primeiro, nas células do mesofilo e o segundo, o ciclo de Calvin, nas células da bainha vascular

2000). No norte da Holanda, por exemplo, o valor médio da concentração de sais para ocorrência de *Glaux maritima* é de 8880 mg de NaCl L^{-1} (Rozema, 1978), considerado o 'ótimo ecológico' em relação à característica de salinidade do nicho dessa halófita. Por estudos hidropônicos, esse autor verificou não ser afetada a acumulação de biomassa daquela espécie, até esse nível de NaCl, significando que 0 - 8880 mg de NaCl L^{-1} é a faixa de salinidade fisiologicamente favorável à ocorrência de *Glaux marítima*; pelos novos conhecimentos sobre a essencialidade do Na, como micronutriente, para essa classe de plantas, esse elemento deve ter estado presente no meio de cultivo de *G.maritima* para suprir suas necessidades fisiológicas.

Entretanto, a interpretação não é tão simples assim, devendo ser, ainda, considerada a competição por espaço com outras espécies. Na Figura 2 está esquematizada a relação entre concentração de sais e crescimento de plantas da espécie *Glaux maritima*, em que no eixo das ordenadas ('eixo y') está representado o incremento de biomassa ou a probabilidade de ocorrer uma determinada espécie numa área, em função da concentração de sais no meio (eixo das abscissas, ou 'eixo x'); o 'ótimo ecológico' corresponde à concentração máxima



Fonte: Adaptado de Rozema (1996)

Figura 2. Relação entre incremento de biomassa ou probabilidade de ocorrência de uma espécie (ordenada - eixo 'y') e aumento da concentração de sais no meio (abscissa - eixo 'x')

de sais em que ocorre o máximo de incremento de biomassa da espécie ou, em termos de probabilidade, à concentração de sais no meio a partir da qual é menos provável a sua ocorrência. Sob tais condições de salinidade, dificilmente uma glicófita teria condições de vegetar, o que explica ser considerado 'ótimo' para a halófita, justamente por não ter que competir com outras espécies (Rozema, 1996).

Aclimatação e adaptação ao estresse salino

São variados os efeitos da salinidade sobre as plantas, alterando a sua homeostase para se acomodarem a mudanças ambientais externas (razão de estudos da ecofisiologia), abrangendo mecanismos de ordem fenológica, morfológica e fisiológica, refletindo-se em aspectos bioquímicos, biomoleculares e genéticos dos vegetais (Arzani, 2008). Relacionados aos ajustes por que passam, em situações de estresse salino, são conhecidos na literatura os termos 'aclimatação' e 'adaptação' (Bray et al., 2000). A aclimatação é de natureza fenotípica e ocorre dentro de um período de vida de um indivíduo, como consequência da exposição anterior ao fator de estresse, ou a diferentes variações no meio ambiente. Ao contrário, a adaptação ocorre em populações, constando de modificações genéticas herdáveis, durante a evolução do genótipo (Orcutt & Nilsen, 2000).

Aqui vale um alerta para acontecimentos nos tempos hodiernos; um deles centrado na teoria dos caracteres adquiridos, defendida no início do século 19 pelo naturalista francês, conhecido por Jean-Baptiste Lamarck, segundo o qual, resumidamente, a progressão dos organismos era guiada pelo meio ambiente. Esse é o foco da epigenética, ciência que estuda as mudanças herdadas nas funções dos genes, mas que não alteram as sequências de bases nucleotídicas da molécula de DNA. Os padrões epigenéticos são sensíveis a modificações ambientais, por induzirem à expressão de genes que estavam silenciados e, por isso, podem resultar em mudanças transmitidas aos descendentes (Tang & Ho, 2007).

Na adaptação, segundo Zhu (2001), a planta passa por três importantes mudanças em seu metabolismo, fazendo com que: (*a*) evite ou alivie os danos causados pelo estresse (exclusão iônica); (*b*) restabeleça as condições homeostáticas (iônica e osmótica); e (*c*) retome o crescimento, embora a uma taxa reduzida. Em tais processos estão implícitos a acumulação de osmólitos, o controle do fluxo de água no interior da planta e a manutenção da homeostase iônica. Em algumas espécies, as enzimas exercem, também, importante função, fazendo com que as plantas sejam menos sensíveis ao estresse salino (Miller et al., 2010; Çelik & Atak, 2011).

Depreende-se, por tais conteúdos, serem importantes que os estudos de adaptação ao estresse salino sejam relacionados aos estádios de desenvolvimento das plantas. Mas, pelo conhecimento existente na literatura, sabe-se que os efeitos da salinidade variam em função de espécies, genótipos dentro de uma espécie, fases do ciclo das plantas e, até mesmo, entre tecidos e órgãos do mesmo indivíduo, além de variarem em função de fatores ambientais.

Nesse contexto, incluímos em adaptação ao estresse salino o conhecimento sobre germinação de sementes e propagação das plantas.

Propagação das plantas

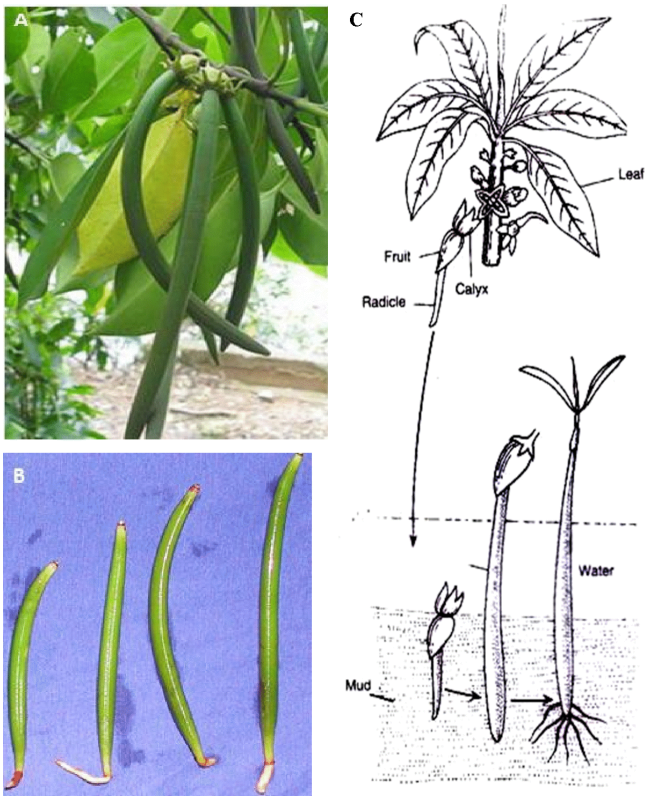
As sementes das halófitas sobrevivem em solos altamente salinos, mas só germinam em condições de maior diluição dos sais, em épocas coincidentes com chuvas (Rozema, 1996; Atia et al., 2006). Fatores diversos, como vento e animais, dentre outros, podem dispersá-las em áreas circunvizinhas ou mais distantes, propiciando a germinação das que forem depositadas em solo com menor concentração de sais.

As fases de germinação e de crescimento das plântulas, em geral, são as mais sensíveis ao estresse salino (Tester & Davenport, 2003; Atia et al., 2006). Estabelecidas, após condições favoráveis para germinar, as halófitas são favorecidas por baixa competição com outras espécies, devido aos fatores do ambiente em que poucos genótipos sobrevivem; caso não fosse salino o meio, as halófitas não teriam como competir com glicófitas, na fase inicial de estabelecimento. Esta interpretação é útil para se compreender melhor o conceito 'ótimo ecológico', abordado nas relações entre incremento de biomassa e aumento de concentração de sais no meio, apresentado na Figura 2.

Fato comum a muitas espécies não domesticadas, nas halófitas, a germinação das sementes se distribui no tempo, em um mesmo habitat, e é afetada pelo conteúdo de íons em altas concentrações na casca que as envolve, bem como pelo seu grau de polimorfismo. É este o caso investigado por autores deste capítulo, em plantas de *Terminalia catappa*, uma glicófita da família *Combretaceae*, cujos dados serão apresentados mais à frente. Muitas espécies de *Atriplex* contam com unidades de dispersão polimórficas, destacando-se, como exemplo, a *Atriplex hortensis*, com quatro tipos de flores, cada uma resultando em frutos de cores e formas diferentes, sendo tais variações relacionadas a fatores de estresse ambiental. Igualmente, as sementes de *Atriplex dimorphostegia* diferem em tamanho e variam em germinação (Ahmed et al., 2008), dependendo das condições do ambiente.

Digno de atenção, também, são os resultados divulgados por Batanouny (1993), sobre a importância da origem das sementes para a germinação de *Limonium pruinosum, Alhagi maurorum, Prosopis farcta* e *Phragmites australis*. Nessas espécies, taxas mais altas de germinação foram obtidas quando as sementes eram provenientes de plantas sob condições de halofitismo (desenvolvendo-se em altas concentrações de sais), em comparação com a germinação obtida de sementes originadas das mesmas espécies, mas, produzidas em plantas vegetando sem estresse salino. O autor adverte que tal fenômeno não se repete em todas as espécies vegetais, mas, em uma pesquisa envolvendo vários ciclos de produção de algodão, autores deste capítulo encontraram esse fenômeno epigenético, em plantas cujas sementes foram provenientes de algodoeiros sob alta pressão osmótica (dados em preparação de artigos científicos para publicação).

Nos mangues, onde as condições não são favoráveis à germinação de sementes, algumas espécies desenvolvem mecanismos especiais de propagação, denominados de viviparidade. Como exemplo, em espécies de *Bruguiera* (Figuras 3A e 3B) e de *Avicennia* ocorre viviparidade, com germinação da semente ainda na planta; a plântula, enquanto ainda está ligado à planta matriz, desenvolve um longo



Fonte: https://goo.gl/pIMO2s (acesso em 07/11/2016).

Figura 3. Viviparidade em *Bruguiera* spp - frutos se desenvolvem em direção ao solo, com germinação da semente (A) e crescimento do hipocótilo na extremidade do fruto (B); Viviparidade em *Rhizofora* spp – detalhes do fruto se desprendendo da planta já com a radícula em crescimento, estabelecendo-se a plântula no solo (C)

hipocótilo, garantindo-lhe a ancoragem no solo para depois se desprender da planta. Em espécies de *Rhizofora* (Figura 3C), os frutos se desprendem da planta já com a semente germinada e desenvolvimento do embrião (Batanouny, 1996).

Em relação à propagação vegetativa, esta é a principal via de multiplicação de muitas halófitas, com uma característica vantajosa, que é a emissão de raízes adventícias, fundamental para a formação dos novos indivíduos (Koyro et al., 2008). Como exemplos, nas espécies de halófitas *Aeluropus littoralis*, *Prosopis farcta* e *Tamarix aphylla* a multiplicação vegetativa é de grande importância, por desenvolver rebentos ('runners') ligados à planta mãe, com formação de raízes à medida que vão se afastando do ponto inicial de sua emissão. As raízes, assim formadas, são dependentes da planta mãe na absorção de água e de íons, até atingirem uma camada do solo com menor concentração de sais, onde se tornam independentes, originando novas plantas (Pollak & Waisel, 1972); isso é fundamental aos novos indivíduos, formados via vegetativa, possibilitando-lhes atravessar os horizontes de concentração mais alta de sais e aprofundar suas raízes, enquanto estão dependentes da planta matriz.

Toda essa gama de variações é ecologicamente importante para a possibilidade de adaptação das espécies à salinidade.

Adaptações morfológicas e anatômicas

As adaptações das halófitas podem variar em natureza, grau ou eficácia, dependendo da espécie e, também, do habitat. Há certo grau de plasticidade no efeito da salinidade sobre as plantas, em diferentes condições ambientais, dependendo da severidade do estresse (Batanouny, 1996; Khan & Weber, 2006)

Uma das adaptações de ordem morfológica é a redução de área foliar, quer pela formação de um menor número de folhas, quer pela redução de seu tamanho ou por abscisão foliar (Khan & Weber, 2006; Taiz & Zeiger, 2008). Algumas halófitas descartam as folhas mais velhas quando estão repletas de sais; o excesso de sais vai sendo acumulado nessas folhas, ao mesmo tempo em que contribui para tornar mais negativo o potencial osmótico das células com consequente aumento na retenção de água nos tecidos; enquanto compartimentaliza os sais nas folhas mais velhas, novas folhas são formadas sem problemas de excesso de sais e suprem a planta de fotoassimilados por sua atividade fotossintética maior, até passarem a servir de estoque de sais, quando novas folhas passam a desempenhar aquela importante função (Gorham, 1996; Yensen, 2006). A acumulação de sódio nas folhas mais velhas é uma conseqüência, também, da saída de potássio dos seus tecidos (agindo como fonte), translocando-se para as folhas novas em formação (dreno).

Glândulas de sal - Em diversas espécies, a adaptação consiste na formação de glândulas de sal nas folhas, através das quais excretam sais, sendo uma forma de controlar o seu excesso no interior das células. As glândulas são formações frouxas de células, com espaço intercelular mais aberto do que, geralmente, ocorre em outros tecidos (Taiz & Zeiger, 2008); a solução flui para o espaço entre as células e daí para uma abertura na cutícula, onde a água se evapora, causando a cristalização dos sais na superfície da folha, onde são lavados pelas chuvas ou pela irrigação.

A estrutura da glândula de sal é similar dentro de uma mesma espécie e, com raras exceções, também nas espécies de uma mesma família, mas com variações entre famílias. O tipo mais simples é o encontrado nas poáceas (gramíneas) e os mais complexos - glândulas multicelulares - foram identificados nos gêneros *Limonium, Limoniastrum e Distichlis* (Figura 4) e na espécie *Cressa cetica*. O número e localização das glândulas de sal também variam: em *Limoniastrum monopetalum*, Batanouny & Sitta (1979) encontraram 1955 glândulas por cm^2 na face adaxial e 2315 na face abaxial das folhas; esses números são maiores na espécie *Limonium delicatulum*, em que os autores Batanouny et al. (1992) registraram 2022 e 2930, respectivamente.

A secreção de sais contribui para a adaptação da planta à salinidade de forma quantitativa e qualitativa; quantitativamente, quando o status de sal na folha alcança um limite máximo tolerável, sendo a excreção de sais fundamental para a sobrevivência da planta; qualitativamente, por contribuir para o balanço iônico das folhas, quando fica alterada a relação entre íons essenciais e tóxicos, secretando o que estiver em excesso (Koyro et al., 2008).

A taxa de secreção de sais é afetada por inúmeros fatores, com destaques para concentração e natureza dos íons no meio, luz, temperatura, balanço hídrico na planta, umidade relativa e presença de metabólitos inibidores, dentre outros. A eficácia da excreção através de glândulas depende de condições que impeçam a sua reabsorção pela cutícula. Na Tabela 1 consta uma relação de espécies em que é comum a excreção de sais através de glândulas salinas nas folhas.

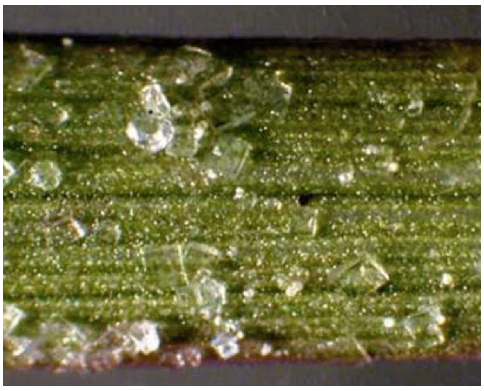
Pelos vesiculares - Além de glândulas, os sais podem ser acumulados em formações especiais, tipo tricomas, que se desenvolvem na epiderme de caules e folhas, denominadas de células vesiculares ou pelos vesiculares, comuns em alguns gêneros de *Chenopodiaceae*, especialmente em espécies de *Atriplex* (Ahmed et al., 2008), *Salsola, Chenopodium, Obione, Halimione* e *Mesembryanthemum crystallinum* (Figura 5) (MBARI, 2005; Agarie et al., 2007). As vesículas se caracterizam por um grande vacúolo central, em que podem se acumular componentes inorgânicos (sódio, cloreto) e orgânicos (flavonoides e batacianinas, como exemplos) (Vogt et al., 1999) e açúcares compatíveis com álcoois (como pinitol e seus precursores inositol e ononitol) (Bohnert et al., 1995; Nelson et al., 1998). As vesículas, além de participarem na regulação do sequestro de íons e regulação das relações hídricas nas células, atuam, também, no controle dos níveis de malato em células do mesofilo de plantas CAM (Agarie et al., 2007; Ruiz et al., 2015). As vesículas podem se romper ou se destacar das folhas, reduzindo o conteúdo salino da planta. Comparadas com as glândulas salinas, as células vesiculares têm uma ação comparativamente menor, mas são particularmente efetivas em proteger folhas jovens em expansão.

A descarga de sais nos vacúolos das células vesiculares pode, efetivamente, reduzir seu fluxo para os tecidos

Tabela 1. Plantas que excretam sais através de glândulas salinas encontradas em folhas

Família	Nome científico	Família	Nome científico
Plumbaginaceae	*Statice spp*	*Poaceae*	*Aeluropus* spp
	Limonium latifolium		*Astrebla lappacea*
	Plumbago cpensis		*Bouteloua* spp
	Plumbago europaea		*Buchloe dactyloides*
	Armeria marítima		*Chloris gayana*
	Aegialitis sp		*Coelachyrum brevifolium*
Tamarinaceae	*Tamarix* spp		*Crypsis* spp
	Reaumuria palaestina		*Cynodon dactylon*
Avicenniaceae	*Avicennia marina*		*Dactyloctenium aegyptium*
Rhizophoraceae	*Ceriops* spp		*Dinebra* spp
	Bruguiera spp		*Distichlis* spp
Primulaceae	*Glaux maritima*		*Enteropogon macrostachys*
Frankeniaceae	*Frankenia* spp		*Eleusine indica*
	Hypericopsis sp		*Leptochloa* spp
Combretaceae	*Laguncularia* sp		*Spartina* spp
Acanthaceae	*Acanthus* sp		*Sporobolus* spp
	Neuracanthus sp		*Tetrachne dregei*
Myrsinaceae	*Aegiceras* sp		*Porteresia coarctata*
			Pappophorum philippianum
			Zoysia macrantha

Fonte: Gorham (1996)



Fonte: MBARI (2005)

Figura 4. Extrusão de sais por glândulas de sal, localizadas no caule de *Distichlis palmieri*

fotossintetizantes ativos, em plantas se desenvolvendo em meio de alta salinidade. Batanouny (1996) se refere à concentração de sais 60 vezes superior em pelos vesiculares de *Helimione portulacoides*, em relação às células do mesofilo circundante; conforme o autor, uma poderosa bomba de sais deve operar entre as células vesiculares e as do mesofilo, para garantir a alta diferença de gradiente entre ambos os tecidos.

Suberização de cutículas e formação de cera - Outro fator que limita a entrada de sais com o fluxo da transpiração é a prevenção à perda de água, através da suberização de cutículas e da formação de cera na superfície foliar, comuns em halófitas (Yensen, 2006), isto é, reduzindo-se a transpiração, menos sais entrarão pelas raízes. Tais formações têm importante função, também, de prevenir a reabsorção de sais de glândulas salinas ou de vesículas.

Abscisão de órgãos e tecidos - A abscisão (descarte) de órgãos e tecidos é, também, um dos importantes mecanismos de adaptação das plantas ao meio salino, fato comum em *Juncus* spp. e em folhas suculentas de *Suaeda* spp. As folhas,



Fonte: MBARI (2005)

Figura 5. Planta florida de *Mesembryanthemum crystallinum* (A) com pelos vesiculares no caule (B)

quando estão lotadas com íons indesejáveis, são descartadas ('shedding'), contribuindo, também, para a redução da área foliar, resultando em menor perda de água através da transpiração, importante nas estações de déficit hídrico (Yensen, 2006).

Além do descarte de folhas, em *Atriplex* pode ocorrer seca de ramos e do córtex do caule, desprendendo-se da planta; em ambos os casos, os tecidos são carregados de íons,

contribuindo para o seu descarte, diminuindo a concentração de sais no vegetal (Batanouny, 1996). Entretanto, o descarte de órgãos e tecidos vegetais lotados de sais, em geral, será apenas uma parte da solução do problema, pois os sais poderão retornar ao solo por meio da decomposição dos materiais descartados. Portanto, será de capital importância a sua retirada da área, o que contribuirá para serem minorados os problemas de salinidade.

Suculência - A exposição das espécies halófitas ao ambiente salino resulta em numerosas mudanças estruturais nas plantas, destacando-se, dentre elas, a suculência, caracterizando-se por: maior espessura das folhas, células maiores, especialmente as do parênquima esponjoso, menor espaço intercelular, maior elasticidade da parede celular, desenvolvimento de tecidos estocadores de água, menor relação superfície/volume, baixo conteúdo de clorofila, estômatos menores e em menor número por unidade de área (Batanouny, 1993; Ahmed et al., 2008). Suculência tem o efeito de diluição dos íons dentro das células, o que possibilita que as halófitas convivam com altas concentrações de sais em parte de seus tecidos.

Dois tipos de suculência têm sido distinguidos em halófitas: suculência mesomórfica e suculência xeromórfica. Na mesomórfica, típico das hidroalófitas, todas as células das folhas, inclusive as da epiderme, são suculentas e é baixo o número de estômatos por unidade de área; as plantas do tipo xeromórfico, usualmente, vegetam em condições de alto estresse hídrico e são caracterizadas por terem mesofilo com células grandes, tecidos suculentos, grande número de estômatos e um sistema vascular altamente lignificado (Batanouny, 1993). A seiva orgânica das suculentas xeromórficas, geralmente, contém mais ácidos orgânicos que a seiva das mesomórficas, em que predominam íons inorgânicos.

O cloreto de sódio tem sido considerado o sal mais eficiente em promover suculência. Decréscimo em suculência, associado ao aumento de características xeromórficas, foram observados em plantas expostas a sulfato de sódio. Chapman (1974) cita haver uma relação entre concentração de Cl^-, SO_4^{2-} e o grau de suculência em halófitas suculentas típicas, com prevalência mais favorável do cloreto.

Adaptações fisiológicas

Escape, tolerância ou resistência

Os mecanismos de adaptação ao estresse salino envolvem situações diferentes, a começar pelo conceito de 'escape' (fuga), em que as plantas evitam a exposição às condições estressantes, por completarem o ciclo em curto tempo (Koyro et al., 2008). Em casos de ciclo mais longo, pode ocorrer redução da atividade metabólica, resultando em um estado de dormência nos períodos menos favoráveis. Como exemplos de escape**,** temos: (a) plantas anuais que completam o seu ciclo no curto tempo de condições climáticas favoráveis (chuvas, por exemplo), evitando as estações mais secas, quando tende a aumentar a concentração de sais no meio; e (b) plantas com raízes profundas (*Prosopis* e *Tamarix,* por exemplo), capazes de absorver água do subsolo, onde, geralmente, são mais baixos os teores de sais (Dagar & Tomar, 2002; Mosher & Bateman, 2015). O termo escape ou 'fuga' se aplica, também, aos casos em que o vegetal protege os seus tecidos do efeito do estresse. Em algumas halófitas, acontece a prevenção ou diminuição da entrada de sais em alguns tecidos da planta, conhecido como exclusão de íons, tecidos esses geralmente relacionados aos órgãos de reprodução (florescimento e frutificação).

Os mecanismos de tolerância, por sua vez, envolvem alta atividade metabólica, quando o estresse é severo, baixando a atividade quando diminui a intensidade do fator estressante, na tentativa de adaptação da planta ao meio (Bray et al., 2000); uma espécie pode ter vários mecanismos de tolerância e de escape, ou uma combinação de ambos.

Sob condições de estresse salino rompe-se a homeostase hídrica e iônica. Essa quebra da homeostase ocorre tanto ao nível celular como na planta inteira, acarretando danos moleculares, suspensão do crescimento ou a morte da planta.

A tolerância ao estresse salino, geralmente, está associada ao incremento na síntese de ácido abscísico (ABA), com consequências sobre abertura e fechamento dos estômatos (Verslues et al., 2006). Em tais condições, pode ocorrer acúmulo de solutos compatíveis e de proteínas LEA, além de detoxificação de EROs, citando-se, dentre as principais: radical superóxido, peróxido de hidrogênio, radical hidroxil, radical alcoxil, radical peroxil, oxigênio molecular singleto (Miller et al., 2010; Szabados & Savouré, 2010).

O escape contrasta com o termo tolerância**,** por se relacionar este último à presença do fator antiestressante dentro da planta; no caso de estresse hídrico, ocorre tolerância à dessecação dos tecidos e, no estresse salino, há tolerância à alta concentração de sais nos tecidos das halófitas. Os mecanismos de tolerância estão associados, geralmente, à prevenção de danos oxidativos às estruturas de macromoléculas e de membranas (Rasoulnia et al., 2011). A resistência é mais abrangente, decorrente da combinação de vários mecanismos de escape e de tolerância.

Como destacado anteriormente, as plantas variam muito com relação à sua tolerância à salinidade, com diferenças entre espécies, dentro de genótipos de uma mesma espécie e, até mesmo, entre estádios de desenvolvimento de um mesmo genótipo (Tester & Davenport, 2003). Em outras palavras, a sensibilidade ao estresse salino tem sido identificada como um fenômeno específico a um estádio de desenvolvimento da planta, podendo variar em outros estádios (Orcutt & Nilsen, 2000; Ahmed et al., 2008). Ainda mais, em cada estádio de desenvolvimento, a tolerância à salinidade é controlada por mais de um gene e altamente influenciada por fatores ambientais (Munns et al., 2012).

Analisemos, a seguir, algumas particularidades das halófitas, iniciando por sua capacidade de conviver em condições de potencial osmótico muito negativo.

Absorção, acumulação, exclusão e compartimentação de íons

Os mecanismos de absorção de íons variam entre as espécies halófitas, viabilizando o crescimento e desenvolvimento das

plantas sob condições de altas concentrações de sais. Em *Salicornia europaea*, como exemplo, foram identificados vários transportadores de íons na membrana, canais de ânions dependentes de voltagem (VDAC) e sensores mediados por cálcio, além de maior fortalecimento e maior lignificação dos vasos mediadores do fluxo de transpiração, resultando em mecanismos de fluxo alternativo de exclusão de íons de sal do citoplasma das células (Wang et al., 2009). Esses autores observaram, ainda, elevada acumulação de SAMS (S-adenosil metionina sintetase), uma enzima envolvida na biossíntese de lignina, molécula orgânica associada à celulose na parede celular, favorecendo a rigidez, resistência e impermeabilidade dos tecidos vegetais; a presença de vasos xilemáticos bem lignificados foi relacionada com a eficiência nos mecanismos de exclusão de íons salinos para o apoplasto, via fluxo de transpiração, em *S. europeae*.

Outro fator fisiológico importante a se considerar na tolerância de uma planta ao estresse salino, refere-se à velocidade com que os sais que chegam às folhas são incorporados às células, uma vez que as enzimas de genótipos tolerantes ao estresse salino têm a mesma sensibilidade à presença de sais que as de espécies glicófitas. Caso haja demora na incorporação, os sais ficarão durante um tempo mais longo em elementos do xilema, da parede celular e dos espaços intercelulares, acarretando sérios problemas osmóticos ao tecido foliar, podendo resultar em plasmólise das células (Izzo et al., 2008). Na célula, por sua vez, a concentração de sais no citosol não poderá ultrapassar a 100 mM, sob pena de causar injúrias a diversas organelas, desnaturação de proteínas e inibição de muitas enzimas (Munns, 2002); o caminho é a compartimentação dos sais nos vacúolos ou sua extrusão através de glândulas ou vesículas celulares (Figuras 4 e 5). Vários autores citam que regular a absorção de sais é uma das características mais importantes para a tolerância à salinidade das plantas (Tester & Davenport, 2003; Izzo et al., 2008).

Até certo tempo, havia dúvidas se o efeito maior da salinidade sobre o crescimento vegetal se devia ao efeito osmótico dos sais ou à toxicidade dos íons acumulados nas células, prevalecendo essa última opinião, nas últimas décadas. Há, contudo, diferenças consideráveis entre espécies, entre genótipos de uma mesma espécie, bem como, entre estádios de desenvolvimento e, também, entre órgãos e células de uma mesma planta, quanto aos níveis de concentração interna de sais capazes de causar toxidez (Koyro et al., 2008; Hendricks & Bushnell, 2009).

Outra questão é sobre qual o mais tóxico, se sódio ou cloreto, quando em excesso. Em glicófitas, as evidências são para o sódio, principalmente em trigo, segundo resultados obtidos por Kingsbury & Epstein (1986). Em halófitas, o crescimento das suculentas pode ser inibido pelo excesso de potássio na ausência de sódio e a maioria das halófitas tolerantes à salinidade acumula altas concentrações de sódio e cloreto em seus tecidos (Ahmed et al., 2008).

Os efeitos dos sais sobre as plantas, em geral, dependem de diferentes mecanismos de adaptação, destacando-se, dentre eles, a compartimentação dos íons Na^+ e Cl^- no vacúolo celular, para evitar sua concentração no citosol em níveis tóxicos, principalmente nas células do mesofilo foliar, diretamente envolvidas em processos fotossintéticos (Zhang et al., 2011). Quando ocorre influxo passivo de cátions na célula por canais não seletivos da plasmalema, pode haver compensação por exclusão ativa de íons ou por sua compartimentação ativa. Nas halófitas, podem ocorrer, ambos os mecanismos, isto é, exclusão e compartimentação de íons, mantendo baixos os níveis iônicos no citosol (Munns, 2002; Munns & Tester, 2008).

Em glicófitas, em que a compartimentação iônica no vacúolo é menos eficiente que nas halófitas, como mecanismo de tolerância à salinidade prevalece a limitação na absorção e no transporte dos íons da zona radicular para a parte aérea, evitando, assim, o seu acúmulo excessivo nos órgãos em crescimento e em fase de florescimento/frutificação (Munns & Tester, 2008). Como exemplos, temos os casos de acumulação de sais em partes da planta, como o súber do caule, e em partes mais externas de frutos, evitando prejuízos ao embrião. Em frutos de coqueiro irrigado com águas salinas de até 15 dS m^{-1}, Ferreira Neto et al. (2007) encontraram maior concentração de Na^+ no epicarpo e mesocarpo do coco (casca do fruto) do que no endosperma. Fato similar foi constatado por autores deste capítulo, em estudos com plantas de *Terminalia catappa*, vegetando em diferentes áreas costeiras do Nordeste brasileiro, abordado em item específico deste capítulo (Figuras 16, 17 e 18).

Os sais chegando à parte aérea, através do fluxo de seiva inorgânica, não são distribuídos uniformemente entre as folhas e não seguem, obrigatoriamente, o fluxo da transpiração (Izzo et al., 2008). Isto, porque um dos mecanismos de tolerância à salinidade consiste na compartimentação (redistribuição) dos sais na planta, de modo a evitar sua concentração em folhas e brotos novos, partes com altas taxas de fotossíntese e, também, nos frutos em início de formação (Ashraf & Harris, 2004; Rajabi & Vazan, 2014).

Para melhor entendimento desse processo, foi fundamental a evolução do conhecimento, quando se observou haver fluxo de íons entre xilema e floema (Taiz & Zeiger, 2008). Em folhas de *Puccinellia peisonis* foi constatada a formação de um tipo de endoderme, com suberização de células, acumulando-se o sódio em vacúolos da bainha vascular, sem chegar, portanto, às células do mesofilo (Gorham, 1996).

A acumulação de sais em vacúolos é, particularmente, evidente em dicotiledôneas halófitas dos gêneros *Salicornia* e *Suaeda*, plantas com folhas suculentas, compostas por células grandes, nas quais o vacúolo ocupa a maior parte de seu volume. Nessas plantas, a concentração de sódio nas folhas (mais particularmente nos vacúolos) pode exceder 1.000 mM, enquanto a concentração de potássio fica em torno de 40 mM. Tal comportamento raramente é visto em gramíneas e em outras monocotiledôneas, com células menores e mais rígidas (menos expansíveis), com exceção de *Triglochin maritimum* (NRCS/USDA, 2005). Aliás, como já abordado

em um dos parágrafos anteriores, a suculência é um dos mecanismos de adaptação ao estresse salino, uma forma de diluir os sais no citosol; o volume da célula aumenta, diminuindo a concentração dos íons no protoplasto (Koyro et al., 2008).

Na compartimentação dos íons, damos destaque para as raízes de *Bruguiera gymnorhiza,* uma planta de mangue tropical, nas quais íons salinos e compostos orgânicos nocivos são isolados no vacúolo, sem afetar o metabolismo celular, porém, contribuindo para tornar mais negativo o seu potencial osmótico. Nessa espécie, a aldolase da frutose-bifosfato desempenha importante papel na compartimentação vacuolar, por interagir diretamente e ativar a H^+ATPase, estimulando a sua atividade de ligação e hidrólise de ATP, processo crucial para o fluxo de íons para dentro do vacúolo (Tada & Kashimura, 2009).

Em uma pesquisa realizada por Katz et al. (2007), com a micro-alga *Dunaliella salina*, planta muito rica em antioxidantes, especialmente carotenoides, a redução no potencial osmótico resultou em alterações mecânicas significativas na arquitetura celular, especialmente na membrana plasmática e no citoesqueleto. Os autores estudaram o proteoma da plasmalema da espécie, submetida a nível alto de salinidade (máximo de 3,0 M de NaCl) e identificaram 55 diferentes proteínas, enzimas que metabolizam lipídeos e uma nova família de proteínas integrais de membrana com função desconhecida. Ao contrário do que, normalmente, ocorre na maioria das plantas superiores, em *D. salina*, falta a parede celular rígida, sendo compensada pela resistência mecânica da membrana plasmática a mudanças no turgor e na pressão celular. Nesses estudos, os autores também observaram que as principais proteínas relacionadas à salinidade estavam envolvidas na estabilização dos complexos proteicos da membrana e nos processos de sinalização, resultando em maior rigidez. Tsai et al. (2012) desenvolveram estudos, também, com *D. salina*, confirmando os altos níveis de carotenoides e de glicerol, este último composto o principal responsável pelo baixo potencial osmótico das células.

Finalmente, vale ser ressaltado que a exclusão de íons de tecidos da planta pode ocorrer, também, através de substâncias voláteis, principalmente na forma de clorometano, bromometano ou iodometano (Wuosmaa & Hager, 1990).

Metabólitos orgânicos e ajustamento osmótico

Na natureza, como já abordado em várias sentenças deste capítulo, as plantas estão, constantemente, sujeitas a variações do ambiente que, em muitos casos, constituem fatores de estresse. Em tais condições, estão sempre se adaptando, isto é, em processos de restabelecimento da homeostase, condição imprescindível à sua sobrevivência. Isto ocorre, também, quando estão sob estresse salino, prevenindo e aliviando danos causados pelo excesso de íons às células. As oscilações têm um custo energético, repercutindo em decréscimos no crescimento e na produção (Bartels & Sunkar, 2005). Os efeitos sobre as plantas, em geral, dependem de diferentes mecanismos de adaptação e de ajustamento osmótico (Zhang et al., 2011).

Em geral, plantas crescendo sob condições de salinidade mantêm altas concentrações de substâncias osmoticamente ativas nas células, sendo isso uma forma de garantir a absorção de água do meio em que vegetam, no qual é muito negativo o potencial hídrico da solução do solo. A pressão osmótica do citoplasma é garantida pela acumulação de metabólitos compatíveis com as atividades enzimáticas (osmólitos compatíveis), dentre eles, os carboidratos (trealose, frutose, sacarose, frutanos), os polióis (álcoois poliídricos: glicerol pinitol, sorbitol, manitol, ornitol), os compostos de amônio quaternários, os derivados de aminoácidos (prolina, glicina, glicina-betaína) e o potássio (K^+) (Arzani, 2008). Entre os osmólitos de alto peso molecular, destacam-se os compostos da grande família de proteínas LEA (Pedrosa et al., 2015). O tipo de osmólito compatível produzido depende do genótipo; nos que são tolerantes à salinidade, esses osmólitos estão relacionados à manutenção de baixo potencial osmótico e prevenção dos efeitos negativos dos íons inorgânicos no citosol das células. Segundo Ashraf & Harris (2004), as vias enzimáticas adotadas pela planta para adaptação ao estresse podem ser mais importantes que a acumulação do metabólito em si.

Foi elemento chave, para se entender a tolerância das plantas superiores à salinidade, a descoberta de serem muitas enzimas inibidas por altas concentrações de sais (Çelik & Atak, 2011). Em alguns genótipos, a concentração de solutos compatíveis no citoplasma é muito superior à real necessidade da célula, uma clara evidência de que eles protegem as enzimas dos efeitos das altas concentrações de sais (Koyro et al., 2008; Taiz & Zeiger, 2008). Quando presentes em concentrações ligeiramente superiores às necessidades da célula, esses metabólitos têm função protetora e quando em concentrações muito altas, a função é de osmorregulação. Na halófita *Suaeda aegyptiaca,* por exemplo, Askari et al. (2006) constataram grande aumento nas atividades de enzimas envolvidas na biossíntese de glicina betaína e de um cofator enzimático envolvido na transferência de grupos metílicos. Em *Dunaliella salina*, a particularidade é o incremento abundante de glicerol, encontrado por Liska et al. (2004).

A prolina, um aminoácido, foi por muito tempo considerada um importante metabólito para o processo de ajustamento osmótico, especialmente nas plantas que não acumulavam íons inorgânicos. Com a evolução das pesquisas, ficou constatado, entretanto, que a quantidade de prolina acumulada não poderia ser considerada como um bom fator para diagnóstico de tolerância à salinidade, em todos os grupos de plantas; além do fator genético, a quantidade de prolina varia durante o dia, por sua estreita relação com as condições hídricas dos órgãos transpirantes (Khan & Weber, 2006; Yensen, 2006; Szabados & Savouré, 2010). Por exemplo, Batanouny et al. (1985) encontraram valores de prolina, em *Sporobolus virginicus*, variando de 20 μ moles g^{-1}, às 6 horas da manhã, a 45,2 μ moles g^{-1}, às 17 horas. Alguns pesquisadores constataram ser a prolina um

dos importantes compostos orgânicos a proteger as células, por atuar na estabilização de proteínas e membranas (Wang & Han, 2009; Çelik & Atak, 2011).

Segundo Tester & Davenport (2003), para se adaptarem ao estresse salino, as plantas gastam energia para a produção de solutos orgânicos, causando redução da fitomassa produzida. Esse dispêndio energético é maior que o do ajustamento osmótico, através da compartimentaçao de íons; na produção de solutos compatíveis, grande proporção do carbono assimilado é desviada, representando cerca de 10% do peso total da planta (Koyro et al., 2008).

Eficiência de uso da água e fotossíntese

Vale tecer considerações sobre 'eficiência instantânea de uso da água', considerando a relação entre a quantidade de água transpirada e a quantidade de CO_2 fixada na fotossíntese, resultando em aumento da fitomassa. Como o fluxo de sais para a parte aérea é função da taxa transpiratória, um aumento na eficiência de uso da água pode retardar a acumulação de sais nas folhas (Gorham, 1996).

O metabolismo de fixação do CO_2 na fotossíntese de plantas tolerantes a sais é variável, com predominância do tipo C4, sendo exemplo típico as espécies de *Atriplex*. Mas, em plantas tolerantes a sais da família *Mesembryanthemaceae,* têm sido observadas alterações no metabolismo do CO_2 (C3, C4 ou CAM), uma adaptação fotossintética dependente das condições do meio (Winter & Holtum, 2005); nas espécies dessa família, entretanto, predomina o metabolismo ácido das crassuláceas (CAM) (Smith et al., 1998).

Nas plantas CAM é maior a eficiência de uso da água, decorrente da queda da taxa transpiratória. Da mesma forma, o metabolismo de plantas C4, em outras halófitas, reflete-se em menor transpiração e menor bombeamento de sais para o interior das folhas, por sua própria natureza de maior eficiência em abertura e fechamento dos estômatos, refletindo-se, consequentemente, no aumento da eficiência de uso da água (Taiz & Zeiger, 2008).

Nas plantas, em geral, a salinidade diminui a fixação de CO_2, por afetar a abertura dos estômatos e a eficiência fotoquímica do aparato fotossintético (Koyro et al., 2008; Taiz & Zeiger, 2008), decorrente da quebra da homeostase hídrica e iônica, em nível celular e em toda a planta (Zhu, 2001; Izzo et al., 2008); como consequência, reduz-se a expansão celular e a área foliar disponível para a fotossíntese. Nas halófitas, mecanismos de proteção são desenvolvidos pelas plantas, para contornar tais problemas. Agarie et al. (2007), por exemplo, estudando a importância da formação de pelos (tricomas) na epiderme de *Mesembryanthemum crystallinum*, verificaram que eles contribuem para a suculência das plantas, como reservatórios de água, refletindo-se em maior eficiência hídrica. Os tricomas contribuem, também, para a tolerância à salinidade, pelo sequestro de íons e manutenção de homeostase nos tecidos fotossinteticamente ativos.

Outros fatores na ecofisiologia das halófitas

Em seu nicho, as halófitas enfrentam, além do estresse salino, outros fatores decorrentes das características do habitat: (a) hipoxia, associada à toxicidade de sulfetos e desarranjos nutricionais; (b) períodos de inundação e de deposição de solos ou areia e (c) períodos de estresse hídrico, dentre outros (Khan & Weber, 2006).

Entre as mais promissoras halófitas estão árvores e arbustos tropicais, coletivamente denominados de *mangroves* (plantas de mangues), algumas das quais sobrevivem, diariamente, a flutuações de alguns metros do nível da água do mar; no outro extremo, plantas de várias espécies de *Atriplex* sobrevivem em áreas desérticas à alta salinidade e a secas prolongadas (Glenn et al., 1998).

Em zonas áridas e semiáridas, o estresse salino é agravado pela falta de água na maior parte do ano. Quando ocorrem chuvas, os níveis de salinidade variam diária, mensal ou sazonalmente, dependendo da quantidade e frequência da pluviosidade. Como consequência, a salinidade raramente é uniforme em um terreno, variando no perfil do solo, geralmente com valores mais altos de CE nas camadas superiores, devido à evaporação da água (Levy et al., 2003).

A salinidade varia, também, espacialmente, podendo ocorrer em uma área, sendo circundada por solos com valores de CE relativamente baixos (Souza et al., 2008; Shahid et al., 2009). Nesse contexto, é possível se encontrar plantas de uma mesma espécie, com sinais de desarranjo nutricionais, em espaços relativamente próximos.

Salinidade x Produção das Plantas

Halofitismo e alimentos

Por informações já discutidas, são sombrias as previsões sobre a necessidade de incremento da produção de alimentos, em todo o planeta. A pressão por alimentos e forrageiras é crescente, em muitos países, sendo urgente a necessidade de tecnologias para a extensão da fronteira agrícola em situações marginais, incluindo-se nessa categoria as terras degradadas, áreas salinas (inclusive, mangues) e as com possibilidades de serem cultivadas usando águas com altos teores de sais na irrigação.

Nesse cenário de urgência da necessidade de tecnologias para a extensão da fronteira agrícola, a saída será a utilização de genótipos com possibilidades de cultivo em situações marginais. O uso de halófitas pode ser uma alternativa comercialmente viável, por já existir um conhecimento acumulado sobre a tolerância dessas plantas à salinidade. Aliviará a necessidade de terras para aumentar a produção de alimentos e produtos agroindustriais, estendendo a agricultura para áreas desérticas e para as circunvizinhas a mangues e ambientes costeiros.

É paradoxal se constatar que embora espécies halófitas sempre tivessem um lugar na dieta de pessoas e na cultura de muitos povos do planeta, os estudos científicos do potencial de exploração agrícola dessas plantas apenas se intensificaram na segunda metade do século XX (Rozema et al., 2013). A explicação para tal discrepância se devia à possibilidade de expansão da fronteira agrícola, nos tempos anteriores. E foi justamente, em Israel, com limitada extensão

territorial e limitados recursos naturais, que na década de 1960 se iniciaram pesquisas sobre agricultura salina, resultando em um relevante banco de dados sobre halófitas e sua importância econômica (Aronson, 1989).

Nos últimos anos, diversos estudos foram realizados, avaliando as potencialidades de uso das halófitas para diversos fins, com destaques para alimentação humana e animal (Rozema et al., 2013); revegetação e recuperação de áreas salinizadas e poluídas por indústrias (Khan et al., 2010); cultivo de flores (Cassaniti et al., 2013); para fins energéticos, inclusive biocombustíveis e biogás (Abideen et al., 2011; Liu et al., 2012; Akinshina, 2014) e como biofiltros para efluentes aquáticos (Buhmann & Papenbrock, 2013). Wilt & Oosten (2000) acrescentam outros benefícios passíveis de serem obtidos em sistemas irrigados com águas marginais, com destaques para: óleo comestível de excelente qualidade; produtos de química fina; biomassa a baixo custo para fontes de energia renovável; produtos bioativos; materiais de construção; fabricação de papel; proteção e desenvolvimento de áreas costeiras; biodrenagem de terenos alagados e salinos; quebra-ventos; enriquecimento paisagístico; sequestro de carbono e melhorias do clima, dentre outros.

Mesmo com resultados tão promissores, permanece o ceticismo sobre a viabilidade da utilização de halófitas como culturas alternativas. Mas, já é uma realidade o mercado para alguns produtos agrícolas obtidos em condições salinas (Eisa et al., 2012; Rozema & Sachats, 2013), com abordagens neste trabalho.

Cultivos biossalinos

Para alimentar a população mundial que cresce a cada segundo, deverão ser desenvolvidas tecnologias que garantam a produção sustentável de alimentos de origem vegetal e animal. Os cientistas terão a missão de explorar os recursos naturais, garantindo a sustentabilidade, sem maiores impactos sobre o meio ambiente, e deverão incorporar ao processo produtivo as áreas naturalmente salinas e as salinizadas pelo homem, ao longo da história.

Historicamente, a humanidade vem dependendo, basicamente, de vegetais, produzidos sob condições de sequeiro ou sob irrigação, com uso de água de boa qualidade. Nos tempos atuais, 30 espécies vegetais suprem 90% das necessidades de alimentos do ser humano, destacando-se dentre elas, milho, arroz, trigo, batata e soja (Khan et al., 2006). Mas, há alternativas para a humanidade, em termos de produtos não convencionais, incluindo-se espécies halófitas, em regiões onde predominem águas e solos salinos, com escassez de recursos hídricos de boa qualidade.

As espécies mais utilizadas na alimentação humana morrerão se expostas à água do mar. Mas, a natureza é repleta de vegetais desenvolvendo-se em condições de alta salinidade e diretamente em contato com a água de mares, oceanos e lagos salgados. Da mesma forma como os cientistas souberam domesticar e melhorar as espécies tradicionalmente cultivadas, saberão, igualmente, fazer o mesmo com plantas adaptadas a condições adversas de salinidade.

A agricultura com água do mar é uma ideia antiga, posta em prática após a II Guerra Mundial. Em 1949, o ecologista Hugo Boyko (nascido em Viena) e a horticultora Elisabeth Boyko (natural de Connecticut-USA), durante a formação do Estado de Israel, foram para a cidade de Eilat, próxima ao Mar Vermelho, com o objetivo de alterar a paisagem de modo a permitir a sua habitação e instalação de colônias populacionais (Tromp, 1971; Glenn et al., 1998). Na falta de água doce, os Boykos usaram água salgada de poços e água bombeada diretamente do mar. Os frutos desse trabalho difundiram a idéia para áreas semelhantes em todo o globo. Novos ecossistemas foram criados, em países como Índia, México, países do Golfo Árabe, China, dentre outros, onde áreas estão sendo cultivadas utilizando água salgada, diretamente ou através de diluição com águas residuárias.

Os casos citados são exemplos relevantes para se quebrar a resistência e o ceticismo à expansão da agricultura biossalina. No deserto Negev, em Israel, como mais um exemplo, cultivos de *Tamarix aphylla* cv. *Erecta* estão sendo irrigados por gotejamento, com água de poço (CE = 25 dS m^{-1}) com sucesso, para produção de madeira. No Golfo Árabe, pesquisadores da University of Arizona estão produzindo, experimentalmente, óleo de *Salicornia* e de *Arthrocnemum,* irrigadas com água do mar (Aronson & Floc'h, 1996).

Segundo Glenn et al. (1998), a utilização de águas salgadas de oceanos e mares precisa atender a duas condições:

- os cultivos devem ser úteis, com rendimento suficiente para justificar os custos de bombeamento da água do mar;

- devem ser desenvolvidas tecnologias para o cultivo de forma sustentável, sem agressão adicional ao meio ambiente.

No desenvolvimento da agricultura com água do mar, os pesquisadores têm buscado duas alternativas: (a) tentam melhorar geneticamente as culturas tradicionais, como aveia e trigo para tolerância a sais ou (b) buscam domesticar plantas selvagens tolerantes a sais. Em 1979, por exemplo, a equipe de Emanuel Epstein registrou, com uso de água do mar, produção de grãos de aveia, em linhagens previamente propagadas, por gerações, em ambiente com baixos níveis de sal (Epstein, 1980).

São limitados os resultados de trabalhos de melhoramento, visando à seleção de genótipos tolerantes à salinidade, com base em métodos convencionais. A falta de sucesso se deve, em parte, à metodologia utilizada pelos melhoristas, na avaliação da tolerância ao estresse salino dos materiais genéticos. Segundo Arzani (2008), boas perspectivas estão nos estudos de biologia molecular e de transgenia, buscando-se identificar genes que se expressam em condições de estresse salino (Pasapula et al., 2011). Esforços recentes de especialistas da engenharia genética visam a incorporar genes de tolerância a sais em culturas tradicionais, com resultados promissores na redução do teor de sódio nos tecidos em formação (Glenn et al., 1998; Munns et al., 2012).

Todo esse interesse se fundamenta na possibilidade de utilização de águas de qualidade marginal na agricultura,

liberando água doce para outros fins; baseia-se, ainda, na identificação e obtenção de genótipos tolerantes a sais, abrindo perspectivas para a produção de alimentos, para uso humano e animal, além da produção de outros bens de origem vegetal. Deve-se salientar, também, que a utilização de água salina para produção de alimentos requererá estudos de novos 'designs' e de manejos mais apropriados de sistemas de irrigação e de manejo agrícola.

Segundo o 'Centro de Biotecnologia Marina' da 'Universidad de Las Palmas de Gran Canária', em função da salinidade da água utilizada podem ser distinguidos quatro níveis de manejo agrícola na agricultura salina (ULPGC, 2005):

a) agricultura em baixa salinidade (concentração de sais < 1,5 g L^{-1})

b) agricultura em média salinidade (1,5 a 15 g L^{-1})

c) agricultura em salinidade alta (15 a 25 g L^{-1})

d) agricultura com uso de água do mar (> 25 g L^{-1})

Em qualquer situação, é importantíssimo que coincida o estabelecimento inicial da planta com o período de chuvas, por serem, críticas as fases de germinação e início de formação do sistema radicular de um grande número de espécies; se a planta sobrevive na fase inicial, aumentam as chances de sobrevivência nas estações seguintes (Tester & Davenport, 2003; Atia et al., 2006). Além do efeito favorável de chuvas, lixiviando sais, outras práticas, altamente recomendáveis na agricultura salina, são: cobertura morta para conservar a umidade e diminuir a evaporação; semeadura e plantio em camalhões; irrigações com lâminas pequenas, mas frequentes; rotação de culturas, explorando as diferenças nutricionais entre genótipos. Drenagem e lixiviação são as principais providências para manter a produtividade do solo em agricultura salina irrigada.

Mesmo nos níveis de salinidade mais alta, objetiva-se obter um benefício mínimo que compense o balanço de energia e os custos, e cuja atividade tenha sustentabilidade, sem causar impactos adicionais ao meio ambiente.

Em todos os casos de agricultura biossalina, devem ser manejados, adequadamente, solo, água e plantas, visando a controlar e minimizar a acumulação de sais e/ou de sódio na superfície do solo e na zona radicular das plantas. Com práticas adequadas de manejo, objetiva-se reduzir e controlar a concentração excessiva de sais na zona radicular, reduzir problemas de formação de crosta, impermeabilização ou desestruturação em solos sódicos e garantir condições para o crescimento e desenvolvimento desejável das plantas.

Os cuidados se aplicam em todas as situações em que a concentração ou toxicidade de sais limita o crescimento das plantas cultivadas ou quando o excesso de Na pode criar crosta no solo e problemas de permeabilidade. O conhecimento sobre tais temas será objeto de outros capítulos deste livro, com ênfase para manejo de irrigação, drenagem, biodrenagem, recuperação de solos salinos, sódicos e salinos sódicos, dentre outros, razão por que nos ateremos, diretamente, ao manejo da agricultura biossalina.

É limitado o conhecimento desenvolvido em agricultura salina. Um paradoxo, pois a literatura sobre halófitas é extensiva, mas a utilização desse conhecimento é mínima. Um exemplo disso está no fato de os programas de desenvolvimento da agricultura convencional terem como foco o uso de terra boa, culturas especializadas glicófitas e manejo de irrigação com água de boa qualidade, sem incluir o uso de halófitas sob condições salinas.

São muitas as espécies adaptadas à salinidade, com graus variados de tolerância, dependendo de *habitats* e nichos em que evoluíram. Na Tabela 2 constam informações sobre tolerância à salinidade, registradas em trabalhos conduzidos pelo NIAB (Nuclear Institute for Agriculture and Biology) do Paquistão. Vale ressaltar serem tais potencialidades apenas indicativas de já terem sido estudadas mais algumas espécies. Tomando *Mesembryanthemum crystallinum* (Figura 5), como exemplo de planta pouco citada entre as de maior potencialidade, destacamos, a seguir, algumas de suas utilidades, uma evidência de ainda haver muito a ser pesquisado e difundido sobre as halófitas: as folhas e sementes são comestíveis; as folhas podem ser utilizadas para preparar sopa, inclusive com propriedades medicinais; esta espécie é muito utilizada em estudos de fisiologia vegetal e é uma das indicadas para trabalhos de recuperação de áreas salinizadas (Kholodova et al., 2002).

Como complemento, estão listadas na Tabela 3 informações sobre a tolerância à salinidade, ao encharcamento e à seca de várias espécies de diferentes portes (arbóreas, arbustivas e gramíneas), muito úteis para as atividades relacionadas à agricultura biossalina.

Em síntese, são muitos os exemplos de espécies com potencialidades para serem cultivadas sob condições de salinidade, a depender do nível de concentração de sais.

Tabela 2. Tolerância de espécies vegetais à salinidade e valores de condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) em que há redução de 50% da produção de matéria verde, em trabalhos conduzidos no Paquistão

Espécie	CEes (dS m^{-1}) associada a 50% de redução da fitomassa verde
Atriplex ammenicola	33,0
Acacia cambagei	27,7
Atriplex lentiformis	23,0
Atriplex undulata	22,5
Leptochloa fusca (Kallar grass)	22,0
Brassica napus (colza)	19,5
Beta vulgaris (beterraba forrageira)	19,0
Hordeum vulgare (cevada)	17,9 – 19,0
Sorghum vulgare (JS-263)	16,5 – 16,7
Acacia calcicola	16,5
Sorghum vulgare	15,0
Sesbania aculeata (dhancha)	13,0
Hasawi rushed	12,5
Leucaena leucocephala (leucena)	12,4
Medicago sativa (alfafa)	12,2
Macroptilium atropurpureum (siratro)	12,0
Lolium multiflorum (centeio)	11,0
Echinochloa colona (Swank)	11,2
Acacia kempeana	11,0
Acacia aneura	9,5
Acacia cunninghamii	9,4
Acacia holosericea	9,0
Panicum maximum	8,5 - 9,0

Fonte: Adaptação de Ahmad (1988)

Tabela 3. Tolerância à salinidade, à sodicidade, ao encharcamento e à seca de diferentes espécies arbóreas, arbustivas e gramíneas.

	Tolerância			
	Salinidade	Sodicidade	Encharcamento	Seca
Espécies arbóreas				
Eucalyptus camaldulensis	x		x	x
Eucalyptus rudis	x		x	x
Eucalyptus microtheca	x		x	x
Eucalyptus tereticornis	x		x	x
Tamarix aphylla	x			
Terminala arjuna	x		x	
Salix babylonica (salgueiro)	x			
Pongamia pinnata	x			
Acacia nilotica	x	X		
Acacia tortilis	x	X		
Acacia ampliceps	x	X		
Albizia bebbeck	x			
Eugenia jambolana (jambolão)	x			
Ziziphus jujuba	x			
Psidium guajava (guava, goiaba)	x			
Prosopis juliflora (algaroba)	x	X		
Prosopis chilensis	x	X		
Prosopis alba	x	X		
Leucaena leucocephala (leucena)	x			
Salvadora oleiodes	x			
Phoenix dactylifera (tamareira)	x			
Prosopis spicigera (Jand)	x			
Capparis aphylla (Karir)	x			
Azadirachta indica (Neem)	x			
Grewia asiatica (Falsa)	x			
Espécies arbustivas				
Suaeda spp	x	X		
Salsola soda	x	X		
Kochia indica	x	X		
Atriplex ammenicola	x	X		
Atriplex lentiformis	x	X		
Atriplex undulata	x	X		
Maireana aphylla	x	X		
Maireana amoona	x	X		
Maireana pyramidata	x	X		
Gramíneas				
Leptochloa fusca (capim Kallar)	x	X		
Sesbania aculeata	x			
Panicum *maximum*	x			x
Brassica napus (Gobi sarson)	x			x
Elitrigia elongata	x			
Finger millet	x			
Garden cress	x			
Milheto japonês	x			
Milheto miúdo	x			

Fonte: Ahmad (1988)

Halófitas na alimentação humana e animal

Considerando-se a dificuldade de se alterar a fisiologia de uma espécie tradicionalmente sensível à salinidade, pesquisadores estão investindo na domesticação de plantas selvagens tolerantes a sais, as halófitas. Esta linha de trabalho tem como garantia de sua viabilidade o fato de povos antigos, habitantes do golfo do Rio Colorado, terem se alimentado de grãos da halófita capim-sal (*Distichlis palmieri*) (Dregne, 1991) e os casos de sucesso no cultivo de espécies tolerantes ao estresse salino, em várias regiões do globo. Como exemplo, fazendas de *Salicornia* e de *Atriplex* foram implantadas em vários países, com destaques para as do Egito, do México, do Paquistão, dos Emirados Árabes, da Índia e da Arábia Saudita (Glenn et al., 1998). Vale, ainda, ressaltar que as culturas tradicionais tiveram origem em formas selvagens.

Segundo DaSilva (2002), na China (províncias de Hainan, Hebei, Guandog e Shandong), são cultivados 300 mil hectares de terras costeiras com halófitas. Esse autor relaciona, ainda, os seguintes casos: no Egito, halófitas são cultivadas para alimentação animal e como elemento paisagístico; em Marrocos, há cultivo de halófitas como plantas ornamentais; na Tunísia e na Arábia Saudita, são cultivadas halófitas formando

gramados de golfe, irrigados com água do mar; no Chile, no deserto de Atacama, é cultivada a leguminosa Tamarugo (*Prosopis tamarugo*), também irrigada com água do mar.

Em várias regiões do Paquistão, foram conduzidos ensaios em grande escala, com êxito, pelo NIAB (Nuclear Institute for Agriculture and Biology), para produção de forragem, com espécies de *Atriplex* e de *Maireana,* em Lahore (Yensen, 2006) e em áreas próximas às cidades de Faisalabad, Peshawar, Bahawalpur e Karachi (Hollington et al., 2001). Glenn et al. (1998) também relatam experiências conduzidas em Puerto Peñasco, no Golfo da Califórnia, com uso de águas salinas (40.000 ppm de sais) para irrigar halófitas, sendo obtidas produções de biomassa seca de até 2 kg m^{-2}, aproximadamente igual à produção de alfafa irrigada com água doce. Os autores citam, entre as espécies mais produtivas, as dos gêneros *Salicornia* ('glasswort' – Figura 6), *Atriplex* (erva-sal – Figura 7) e *Suaeda* ('sea blite' – Figura 8), todos da família *Chenopodiaceae*, que abrange cerca de 20% das espécies halófitas. Foram, também, altamente produtivos o capim *Distichlis* spp (família *Poaceae*) e plantas do gênero *Batis* spp (família *Batidaceae* – Figura 9).

A empresa NyPa International, com sede nos EUA (Nypa ForageTM), patenteou uma cultivar de *Distichlis spicata* (vulgarmente denominada Nypa) para produção de grãos, relva e forragem. Os ensaios de campo foram realizados em locais da Austrália Ocidental e do Sul (Lymbery et al., 2013), utilizando água salgada como fonte de irrigação. Segundo os autores, a espécie é muito promissora como forrageira em ambientes salinos, podendo ser cultivada, também, em ambientes alagados para receber efluentes de aquicultura, ricos em nutrientes e sais.

Outros registros são encontrados na literatura comprovando as potencialidades da produção de forragem de espécies halófitas, com produtividade (com base em matéria seca) de até 20 t ha^{-1}, em cultivos com água salina, sendo equivalente à produtividade de espécies forrageiras convencionais, sob condições não salinas (Masters et al., 2007). Capim buffel (*Cenchrus ciliaris*), uma gramínea recomendada para alimentação de bovinos, camelos, caprinos e carneiros, em regiões áridas e semiáridas, pode



Fonte: Ogle & St John (2003)

Figura 6. *Salicornia bigelovii* em habitat natural (A) e desenho destacando detalhes da planta (B)



Fonte: Ogle & St John (2003)

Figura 7. Atriplex em habitat natural (A) e detalhe de ramos na fase reprodutiva (B)



Fonte: Ogle & St John (2003)

Figura 8. Detalhes de um ramo (A) e de flores (B) da espécie *Suaeda linearis*



Fonte: Ogle & St John (2003)

Figura 9. *Batis marítima* em seu habitat natural (A) e detalhe de ramos com flores (B)

ser irrigado com águas salinas com condutividade elétrica de até 12 dS m^{-1} (ICBA, 2011).

Em Maragogi, Alagoas, foi encontrada uma planta vegetando à beira mar com grande vigor (espécie não identificada), conhecida apenas como 'beldroega da praia', possuindo folhas suculentas (Figura 10), e com algumas características similares às do gênero *Salicornia* (Figura 6) e *Batis* (Figura 9), diferenciando-se, porém, na morfologia foliar.

Muitas halófitas são ricas em proteínas e carboidratos digestíveis. Infelizmente, essas plantas contêm, também,



Foto: PDFernandes (17/01/2006)

Figura 10. Espécie não identificada (A), conhecida como 'beldroega da praia', ocorrendo, naturalmente, à beira mar do litoral de Maragogi, Alagoas (A); detalhes das folhas suculentas (B); detalhes de ramos com flores (C)

grandes quantidades de sais; acumular sais é uma das maneiras de ajustamento osmótico para as plantas se adaptarem aos ambientes salinos, conforme já abordado anteriormente. Os sais, além de não terem valor calórico, ocupam espaço nas células e diluem (diminuem) o valor nutricional das plantas. Outro problema é a limitação da quantidade de forragem rica em sais que deve ser fornecida aos animais. A recomendação é para limitar a 30-50% a substituição de feno convencional por forrageiras halófitas. Segundo informações contidas em Glenn et al. (1998), os animais alimentados com forragem de *Salicornia*, *Suaeda* e *Atriplex* ganharam peso correspondente aos alimentados apenas com feno, e não tiveram a qualidade da carne afetada; eles foram atraídos pelo gosto dos sais e beberam mais água.

Na literatura são conhecidos os efeitos das halófitas na alimentação de algumas espécies de animais, sabendo-se que ovelhas (Swingler et al., 1996), camelos e bovinos (Khan & Ansari, 2008) são as que melhor prosperam com ração à base dessas plantas. Ressalte-se que os animais mais tolerantes com relação ao consumo de águas com concentrações mais altas de sais, aquelas com predominância de cloreto de sódio, são o camelo, seguido de ovelhas e cabras, sendo menos tolerantes os suínos e as aves (Masters et al., 2007).

Outro fator para se ressaltar a relevância das halófitas na alimentação animal é a sazonalidade da produção de forragem, por condições de seca, em muitas áreas do globo, destacando-se, em tais condições, a importância de genótipos com baixa exigência hídrica e com potencialidades de produção em condições de solos salinos ou nos casos de ser a cultura irrigada com águas contendo concentrações altas de sais (Aronson, 1989).

Na região costeira da península arábica, Abdal (2009) desenvolveu estudos com *Salicornia bigelovii* para alimentar cordeiros, verificando ser viável o seu cultivo irrigado com água do mar e que era possível substituir 25% da alfafa na alimentação dos animais. Também na criação de cordeiros, alimentados com uma dieta à base de halófitas (*Atriplex barclayana, Suaeda esteroa, Salicornia bigelovii*) ao longo de 84 dias entre o desmame e o abate, Swingler et al. (1996) constataram ganho de peso dos animais, nas mesmas taxas dos que foram alimentados com forrageiras convencionais. Por outro lado, em um ensaio de alimentação de cabras e ovelhas, usando *Sporobolus virginicus* e *Distichlis spicata*, em comparação com a gramínea Rhodes (*Chloris gayana*), forrageira de uso tradicional na criação desses animais, foi constatado pelo International Center for Biosaline Agriculture, sediado em Dubai (ICBA, 2007) que os animais alimentados com 70% de *Sporobolus* ou *Distichlis* mais 30% da grama Rhodes tiveram melhor desempenho, em termos de carcaça, relação carne-ossos e da composição corporal, do que os animais alimentados com 100% da gramínea.

Em um experimento realizado no Paquistão, Khan & Ansari (2008) demonstraram que a carne de vitelos com um ano de idade, e alimentados apenas com a grama halófita *Panicum turgidum*, era de melhor qualidade por ter menor teor de gordura do que a de animais alimentados com a forragem tradicional de milho verde. No Egito, as gramíneas halofíticas *Leptochloa fusca*, *Spartina patens* e *S. virginicus* são utilizadas para a produção de forragem. A produção de matéria seca dessas poáceas varia entre 1,1 e 6,5 t ha^{-1} e por ano, uma comprovação de sua viabilidade como culturas forrageiras em áreas desérticas onde apenas água salina está disponível para a irrigação (Ashour et al., 1999).

Destacando, ainda, a relevância das halófitas na alimentação animal, resultados interessantes foram divulgados por Muscolo et al. (2013), sobre as propriedades antimetanogênicas de algumas espécies, como a grama kikuyu (*Pennisetum clandestinum*); ao ingerirem esta forrageira, ocorreu redução na produção de gás metano no pastoreio de ovinos e bovinos, contribuindo, portanto, para a redução de gases do efeito estufa, na criação desses ruminantes.

Rogers et al. (2005) alertam que a utilização de produtos forrageiros e de sementes de algumas halófitas, na substituição de ingredientes tradicionais em dietas de animais domésticos, pode requerer maiores quantidades de água para dessedentá-los, devido aos teores elevados de sais, e chamam a atenção para o fato de algumas espécies conterem compostos antinutricionais. Norman et al. (2013) corroboram opiniões semelhantes e recomendam que, em avaliações de animais alimentados com forrageiras halófitas, não se pode considerar apenas o peso dos animais, por ser grande a quantidade ingerida de água; em tais casos, outros fatores devem ser usados na avaliação da eficiência da alimentação. Além do mais, altas quantidades de sal na dieta pode ser um problema, especialmente para os animais que consomem halófitas por longo prazo, pela sobrecarga à função filtradora dos rins, aumentando a energia necessária para metabolizar o alimento (O'Connell et al., 2006). Isso não significa ser descartável o uso de halófitas como espécies forrageiras, mas sugere que devem ser utilizadas em combinação com um suplemento de cereais para proporcionar energia adicional (ICBA, 2007; Norman et aL, 2013) para assegurar animais produtivos e saudáveis.

Destacamos, a seguir, espécies utilizadas na alimentação humana e/ou animal, comprovadamente viáveis para cultivo em condições de agricultura biossalina.

***Amaranthus* spp.**

O gênero *Amaranthus* (família *Amaranthaceae*) é constituído por, aproximadamente, 75 espécies, classificadas como C4, a maioria delas originária das Américas (Omamt et al., 2006; Mei et al., 2014). Dentre elas, 17 são reconhecidas como úteis para a alimentação humana (Meyers & Putman, 1988). No Brasil, são consideradas plantas invasoras em cultivos de soja.

As plantas de *Amaranthus* são reconhecidas como tolerantes à salinidade, variando, entretanto, os efeitos do estresse salino entre as espécies. Na Nova Zelândia, como exemplo, Omamt et al. (2006) testaram a tolerância à salinidade de quatro espécies de *Amaranthus*, avaliando parâmetros fisiológicos e de crescimento/desenvolvimento. Os tratamentos consistiram de concentrações de NaCl na água de irrigação, até o limite de 200 mM (correspondente a 24 dS m^{-1} de condutividade elétrica). Esses autores verificaram morte das plantas de *A. tricolor* quando irrigadas com água contendo 200 mM de NaCl, com redução do crescimento já na concentração de 50 mM de NaCl (7,0 dS m^{-1}). As espécies mais tolerantes foram *A. hypochondriacus* e *A. cruentus.*

Em geral, folhas e brotos novos de espécies de *Amaranthus* são utilizados em saladas, em várias partes do globo, com destaque para *Amaranthus mangostanus*, segundo informações contidas em Mei et al. (2014). Entretanto, em diversas situações registradas no Brasil foram identificados casos de intoxicação de bovinos, ovinos e suínos quando se alimentaram com forragem de *Amaranthus hybridus*, *A. blitum, A. quitensis, A. spinosus* e *A. viridis* (Kommers et al., 1996; Peixoto et al., 2003; Melo et al., 2014), principalmente no Rio de Janeiro e no Rio Grande do Sul. A planta é palatável para ruminantes, mas é tóxica durante a fase de frutificação, perdendo a fitotoxicidade após ser cortada.

***Atriplex* spp.**

São muitas as espécies de *Atriplex,* dicotiledôneas da família *Amaranthaceae,* reconhecidas por sua tolerância à salinidade, e razão de seu nome vulgar – 'erva-sal' (Figura 7). Como exemplo, as folhas de *Atriplex triangularis* têm qualidades similares às de espinafre (Islam et al., 1987), e são utilizadas na alimentação humana em países, como Holanda, Bélgica e Portugal (Leith et al., 2000). O maior interesse por esta amarantácea se deve ao ômega-3, um ácido graxo poli-insaturado presente nas folhas; em supermercados nos Estados Unidos da América, é encontrada, para uso em saladas (Islam et al., 1987; Ventura et al., 2011). É, também, boa fonte de um antioxidante do grupo 'caroteno', com quantidades variando entre 4,7 e 15,9 mg por 100 g de peso verde (Lu et al., 2010). Estes valores são similares ou muito superiores ao constatado por Isabelle et al. (2010) em espinafre (5,1 mg/100 g). Outra espécie é a *Atriplex hortensis* L., com folhas ricas em proteínas, encontradas em supermercados da França (Carlsson & Clarke, 1983).

Há registros de cultivo de Atriplex, irrigada com água do mar (30 g L^{-1} de NaCl); em cultivo irrigado no estado de Delaware (USA), a produção de fitomassa fresca chegou a 21,2 t ha^{-1} (Gallagher, 1985). Em vários países localizados na bacia do Mediterrâneo, Le Houérou (1994) cita haver cultivo de Atriplex, em área superior a 100.000 ha, em terras salinizadas e naturalmente salinas, visando à recuperação de solos degradados e para produção de forragem.

Avicennia marina* e *Avicennia germinans

São plantas de mangues da família *Acanthaceae*, com ocorrência em países da América do Sul, sendo os brotos tenros e as folhas utilizados como alimento na Colômbia (Leith et al., 2000).

Batis marítima

Batis marítima é uma angiosperma da família *Bataceae*, com metabolismo fotossintético do tipo C3, com ocorrência no deserto de Sonorah (México e sudoeste dos Estados Unidos), sendo um arbusto perene, com folhas e ramos suculentos (Figura 9). Raízes e caules têm sido, tradicionalmente, utilizados como alimentos pelos índios do oeste dos Estados Unidos. Segundo Debez et al. (2010), a *Batis maritima* é rica em aminoácidos essenciais, tocoferol e antioxidantes. A planta forma colônias densas em pântanos de água salgada e salobra, e em manguezais, frequentemente encontradas nas margens das salinas. Em solos degradados, esta espécie é uma planta pioneira, estendendo-se, rapidamente, em áreas onde outras espécies não se desenvolvem (Lonard et al., 2013).

Capparis decidua

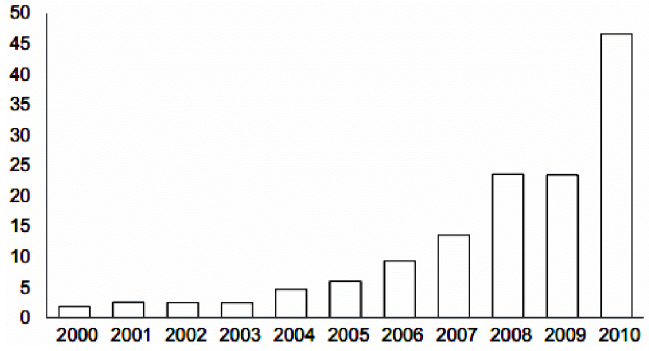
Espécie pertencente à família *Capparidaceae*, com propriedades medicinais (contém alcaloides usados no tratamento do diabetes e de problemas gástricos e cardíacos); é também conhecida como ***C. aphylla***. Seus frutos são

usados na alimentação humana e na preparação de picles, em regiões da Índia (Rameshkumar & Eswaran, 2013).

Chenopodium quinoa

A quinoa (*Chenopodium quinoa* – família *Amaranthaceae*) é uma halófita tolerante a níveis de CEes de até 40 dS m^{-1}. Nativa da região andina (principalmente em áreas do Peru, do Equador, da Bolívia e da Colômbia), foi domesticada há cerca de 3.000 ou 4.000 anos por povos nativos, embora existam registros arqueológicos do uso de sementes de materiais genéticos, não domesticados dessa espécie, muito mais antigos, entre 5.200 e 7.000 anos atrás (Risi & Galway, 1984; Bonales-Alatorre et al., 2013).

Historicamente, a quinoa foi sempre um dos alimentos básicos de grupos indígenas da América do Sul. Nos tempos atuais, é considerado um alimento exótico, inclusive em mercados europeus, comercializado a preços compensadores (Figura 11), especialmente por ter maior valor nutritivo do que os cereais tradicionais (James, 2009; Eisa et al., 2012; FAOSTAT, 2013). Os grãos desta *Amaranthaceae* têm melhor balanceamento na composição de aminoácidos (altos teores de histidina e lisina) que a maioria dos cereais, além de serem ricos em ferro, magnésio, cobre, fósforo e vitamina E, além de ser 'glúten free' (James, 2009). Em pesquisa realizada na Argentina, foram colhidos 5,2 t ha^{-1} de grãos, comprovando-se o seu alto potencial agrícola (Vega-Gálvez et al., 2010). Outra espécie deste gênero é a *C. album*, cujos brotos e folhas novas são, também, utilizados em saladas, em vários países (Mei et al., 2014).



Fonte: FAOSTAT (2013). Valores adimensionais na ordenada

Figura 11. Expansão do valor global de exportação de quinoa no período 2000-2010

Crithmum maritimum

Espécie da família *Apiaceae* (Atia et al., 2006), é encontrada na costa sul e oeste da Inglaterra e da Irlanda, na costa mediterrânea e ocidental da Europa, incluindo as ilhas Canárias, e no norte da África. As folhas, ricas em vitamina C, são aromáticas, de sabor agradável e picante e são ricas em antioxidantes (Ben Amor et al., 2005); caules, folhas e vagens podem ser conservados em vinagre e usados em saladas (Atia et al., 2011). É, também, classificada como oleaginosa, usada em cosméticos (Ben Hamed et al., 2004).

Diplotaxis tenuifolia

Planta da família *Brassicaceae,* nativa da Inglaterra, ocorrendo, também, no sul da Europa. Suas folhas são utilizadas cruas ou cozidas em saladas (de Vos et al., 2013) e contém compostos orgânicos classificados como fitoquímicos bioativos, tais como, glucosinolatos, fenóis, flavonoides e vitamina C (Bennet et al., 2006).

***Distichlis palmeri* - Nipa**

A gramínea *Distichlis palmeri* (Vasey) Fassett, família *Poaceae*, vulgarmente conhecida por Nipa, é endêmica em mangues do golfo da Califórnia, em áreas com concentração de sais entre 38 - 42 g L^{-1}. Vem sendo utilizada, há séculos, como alimento, por indígenas Cocopah, habitantes do baixo Rio Colorado, no México (Pearlstein et al., 2012).

Os grãos de *Distichlis palmeri* contêm 79,5% de carboidratos, 7-8% de proteínas, 8,4% de fibras e apenas 1,85 de gorduras. Por serem seus grãos mais ricos em fibras que os do trigo (8,4% versus 2,6%, respectivamente), passaram a ser usados na indústria de panificação em vários países (Yensen, 2006). Essa gramínea se adapta tanto em condições alagadas, quanto em condições super salinas (irrigada com água do mar), com produção em torno de 1,25 t ha^{-1} de grãos, com alto valor nutricional (Pearlstein et al., 2012).

Kosteletzkya virginica

É uma malvácea, arbustiva, encontrada em pântanos ao longo da costa leste dos Estados Unidos, com sementes ricas em proteínas (32%) e em lipídeos (22%) (Gallagher, 1985; He et al., 2003).

Portulaca oleracea

Planta da família *Portulacaceae*, encontrada em diversas áreas costeiras do Mediterrâneo, consumida por terem folhas e caules ricos em ômega-3, vitamin C e vitamin A (Simopoulos, 2004).

Salicornia bigelovii

Salicornia bigelovii, mais uma espécie da família *Amaranthaceae,* é uma planta anual suculenta, nativa de mangues de áreas costeiras do leste e do oeste dos Estados Unidos, com maior frequência no sul da Califórnia, em Belize e no México (Carnevali et al., 2010). Pode ser cultivada em terras costeiras, irrigada com água do mar, abrindo perspectivas de exploração agrícola dessas áreas, onde são raras as possibilidades de cultivo de espécies de interesse comercial (Bashan et al., 2000). Um dos problemas é a corrosão dos equipamentos de irrigação, passível, entretanto, de ser solucionado. Em geral, as tecnologias de irrigação foram geradas no cenário do uso de águas de boa qualidade, despontando para pesquisadores a necessidade de novos paradigmas e de novos desenhos tecnológicos no manejo de culturas irrigadas com água salgada ou salobra.

Folhas de *S. bigelovii* podem ser usadas como fonte alternativa de ômega-3, um ácido graxo poliinsaturado, e de minerais e polifenol; esta planta é, também, uma boa fonte do antioxidante '**β**-caroteno' (Ventura et al., 2011). Cultivos desta halófita existem na Eritreia, nordeste da África, irrigada com águas residuárias de aquicultura (Dickerson, 2008).

Outra atenção dos cientistas é para o potencial de produção de óleo da planta de salicornia, com a possibilidade de ser cultivada em condições de deserto e ser irrigada com água contendo altos níveis de sais, o que não é nada corriqueiro. As sementes contêm 26 a 33% de óleo (por prensagem), rico em poliinsaturados, com destaque para ácido linoleico (73 - 75%) e com 35% de proteína; pode substituir a soja na dieta de aves (Bashan et al., 2000). O óleo é similar ao de girassol na composição dos ácidos graxos; é comestível, com sabor e aroma agradáveis e pode ser refinado em equipamentos da indústria convencional (Glenn et al., 1991; 1998).

Segundo Dickerson (2008), o óleo de salicornia pode ser utilizado na produção de biodiesel. A fitomassa desta espécie e o rendimento de sementes se igualam ou ultrapassam os índices obtidos com oleaginosas cultivadas com água não salina, como soja e girassol (Glenn et al., 1991). A torta, após extração do óleo, é rica em proteína, mas contém uma saponina amarga, que restringe o volume ingerido pelos animais; entretanto, na quantidade possível de ingestão, atende às necessidades da criação de frangos. Felizmente, a saponina não contamina o óleo.

Para altas produções, o período de 100 dias anteriores ao florescimento da *Salicornia* precisa coincidir com temperaturas baixas, restringindo-se, portanto, o seu cultivo em regiões subtropicais; não é possível cultivá-la na maioria das áreas costeiras desérticas do planeta, situadas nos trópicos quentes.

Salvadora persica

É uma halófita facultativa, arbóreo-arbustiva, cultivada na Índia, em solos com alta condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes), de grande interesse pelo óleo das sementes, rico (40 a 45%) em ácidos láurico (C12:0) e mirístico (C14:0), utilizados na indústria farmacêutica e de cosméticos (Rao et al., 2004).

Segundo Qadir et al. (2008), *Salvadora persica* suporta CEes de até 50 dS m^{-1}, mas, com menor tolerância na fase de plântula, apenas até 15 dS m^{-1}. Em estudos realizados no CSSRI, em Karnal, Índia, foram colhidos 1.800 kg ha^{-1} de óleo das sementes dessa espécie, em cultivos com cinco anos de idade, o que estimulou o National Bank for Agriculture and Rural Development daquele país a abrir uma linha de financiamento para o cultivo de *Salvadora persica* em áreas afetadas por sais (Qadir et al., 2008). Por dados contidos em Rao et al. (2004), quando a salinidade do solo está na faixa de 55 - 65 dS m^{-1}, a produção de sementes dessa planta cai para 40 a 47%, em relação à produção colhida com cultivos na faixa de CEes de 25 - 35 dS m^{-1}. As folhas são boa fonte de forragem para animais.

Segundo Mohamed & Khan (2013), derivados da planta de *Salvadora persica* têm ação antifúngica e antibacteriana, sendo utilizados em vários países do Oriente Médio na higienização bucal. Foi, também, constatada elevada atividade antioxidante, tanto pela formação de diversos radicais, como pela presença de enzimas antioxidantes (dismutase do superóxido, peroxidase, catalase e polifenoloxidase), além de contribuir para a redução do molibdênio. A planta é rica em vitamina C, α-tocopherol (vitamina E), glutationa, carotenoides e flavonoides.

Sesuvium portulacastrum

Halófita da família *Aizoaceae*, cultivada em regiões da Índia, Indonésia e sul da China, pelo interesse de consumo como alimento de folhas e caule, ricos em Ca, Fe e caroteno (Lokhande et al., 2009). *Sesuvium portulacastrum* L. pode sobreviver e produzir quantidade apreciável de biomassa em condições com concentrações maiores que 200 mM de NaCl no substrato (Lunardi et al., 2005).

***Suaeda* spp.**

São várias as halófitas deste gênero, pertencentes à família *Amaranthaceae* (antes, *Chenopodiaceae*), com ocorrência em regiões áridas e semiáridas da Índia, regiões costeiras e em mangues do Mediterrâneo e da África, com destaque para *S. fruticosa*, muito útil pelo óleo comestível de suas sementes, o qual contém alta percentagem de ácidos graxos insaturados (cerca de 75%) (Weber et al., 2007). As espécies de *Suaeda* são, também, utilizadas para recuperação de solos salinos e contaminados por metais tóxicos (Hameed et al., 2012).

Tetragonia tetragonioides

Esta espécie é da família *Aizoaceae*, encontrada em regiões da Nova Zelândia, Austrália e Japão, com potencialidades de uso comestível das folhas, por serem ricas em aminoácidos e antioxidantes (Slupski et al., 2010). É, também, conhecida como espinafre da Nova Zelândia.

Baseando-se, portanto, no conhecimento existente, depreende-se, facilmente, da relevância das halófitas para suprir as deficiências na disponibilização de alimentos e matéria prima para várias atividades e necessidades do ser humano.

Halófitas em cultivos para fins energéticos

O maior enfoque deste item é sobre a ocupação de terras e o uso de recursos hídricos, convencionalmente julgados como marginais, para a produção de halófitas, como fonte de biomassa para fins energéticos. Como defendido por Liu et al. (2012), o ponto positivo de tais atividades é o fato de não competir com os recursos naturais necessários ao cultivo de espécies para fins de produção de alimentos e de outros bens de origem vegetal ou animal.

Ladeiro (2012) argumenta que as halófitas têm largo espectro de potencialidades como plantas energéticas, podendo contribuir de forma valiosa para a produção de bioetanol, biodiesel e lenha. A biomassa dessas plantas é, geralmente, rica em celulose, hemicelulose e lignina, fontes seguras e ambientalmente corretas para a produção de biocombustíveis.

Mesmo em tempos de modernidade, deve-se considerar que, em nosso planeta, aproximadamente 1,3 bilhão de pessoas vivem sem acesso à eletricidade e 2,6 bilhões não dispõem de instalações limpas de cozinha, isto é, sem

fumaça e sujeira em paredes, principalmente em países da Ásia e da África, conforme estatísticas divulgadas pela IEA - International Energy Agency, uma organização autônoma, formada em 1974, e atualmente com 24 países membros (https://www.iea.org/statistics/).

Começamos esta abordagem com *Salicornia bigelovii*, por já ter sido descrita neste trabalho, quando foram ressaltadas muitas de suas potencialidades (Glenn et al., 1991; Aronson & Floc'h, 1996; Bashan et al., 2000; Dickerson, 2008; Ventura et al., 2011, dentre outras fontes). Esta espécie é indicada por vários autores para produção de biocombustível, em virtude de seu alto potencial energético (Dickerson, 2008). Aproximadamente 30% (em massa) da semente de salicornia é óleo e os restantes 70% da biomassa podem ser utilizados como proteína alimentar para o gado. A produtividade, em termos de biodiesel, está entre 225 e 250 galões por hectare (Chrisansen, 2008).

Há áreas cultivadas com *Salicornia bigelovii* no México, Emirados Árabes, Arábia Saudita e Índia. No México, durante seis anos de cultivo, a média de produção é de 1,7 kg m^{-2} de biomassa total, correspondendo a 0,2 kg m^{-2} de óleo, produção esta superior à produção de óleo de soja irrigada com água doce. Na Figura 6 está uma foto e o desenho de uma planta dessa espécie (Glenn et al., 1991; 1998).

Em artigo científico recente, publicado na Bioresource Technology, Cybulska et al. (2014) abordam aspectos positivos sobre o potencial de produção de bioetanol, tendo como matéria prima grãos de *S. bigelovii*, obtidos de plantas irrigadas com água do mar. Esses autores cultivaram esta espécie nos Emirados Árabes Unidos, irrigada com água salgada, providenciando a lixiviação do excesso de sais. A biomassa lignocelulósica produzida foi comparável à de fontes tradicionais, com teores relativamente altos de glucana e xilana (26 e 22 g por 100 g de matéria seca, respectivamente), mas com menor teor de lignina (7 g por 100 g). Referidos autores submeteram a matéria prima a pré-tratamento hidrotérmico, o que resultou em material com 92% de conversão de glucana a glicose e alto nível de fermentação (próximo a 100% de conversão glicose em etanol), evidências de boa qualidade da *Salicornia* para fins energéticos.

Na edição de fevereiro/2014 (número 216) da Revista Pesquisa (FAPESP, 2014) foi publicada uma matéria sobre *S. bigelovii*, em cultivos irrigados com água do mar no Centro de Pesquisas para produção de biocombustível para aviação, em um projeto em parceria da fabricante norte-americana de aviões Boeing com instituições dos Emirados Árabes Unidos. Nesse trabalho, está sendo investigada a viabilidade de produção de etanol de segunda geração, a partir de sementes secas de *Salicornia*, sendo obtidos dados com características semelhantes à produção obtida com milho, trigo, cana e outras gramíneas. A única dificuldade relatada é a necessidade do uso de água doce para a retirada do sal acumulado no produto, antes do processamento dos biocombustíveis. O maior interesse dessas instituições é aliviar a pressão sobre a indústria de combustível de petróleo e ajudar a resolver o problema das emissões de CO_2, atualmente enfrentado pela indústria de aviação (Genttleman & Chen, 2013)

No México, a Global Seawater Inc. está também cultivando *S. bigelovii* para produção de biodiesel, em fazendas na Baía Kino e em Tastiota. Já foram obtidos entre 850 e 950 litros ha^{-1} de biodiesel, em área costeira cultivada com plantas dessa espécie (Christiansen, 2008). Com base nesses resultados, a empresa divulgou interesse em expandir o cultivo de *S. bigelovii* em 5000 ha para a produção comercial no estado de Sonora, México, irrigados com água salgada, com apoio de Boeing, Etihad Airways e UOP Honeywell (ICBA, 2011)

Outras halófitas são destaque, em especial mais de 100 espécies do gênero *Tamarix*, pertencentes à família *Tamaricaceae*, plantas com porte arbóreo-arbustivo, podendo crescer de 1 a 18 m, desenvolvendo-se normalmente em condições salinas com até 15.000 ppm de sais solúveis e tolerando, igualmente, condições alcalinas. Em geral, são plantas invasoras, temidas pela fácil propagação, em casos de abandono de áreas anteriormente cultivadas (Santi et al., 2014; Sharma et al., 2016). As espécies perenes de Tamarix podem sobreviver em condições de alta salinidade, em áreas secas e inundadas e são capazes de produzir mais biomassa para a produção de bioetanol que outras espécies, vegetando em tais condições ambientais. Em ensaios realizados em diferentes partes, foram registrados dados de produção de biomassa a partir de *Tamarix* spp., variando entre 19,5 e 52 t ha^{-1} ano^{-1}; o valor calórico de 1 t de madeira de *Tamarix chinensis*, por exemplo, cultivada em zonas costeiras da China, é equivalente ao proporcionado por 0,7 t de carvão padrão (Liu et al., 2012). Hendricks & Bushnell (2008) ressaltam, também, a utilidade de *Tamarix* spp. para produção de lenha, acrescentando espécies de *Prosopis* spp com a mesma utilidade.

Liu et al. (2012) acrescentam *Phragmites australis*, *Miscanthus* spp e *Spartina alterniflora*, como halófitas comprovadamente viáveis em cultivos para produção de biocombustível (etanol) em terras costeiras da China.

Entre as gramíneas halofíticas, há registros de sucesso das seguintes espécies perenes, cultivadas em regiões costeiras do Paquistão: *Halopyrum mucronatum, Desmostachya bipinnata, Phragmites karka, Typha domingensis* e *Panicum turgidum* (Abideen et al., 2011); segundo estes autores, são eficientes e adequadas para produção de bioetanol. Com a espécie *Panicum virgatum*, os dados de produção de etanol são similares aos obtidos com milho, em cultivo convencional de solo e água de boa qualidade, segundo informações contidas em Hendricks & Bushnell (2008) e em Liu et al. (2012).

Portanto, o cultivo de plantas halofíticas como fonte de matéria-prima energética não só irá proporcionar alívio para a dependência mundial dos combustíveis fósseis, mas, também, contribuirá para minorar o problema do aquecimento global, reduzindo a produção de gases de efeito estufa. Pelos estudos já realizados, é viável a produção de biomassa e de energia, a partir de espécies vegetais tolerantes à salinidade, em ambientes inóspitos à agricultura convencional (Liu et al,, 2012).

Espécies vegetando em áreas costeiras

De grande valia pode ser a observação de plantas vegetando em áreas costeiras e em mangues, em contato direto com a água salgada, uma indicação de sua tolerância a altas concentrações de sais e, portanto, candidatas a serem utilizadas em pesquisas para melhor avaliação de suas potencialidades como alimento humano ou animal ou para outras finalidades, como na fitoterapia.

No litoral norte fluminense, no trecho entre Niterói e Búzios, são encontradas muitas espécies ocorrendo naturalmente, com indícios de serem nativas ou que vieram via correntes marítimas e se estabeleceram em praias da região; são comuns, igualmente, plantas outras introduzidas por habitantes locais, indicativas de sua tolerância ao estresse salino. Entre as espécies incluídas no primeiro caso, estão as de *Coccoloba* (família *Polygonaceae*), um gênero neotropical, com cerca de 400 espécies distribuídas desde o Sul dos Estados Unidos e México, até o sul da América do Sul (Howard, 1992).

Dentre as espécies introduzidas, há muitos casos de plantios cuja intenção deve ter sido reforçar a segurança para as moradias à beira-mar de várias praias, incluindo-se, neste caso, várias espécies de cactáceas (*Opuntia* spp., *Cereus* spp. e *Pilosocereus* spp.). São comuns, também, plantios de aveloz (*Euphorbia tirucalli*), agaves (*Agave* spp.) e tipos variados de bromélias.

Algumas dessas espécies estão na Figura 12, registro de uma paisagem à beira mar na cidade de Saquarema - RJ, identificando-se plantas de *Coccoloba* (A), *Agave, Pilosocereus, Opuntia* e, ao fundo, sobressaindo-se por trás das de *Coccoloba*, vêem-se extremidades de *Yucca gigantea* (B).

Focamos em plantas de *Coccoloba* spp., para detalhar informações relevantes de sua tolerância a fatores de estresse abiótico e de potencialidades para a humanidade. Segundo o Dr. Stephen H. Brown, técnico do Serviço de Extensão da Universidade da Flórida (http://lee.ifas.ufl.edu/hort/GardenHome.shtml), plantas de *Coccoloba* spp. têm alta tolerância à salinidade, insolação, seca e a ventos fortes, além de serem baixos os requerimentos nutricionais, condições preponderantes em áreas costeiras.



Identificação de *Coccoloba* (A) e de *Yucca gigantea* (B)

Foto: PDFernandes (29/05/2016)

Figura 12. Espécies vegetais diversas, muito comuns em praias da cidade de Saquarema - RJ, indicativas de tolerância ao estresse salino

As qualidades de *Coccoloba* spp. vão além da tolerância a fatores de estresse abiótico. Estudos têm sido intensificados visando a avaliar propriedades fitoterápicas em espécies desse gênero, valorizando, ainda mais, a importância de tais plantas, pelas potencialidades econômicas e sociais da intensificação de seu cultivo, explorando condições que tradicionalmente não eram utilizadas nos modelos convencionais de exploração agrícola. Como exemplo, pesquisadores do Departamento de Farmacologia/Laboratório de Fitomedicamentos da UNESP, em Botucatu - SP, estão investigando os efeitos fotoprotetores do extrato dessa planta em doenças de pele, causadas por radiação ultravioleta e identificaram efeitos antioxidantes e atividades antitirosinas, além de inibição na formação de melanócitos (Silveira et al. 2008).

No México, em estudos com *Coccoloba uvifera*, pesquisadores da Universidade Autônoma de Yucatan e do Instituto Tecnológico de Mérida (Campos et al., 2015) verificaram efeitos positivos de extratos dos frutos em ação antioxidante e na eliminação de radicais livre, além de serem ricos em vitamina C, antocioninas, compostos fenólicos e flavonoides.

***Terminalia catappa* - Tolerância à salinidade e sequestro de carbono em áreas costeiras**

O interesse de autores deste capítulo em *Terminalia catappa* surgiu por constatações de ser comum a presença da espécie na arborização de praias de vários estados do Nordeste brasileiro, com crescimento vigoroso das plantas. Após ser encontrada uma amendoeira banhada, diretamente, pela água do mar (sinal de tolerância ao estresse salino), no litoral de Maragogi - AL (Figura 13), aumentou esse interesse.



Foto: PDFernandes (15/11/2005)

Figura 13. Foto de uma planta de *Terminalia catappa* (A) à beira mar em Maragogi - Alagoas, com detalhes de frutos e folhas (B), sem sinais de injúrias, mesmo no sistema radicular (C) exposto ao ar e em contato direto com a água salgada, devido à ruptura do quebra mar

Na literatura já se encontrava referência à sua tolerância à salinidade e a ventos fortes (Thomson & Evans, 2006). Na foto (Figura 13) estão detalhes da planta, em Maragogi, cujas raízes ficavam dentro da água salobra, nos ciclos de maré alta, devido à ruptura do quebra-mar; mesmo em tais condições e, inclusive, com as raízes expostas ao ar na maré baixa, a produção de frutos era abundante e não eram visíveis sinais nas folhas que indicassem possíveis efeitos prejudiciais da salinidade. Esta foto foi registrada no final de 2005, não se encontrando mais a planta no local, ao se retornar ao hotel, em 2012, por serviços de recuperação de suas instalações (na Tabela 4 estão as coordenadas geográficas de sua localização: -7.214429; -35.906443).

Além de serem comestíveis o mesocarpo do fruto e a amêndoa da semente de *Terminalia catappa* (Figura 14), as plantas são valorizadas por seu crescimento rápido e boa sombra; a madeira é de cor vermelha e, apesar de ser baixa sua densidade, um ponto positivo é sua resistência, sendo utilizada, inclusive, na construção de canoas. As potencialidades se ampliam ao se analisar resultados de pesquisas, que tornam públicos os efeitos fitoterápicos de partes da planta.

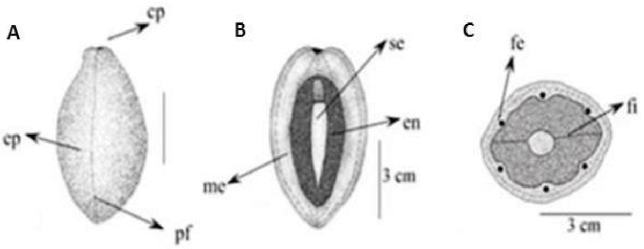
T. catappa é uma espécie da família *Combretaceae*, encontrada em muitos países tropicais e subtropicais, vegetando bem, tanto em áreas interiores como ao longo da costa, condição esta em que o crescimento e o desenvolvimento são muito favorecidos. A origem é duvidosa, presumindo-se ser na Índia ou na Nova Guiné (Oudhia & Paull, 2008). Em terras brasileiras, são encontradas plantas até em estados do extremo sul do país, como este registro na praia 'Ponta das Canas', em Florianópolis, SC (*http://www.panoramio.com/photo/87967427*). Em nosso país são diversos os nomes populares, dentre eles, 'castanhola', 'chapéu-de-sol', 'amendoeira', 'amendoeira-da-praia', 'amendoeira-da-Índia', 'guarda-sol', 'castanheira-da-Índia' e 'sete-copas'.

Os frutos são comestíveis, principalmente o mesocarpo (polpa envolvendo o endocarpo, em cujo interior está a semente – Figura 15), sendo apreciados por crianças; a maior riqueza, entretanto, está na semente, rica em proteínas, que, por desconhecimento, geralmente é desprezada. A amêndoa da semente tem sabor e textura similares aos



Foto: PDFernandes (14/11/2016)

Figura 14. Foto de um fruto (A) e da semente (B) de *Terminalia catappa*



Legenda: Vista lateral do fruto (A); Corte longitudinal do fruto (B); Corte transversal do fruto (C); cp - cicatriz do pedúnculo; ep - epicarpo; pf - proeminência da fissura; me - mesocarpo; en - endocarpo; se - semente; fi - fissura; fe - feixe vascular.

Fonte: Ivani et al. (2008)

Figura 15. Desenhos da estrutura morfológica do fruto de *Terminalia catappa*

de nozes tradicionalmente comercializadas, com 24% de proteínas e rica em minerais, especialmente potássio, além de conter alto teor de óleo de boa qualidade. Em pesquisas realizadas na Tailândia, foram registrados 600 g kg^{-1} de óleo na semente, com equilíbrio ideal dos ácidos graxos, previstos em orientações dietéticas (Janporn et al., 2015). Em seus estudos, esses autores constataram que todas as propriedades fisicoquímicas do óleo extraído das sementes de *T.catappa* (densidade, índice de refração, ponto de fusão, acidez, ácidos graxos livres, índices de saponificação, peróxido e composição de ácidos graxos) eram comparáveis aos do óleo de soja e seus valores atendiam ao padrão dietético de óleo comestível. Os autores avaliaram a estabilidade do óleo, testando condições que acelerassem os processos de sua oxidação, principalmente a temperatura (variando de 35 °C a 55 °C). O valor inicial de peróxido dos óleos de *Terminalia* e de soja foi 1,45 mEq kg^{-1} e 1,77 mEq kg^{-1}, respectivamente; portanto, por ser inferior este valor no óleo da *Combretaceae*, é uma evidência de ser mais lenta a sua taxa de formação de peróxido, resultando em maior resistência à oxidação.

Em pesquisa realizada em Nancy - França, com frutos de *T. catappa* provenientes do Congo, Matos et al. (2009) constataram a utilidade do óleo das sementes, diretamente na alimentação humana ou em aplicações industriais. As sementes são ricas em proteína (23,8%) e em minerais: K = 9280 ± 0,14 mg/100 g; Ca = 827 ± 2,18 mg/100 g, Mg = 798 ± 0,32 mg/100 g, Na = 28 ± 0,42 mg/100 g. No óleo, rico em ácidos graxos insaturados, foram registrados 31,5% de ácido oleico e 28,9% de ácido linoleico. Entre os ácidos graxos saturados, predominam o ácido palmítico (35,9%) e o esteárico (4,1%).

Janporn et al. (2015), utilizando-se de frutos coletados na 'Naresuan University' – Tailândia, comprovaram a excelente qualidade do óleo de *T. catappa*, obtendo índices excelentes do ácido oleico (C18:1 - ácido monoinsaturado) e do ácido linoleico (C18:2 - ácido graxo poliinsaturado), com valores muito próximos aos relatados por Matos et al. (2009), da ordem de 32,4% e 30,3%, respectivamente. Além disso, constataram um bom equilíbrio de ácidos graxos no óleo das sementes, com índices de 1,2 : 1,1: 1,0 para SFA:MUFA:PUFA (SFA - saturated fatty acid; MUFA - monounsaturated fatty acid; PUFA - polyunsaturated fatty acid), valores estes que

atendem ao atual 'National Cholesterol Education Program (NCEP)' e ao 'American Heart Association (AHA)' dos Estados Unidos da América, segundo os autores.

Esta espécie é, também, utilizada com fins medicinais na farmacopeia popular de vários povos, sendo muito comum em países do Caribe, onde é utilizada para tratamento de gastrites e infecção urinária. Em estudos desenvolvidos na cidade de Santos - SP, Silva et al. (2015) isolaram compostos fenólicos das folhas de Castanhola, com efeitos positivos na prevenção e cura de úlceras crônicas (em cobaias) e, também, eficientes no tratamento de *Helicobacter pylori*.

Em países asiáticos, as pessoas usam folhas, frutos e cascas de *T. catappa*, por sua ação antioxidante e por ser hepatoprotetor, mutagênico, antidiabético, antimetástese, além de efeitos em atividades antimicrobianas e antifúngicas e em tratamentos anti-inflamatório (Pandya et al., 2013; Mininel et al., 2014). Nunes et al. (2012) descrevem efeitos gastroprotetores do extrato etanólico obtido com partes da planta. Kumar et al (2014), baseados em estudos com cobaias, destacam o efeito antisecreção do extrato etanólico das folhas de *T. catappa*, sem, entretanto ser elucidado o mecanismo envolvido, e ressaltam ser muito relevante o efeito sobre bactérias gástricas.

Partição de sódio e cloro em frutos de *Terminalia catappa*

Tomando como base as evidências da tolerância desta combretácea à salinidade, pelo crescimento e desenvolvimento das plantas, mesmo em condições tão inóspitas, como as já citadas, autores deste capítulo planejaram uma investigação visando a analisar a presença de nutrientes em folhas e em frutos (pericarpo e semente) de *T. catappa*. Para isso, foram coletadas amostras de duas plantas vegetando com água do mar banhando suas raízes (2 e 3), três plantas vegetando a distâncias entre 150 e 200 m da água, consideradas expostas à brisa do mar (4, 5 e 6) e de duas plantas localizadas a 90 - 100 m da beira mar (7 e 8). Como testemunha (T), escolheu-se uma castanhola do Campus da UFCG, em Campina Grande, a cerca de 120 km da orla marítima (1). Mais informações estão na Tabela 4, inclusive as respectivas coordenadas geográficas. Os resultados estão em fase de interpretação para divulgação em revista científica. Neste capítulo, destacamos os dados relativos aos íons cloreto e sódio, enriquecendo a discussão sobre a tolerância da castanhola ao estresse salino.

Na análise do conteúdo de Cl^- e de Na^+ em frutos (Figura 16), constatou-se grande diferença na concentração de

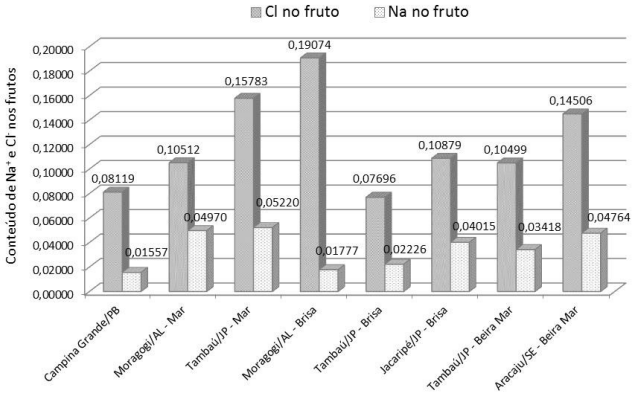


Figura 16. Conteúdo médio de sódio e cloro em frutos coletados de *Terminalia catappa* vegetando em diferentes localidades do Nordeste brasileiro

ambos, com predomínio do íon cloreto, o qual diferiu em algumas plantas em mais de cinco vezes. Esse resultado pode ser uma evidência de ser o Na^+ mais prejudicial a esta espécie que o Cl^-, reduzindo a planta a sua absorção ou o seu fluxo para os frutos. Isto ficou bem nítido nas plantas cujas raízes estavam expostas diretamente à água do mar, em Maragogi (2) e em Tambaú (3), evitando maior concentração de sódio na amêndoa, onde se encontra o embrião. Vários autores citam ser uma das características de espécies tolerantes à salinidade a compartimentação de íons, quando em excesso, principalmente sódio e cloreto, evitando a sua concentração em tecidos novos em formação e com alta atividade fotossintética (Munns, & Tester, 2008; Munns et al., 2012).

Os menores valores de ambos os íons foram registrados na testemunha, em Campina Grande, resultado de fácil interpretação, por estar em local com baixa salinidade. Entretanto, na praia de Tambaú (local 5, Tabela 4), em João Pessoa, em planta exposta à brisa do mar, e localizada a, aproximadamente, 150 m do nível da água, foram encontrados os menores conteúdos de cloreto, possivelmente, uma característica de maior tolerância da planta (indivíduo) a esse íon. O inverso aconteceu na praia de Maragogi-Al, em uma planta localizada na condição de brisa-mar, cerca de 200 m da água, com alta concentração de Cl^- no fruto, mas conteúdo muito baixo de Na^+.

Como é uma espécie tradicionalmente plantada via seminífera, a recombinação de genes deve resultar em alta variabilidade genética, entre os indivíduos, argumento que nos auxilia na interpretação de tais resultados.

Tabela 4. Localização das plantas de *Terminalia catappa* em que foram coletados folhas e frutos, em diferentes condições de exposição à salinidade da água e da maresia, com as respectivas informações de coordenadas geográficas

Local de coleta	Exposição à salinidade	Coordenadas geográficas
1. Campina Grande, PB	Sem exposição (T - testemunha)	-7.214429; -35.906443
2. Maragogi, AL	Raízes banhadas com água do mar (A)	-8.920625; -35.155207
3. Tambaú, João Pessoa	Raízes banhadas com água do mar (A)	-7.110000; -34.823344
4. Moragogi, AL	Brisa do mar (C)	-8.987279; -35.192913
5. Tambaú, JP	Brisa do mar (C)	-7.079152; -34.830041
6. Praia de Jacaripé, JP	Brisa do mar (C)	-7.165975; -34.795865
7. Tambaú, JP	Beira Mar (B)	-7.099053; -34.832659
8. Aracaju, SE	Beira Mar (B)	-10.969178; -37.035433

Em relação à partição destes íons nos frutos, as plantas de castanhola tenderam a evitar a sua concentração na semente, em todas as localidades, acumulando-os no pericarpo e evitando os tecidos onde se localizam o embrião. Comparativamente, é bem menor a proporção de Cl^- que chega à semente, superior a 99,6% na planta vegetando em Campina Grande (testemunha), ultrapassando 99,8% no caso em que a água do mar banhava as raízes da planta em Tambaú e 99,4% nos frutos da localizada em Maragogi-AL (Figura 17).

Mesmo sendo menor o conteúdo do íon sódio encontrado nos frutos, em relação ao cloreto, a maior parte está, também, no pericarpo (casca), e uma pequena fração (menor que 1,5%) se localiza na amêndoa, onde fica o embrião da semente (Figura18). A única exceção foi a planta, em situação de brisa-mar, em Maragogi-AL, com maior conteúdo de Na (4,78%) na amêndoa.

Com base em todos estes dados e em informações encontradas na literatura, denota-se o grande potendial de

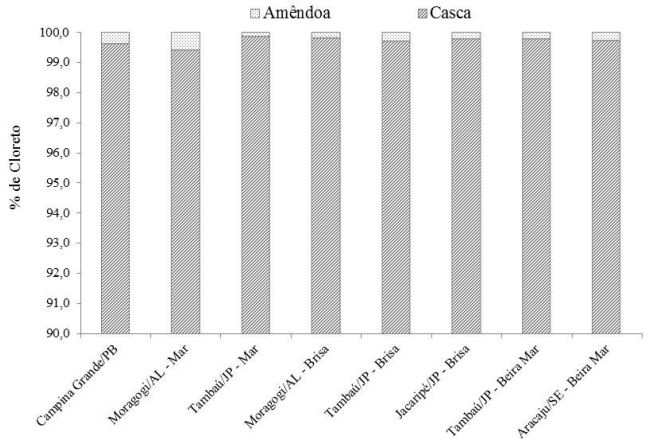


Figura 17. Partição (%) de cloreto no pericarpo (casca) e na amêndoa (semente) de frutos de *Terminalia catappa* coletados em localidades do Nordeste brasileiro, em diferentes condições de exposição à salinidade

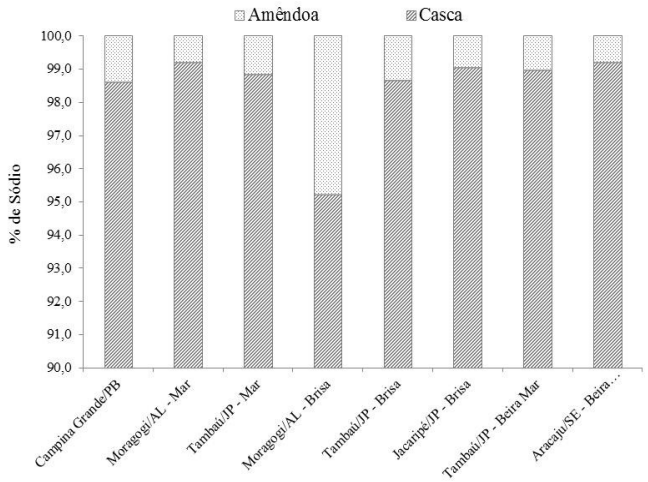


Figura 18. Partição (%) do íon sódio em partes de frutos pericarpo (casca) e na amêndoa (semente) de frutos de *Terminalia catappa* coletados em localidades do Nordeste brasileiro, em diferentes condições de exposição à salinidade

cultivo de *Terminalia catappa* em áreas costeiras, podendo ser irrigada, inclusive, com água do mar, objetivando a produção de frutos, madeira (presta-se à fabricação de embalagens, por sua baixa densidade), fitoterápicos (fontes bibliográficas comentadas) ou, simplesmente, visando ao seqüestro de carbono, protegendo dunas e a orla costeira.

Aspectos Técnicos e Econômicos - Sustentabilidade

Normalmente, as culturas são irrigadas quando a umidade do solo baixa até 60-50% da capacidade do campo; além disso, com água doce, os irrigantes aplicam apenas a lâmina necessária para repor a quantidade evapotranspirada pela cultura. Com água do mar, a irrigação precisa ser diária e em quantidade maior que a utilizada pelas plantas, visando a prevenir a acumulação de sais na zona radicular. Quando o cultivo se dá em solo arenoso, com alta facilidade de lixiviação e drenagem, tal manejo é facilitado, lavando os sais que se depositam na superfície do terreno; outro aspecto a considerar, é a necessidade de ser mantida a umidade do solo em altos potenciais, tornando menos críticas a pressão osmótica e a absorção de água pelas plantas.

O maior custo da agricultura irrigada, geralmente, é com o acesso à água, sendo proporcional à quantidade necessária e à profundidade de bombeamento. Na agricultura com água do mar, comumente esse custo é baixo, ao contrário do bombeamento de água na agricultura irrigada convencional, em que, muitas vezes, é de poços profundos. Uma vez bombeada a água, a irrigação com água do mar não requer equipamentos especiais de distribuição, por ser muito utilizado o sistema de distribuição superficial em bacias. Quando é utilizado pivô central, ou aspersão por linha móvel, é imprescindível o revestimento interno com tubos plásticos para a água do mar não ter contato direto com a tubulação de metal (Glenn et al., 1998).

O cultivo de halófitas deve ser economicamente rentável, e deve-se avaliar se pode substituir culturas convencionais, para uso específico. Como um dos maiores desafios, em terras áridas e semiáridas, é alimentar animais, geralmente visa-se produzir forragem para bois, carneiros, cabras e aves.

Além das utilidades já abordadas, muitas halófitas são fontes, também, de produtos químicos especiais, utilizados como fármacos. Como exemplos adicionais a outros já citados, em folhas e na madeira de *Excoecaria agallocha* têm sido identificadas grandes quantidades de polifenóis e terpenos, com ação antimicrobiana, anticâncer e efeitos positivos no controle de diabetes (Kaliamurthi & Selvaraj, 2016). Infusão de cascas e de raízes de *Acanthus ilicifolius* é recomendada para tratamento de alergias e doenças de pele.

Sustentabilidade

A maior exigência para uso de águas do mar na irrigação deve ser a sustentabilidade da agricultura salina, preservando-se a possibilidade de produção por tempo longo. Contudo, este não é um problema apenas da agricultura irrigada com água do mar, pois muitos projetos de irrigação convencional

não obedecem a este critério, com sérios impactos sobre o meio ambiente.

Em regiões áridas, a irrigação com água de boa qualidade é praticada, geralmente, em terras do interior, com restrições de drenagem, resultando na elevação do teor de sais e do lençol freático. Quando o problema se agrava, os agricultores precisam instalar sistemas caros de drenagem subterrânea; a água coletada dos drenos passa a ser um outro problema, a exemplo dos grandes projetos no Vale São Joaquim na Califórnia, cuja água de drenagem contém alto teor de selênio, elemento presente em muitos solos do oeste americano; a acumulação de selênio tem causado morte e deformações de animais da fauna local, além de representar riscos à saúde humana (Hamon, 2004).

O cultivo de halófitas é uma solução para este caso de selênio, pelo fato de as plantas absorverem quantidades não muito altas do elemento, sem atingir níveis tóxicos, considerando que na quantidade retida pelo vegetal não há riscos para alimentação animal (National Research Council, 1990). Pode ser, também, solução para as extensas fazendas de criação de camarão, localizadas em zonas costeiras; a descarga de efluentes dos tanques de criação têm causado proliferação de algas e de doenças em rios e baías, onde são despejados, pela riqueza em nutrientes. Nestes casos, o cultivo de halófitas pode ser uma solução, reciclando os efluentes na irrigação, em vez de descarregá-los em rios; no México há exemplos dessa associação (Glenn et al., 1991).

A agricultura irrigada com água do mar não está isenta de tais problemas, mas tem algumas vantagens (Glenn et al., 1998):

a – existe drenagem livre em terras costeiras, retornando a água drenada para o mar; em áreas cultivadas por mais de 10 anos não houve elevação dos teores de sais;

b – aquíferos na costa e em áreas desérticas, geralmente, contém concentrações elevadas de sais, sem problemas de serem agravadas com o uso de água do mar;

c – geralmente, os solos em tais condições são estéreis ou quase estéreis, portanto, o cultivo com água do mar vai causar menos impacto sobre o ecossistema que o da agricultura tradicional.

Considerações Finais

Neste texto, tentamos registrar o momento pelo qual passa a humanidade, com projeções de grande aumento populacional nas próximas décadas e as consequências sobre necessidade de alimentos para saciar a fome de todos, num cenário de crise hídrica e impossibilidade de expansão da fronteira agrícola.

Mas, nesse cenário há um grande paradoxo ... em vez de pesadelo, a situação pode ser diferente, simplesmente, se for considerado o conhecimento já existente sobre os recursos naturais. Nosso raciocínio se limita, usualmente, a modelos de vida baseados em valores de uso tradicional e não reconhecemos experiências e costumes de outros tempos e de outras culturas. Há um grande número de espécies vegetais com potencialidades (já comprovadas) de exploração para os mais variados fins das necessidades humanas e um contingente incontável de plantas ainda a serem investigadas. Águas e terras com concentrações variadas de sais são abundantes em todo o planeta.

Falta o despertar de instituições e de pesquisadores para expandir o conhecimento e gerar tecnologias para a extensão da fronteira agrícola em situações marginais, incluindo-se nessa categoria as terras degradadas, as áreas salinas (inclusive, mangues), areias de desertos e áreas costeiras arenosas com possibilidades de serem cultivadas usando águas com altos teores de sais na irrigação, inclusive de oceanos. A agricultura biossalina, praticada em tais condições, possibilitará construir o que, possivelmente, é o bem mais valioso para a humanidade – vida sem miséria e sem fome. O conhecimento existente e a ser construído tem todas as condições para garantir tais avanços e possibilitar benefícios similares ou melhores para as gerações futuras.

Não podíamos desconsiderar algumas tendências e projeções para os dias do amanhã, principalmente, no tocante a fontes de alimentos proteicos. Será impossível atender a toda a demanda da população por proteína animal, em décadas próximas, tanto em bases ambientais, como em bases pecuaristas, sustentadas pelos sistemas tradicionais de criação de animais. A FAO (Huis et al., 2013), instituições e diversos organismos internacionais já estão pesquisando e avaliando o uso de insetos para suprir tais necessidades (http://www.bbc.com/future/story/20161125-the-worms-that-cost-20000-a-kilo;). A argumentação mais forte é a baixa necessidade de água para criação de insetos, e, no caso dos grilos, apenas como um dos exemplos, a quantidade de proteína é 12 vezes maior do que a encontrada em um bife. Enquanto são necessários dez quilos de grãos para se obter um de carne de vaca, a mesma quantidade de insetos demanda apenas 1,5 quilo de ração. Os insetos poderiam, também, ser usados como substituto das rações animais baseadas em soja, cujo cultivo tem alto impacto ambiental.

Este novo descortinar também se encaixa na agricultura biossalina, pela adaptação de inúmeros insetos à salinidade e a possibilidade do uso de produtos de plantas tolerantes ao estresse salino como ração desses pequenos animais. Vale ressaltar ser de 1,5 mil a previsão menos otimista de espécies de insetos comestíveis, em nosso mundo (Huis et al., 2013).

Literatura Citada

Abdal, M. S. Salicornia production in Kuwait. World Applied Sciences Journal, v.6, p.1033-1038, 2009

Abideen, Z.; Ansari, R.; Khan, M. A. Halophytes: Potential source of ligno-cellulosic biomass for ethanol production. Biomass and Bioenergy, v.35, p.1818-1822, 2011.

Agarie, S.; Shimoda, T.; Shimizu, Y.; Baumann, K.; Sunagawa, H.; Kondo, A.; Ueno, O.; Nakahara, T.; Nose, A.; Cushman J. C. Salt tolerance, salt accumulation, and ionic homeostasis in an epidermal bladder-cell-less mutant of the common ice plant *Mesembryanthemum crystallinum*. Journal of Experimental Botany, v.58, p.1957-1967, 2007.

Ahmad, C. N. Coordinated research programme on saline agriculture. Islamabad, Pakistan: PARC, 1988. 115p. Final Report

Ahmed, H. D.; Ammar, D. B.; Zid, E. Physiology of salt tolerance in *Atriplex halimus* L. In: Abdelly, C.; Ozturk, M.; Ashraf, M.; Grignon, C. (ed.) Biosaline agriculture and high salinity tolerance. Berlin: Birkhauser Verlag, 2008. p.107-114.

Akinshina, N.; Toderich1, K.; Azizov, A.; Saito, L.; Ismail, S. Halophyte biomass - A promising source of renewable energy. Journal of Arid Land Studies, v.24, p.231-235, 2014.

Apse, M. P.; Blumwald, E. Na^+ transport in plants. FEBS Letters, v.581, p.2247-2254, 2007.

Aronson, J. HALOPH: A database of salt tolerant plants of the world. Tucson: Office of Arid Land Studies, University of Arizona, 1989. 65p.

Aronson, J.; Floc'h, E. L. Restoration ecology of salt-affected, arid and semi-arid lands. In: Choukr-Allah, R.; Malcolm, C. V.; Hamdy, A. (ed.) Halophytes and biosaline agriculture. New York: Marcel Dekker Inc. 1996. p.55-71.

Arzani, A. Improving salinity tolerance in crop plants: A biotechnological view. In Vitro Cell Developmental Biology - Plant, v.44, p.373-383, 2008.

Ashour, N.; Arafat, S. M.; El-Haleem, A. A.; Serag, M.; Mandour, S.; Makki, B. Growing halophytes in Egypt for forage production and desertification control. Bulletin of National Research Center (Cairo), v.4, p.349-360, 1999

Ashraf, M. Y.; Harris, P. J. C. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. Plant Science, v.166, p.3-16, 2004.

Askari, H.; Edqvist, J.; Hajheidari, M.; Kafi, M.; Salekdeh, G. H. Effects of salinity levels on proteome of *Suaeda aegyptiaca* leaves. Proteomics, v.6, p.2542-2554, 2006.

Atia, A.; Barhoumi, Z.; Mokded, R.; Abdelly, C.; Smaoui, A. Environmental eco-physiology and economical potential of the halophyte *Crithmum maritimum* L. (Apiaceae). Journal of Medicinal Plants Research, v.5, p.3564-3571, 2011.

Atia, A.; Hamed, K. B.; Devez, A.; Abdelly, C. Salt and seawater effects on the germination of *Crithmum maritimum*. In: Ozturk, M.; Waisel, Y.; Khan, M. A.; Gork, G. (ed.) Biosaline agriculture and salinity tolerance in plants. Berlin: Birkhauser Verlag, 2006. p.29-34.

Bartels, D.; Sunkar, R. Drought and salt tolerance in plants. Critical Reviews in Plant Sciences, v.24, p.23-58, 2005.

Bashan, Y.; Moreno, M.; Troyo, E. Growth promotion of seawater irrigated oilseed halophyte *Salicornia bigelovii* inoculated with mangrove rhizosphere bacteria and halotolerant *Azospirillum* spp. Biology and Fertility of Soils, v.32, p.265-72, 2000.

Batanouny, K. H. Adaptation of plants to saline conditions in arid regions. In: Lieth, H.; Al Masoom, A. (ed.) Towards the rational use of high salinity tolerant plant. Dordrecht: Kluwer Academic Publications, 1993. p.387-401.

Batanouny, K. H. Ecophysiology of halophytes and their traditional use in Arab World. In: Choukr-Allah, R.; Malcolm, C. V.; Hamdy, A. (ed.) Halophytes and biosaline agriculture. New York: Marcel Dekker Inc., 1996. 401p.

Batanouny, K. H.; Hassan, A. A.; Fahmy, G. M. Eco-physiological studies on the halophytes in the arid and semi-arid zones. I. The salt-secreting *Limonium delicatulum* (Gir.) Ktze. Flora, v.186, p.105-116, 1992.

Batanouny, K. H.; Hassan, A. A.; Zayed, K. M. Proline accumulation in plants of different ecological groups as a response to water deficit. Qatar University Science Bulletin, v.5, p.131-143, 1985.

Batanouny, K. H.; Sitta, Y. M. A. Eco-physiological studies on the halophytes in the arid and semi-arid zones. I. Autecology of the salt secreting halophyte *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boss. Acta Botanica Hungarica, v.23, p.13-43, 1979.

Ben Amor, N.; Ben Hamed, K.; Debez, A.; Grignon, C.; Abdelly, C. Physiological and antioxidant responses of the perennial halophyte *Crithmum maritimum* to salinity. Plant Science, v.168, p.889-899, 2005.

Ben Hamed, K.; Debez, A.; Chibani, F.; Abdelly, C. Salt response of *Crithmum maritimum*, an oleagineous halophyte. Tropical Agricola, v.65, p.574-580, 2004

Bennett, R. N.; Rosa, E. A. S.; Mellon, F. A.; Kroon, P. A. Ontogenic profiling of glucosinolates, flavonoids, and other secondary metabolites in *Eruca sativa* (Salad Rocket), *Diplotaxis erucoides* (Wall Rocket), *Diplotaxis tenuifolia* (Wild Rocket), and *Bunias orientalis* (Turkish Rocket). Journal of Agricultural and Food Chemistry, v.54, p.4005-4015, 2006.

Bohnert, H. J.; Nelson, D. E.; Jensen, R. G. Adaptations to environmental stresses. The Plant Cell, v.7, p.1099-1111, 1995.

Bonales-Alatorre, E.; Shabala, S.; Chen, Z. H.; Pottosin, I. Reduced tonoplast fast-activating and slow-activating channel activity is essential for conferring salinity tolerance in a facultative halophyte, quinoa. Plant Physiology, v.162, p.940-952, 2013.

Bray, E.A.; Bailey-Serres, J.; Weretilnyk, E. Responses to abiotic stresses. In: Buchanan, B.B.; Gruissem, W. Jones, R.L. (ed.) Biochemistry & Molecular Biology of Plants, v.22, p.1158-1203, 2000.

Buhmann, A.; Papenbrock, J. Biofiltering of aquaculture effluents by halophytic plants: Basic principles, current uses and future perspectives. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.122-133, 2013.

Campos, M. R. S.; Ruiz, J. R.; Chel-Guerrero, L.; Ancona, D. B. *Coccoloba uvifera* (L.) (*Polygonaceae*) fruit: Phytochemical screening and potential antioxidant activity. Journal of Chemistry, v.2015, article 534954, p.1-9, 2015.

Carlsson, R.; Clarke, W. M. W. *Atriplex hortensis* L. as a leafy vegetable and as a leaf protein concentrate plant. Plant Foods for Human Nutrition, v.33, p.127-133, 1983.

Carnevali, G.; J. L. Tapia-Muñoz, J. L.; Duno de Stefano, R.; Morillo, I. M. R. Flora ilustrada de la Peninsula Yucatán. Listado Florístico, v.15 Merída: Centro de Investigación Científica Yucatán, A. C., 2010.p.328, 2010.

Cassaniti, C.; Romano, D.; Hop, M. E. C .M.; Flowers, T. J. Growing floricultural crops with brackish water. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.165-175, 2013.

Çelik, Ö.; Atak, Ç. The effect of salt stress on antioxidative enzymes and proline content of two Turkish tobacco varieties. Turkish Journal Biology, v.36, p.339-356, 2011.

Chapman, V. J. Salt marshes and salt deserts of the world. New York: Edn Lehre, 1974. 355p.

Chen, G.; Zheng, Q.; Bao, Y.; Liu, S.; Wang, H.; Li, X. Molecular cytogenetic identification of a novel dwarf wheat line with introgressed *Thinopyrum ponticum* chromatin. Journal Bioscience, v.37, p.149-55, 2012.

Christiansen, R. Sea asparagus can be oilseed feedstock for biodiesel. Biomass Magazine, August, 2008. Disponível em [http://www.biomassmagazine.com/ article.jsp?articleid=1864]. Accesso em 15-05-2016.

Cybulska, I.; Chaturvedi, T.; Brudecki, G. P.; Kádár, Z.; Meyer, A. S.; Baldwin, R. M.; Thomsen, M. H. Chemical characterization and hydrothermal pretreatment of *Salicornia bigelovii* straw for enhanced enzymatic hydrolysis and bioethanol potential. Bioresource Technology, v.153, p.165-172, 2014.

Da Silva, E. J.; Baydoun, E.; Badran, A. Biotechnology and the developing world. Electronic Journal of Biotechnology, v.5, p.64-92, 2002.

Dagar, J. C.; Tomar, O. S. Utilization of salt affected soils & poor quality waters for sustainable biosaline agriculture in arid and semiarid regions of India. ISCO Conference, 12. Beijin, 2002, p.340-347.

de Vos, A. C.; Broekman, R.; Guerra, C. C. D.; van Rijsselberghe, M.; Rozema, J. Developing and testing new halophyte crops: A case study of salt tolerance of two species of the Brassicaceae. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.154-164, 2013.

Debez, A.; Saadaoui, D.; Slama, I.; Huchzermeyer, B;, Abdelly, C. Responses of *Batis maritima* plants challenged with up to two-fold seawater NaCl salinity. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, v.173, p.291–299, 2010.

Dickerson, M. Letting the sea cultivate the land. Los Angeles Times, July 10, 2008

Dregne, H. E. Desertification costs: Land damage and rehabilitation. Texas, USA: Texas Tech University, 1991. 75p.

Eisa, S.; Hussin, S.; Geissler, N.; Koyro, H-W. Effect of NaCl salinity on water relations, photosynthesis and chemical composition of Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) as a potential cash crop halophyte. Australian Journal of Crop Science, v.6, p.357-368, 2012.

Epstein, E. Saline culture of crops: A genetic approach. Science, v.210, p.399-404, 1980.

Epstein, E.; Bloom, A. J. Nutrição mineral de plantas: Princípios e perspectivas. Londrina: Editora Planta, 2006. 403p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO statistical year book 2012, world food and agriculture. Rome: FAO, 2012. 366p. http://www. fao.org/docrep/015/ i2490e/ i2490e00.htm

FAOSTAT-2013. FAO Statistics Division. Rome: FAO, 2013. http://faostat. fao. org/ site/567/ DesktopDefault. aspx?PageID=567#ancor (Acesso em 24.04.2016).

FAPESP - Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo,. Tecnociência - Combustível com água do mar. Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo, Revista Pesquisa, v.216, p.12, 2014.

Ferreira Neto, M.; Holanda, J. S.; Folegatti, M. V.; Gheyi, H. R.; Pereira, W. E.; Pereira, W. C.; Cavalcante, L. F. Quality of green fruits of 'Anão verde' coconut in relation to doses of nitrogen and potassium via fertirrigation. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, p 453-458, 2007.

FIDA - Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola. Programa de ahorro de recursos de água dulce mediante la producción de forrajes resistentes a la salinidad en las zonas marginales de la región de Asia Occidental y África Del Norte. Rome: Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola, 2004, 6p.

Flowers, T. J.; Colmer, T. D. Salinity tolerance in halophytes. New Phytolologist v.179, p.945-963, 2008.

Gallagher, J. L. Halophytic crops for cultivation at seawater salinity. Plant and Soil, v.89, p.323-336, 1985.

Garratt, L. C.; Janagoudar, B. S.; Lowe, K. C.; Anthony, P.; Power, J. B.; Davey, M. R. Salinity tolerance and antioxidant status in cotton cultures. Free Radical Biology & Medicine, v.15, p.502-511, 2002.

Genttleman, A.; Chen, C. The climate impact of aviation aerossol. Geophysical Research Letters, v.40, p.1-5, 2013.

Glenn, E. P.; Brown, J. J.; O`Leary, J. W. Irrigating crops with seawater. Scientific American, v.279, p.76-81, 1998.

Glenn E. P.; O'leary, J. W.; Watson, M. C.; Thompson, T. L.; Kuehl, R. O. *Salicornia bigelovii* Torr.: An oilseed halophyte for seawater irrigation. Science, v.251, p.1065-1067, 1991.

Gorham, J. Mechanisms of tolerance of halophytes. In: Choukr-Allah, R.; Malcolm, C. V.; Hamdy, A. (ed.) Halophytes and biosaline agriculture. New York: Marcel Dekker Inc. 1996. p.31-53.

Hameed, A,; Hussain, T.; Gulzar, S.; Aziz, I.; Khan, M. A. Salt tolerance of a cash crop halophyte *Suaeda fruticosa*: Biochemical responses to salt and exogenous chemical treatments. Acta Physiologiae Plantarum, v.34, p.2331–2340, 2012

Hamon, C. Similarities between solving agricultural drainage problems in the San Joaquin Valley and ecosystem restoration of the Salton Sea. Los Angeles: 2004. www.saltonsea.water.ca.gov/calendar/ac/04.27.2004/SJAgDrainageBriefing.pdf. 15 Out. 2005

He, Z.; Ruana, C.; Qin, P.; Seliskar, D. M.; Gallagher, J. L. *Kosteletzkya virginica*, a halophytic species with potential for agroecotechnology in Jiangsu Province, China. Ecological Engineering, v.21, p.271-276, 2003.

Hendricks, R. C.; Bushnell, D. M. Halophytes energy feedstocks: Back to our roots. The International Symposium on Transport Phenomena and Dynamics of Rotating Machinery, 12. Honolulu. 2008. p.17-22.

Hendricks, R. C.; Bushnell, D. M. Halophytes, algae and bacteria food and fuel feedstocks. Washington: National Aeronautics and Space Administration/ NASA, TM-215294, 2009. 45p.

Hollington, P. A. Z.; Hussain, M. A.; Abdullah, K. M. Saline report on Pakistan, Pakistan Saline Agriculture Conference, 2001. p.19-21.

Howard, R. A. Collected notes on *Coccoloba* L. (*Polygonaceae*). Brittonia, v.44, p.356-367, 1992.

Huis, A. van; Itterbeeck, J. van; Klunder, H.; Mertens, E.; Halloran, A.; Muir, G.; Vantomme, P. Edible insects: Future prospects for food and feed security. Rome: FAO/United Nations. 2013. 201p. FAO Forestry Paper 171

ICBA - International Center for Biosaline Agriculture. Annual Report 2006 (1426-27H). Dubai: ICBA, 2007.

ICBA - International Center for Biosaline Agriculture. Biosalinity news. Newsletter of the International Center for Biosaline Agriculture, v.8, p.6-7, 2007.

ICBA - International Center for Biosaline Agriculture. Biosalinity news. Newsletter of the International Center for Biosaline Agriculture, v.12, p.6–7, 2011.

Isabelle, M.; Lee, B. L.; Lim, M. T.; Koh, W-P.; Huang, D.; Ong, C. N. Antioxidant activity and profiles of common vegetables in Singapore. Food Chemistry, v.120, p.993-1003, 2010.

Islam, M. N.; Genuario, R. R.; Pappas-Sirois, M. Nutritional and sensory evaluation of *Atriplex triangularis* leaves. Food Chemistry, v.25, p.279-284, 1987.

Ivani, S.; Silva, B. M. S.; Oliveira, C.; Môro, F. V. Morfologia de frutos, sementes e plântulas de castanheira (*Terminalia catappa* L.- *Combretaceae)*. Revista Brasileira de Fruticultura, v.30, p.517-522, 2008.

Izzo, R.; Incerti, A.; Bertolla, C. Sea water irrigation: Effects on growth and nutrient uptake of sunflower plants. In: Abdelly, C.; Ozturk, M.; Ashraf, M.; Grignon, C. (ed.) Biosaline agriculture and high salinity tolerance. Berlin: Birkhauser Verlag, 2008. p.61-70.

James, L. E. A. Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.): Composition, chemistry, nutritional, and functional properties. Advances in Food and Nutrition Research, v.58, p.1-31, 2009.

Janporn, S.; Chi-Tang, H.; Chavasit, V.; Pan, M. H.; Chittrakorn, S.; Ruttarattanamongkol, K.; Weerawatanakorn, M. Physico-chemical properties of *Terminalia catappa* seed oil as a novel dietary lipid source. Journal of Food and Drug Analysis, v.23, p.201-209, 2015.

Jaradat, A. A.; Shahid, M.; Al-Maskri, A. Genetic diversity in the Batini barley landrace from Oman: II. Response to salinity stress. Crop Science, v.44, p.997-1007, 2004.

Jiang, Y.; Yang, B.; Harris, N. S.; Deyholos, M. K. Comparative proteomic analysis of NaCl stress-responsive proteins in *Arabidopsis* roots. Journal of Experimental Botany, v.58, p.3591-3607, 2007.

Kaliamurthi, S.; Selvaraj, G. Insight on *Excoecaria agallocha*: An overview. Natural Products Chemistry & Research, v.4, p.1-6, 2016.

Kant, S.; Kant, P.; Raveh, E.; Barak, S. Evidence that differential gene expression between the halophyte, *Thellungiella halophila*, and *Arabidopsis thaliana* is responsible for higher levels of the compatible osmolyte proline and tight control of Na^+ uptake in *T. halophila.* Plant, Cell & Environment, v.29, p.1220-1234, 2006.

Katz, A.; Waridel, P.; Shevchenko, A.; Pick, U. Salt-induced changes in the plasma membrane proteome of the halotolerant alga *Dunaliella salina* as revealed by blue native gel electrophoresis and nano-LC-MS/MS analysis. Molecular & Cellular Proteomics, v.6, p.1459-1472, 2007.

Kaur, N.; Dhawan, M.; Sharma, I.; Pati, P. K. Interdependency of reactive oxygen species generating and scavenging system in salt sensitive and salt tolerant cultivars of rice. BMC Plant Biology, v.16, p.131-144, 2016.

Khan, M. A.; Ansari, R. Potential use of halophytes with emphasis on fodder production in coastal areas of Pakistan. In: Abdelly, C.; Ozturk, M.; Ashraf, M.; Grignon, C. (ed.) Biosaline agriculture and high salinity tolerance. Basel: Birkhauser Verlag, 2008. p.157–162.

Khan, M. A.; Ansari, R.; Gul, B.; Qadir, M. Crop diversification through halophyte production on salt-prone land resources. CAB Reviews: Perspective in agriculture, veterinary science. Nutrition and Natural Resources, v.1, p.1-9, 2006.

Khan, M. A.; Weber, D. J. Ecophysiology of high salinity tolerant plants. Berlin: Springer, 2006. 325p.

Khan, S.; Hesham, A. E. L.; Qiao, M.; Rehman, S.; He, J. Z. Effects of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities. Environmental Science and Pollution Research, v.17, p.288-296, 2010.

Kholodova, V. P.; Neto, D. S.; Meshcheryakov, A. B.; Borisova, N. N.; Aleksandrova, S. N.; Kuznetsov, V. V. Can stress-induced CAM provide for performing the developmental program in *Mesembryanthemum crystallinum* plants under long-term salinity? Russian Journal of Plant Physiology, v.49, p.336-343, 2002.

Kingsbury, R. W.; Epstein, E. Salt sensitivity in wheat. A case for specific íon toxicity. Plant Physiology, v.80, p.651-654, 1986.

Kommers, G. D.; Torres, M. B.; Dantas, A. F.; Barros, C. S. L. Intoxicação por *Amaranthus* spp (Amaranthaceae) em suínos no Rio Grande do Sul. Pesquisas Veterinário Brasileira, v.16, p.121-125, 1996.

Kosová, K.; Vítámvás, P.; Urban, M. O.; Prášil, I. T. Plant proteome responses to salinity stress – comparison of glycophytes and halophytes. Functional Plant Biology, v.40, p.775-786, 2013.

Koyro H-W.; Geissler, N.; Hussin S.; Debez, A.; Huchzermeyer, B. Strategies of halophytes to survive in a salty environment. In: Khan, N. A.; Singh, S. (ed.) Abiotic stress and plant responses. New Delhi: I. K. International Publishing House, 2008. p.83-104.

Kumar, B. G.; Kumari, D.; Ajeshwar, G. R.; Umadevi, V.; Kotla, N. G. Antiulcer activity of ethanolic extract of *Terminalia catappa* leaves against gastric ulcers by pyrolic ligation induced model in rats. International Journal of Pharmaceutical Sciences and Drug Research, v.6, p.38-40, 2014.

Ladeiro, B. Saline agriculture in the 21st century: Using salt contaminated resources to cope food requirements. Journal of Botany, v.2012, p.1-7, 2012.

Lauchli, A.; Epstein, E. Plant responses to saline and sodic conditions. In: Tanji, K. K. (ed.) Agricultural salinity assessment and management. New York: ASCE, 1990. p.113-137. Manuals and Reports on Engineering Practice No, 71

Le Houérou, H. N. Drought-tolerant and water-efficient fodder shrubs (DTFS), their role as a "drought-insurance" in the agricultural development of arid and semi-arid zones in Southern Africa. Pretoria: Water Research Commission, Ministry of Agriculture and Water, 1994. 139p. WRC Report No. KV 65/94

Leith, H.; Lohmann, M.; Guth, M.; Menzel, U. Cash crop halophytes for future halophytes growers. Osnabreuck: Institute of Environmental System Research, University of Osnabreuck, 2000. 32p.

Levy, G. J.; Mamedov, A. I.; Goldstein, D. Sodicity and water quality effects on slaking of aggregates from semi-arid soils. Soil Science, v.168, n.8, p.552-562, 2003.

Liska, A. J.; Shevchenko, A.; Pick, U.; Katz, A. Enhanced photosynthesis and redox energy production contribute to salinity tolerance in *Dunaliella* as revealed by homology-based proteomics. Plant Physiology, v.136, p.2806-2817, 2004.

Liu, X. Z.; Wang, C. Z.; Su, Q.; Li, C. K. The potential resource of halophytes for developing bio-energy in China coastal zone. Herald Journal of Agriculture and Food Science Research, v.1, p.44-51, 2012.

Lokhande, V .H.; Nikam, T. D.; Suprasanna, P. *Sesuvium portulacastrum* L. a promising halophyte: Cultivation, utilization and distribution in India. Genetic Resource and Crop Evolution, v.56, p.741-747, 2009.

Lonard, R. I.; Judd, F. W.; Stalter, R. The biological flora of coastal dunes and wetlands: *Batis maritima* L. Journal of Coastal Research, v.27, p.441-449, 2011.

Lu, D.; Zhang, M.; Wang, S.; Cai, J.; Zhou, X.; Zhu, C. Nutritional characterization and changes in quality of *Salicornia bigelovii* Torr. during storage. LWT-Food Science and Technology, v.43, p.519-524, 2010.

Lunardi, F. O.; Bonilla, O. H.; Costa, C. S. B.; Freitas, M. C.; Herbster Neto, A. G.; Leão, G. M. O.; Chaves, B. E. Estudos ecofisiológicos e germinativos de *Sesuvium portulacastrum* L. sob estresse salino. Anais… Reunião Anual da SBPC, 57. 2005. Fortaleza, CE.

Lymbery, A. J.; Kay, G. D.; Doupé, R. G.; Partridge, G. J.; Norman, H. C. The potential of a salt-tolerant plant (*Distichlis spicata* cv. NyPa Forage) to treat effluent from inland saline aquaculture and provide livestock feed on salt-affected farmland. Science of The Total Environment, v.445, p.192-201, 2013.

Martinez, C. A.; Loureiro, M. E.; Oliva, M. A.; Maestri, M. Differential responses of superoxide dismutase in freezing resistant *Solanum curtilobum* and freezing sensitive *Solanum tuberosum* subjected to oxidative and water stress. Plant Science, v.160, p.505-515, 2001.

Masters, D.; Benes, S.; Norman, H. Biosaline agriculture for forage and livestock production. Agriculture Ecosystem Environments, v.119, p.234-248, 2007.

Matos, L.; Nzikou, J. M.; Kimbonguila, A.; Ndangui, C. B.; Pambou-Tobi, N. P. G.; Abena, A. A.; Silou, T.; Scher, J.; Desobry, J. Composition and nutritional properties of seeds and oil from *Terminalia catappa* L. Advance Journal of Food Science and Technology, v.1, p.72-77, 2009.

Mattick, J. S. Challenging the dogma: The hidden layer of non-protein-coding RNAs in complex organisms. BioEssays, v.25, p.930-939, 2003.

MBARI - Monterey Bay Aquarium Institute. Marine botany - Salinity and morphology. Washington: USDA, 2005. 328p.

Mei, X. Q.; Song, L.; Li, Q. S.; Yang, Y. F.; Luo, X.; He, B. Y.; Li, H. Sodium chloride salinity reduces Cd uptake by edible amaranth (*Amaranthus mangostanus* L.) via competition for Ca channels. Ecotoxicology and Environmental Safety, v.105, p.59-64, 2014.

Melo, D. B.; Simões, S. V. D.; Dantas, A. F. M.; Galiza, G. J. N.; Matos, R. A. T.; Medeiros, R. M. T.; CorreaI, F. R. Chronic poisoning by *Amaranthus spinosus* in catlle in the semiarid region of Paraíba, Brazil. Ciência Rural, v.44, p.861-864, 2014.

Meyers, R. I.; Putnam, D. H. Growing grain amaranthus as a specialty crop. Mineápolis: Center for Alternative Crops & Products, Minnesota Extension Service, University of Minnesota, AG-FS-3458, 1988. 45p.

Miller, G. A. D.; Suzuki, N.; Ciftci-Yilmaz, S.; Mittler, R. O. N. Reactive oxygen species homeostasis and signalling during drought and salinity stresses. Plant, Cell & Environment, v.33, p.453-467, 2010.

Mininel, F. J.; Leonardo Jr, C. S.; Espanha, L. G.; Resende, F. A.; Varanda, E. A.; Leite, C. Q.; Vilegas, W.; Santos, L. C. Characterization and quantification of compounds in the hydroalcoholic extract of the leaves from *Terminalia catappa* Linn. (Combretaceae) and their mutagenic activity. Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine, v.20, p.1-14, 2014.

Mohamed, S. A.; Khan, J. A. Antioxidant capacity of chewing stick miswak *Salvadora persica*. BMC Complementary and Alternative Medicine, v.13, p.1-6, 2013.

Mosher, K. R.; Bateman, H. L. The effects of riparian restoration following saltcedar (*Tamarix* spp.) biocontrol on habitat and herpetofauna along a desert stream. Restoration Ecology, v.24, p.71-80, 2015.

Munns, R. Comparative physiology of salt and water stress. Plant, Cell and Environment, v.25, p.239-250, 2002.

Munns, R.; James, R. A.; Xu, B.; Athman, A.; Conn, S. J.; Jordans, C.; Byrt, C. S.; Hare, R. A.; Tyerman, S. D.; Tester, M.; Plett, D.; Gilliham, M. Wheat grain yield on saline soils is improved by an ancestral Na+ transporter gene. Nature Biotechnology, v.30, p.360-364, 2012.

Munns, R.; Tester, M. Mechanisms of salinity tolerance. Annual Review of Plant Biology, v.59, p.651-681, 2008.

Muscolo, A.; Panuccio, M. R.; Eshel, A. Ecophysiology of *Pennisetum clandestinum*: A valuable salt tolerant grass. Environmental and Experimental Botany v.92, p.55-63, 2013.

National Research Council. Saline agriculture: Salt tolerant plants for developing countries. Washington: National Academy Press, 1990. 75p.

Nelson, D. E.; Rammesmayer, G.; Bohnert, H. J. Regulation of cell-specific inositol metabolism and transport in plant salinity tolerance. The Plant Cell, v.10, p.753-764, 1998.

Norman, H. C.; Masters, D. G.; Barrett-Lennard, E. G. Halophytes as forages in saline landscapes: Interactions between plant genotype and environment change their feeding value to ruminants. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.96-109, 2013.

NRCS/USDA - Natural Resources Conservation Service. Plants profile: *Triglochin maritimum* L. Washington: Natural Resources Conservation Service, USDA, http://plants.usda.gov. 18 Out. 2005

Nunes, A. F.; Viana, V. S. L.; Brito Junior, E. C.; Rabelo, R. S.; Nunes Filho, D. M.; Nunes, P. H. M.; Martins, M. C. C. Antiulcerogenic activity of ethanol extract of the bark from *Terminalia catappa* in gastric ulcer model induced by ethanol in *Rattus norgegicus*. Pharmacologyonline, v.9, p.98-101, 2012.

O'Connell, M.; Young, J.; Kingwell, R. The economic value of saltland pastures in a mixed farming system in Western Australia. Agricultural Systems, v.89, p.371-389, 2006.

Ogle, D. G.; St John, L. Fourwing saltbush plant guide. Boise: USDA-NRCS. 2003. 41p.

Omamt, E. N.; Hammes, P. S.; Robbertse, P. J. Differences in salinity tolerance for growth and water-use efficiency in some amaranth (*Amaranthus* spp.) genotypes. New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science, v.34, p.11-22, 2006.

Orcutt, D. M.; Nilsen, E. T. Physiology of plants under stress. New York: John Willey & Sons, 2000. 225p.

Oudhia, P.; Paull, R. E. West indian almond *Terminalia catappa* L. Combretaceae. In: Janick, J.; Paull, R. E. (ed.) Encyclopedia of fruit and nuts. Wallingford: CABI, 2008. p.273-276.

Ozturk, M.; Waisel, Y.; Khan, M. A.; Gork, G. (ed.) Biosaline agriculture and salinity tolerance in plants. Berlin: Birkhauser Verlag, 2006. 215p.

Pandya, N. B.; Tigari, P.; Dupadahalli, K.; Kamurthy, H.; Nadendla, R. R. Antitumor and antioxidant status of *Terminalia catappa* against Ehrlich ascites carcinoma in Swiss albino mice. Indian Journal of Pharmacology, v.45, p.464-469, 2013.

Pasapula, V.; Shen, G.; Kuppu, S.; Paez-Valencia, J.; Mendoza, M.; Hou, P.; Chen, J.; Qiu, X.; Zhu, L.; Zhang, X.; Auld, D.; Blumwald, E.; Zhang, H.; Gaxiola, R.; Payton, P. Expression of an Arabidopsis vacuolar H^+-pyrophosphatase gene (AVP1) in cotton improves drought- and salt tolerance and increases fibre yield in the field conditions. Plant Biotechnology Journal, v.9, p.88-99, 2011.

Pearlstein, S. L.; Felger, R. S.; Glenn, E. P.; Harringtond, J.; Al-Ghanem, K. A.; Nelsona, S. G. NyPa (*Distichlis palmeri*): A perennial grain crop for saltwater irrigation. Journal of Arid Environments, v.82, p.60-70, 2012.

Pedrosa, A. M.; Martins, C. P. S.; Gonçalves, L. P.; Costa, M. G. C. Late embryogenesis abundant (LEA) constitutes a large and diverse family of proteins involved in development and abiotic stress responses in sweet orange (*Citrus sinensis* L. Osb.). PLoS ONE, v.10, p.1-17, 2015.

Peixoto, P. V.; Brust, L. A. C.; Brito, M. F.; França, T. N.; Cunha, B. R. M.; Andrade, G. B. Intoxicação natural por *Amaranthus spinosus* (*Amaranthaceae*) em ovinos no Sudeste do Brasil. Pesquisas Veteriano Brasileira, v.23, p.179-184, 2003.

Peng, Z.; Wang, M.; Li, F.; Lv, H.; Li, C.; Xia, G. A proteomic study of the response to salinity and drought stress in an introgression strain of bread wheat. Molecular & Cellular Proteomics, v.8, p.2676-2686, 2009.

Pollak, G.; Waisel, Y. Germination and vegetative reproduction of *Aeluropus littoralis* (Willd.) Parte l. Annals Arid Zone Research, 1972. 188p.

Qadir, M.; Tubeileh, A.; Akhtar, J.; Larbi, A.; Minhas, P. S.; Khan, M. A. Productivity enhancement of salt-affected environments through crop diversification. Land Degradation and Development, v.19, p.429-453, 2008.

Rajabi, F.; Vazan, S. Effect of salinity on Na^+ and K^+ compartmentation in salt tolerant and sensitive wheat genotypes. Journal of Agricultural Science, v.4, p.14-23, 2014.

Rameshkumar, S.; Eswaran, K. Ecology, utilization and coastal management of salt tolerant plants (halophytes and mangroves) of Mypad coastal regions, Andhra Pradesh India. International Journal of Environmental Biology, v.3, p.1-8, 2013.

Rao, G. G.; Nayak, A. K.; Chinchmalatpure, A. R.; Nath, A.; Babu, V. R. Growth and yield of *Salvadora persica* a facultative halophyte grown on saline black soil (vertic haplustept). Arid Land Research and Management, v.18, p.51-61, 2004.

Rasoulnia, A.; Bihamta, M. R.; Peyghambari, S. A.; Alizadeh, H.; Rahnama, A. Proteomic response of barley leaves to salinity. Molecular Biology Reports, v.38, p.5055-5063, 2011.

Risi, J. C.; Galway, N. W. The Chenopodium grains of the Andes: Inca crops for modern agriculture. Advances in Applied Biology, v.10, p.145-216, 1984.

Rogers, M.; Craig, A.; Munns, R.; Colmer, T.; Nichols, P.; Malcolm, C.; Barrett-Lennard, E.; Brown, A.; Semple, W.; Dear, B.; Ewing, M. The potential for developing fodder plants for the salt-affected areas of Southern and Eastern Australia: An overview. Australian Journal of Experimental Agriculture, v.45, p.301-329, 2005.

Rozema, J. On the ecology of some halophytes from a beach plain in the Netherlands. Amsterdam: Vrije Universiteit. 1978, 191p. PhD Thesis

Rozema, J. Biology of halophytes. In: Choukr-Allah, R.; Malcolm, C. V.; Hamdy, A. (ed.) Halophytes and biosaline agriculture. New York: Marcel Dekker Inc., 1996. p.17-30.

Rozema, J.; Muscolo, A.; Flowers, T. Sustainable cultivation and exploitation of halophyte crops in a salinising world. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.1-3, 2013.

Rozema, J.; Schats, H. Salt tolerance of halophytes, research questions reviewed in the perspective of saline agriculture. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.83-95, 2013.

Ruiz, K. B.; Biondi, S.; Martínez, E. A.; Orsini, F.; Antognoni, F.; Jacobsen, S. E. Quinoa – a model crop for understanding salt-tolerance mechanisms in halophytes. Plant Biosystems, v.149, p.357-371, 2015.

Santi, G.; D'Annibale, A.; Eshel, A.; Zilberstein, A.; Crognale, S.; Ruzzi, M. Ethanol production from xerophilic and salt-resistant *Tamarix jordanis* biomass. Biomass Bioenergy, v.61, p.73-81, 2014.

Sengupta, S.; Majumder, A. L. Insight into the salt tolerance factors of a wild halophytic rice, *Porteresia coarctata*: A physiological and proteomic approach. Planta, v.229, p.911-929, 2009.

Shahbaz, M.; Ashraf, M. Improving salinity tolerance in cereals. Critical Review Plant Science., v.32, p.237-249, 2013.

Shahid, S. A.; Dakhell, A. H.; Mufti, K. A.; Shabbir, G. Automated in-situ soil salinity logging in irrigated agriculture. European Journal of Scientific Research, v.36, p.288-297, 2009.

Sharma, R.; Wungrampha, S.; Singh, V.; Pareek, A.; Sharma, M. K. Halophytes as bioenergy crops. Frontiers in Plant Science, v.7, p.1-8, 2016.

Shrivastava, P.; Kumar, R. Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. Saudi Journal Biological Sciences, v.22, p.123-131, 2015.

Silva, L. P.; Angelis, C. D.; Bonamin, F.; Kushima, H.; Mininel, F. J.; Santos, L. C.; Delella, F. K.; Felisbino, S. L.; Vilegas, W.; Rocha, L. R. M.; Ramos, M. A. S.; Hiruma-Lima, C. K. *Terminalia catappa* L.: A medicinal plant from the *Caribbean pharmacopeia* with anti-*Helicobacter pylori* and antiulcer action in experimental rodent models. Journal of Ethnopharmacology, v.159, p.285-295, 2015.

Silveira, J. E. P. S.; Pereda, M. C. V.; Eberlin, S.; Dieamant, G. C.; Di Stasi, L. C. Effects of *Coccoloba uvifera* L. on UV-stimulated melanocytes. Photodermatology, Photoimmunology & Photomedicine, v.24, p.308-313, 2008.

Simopoulos, A. P. Omega-3 fatty acids and antioxidants in edible wild plants. Biological Research, v.37, p.168-214, 2004.

Slupski, J.; Achrem-Achremowicz, J.; Lisiewska, Z.; Korus, A. Effect of processing on the amino-acid content of New Zealand spinach (*Tetragonia tetragonioides* Pall.). International Journal of Food Science & Technology, v.45, p.1682-1688, 2010.

Smith, G. F.; Chesselet, P.; van Jaarsveld, E. J.; Hartmann, H.; Hammer, S.; Kurzweil, H. Mesembs of the world. Pretoria: Briza Publications, 1998. 405p.

Sobhanian, H.; Motamed, N.; Jazii, F.R.; Nakamura, T.; Komatsu, S. Salt stress induced differential proteome and metabolome response in the shoots of *Aeluropus lagopoides* (*Poaceae*), a halophyte C4 plant. Journal of Proteome Research, v.9, p.2882-2897, 2010.

Sofo, A.; Scopa, A.; Nuzzaci, M.; Vitti, A. Ascorbate peroxidase and catalase activities and their genetic regulation in plants subjected to drought and salinity stresses. International Journal Molecular Sciences, v.16, p.13561-13578, 2015.

Souza, E. R.; Montenegro, A. A. A.; Montenegro, S. M. G. L.; Santos, T. E. M.; Andrade, T. S.; Pedrosa, R. R. Variabilidade espacial das frações granulométricas e da salinidade em um Neossolo Flúvico do semiárido. Ciência Rural, v.38, p.698-704, 2008.

Srinivasan, V.; Lambin, E. F.; Gorelick, S. M.; Thompson, B. H.; Rozelle, S. The nature and causes of the global water crisis: Syndromes from a meta-analysis of coupled human-water studies. Water Resources Research, v.48, p.1-16, 2012.

Swingler, R.; Glenn, P.; Squires, S. Growth performance of lambs fed mixed diets containing halophyte ingredients. Animal Food Science Technology, v.63, p.137-148, 1996.

Szabados, L.; Savouré, A. Proline: A multifunctional amino acid. Trends in Plant Science, v.15, p.89-97, 2010.

Tada, Y.; Kashimura, T. Proteomic analysis of salt-responsive proteins in the mangrove plant, *Bruguiera gymnorhiza*. Plant & Cell Physiology, v.50, p.439-446, 2009.

Taiz, L.; Zeiger, E. Fisiologia vegetal. Porto Alegre: Artmed Editora. 2008. 820p.

Tang, W. Y.; Ho, S. M. Epigenetic reprogramming and imprinting in origins of disease. Review in Endocrine and Metabolic Disorders, v.8, p.173-182, 2007.

Tester, M.; Davenport, R. Na^+ tolerance and Na^+ transport in higher plants. Annals of Botany, v.91, p.503-527, 2003.

Tester, M.; Langridge, P. Breeding technologies to increase crop production in a changing world. Science, v.327, p.818-822, 2010.

Thomson, L. A. J.; Evans, B. *Terminalia catappa* (tropical almond). In: Elevitch, C. R. (ed.) Species profiles for pacific island agroflorestry: Permanent agriculture resources (PAR), 2006. http://www.traditionaltree.org. 21 Nov. 2016.

Tromp, S. W. In memoriam doctor Hugo Boyko. International Journal of Biotechnology, v.15, p.1-2, 1971.

Tsai, C. F.; Lu, F. J.; Hsu, Y. W. Protective effects of *Dunaliella salina* – a carotenoids-rich alga – against ultraviolet B-induced corneal oxidative damage. Molecular Vision, v.18, p.1540-1547, 2012.

ULPGC - Universidad de Las Palmas de Gran Canária. Agricultura salina – Centro de Biotecnologia Marina. http://www.cbm.ulpgc.es/AM%20intro-aplicaciones. 14 Out. 2005.

USCENSUS - United States Census Bureau. 2016. http://www.census.gov/ population/international. Acesso em 22/04/2016

Vega-Gálvez, A.; Miranda, M.; Vergara, J.; Uribe, E.; Puente, L.; Martinez, E. A. Nutrition facts and functional potential of quinoa (*Chenopodium quinoa* willd.), an ancient Andean grain: A review. Journal of the Science of Food and Agriculture, v.90, p.2541-2547, 2010.

Ventura, Y.; Wuddineh, W. A.; Myrzabayeva, M.; Alikulov, Z.; Khozin-Goldberg, I.; Shpigel, M.; Samocha, T. M.; Sagi, M. Effect of seawater concentration on the productivity and nutritional value of annual Salicornia and perennial Sarcocornia halophytes as leafy vegetable crops. Scientia Horticulturae, v.128, p.189-196, 2011.

Verslues, P. E.; Agarwal, M.; Katiyar-Agarwal, S.; Zhu, J.; Zhu, J. K. Methods and concepts in quantifying resistance to drought, salt and freezing, abiotic stresses that affect plant water status. Plant Journal, v.45, p.523-539, 2006.

Vogt, T.; Ibdah, M.; Schmidt, J.; Wray, V.; Nimtz, M.; Strack, D. Light-induced betacyanin and flavonol accumulation in bladder cells of *Mesembryanthemum crystallinum*. Phytochemistry, v.52, p.583-592, 1999.

Vörösmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Sullivan, C. A.; Liermann, C. R.; Davies, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, v.467, p.555-561, 2010.

Wang, M. C.; Peng, Z. Y.; Li, C. L.; Li, F.; Liu, C.; Xia, G. M. Proteomic analysis on a high salt tolerance introgression strain of *Triticum aestivum/Thinopyrum ponticum*. Proteomics, v.8, p.1470-1489, 2008.

Wang, X.; Fan, P.; Song, H.; Chen, X.; Li, X.; Li, Y. Comparative proteomic analysis of differentially expressed proteins in shoots of *Salicornia europaea* under different salinity. Journal of Proteome Research, v.8, p.3331-3345, 2009.

Wang, X. S.; Han, J. G. Changes in proline content, activity, and active isoforms of antioxidative enzymes in two alfalfa cultivars under salt stress. Agricultural Sciences in China, v.8, p.431-440, 2009.

Weber, D. J.; Ansari, R.; Gul, B.; Khan, M. A. Potential of halophytes as source of edible oil. Journal of Arid Environments, v.68, p.315-321, 2007.

Wilkins, M. R.; Sanchez, J. C.; Williams, K. L.; Hochstrasser, D. F. Current challenges and future applications for protein maps and posttranslational vector maps in proteome projects. Electrophoresis, v.17, p.830-838, 1996.

Wilt, J. G.; van Oosten, H. J. Bio-production and ecosystem development in saline conditions. Knowledge and innovation challenges. Hague: National Council for Agricultural Research (NRLO) 10E, 2000, 6p.

Winter, K.; Holtum, J. A. M. The effects of salinity, crassulacean acid metabolism and plant age on the carbon isotope composition of *Mesembryanthemum crystallinum* L. a halophytic C(3)-CAM species. Planta, v.222, p.201-209, 2005.

Wuosmaa, A. M.; Hager, L. P. Methyl chloride transferase: Carbonation route for biosynthesis of halometabolites. Science, v.249, p.160-162, 1990.

Xu, C.; Sibicky, T.; Huang, B. Protein profile analysis of salt-responsive proteins in leaves and roots in two cultivars of creeping bentgrass differing in salinity tolerance. Plant Cell Reports, v.29, p.595-615, 2010.

Yamaguchi, T.; Hamamoto, S.; Uozumi, N. Sodium transport system in plant cells. Frontiers in Plant Science, v.4, p.410-430, 2013.

Yensen, N.P. Halophyte uses for the twenty-first century. In: Khan, M.A., Weber, D.J. (ed.) Ecophysiology of high salinity tolerant plants. Tasks for Vegetation Science - 40. Berlin: Springer, 2006. p.367-396.

Zhang, X. K.; Zhou, Q. H.; Cao, J. H.; Yu, B. J. Differential Cl^- /salt tolerance and NaCl- induced alterations of tissue and cellular ion fluxes in *Glycine max*, *Glycine soja* and their hybrid seedlings. Journal of Agronomy and Crop Science, v.197, p.329-339, 2011.

Zhu, J. K. Plant salt tolerance. Trends in Plant Science, v.6, p.66-71, 2001.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

16 Halófitas brasileiras: Formas de cultivo e usos

César S. B. Costa[1] & Oriel H. Bonilla[2]

[1] Universidade Federal do Rio Grande
[2] Universidade Estadual do Ceará

Introdução

A agricultura, a indústria e o uso doméstico são responsáveis pelo consumo de mais da metade da água doce disponível no planeta. Com o crescente aumento da população mundial, água doce está tornando-se um recurso limitado e de alto custo (Rozema & Flowers, 2008). Contrastantemente, 98% da água no estado líquido no planeta é salgada e encontra-se nos oceanos, havendo, ainda, em todos os continentes águas salobras resultantes do intemperismo ou contato com rochas graníticas feldspáticas ricas em sódio, que ocorrem em corpos d'água e no subsolo (Souza et al., 2014). Esses recursos hídricos salinos não podem ser utilizados pela maioria das culturas, derivadas de plantas glicófitas, e que têm seus crescimentos restritos ou severamente limitados quando irrigadas com águas de condutividades elétricas maiores que 3,0 dS m^{-1}, ou seja, cerca de 2 g NaCl L^{-1}. Entretanto, um grupo relativamente pequeno de plantas superiores é capaz de se desenvolver sob condições salinas, tais como as espécies que habitam os desertos salgados e que compõe as floras das marismas e dos manguezais. Essas e outras plantas que toleram a salinidade são conhecidas como halófitas. Apesar de controvérsias quanto à magnitude dos teores salinos utilizados para definir uma planta como halófita, cerca de 2.000 a 3.000 espécies de plantas conseguem completar os seus ciclos de vida em salinidades superiores a 5,0-7,8 dS m^{-1} (Flowers et al., 2010; Rozema & Schat, 2013). Estudos desenvolvidos nas últimas duas décadas indicam que as halófitas poderão fornecer uma nova fronteira agrícola para o Homem, a partir da irrigação de áreas desérticas ou semiáridas com águas salgadas ou efluentes salinos (Glenn et al., 2013; Ventura & Sagi, 2013; Ventura et al., 2015).

Glenn et al. (1998) estimaram que cerca de 43% das terras emersas do planeta eram semiáridas, bem como cerca de 1.300.000 km^2 de terras costeiras e de desertos com problemas de salinização do solo poderiam ser cultivadas com halófitas. Entretanto, este número é provavelmente muito maior. Somente no Brasil, o governo federal, em 2005, estimou que 969.589 km^2 de terras na região Nordeste possuem uma precipitação média anual menor que 800 mm e sofrem de secas recorrentes (Brasil-MI, 2005), sendo que cerca de 60% dos poços perfurados apresentam água com elevado teor de sais dissolvidos (Brasil-MMA, 2012), impedindo sua utilização para a maioria dos cultivares tradicionais. Uma grande extensão do semiárido poderia ser potencialmente cultivada com plantas tolerantes a solos salinizados ou a irrigação com águas salinas.

A produção de variedades (ou cultivares tradicionais) tolerantes à salinidade, através das técnicas mais modernas de melhoramento genético, resultou em um sucesso muito limitado, principalmente devido à natureza multigênica do halofitismo (Flowers et al., 2010; Rozema & Schat, 2013; Ventura & Sagi, 2013; Ventura et al., 2015). As plantas halófitas evoluíram de um processo polifilético de plantas terrestres nos últimos 400 milhões de anos (Flowers et al., 2010), desenvolvendo diversas adaptações para tolerar a salinidade. Dentre essas adaptações, destacam-se os mecanismos de redução do estresse oxidativo, de exclusão, diluição, excreção e compartimentação intracelular do sódio, além da produção/acumulação de solutos orgânicos (particularmente os nitrogenados) compatíveis para osmorregulação (Flowers et al., 2010; Rozema & Schat, 2013). Tais características permitem gerar biomassa vegetal com alto valor nutritivo para alimentação animal e humana, rica em elementos minerais, com altos teores proteicos e de substâncias bioativas, como vitaminas, flavonoides, ácidos fenólicos e ácidos graxos polinsaturados (Costa, 2006; Glenn et al., 2013; Ventura & Sagi, 2013; Bertin et al., 2014). Além da produção de alimentos e outros bioprodutos para o Homem, os cultivos de halófitas podem ser efetuados para a implementação de processos de depuração de efluentes da aquicultura,

como é o caso dos biofiltros/biorreatores (Costa, 2006, 2011a; Ventura et al., 2015); para a fitorremediação de solos salinos contaminados (Gomes-Neto & Costa, 2009; Glenn et al., 2013; Souza et al., 2014) ou para a criação/restauração de marismas e manguezais (Sucre et al., 2008; Mendonça & Costa, 2008; Costa, 2011).

O Brasil possui uma rica flora de halófitas com um grande potencial biotecnológico e econômico para produção de alimentos e de substâncias bioativas (Costa & Davy, 1992; Costa & Herrera, 2016). Algumas halófitas são utilizadas tradicionalmente como ervas medicinais, tempero e como ração animal. Entretanto, a obtenção de cultivares de halófitas depende de uma maior compreensão da fisiologia e da biologia reprodutiva destas plantas, que permita a definição das condições ideais de cultivo e de como os fatores abióticos e bióticos influenciam a produtividade e a qualidade nutricional da biomassa (Zerai et al., 2010; Glenn et al., 2013; Ventura et al., 2015).

Neste capítulo caracterizaremos as principais halófitas brasileiras, os ambientes onde ocorrem e suas formas de propagação. Serão também discutidos os usos tradicionais das halófitas e como o potencial biotecnológico dessas espécies vem sendo explorado, utilizando três estudos de casos de cultivos de halófitas brasileiras para produção vegetal e solução de problemas ambientais.

Halófitas Brasileiras

As halófitas brasileiras são encontradas em ambientes costeiros influenciados pelo alagamento periódico por água salgada e pela deposição da maresia (borrifo marinho), como manguezais, marismas e dunas costeiras (Costa & Davy, 1992; Lacerda et al., 2002; Hesp, 2008). Também, são particularmente encontradas no semiárido nordestino, aonde existem solos salinizados devido a processos pedogênicos naturais ou causados por irrigações inadequadas com águas salinas (Souza et al. 2014, Costa & Herrera 2016).

Manguezais

Na costa brasileira, árvores de mangue dominam a paisagem entremarés de costas sedimentares desde o extremo norte até o estado de Santa Catarina (Figura 1). A distribuição austral dos mangues é limitada pela intolerância dessas árvores a temperaturas próximas do congelamento. A ocorrência regular de geadas durante os meses de inverno impossibilita o crescimento dos mangues no estado do Rio Grande do Sul (Costa & Davy, 1992). Atualmente, é descrita a ocorrência de apenas sete espécies de "mangues verdadeiros" na costa brasileira (Lacerda et al., 2002). O gênero com maior número de espécies é *Rhizophora* (Rhizophoraceae), com três espécies, sendo que *R. mangle* apresenta ampla distribuição até o sul do Brasil e *R. harrisonii* e *R. racemosa* possuem distribuição restrita ao norte do Brasil (até 2" 40' N). O gênero *Avicennia* (Avicenniaceae) possui duas espécies de ampla distribuição, com *A. germinans* ocorrendo até o sudeste do Brasil e *A. schaueriana* distribuindo-se até Santa Catarina.

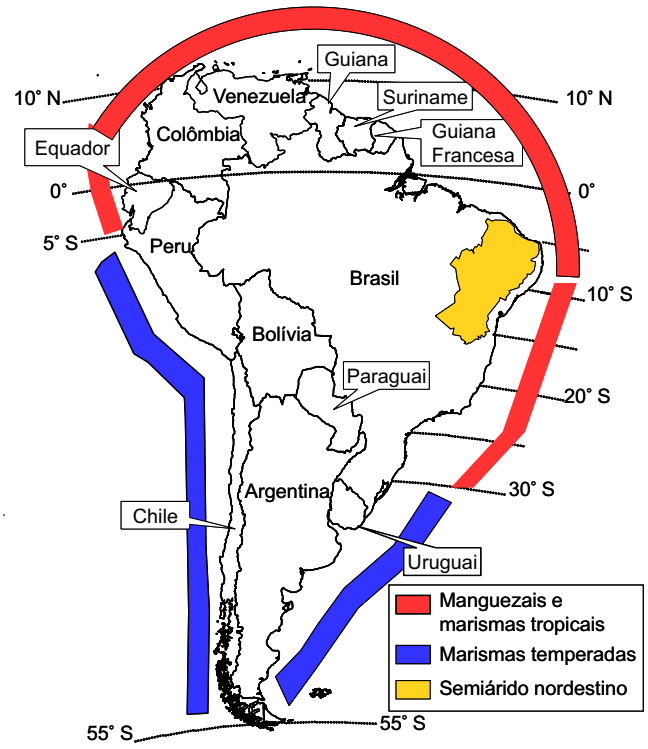


Figura 1. Principais ambientes de ocorrência de halófitas no Brasil

Finalmente, a família Combretaceae possui duas espécies de ampla distribuição: *Conocarpus erecta*, que ocorre até o estado do Rio de Janeiro e *Laguncularia racemosa*, que se estende até Santa Catarina. As espécies de mangue possuem diferentes níveis de tolerância à salinidade, porém, segundo Lacerda et al. (2002) todas apresentam bom desenvolvimento em concentrações salinas entre 5 a 30 ups (unidades padrão de salinidade, sendo que 35 ups ≈ 35 g NaCl L^{-1} ≈ 600 mmol NaCl L^{-1} ≈ 55 dS m^{-1}).

Marismas

As marismas também são ambientes entremarés com substrato inconsolidado, mas se diferenciam dos manguezais por sua cobertura vegetal dominada por espécies herbáceas e pequenos arbustos. Ao longo da costa brasileira, esses ambientes recebem diferentes denominações regionais. Nos sub-trópico e trópico, devido à forte atenuação da luz pela copa das árvores do mangue (Dawes, 1998), as marismas estão frequentemente limitadas às franjas na borda inferior dos manguezais, dominadas pelas gramíneass *Spartina alterniflora* ou *Sporobolus virginicus.* Adicionalmente, grandes áreas hipersalinas acima do nível médio das marés sizígias também podem ser ocupadas por outras herbáceas halófitas. Nos trópicos, esses ambientes são denominados "apicuns", "salgados" ou "areais" e, estudos recentes, sugerem que são estruturas relativamente estáveis da paisagem, onde prevalecem concentrações salinas de 123 a 220 dS m^{-1} (78 a 140 ups) resultantes da combinação de altas taxas de evaporação e alagamentos ocasionais (Costa et al., 2009; Albuquerque et al., 2014). Devido à relativa sensibilidade das espécies de *Rhizophora* e de *Laguncularia* à salinidades maiores do que

a da água do mar, frequentemente apenas pequenas árvores (0,5-2,0 m) de *Avicennia* ocorrem associadas aos planos hipersalinos dos apicuns (Costa & Davy, 1992; Albuquerque et al., 2014; Costa & Herrera, 2016). Do litoral sul do Pará até o norte-fluminense, as dicotiledôneas *Batis maritima* e *Sesuvium portulacastrum* alternam na dominância dos apicuns com a gramínea *Sporobolus virginicus*, e diferentes tipos de apicuns são caracterizados conforme a frequência de alagamento do piso entremarés e a persistência do estresse salino (Lacerda et al., 2002; Costa & Herrera, 2016). Nos manguezais da costa nordeste e sudeste do Brasil, as dicotiledôneas suculentas *Sarcocornia ambigua* e *Blutaparon vermiculare* são também importantes componentes de comunidades herbáceas persistentes em apicuns e em áreas hipersalinas de manguezais degradados por atividades antrópicas (Costa & Davy, 1992; Lacerda et al., 2002; Costa et al., 2009). Adicionalmente, a samambaia cosmopolita *Acrostichum aureum* e sua cogenérica *Acrostichum danaefolium* [última espécie característica de marismas altas no sul do Brasil; Costa et al. (2003)], podem também tornarem-se dominantes de mangues perturbados, fato relacionado com deposições intensas de sedimento, as quais soterrariam os propágulos de mangue e elevaria a topografia (Albuquerque et al., 2014). Marismas tropicais (apicuns e franjas de *Spartina*) apresentam baixa riqueza específica e são sistemas pouco compreendidos acoplados aos manguezais.

Cerca de 2.000 km² de marismas ocorrem em áreas costeiras com clima temperado quente e temperado frio (Figura 1), que se estendem do sul do Brasil até 43º S na península de Valdés, na Argentina (Isacch et al., 2006). Entretanto, apenas cerca de 74 km² de marismas ocorrem nos estuários e lagunas da costa gaúcha, sendo que 93% desta extensão encontram-se no estuário da Lagoa dos Patos (Marangoni & Costa, 2009). Nessas marismas, cerca de 70 espécies de plantas halófitas distribuem-se em mosaicos dentro de regiões estuarinas micromareais e irregularmente alagadas (Davy & Costa, 1992; Costa, 1997). Entretanto, 50% da cobertura vegetal é dominada por apenas cinco espécies de monocotiledôneas: as gramíneas *Spartina alterniflora* e *Spartina densiflora*, as Cyperaceae *Scirpus maritimus* e *Scirpus olneyi*, e o junco *Juncus kraussii* (anteriormente caracterizado como *Juncus effusus*). Destas espécies dominantes, *S. alterniflora* é a que apresenta maior tolerância à salinidade, com ótimo crescimento em condutividades elétricas próximas à da água do mar (≈ 55 dS m^{-1}), e frequentemente são encontradas nas desembocaduras dos estuários gaúchos. Várias espécies secundárias podem apresentar coberturas locais de até 90%, como por exemplo, plantas de *Sarcocornia ambigua* dominam planos sazonalmente hipersalinos (Freitas & Costa, 2014), assim como o limite superior das marismas é caracterizado por uma zona arbustiva recoberta por *Myrsine parvifolia* e *Acrostichum danaefolium* (Costa et al., 2003).

Dunas costeiras

Dunas costeiras são feições naturais da maioria das praias arenosas ao longo dos cerca de 8.000 km de extensão da costa brasileira, desde condições climáticas tropicais, no Amapá, até temperadas do Rio Grande do Sul. As dunas são afetadas pela salinidade da água do mar através da maresia, do sal adsorvido aos grãos de areia provenientes da praia que chegam às dunas transportados pelos ventos, e de inundações durante marés de tempestades e ressacas (Cordazzo, 2007; Kim et al., 2015). Consequentemente, as dunas frontais são continuamente expostas a altas quantidades de sais, enquanto teores muito baixos são observados em dunas fixas afastadas dezenas de metros da praia, particularmente após períodos de muita chuva. Algumas halófitas de dunas frontais, tais como, *Panicum racemosum*, *Spartina ciliata* e *Blutaparon portulacoides* apresentam ampla distribuição geográfica, estando presentes do nordeste do Brasil até a fronteira com o Uruguai. Outras halófitas estão restritas às dunas frontais de regiões tropicais, porém são muito abundantes, podendo-se destacar: *Ipomoea pes-caprae*, *Canavalia maritima*, *Acicarpha espathula*, *Remirea maritima*, *Scaevola plumieri* e *Sporobolus virginicus* (Araujo & Pereira, 2004).

Planos salinos do semiárido

Extensas áreas continentais com solos salinizados colonizados por plantas halófitas são encontradas na região semiárida do nordeste do Brasil (Figura 1). Esta região, com cerca de 1 milhão de quilômetros quadrados, engloba nove estados brasileiros, sendo quase toda situada em um escudo cristalino Pré-cambriano, com a ocorrência de solos rochosos com caráter sódico e solos solódicos (imperfeitamente drenados). As rochas-mãe graníticas são ricas em feldspatos plagioclásios, particularmente silicatos de alumínio combinados com sódio. O intemperismo destas rochas promove a liberação de sódio, que se acumula no solo e/ou migra para o lençol freático, promovendo uma salinização primária e formação de planos salinos colonizados por halófitas (Souza et al., 2014). Também, uma salinização secundária dos solos pode se estabelecer muito rapidamente em perímetros irrigados na região do semiárido, com formação de planos salinos, particularmente em vales, devido aos efeitos combinados de baixa precipitação (frequentemente menor que 750 mm e concentrados em três meses), déficit hídrico alto, temperaturas médias anuais entre 23 e 28 °C e práticas de manejo inadequadas da irrigação (Brasil, 2004; Costa et al., 2010; Souza et al., 2014). A condutividade elétrica de extratos saturados destes solos salino-sódicos pode alcançar valores na faixa de 20-40 dS m^{-1} (Sá et al., 2013; Souza et al., 2014). A biodiversidade de espécies halófitas do semiárido nordestino ainda é pouco conhecida. Em seu estudo revisional, Costa & Herrera (2016) caracterizaram a ocorrência de 16 espécies de halófitas pertencentes a sete famílias. Entre as espécies mais abundantes, eles destacaram: *Sesuvium portulacastrum*, *Blutaparon vermiculare* e *Portulaca pilosa*, como dicotiledôneas suculentas que também ocorrem em planos hipersalinos em manguezais; as exóticas *Brachiaria mutica*, *Cynodon dactylon* (ambas Poaceae) e *Atriplex nummularia*

(Amaranthaceae) muito bem-adaptadas ao ambiente da Caatinga; e cinco espécies da família Malvaceae (*Herissantia crispa*, *Herissantia tiubae*, *Sida galheirensis*, *Sida cordifolia* e *Melochia tomentosa*). Adicionalmente, três espécies de halófitas foram caracterizadas como causas frequentes de intoxicação animal (*Amaranthus spinosus*, *Froelichia lanata* e *Senna obstusifolia*).

Aspectos da Biologia Reprodutiva e Produção de Mudas de Halófitas

Como as demais plantas superiores, as halófitas multiplicam-se e ocupam os ambientes que habitam a partir de estruturas reprodutivas ou através do crescimento vegetativo. A produção de mudas de halófitas em grande escala é um dos desafios para realização de ensaios em laboratório e no campo, assim como para o desenvolvimento de cultivos comerciais. Somente com o conhecimento da biologia reprodutiva e da identificação das melhores condições físico-químicas para o crescimento inicial das plantas é possível obter-se uma produção eficiente de mudas.

Em seus ambientes naturais, plantas halófitas podem se desenvolver em condições físico-químicas e nutricionais muito variáveis, como em solos saturados muito reduzidos em que o potencial de oxirredução atinge valores de -400 mV ou ainda menores, até situações de solos completamente drenados e com condutividades elétricas maiores do que 100 dS m^{-1}. Entretanto, a germinação de suas sementes (ou o brotamento de novos caules) ocorre em condições muito mais amenas. Esta maior sensibilidade ao estresse ambiental de tecidos jovens, ocorre muitas vezes devido a ausência ou inadequada ativação gênica envolvendo processos metabólicos e/ou desenvolvimento de estruturas anatômicas protetivas ao estresse salino ou ao ambiente alagado reduzido. Por exemplo, a germinação de sementes de plantas halófitas em marismas e planos salgados continentais frequentemente ocorre apenas em períodos de abaixamento da salinidade do solo, durante estações chuvosas ou redução da salinidade da água de alagamento (Gul et al., 2013; Freitas & Costa, 2014). Neste Capítulo procuramos caracterizar as principais formas de propagação das halófitas, bem como exemplificar limitações e condições ótimas para o cultivo de mudas de espécies brasileiras.

Sementes e propágulos reprodutivos

O tamanho (massa) das sementes pode variar bastante dentro de uma população, e é um importante fator biológico que pode afetar a germinação, o alongamento das plântulas e o crescimento das espécies. Cordazzo (2002) mostrou que a capacidade de crescimento vertical das plântulas de três espécies de halófitas de dunas costeiras era maior nas plântulas originárias de sementes grandes, do que nas provenientes de sementes pequenas. Consequentemente, a seleção de sementes pelo tamanho é recomendada para obtenção de uma melhor qualidade de mudas de halófitas.

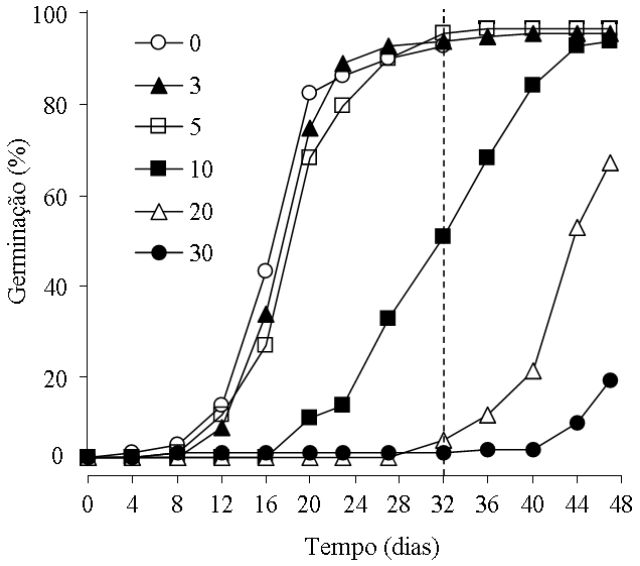
As sementes de glicófitas, em sua maioria, são dispersadas com embriões imaturos e dormentes. Esta dormência é frequentemente induzida por hormônios acumulados nas sementes pela planta-mãe e/ou pela presença de um pericarpo duro ou testa (casca da semente) impermeável (Mayer & Poljakoff-Mayber, 1989). As sementes das halófitas, entretanto, apresentam uma grande variação no grau de dormência e maturação do embrião, quando do momento da dispersão. Cerca de um terço das árvores de mangue exibem viviparidade, ou seja, seus embriões possuem dormência muito limitada ou nenhuma dormência antes da dispersão (Dawes, 1998). Em algumas espécies, como no gênero *Rhizophora*, o embrião cresce através do pericarpo do fruto e se exterioriza ainda preso na planta mãe. Nesse caso, a plântula, inclusive com seu caule em alongamento e clorofilado, é a estrutura de dispersão e por isto denominada de "propágulo reprodutivo". Em outras espécies de mangue, como as do gênero *Avicennia*, o embrião rompe a testa da semente, mas não se exterioriza para fora do fruto e, por isto, o propágulo é considerado "criptovivíparo". A exposição à luz do dia inibe o alongamento das raízes dos propágulos de mangue, sendo isso, aparentemente, um mecanismo para prevenir o desenvolvimento de raízes enquanto os propágulos estão em dispersão, boiando na água (Teas, 1979). Um alto sucesso de enraizamento dos propágulos ocorre com o plantio em recipientes com solo de mangue ou areia, mantidos em condição de saturação de água. Entretanto, antes de serem plantados, os propágulos criptovivíparos de *Avicennia* e *Laguncularia* devem ser imersos em um recipiente com água, respectivamente, por de 24 horas para a remoção do tegumento e por cerca de sete dias para emissão da radícula (Lopes et al., 2013; Araújo et al., 2014). Dois a quatro propágulos podem ser plantados em recipientes com 0,5 a 1,5 L de substrato, sendo necessário um desbaste após 30 dias, mantendo-se uma muda por recipiente por até nove meses (Lopes et al., 2013).

A viviparidade é pouco descrita para plantas herbáceas de marismas e de desertos salgados, porém sabe-se que várias espécies apresentam pouco pericarpo e dispersam suas sementes com embriões muito desenvolvidos e sem dormência (Gul et al., 2013). Estes tipos de sementes são particularmente comuns em alguns gêneros da família Amaranthaceae, e no Brasil a halófita costeira *Sarcocornia ambigua* é um bom exemplo de espécie com embriões muito desenvolvidos em sementes (Freitas & Costa, 2014). Essas sementes possuem testa membranácea translúcida e embriões enrolados, sendo capazes de germinar em poucos dias após a embebição (Leite et al., 2007; Freitas & Costa, 2014).

A alta incidência de propágulos vivíparos e de sementes com embriões não dormentes (em estado avançado de desenvolvimento) entre as halófitas permite uma rápida multiplicação das plantas em viveiros (Araújo et al., 2014). Porém, os propágulos não plantados retém viabilidade por muito pouco tempo e as sementes, uma vez embebidas, são suscetíveis ao ataque de fungos (Leite et al., 2007). A assepsia

química das sementes antes de colocadas para germinação, através de banhos por 3-10 minutos com soluções de hipoclorito (5 a 20% v/v) e/ou etanol a 70%, pode garantir maiores percentuais de germinação e de produção de plântulas (Leite et al., 2007; Ribeiro & Costa, 2015). Sementes de halófitas requerem condições ideais de temperatura nas quais maiores velocidades de germinação e número total de sementes germinadas são observados (Gul et al., 2013). Estas temperaturas ideais de germinação são específicas e devem ser determinadas experimentalmente. Tanto temperaturas constantes, como termoperíodos (flutuações diárias de temperatura durante a germinação), têm sido caracterizados como condições ideais de germinação (Gul et al., 2013; Freitas & Costa, 2014; Ribeiro & Costa, 2015).

Apesar dos sedimentos de ambientes costeiros frequentemente possuírem um alto conteúdo de sal, as plantas halófitas apresentam melhores taxas de germinação em meio não salino (Cordazzo, 2007; Gul et al., 2013; Freitas & Costa, 2014). Altas salinidades exercem tanto um efeito osmótico como de toxidez iônica sobre as sementes (Ribeiro 2010). O excesso de sais, como o NaCl, resulta em diminuição do potencial osmótico do meio externo e, consequentemente, uma maior dificuldade para as sementes absorverem água. Tal efeito osmótico é frequentemente revertido se as sementes são colocadas em meio não salino. Por exemplo, Ribeiro (2010) observou que sementes da árvore halófita *Myrsine parvifolia*, quando incubadas em salinidades entre 10 e 20 g NaCl L^{-1} têm sua germinação fortemente inibidas (Figura 2). Entretanto, após 32 dias expostas à salinidade, quando as sementes não germinadas são transferidas para água destilada elas germinam rapidamente. O sal é tóxico para as atividades hormonais e enzimáticas da semente, sendo que a alta salinidade não só causa inibição da germinação, mas também é a causa de perda da viabilidade das sementes por toxidez (Cordazzo, 2007; Gul et al., 2013; Freitas & Costa, 2014). Ribeiro (2010) concluiu que a exposição às salinidades de 20 a 30 g NaCl L^{-1} acarreta altas taxas de dormência (12-51% das sementes) e a morte de 20-30% das sementes da árvore halófita *Myrsine parvifolia*, espécie colonizadora da zona entremarés alta de marismas, sendo a perda de viabilidade relacionada à intoxicação por NaCl.



Fonte: Ribeiro 2010

Figura 2. Efeito de diferentes concentrações salinas (0, 3, 5, 10, 20 e 30 g NaCl L^{-1}) na germinação das sementes da halófita *Myrsine parvifolia*. Após 32 dias, sementes não germinadas foram transferidas para água destilada

Os envoltórios das sementes (que compõem a casca) podem gerar dormência mecânica ou conter inibidores químicos capazes de gerar dormência fisiológica na semente (Gul et al., 2013), restringindo a germinação mesmo sob condições físico-químicas propícias. Dessa forma, às vezes é necessária a abrasão desses envoltórios para se obter a germinação das sementes. A dormência de origem química é principalmente devida à síntese e acúmulo na semente do ácido abscísico (ABA), um fitormônio. A quebra da dormência fisiológica está relacionada principalmente à síntese de um outro fitormônio, o ácido giberélico (GA3), o qual degrada as proteínas induzidas pelo ABA e promove a síntese de enzimas hidrolíticas que agem na parede celular, enfraquecendo as camadas mais internas da casca da semente e possibilitando a protusão da radícula do embrião (Mayer & Poljakoff-Mayber, 1989). Por exemplo, a embebição das sementes dormentes de *Myrsine parvifolia* em GA3 é uma técnica efetiva para se obter um aumento da taxa de germinação (Ribeiro & Costa, 2015).

Após a germinação, as plântulas de halófitas podem ser transferidas para bandejas de crescimento, tubetes ou vasos, onde podem ser mantidas por algumas semanas ou até meses antes de serem plantadas. O solo utilizado pode ser composto orgânico tipo "terra preta", areia ou misturas destes substratos em diferentes proporções (1:1, 2:1, 3:1). O tamanho do recipiente e o tipo de substrato utilizado no plantio da muda serão determinantes da necessidade de suplementação nutricional ou não das plantas. Por exemplo, Leal et al. (2014) demonstraram que, após 60 dias de cultivo, mudas de *Myrsine parvifolia* em vasos de 500 cm^3 com composto orgânico foram 25% mais altas do que as cultivadas em tubetes com 50 cm^3. Entretanto, mudas mantidas em tubetes de 50 cm^3 fertilizados não apresentaram limitação do desenvolvimento foliar no mesmo período.

Plântulas de halófitas frequentemente apresentam um melhor desenvolvimento em recipientes quando irrigadas com água doce. A grande maioria das halófitas pode ser caracterizada como possuindo tolerância à salinidade induzida, *i.e.*, ajustam suas vias metabólicas e apresentam modificações anatômicas quando expostas ao sal (Rozema & Schat, 2013). Apenas um grupo limitado de halófitas, geralmente dicotiledôneas com estruturas foliares suculentas, apresenta uma tolerância à salinidade "constituída" e um melhor desenvolvimento em baixas salinidades do que na ausência de sal (ex., plantas dos gêneros *Salicornia*, *Sarcocornia* e *Salsola*). Alternativamente, durante o cultivo em viveiros de plantas halófitas com metabolismo fotossintético C4 é recomentado o borrifamento do solo dos recipientes com água salgada (água do mar, por exemplo), a cada 15-20 dias,

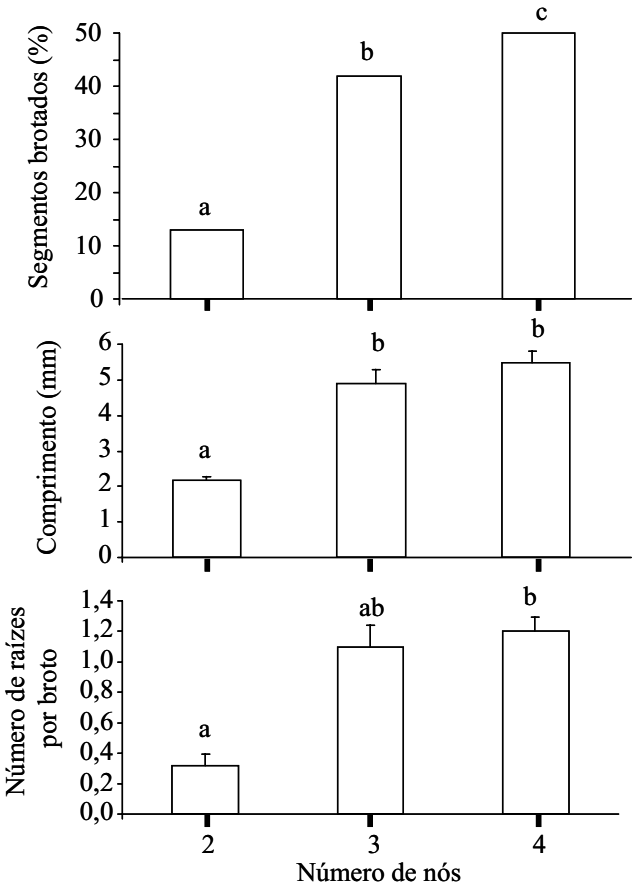
de modo a fornecer uma suplementação de sódio necessária para estas plantas, além de limitar o crescimento de briófitas no sedimento e o ataque de insetos (Azevedo et al., 2016).

Propágulos vegetativos

Um grande número de plantas perenes é capaz de se propagar a partir do crescimento vegetativo de fragmentos de seus troncos, caules, rizomas ou estolões. A regeneração dessas plantas ocorre a partir de gemas ou botões germinativos, que possuem tecido meristemático capaz de dar origem a diferentes tipos de tecidos. Frequentemente, a propagação vegetativa de monocotiledôneas é realizada a partir de meristemas basais localizados em nós nos estolões e rizomas (Azevedo et al., 2016), enquanto mudas vegetativas de dicotiledôneas são obtidas de meristemas apicais em rizomas, pedúnculos foliares e nas bases de ramificações dos caules (Costa & Seeliger, 1988; Porto et al., 2000; Greis, 2005).

A propagação vegetativa (clonal) demonstra ser vital para a manutenção de populações de plantas halófitas perenes nos ambientes estressantes das marismas e das dunas costeiras, sujeitas a baixos potenciais hídricos, altas concentrações iônicas, submersão periódica com suspensão das trocas gasosas com a atmosfera e perturbação por ondas e correntes de maré (Costa & Seeliger, 1988; Costa, 1997; Cordazzo & Seeliger, 2003). Portanto, nessas condições, a propagação vegetativa representa um mecanismo muito mais seguro para manutenção da população local do que a germinação de sementes. Dessa forma, quando possível, a produção de mudas a partir do crescimento vegetativo é uma alternativa prática, rápida e mais barata do que a germinação de sementes e o cultivo de plântulas. Por exemplo, Porto et al. (2000) obtiveram um grande sucesso na produção de mudas do arbusto halófito, *A.nummularia* a partir de fragmentos de ramos jovens ("estacas") de plantas-matrizes. As estacas, com comprimentos de 15 cm, foram colocadas para enraizar em sacos plásticos, com capacidade para 2 kg, e cheios com a mistura de areia, barro e esterco na proporção de 1:1:1 para cada componente, e irrigados diariamente. Alternativamente, as estacas podem ser colocadas em canteiro previamente preparado com uma mistura de terra e matéria orgânica na proporção de 3:1, distanciados 10 cm entre eles (Herrera et al. 2000). Auxinas sintéticas também podem ser utilizadas para estimular o enraizamento das estacas de halófitas lenhosas (Govindan & Kathiresan, 2014). As auxinas são hormônios estimulantes do brotamento e crescimento. Estes hormônios são substâncias quimicamente relacionadas com os ácidos indol-3-acético (AIA) e indol-butírico (AIB), os quais têm em comum a capacidade de atuar na expansão e no alongamento celular, ajudando também na divisão celular, principalmente no enraizamento.

Em relação às halófitas herbáceas, o tamanho e o estado fisiológico do fragmento vegetativo são determinantes da frequência de brotamento e do crescimento dos brotos, como comprovado por Greis (2005), que submeteu fragmentos de caules segmentados de *Sarcocornia ambigua* a uma incubação por quatro semanas em contato com areia fina saturada em água destilada. Ao final deste período, a autora observou que o percentual de brotamento dos fragmentos foi diretamente relacionado ao número de nós com gemas meristemáticas, sendo que fragmentos com dois, três e quatro nós apresentaram, respectivamente, brotamentos de 15, 40 e 50% (Figura 3). Adicionalmente, os fragmentos com o maior número de nós apresentaram valores significativamente maiores de médias do comprimento dos brotos (5,5 mm) e do número de raízes por broto (1,2). Cordazzo & Seeliger (2003) encontraram a mesma resposta de maior brotamento de fragmentos de rizomas com maior número de nós para, respectivamente, a gramínea fixadora de dunas costeiras *Panicum racemosum* e para dicotiledônea de dunas embrionárias *Blutaparon portulacoides*. Em ambos os trabalhos citados anteriormente, também foi observada uma variação sazonal na frequência de brotamento, que foi maior em fragmentos coletados no inverno do sul do Brasil, quando os rizomas apresentavam um maior conteúdo



Fonte: Greis (2005)

Figura 3. Percentagem de brotamento, comprimento dos brotos e número de raízes por brotos de caules da halófita *Sarcocornia ambigua* em função dos diferentes números de nós com gemas meristemáticas. Os fragmentos vegetativos foram incubados por quatro semanas em areia saturada com água destilada, antes da avaliação do brotamento. Diferentes letras minúsculas indicam valores significativamente diferentes ($p < 0,05$) para os testes Qui-Quadrado (percentagem de brotamento) e Tukey (comprimento dos brotos e número de raízes por broto)

total de nitrogênio, aparentemente associado a um menor crescimento apical e ausência de florescimento das plantas.

A integração clonal é um fator importante de ser considerado quando da produção de mudas de halófitas por meio de propagação vegetativa. Muitas vezes os módulos clonais, compostos por nós com tecido meristemático, que produzem folhas e raízes, se mantém conectados através de rizomas ou estolões. Este grupo de mudas conectadas quando cultivadas em um recipiente constituem uma "população de plantas", sujeitas às mesmas regras que se aplicam a populações naturais quanto à competição intraespecífica e a disponibilidade de recursos. Em plantas rizomatosas clonais, frequentemente a taxa da formação de perfilhos (natalidade) é dependente da densidade (Costa & Seeliger, 1988; Azevedo et al., 2016). À medida que a densidade de perfilhos aumenta, maior é a sobreposição de zonas de deplexão de recursos (raízes competindo por nutrientes-água e/ou folhas competindo por luz) e menor disponibilidade "per capita" dos recursos. Neste cenário, os recursos passam a ser utilizados no crescimento e na manutenção dos perfilhos já produzidos (*ex*., renovação foliar) e a velocidade de produção de novos botões germinativos (estolões ou rizomas) diminui. Costa & Seeliger (1988) mostraram que o crescimento clonal da planta rizomatosa de dunas costeiras *Hydrocotyle bonariensis* segue uma função logística, em que a natalidade de novos perfilhos se reduz com o aumento da densidade local, mas a mortalidade dos perfilhos só se inicia após a população atingir um pico local de biomassa (total de rizomas, raízes e folhas). Adicionalmente, os valores máximos de biomassa que a planta conseguia atingir em quatro habitats estudados nas dunas eram diferentes, sendo os valores diretamente relacionados com a capacidade de suporte dos habitats (total de recursos). Logo, plantas clonais produzem novos perfilhos até saturarem o espaço disponível e, frequentemente, a mortalidade de perfilhos mais velhos é um indicativo da necessidade de desbaste do recipiente e transferência das mudas, para manter a taxa de produção de novos perfilhos.

Não só a quantidade de recursos é importante na produção vegetativa de mudas de halófitas, mas a qualidade nutricional pode ser determinante da maximização da produção. Azevedo et al. (2016) mostraram que a adubação com nitrogênio (N) e fósforo (P) de plantas da gramínea rizomatosa de maris*ma Spartina alterniflo*ra, em bandejas plásticas (7.500 cm^3 de solo; 5 cm de espessura; mistura 3:1 de areia e composto orgânico), permite dobrar a produção de perfilhos em relação a bandejas não fertilizadas. Entretanto, para uma mesma quantidade de N adicionada (115 g m^{-2} de N; na forma de sulfato de amônio) um melhor perfilhamento (258% do número inicial de plantas) foi alcançado com a adubação na razão de 2N:1P (adição de 58 g m^{-2} de P na forma de superfosfato). Adicionalmente, sob uma razão de 2N:1P as plantas de *S. alterniflora* apresentaram redução da renovação foliar. Segundo Azevedo et al. (2016), plantas de *S. alterniflora* interconectadas por rizomas submetidas a alta razão de 14N:1P mobilizam P das folhas velhas para as folhas jovens, resultando na inibição da fotossíntese e na aceleração da senescência das folhas velhas. Esta translocação de P, as altas taxas de perfilhação e o atraso da senescência das folhas maduras poderiam ser determinados pelo acúmulo de citocininas no tecido das plantas. Estes hormônios vegetais, sintetizados e transportados das raízes até os perfilhos, têm sua produção controlada ou regulada pelo suprimento de N ou de P. Consequentemente, a integração clonal e a disponibilidade de recursos são aspectos chaves para maximização da produção de mudas de halófitas rizomatosas.

Usos das Halófitas Brasileiras

Os manguezais e as marismas propiciam vários serviços e bens para as populações tradicionais do litoral brasileiro. Os serviços resultam das funções ecológicas que esses ambientes desempenham na biosfera, tais como proteção e estabilização da linha de costa, vias de transporte, habitat e áreas de captura de vários recursos pesqueiros como pelecípodes, crustáceos e peixes, transferência de nutrientes e matéria orgânica para regiões estuarino-costeiras adjacentes (Tears, 1979; Dawes, 1998; Lacerda et al., 2002; Costa et al., 2009; Marangoni & Costa, 2010). Em termos de produtos, as árvores dos mangues fornecem madeira para construção, carvão e lenha para cozinha e cerâmica artesanal (Lacerda et al., 2002; Carneiro et al., 2008, 2010), além de compostos químicos e medicinais. Carneiro et al. (2008) avaliaram o uso desses recursos por moradores de áreas de manguezais na região metropolitana do Recife (Pernambuco) e observaram que 35,7 e 42,9% dos entrevistados utilizavam folhas e cascas de árvores de mangue para, respectivamente, obtenção de remédios e tinta. Sousa (2010) também observou que comunidades pesqueiras do Delta do Parnaíba (fronteira do Piauí com o Maranhão) utilizavam cascas e folhas de árvores de mangue para má-digestão, asma, gripe, inflamações internas, calmantes, entre outras aplicações. Resultados semelhantes foram obtidos por Carneiro et al. (2010) no estudo de populações tradicionais do município de Bragança (PA), sendo apontado o uso da resina da casca de *Avicennia germinans* para alívio a dor e extração de dentes; a infusão de casca e frutos de *Conocarpus erecus* para tratamento de diarreia, feridas, hemorroidas e diabetes; a infusão da casca de *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* para obtenção de um extrato denominado de "tinta" para tecidos, redes de algodão e curtume; e extratos de raízes de *Rhizophora mangle* para tratamento de diabetes, hemorroidas, dor de dente e problemas estomacais. Espécies do gênero *Rhizophora* são conhecidas pelas várias propriedades medicinais de seus taninos, tendo atividade antioxidante e eliminadora de radicais livres. Cardoso et al. (2015) avaliaram o extrato etanólico a 70% de folhas de *Rhizophora mangle*, obtido por percolação de solutos, e encontraram um rendimento de extração de 25% do peso da folha, com prevalência qualitativa, neste extrato, de taninos, saponinas e flavonoide, o que justifica as atividades etnofarmacológicas descritas para a espécie (cicatrizante, anti-inflamatória, antidiarreica, etc.).

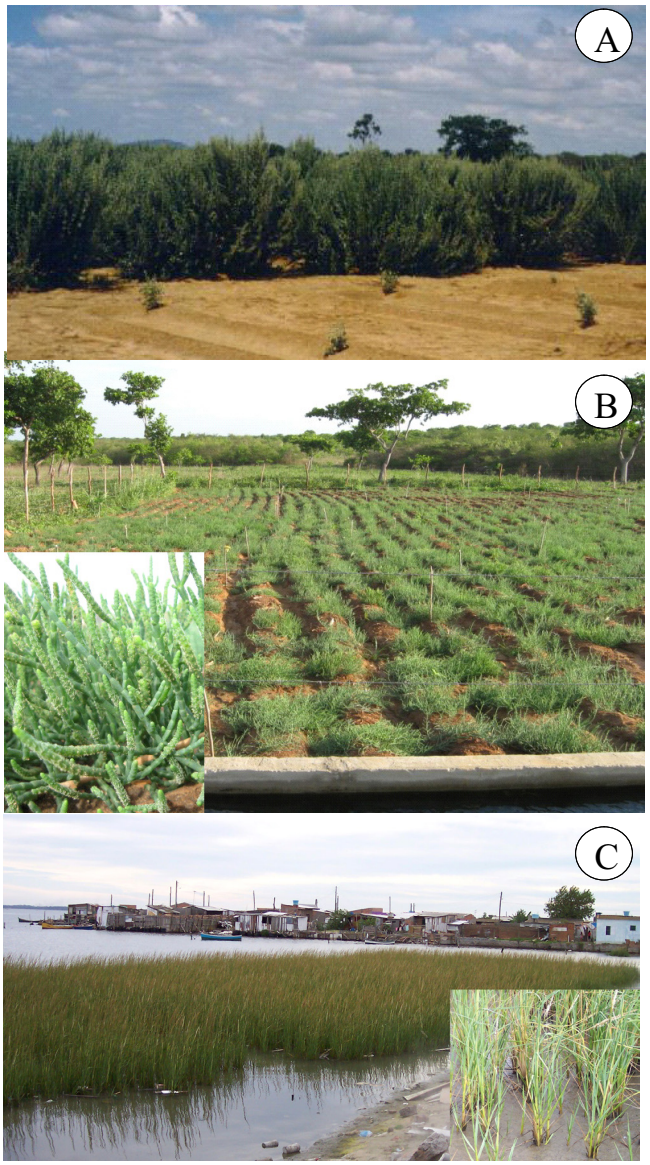
Apesar de estudos etnobotânicos terem observado que *Blutaparon vermiculare* e *Portulaca pilosa* serem comestíveis e poderem ser servidas cozidas (Sousa, 2010; Medeiros & Albuquerque, 2014), no Brasil, o consumo pelo Homem de halófitas herbáceas de marismas, dunas costeiras e planos salinos continentais não é comum. Entretanto, a utilização de halófitas na medicina popular é frequente, principalmente devido às suas propriedades anti-inflamatórias e antioxidantes. Infusões de folhas e caules aéreos de halófitas de dunas costeiras, como *Hydrocotyle bonariensis* (sinônimia de *H. umbellata*) e *Ipomoea pes-caprae*, são ingeridas para o tratamento de doenças hepáticas e reumatismo ou são utilizadas para lavar a pele de pessoas com dermatites e ulcerações (Agra et al., 2008). No nordeste do Brasil, as halófitas dominantes de planos salinos continentais são utilizadas no tratamento de uma grande variedade de doenças. Chás de folhas de *Heliotropium indicu*m (Albuquerque et al., 2007), *Herissantia tiuba*e (Albuquerque et al., 2007; Agra et al., 2008), *Herissantia crisp*a (Agra et al., 2008) e *Melochia tomentos*a (Agra et al., 2008; Albuquerque et al., 2007) são utilizadas no tratamento de gripe, enquanto o infusões de *Sesuvium portulacastru*m (Albuquerque et al., 2007; Sousa 2010), *Heliotropium indicu*m (Albuquerque et al., 2007; Agra et al., 2008) são empregadas no tratamento de afecções urinárias e renais. A infusão de raízes de *Heliotropium ind*icum é utilizada para o tratamento de conjuntivite (Agra et al., 2008). *Sida cordifoli*a é recomendada para uso tópico contra acnes e seu chá ou xarope para tratamento de tosse e leucorreia (Agra et al., 2008). A infusão de folhas de *Senna obtusifolia* têm propriedades sedativas e analgésicas, sendo utilizada no tratamento da dor de cabeça, reumatismo (Agra et al., 2008) e úlceras (Albuquerque et al., 2007), embora tenha ação laxante e abortiva (Agra et al. 2008), assim como sua ingestão seja tóxica para bovinos (Queiroz et al., 2012).

Cultivos de Halófitas Brasileiras

Apesar dos usos tradicionais das halófitas brasileiras, o potencial biotecnológico e econômico dessas plantas ainda vem sendo muito pouco aproveitado. Várias halófitas podem ser cultivadas para uso na alimentação humana, ração/forragem animal ou para obtenção de produtos bioativos. Outras halófitas podem ser plantadas para remediar problemas ambientais, como a erosão costeira e a degradação antrópica de ambientes naturais, como de marismas, manguezais e dunas costeiras. Projetos pilotos têm demonstrado que algumas espécies halófitas possuem a rusticidade e produtividades adequadas para o desenvolvimento de cultivos comerciais em solos salinizados do semiárido nordestino. Também, podem ser utilizadas em plantios irrigados com águas salinas ou com efluentes da maricultura, tanto na costa como em áreas continentais. A seguir revisaremos o progresso realizado no cultivo de três espécies de halófitas brasileiras, que são utilizadas para fitorremediação de rejeitos/efluentes salinos, produção de biomassa vegetal para diferentes finalidades e restauração de ambientes costeiros.

Atriplex nummularia: halófita forrageira e fitorremediadora de rejeitos de solos salinizados

Atriplex nummularia é uma das espécies forrageiras da família Amaranthaceae. Originária da Austrália, tendo sido introduzida no nordeste brasileiro através da Inspetoria Federal de Obras contra as Secas, na década de 1930, sendo denominada localmente de "erva sal" (Figura 4A). É uma espécie dioica, propagando-se também vegetativamente por mergulhia (ramos ainda conectados às plantas, que quando recobertos por solo produzem raízes) e fragmentos



Fonte: A – O.B. Herrera; B e C – C.S.B. Costa

Figura 4. (A) Plantas de *Atriplex nummularia* após um ano (fundo) e com três meses (primeiro plano) de plantio em Petrolina (PE). (B) Cultivo de *Sarcocornia ambigua* irrigada com água de poço artesiano salina, em Ocara (CE); detalhes dos caules segmentados vegetativos e reprodutivos em floração. (C) Marisma criada no estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande, RS) dezesseis meses após o plantio de *Spartina alterniflora*; detalhe da propagação vegetativa por perfilhação e a presença de caules floríficos

de ramos (Herrera et al., 2000). Mudas bem enraizadas devem ser plantadas em covas (com no mínimo 30 x 30 x 30 cm) e irrigadas no mínimo semanalmente. Em zonas áridas e semiáridas, como no nordeste brasileiro, o plantio deve ser feito no início da estação chuvosa. O espaçamento das mudas deve variar conforme o manejo pretendido das plantas. Quando os animais forem pastar diretamente no campo, pode-se adotar espaçamentos maiores (de 5 x 5 m ou 6 x 6 m), entretanto se o objetivo do plantio for a produção de feno, o espaçamento ideal poderá variar de 2 x 1 m, 2 x 2 m ou 3 x 3 m (Herrera et al. 2000).

Cultivos de *Atriplex nummularia* têm sido realizados visando a fitorremediação de solos salino-sódicos em áreas localizadas em perímetros irrigados degradados por más práticas de irrigação (Santos et al., 2013; Souza et al., 2014). A recuperação de solos salinizados consiste normalmente em plantar essa espécie, e na medida em que as plantas crescem e acumulam o sal em seus tecidos (característica de seu metabolismo de tolerância à salinidade) são feitos cortes periódicos das partes aéreas (Herrera et al., 2000; Souza et al., 2014). Folhas e ramos removidos podem servir de forragem para rebanhos e a salinidade do solo vai se reduzindo, desde que novas irrigações com águas salinas não sejam realizadas. Santos et al. (2013) relataram um teor médio de sódio de 155 mmol L^{-1} em solo plantado por 12 meses c*om Atriplex nummular*ia (1 m de espaçamento), enquanto em uma área controle adjacente sem vegetação o teor foi de 435 mmol L^{-1} (12,8 vezes maior).

Outra forma de cultivo de *Atriplex nummularia* é por meio da irrigação das plantas com águas salinas, resultantes do rejeito de equipamentos de dessalinização da água salobra de poços artesianos do cristalino nordestino (Porto et al., 2000, 2001), ou regas com efluentes da criação de tilápias rosa*s (Oriochro*mis sp.) cultivadas em tanques com o rejeito da dessalinização (Barroso et al., 2006; Porto et al., 2006). Existem centenas de dessalinizadores no semiárido nordestino, que empregam a osmose reversa, produzindo água potável, porém geram um rejeito altamente salino que pode acarretar problemas ambientais. Esse rejeito vem sendo utilizado para o cultivo de peixes e camarões marinhos em áreas continentais e ainda para o cultivo de *Atriplex nummularia*. De acordo com Porto et al. (2000, 2006), as condutividades elétricas médias dos rejeitos salinos utilizados variaram de 8,3 a 11,4 dS cm^{-1} e as médias do extrato de saturação do solo (superficial) durante o cultivo variaram de 10,7 a 13,0 dS m^{-1}. Após um ano de cultivo com rejeito, as plantas, distribuídas em um espaçamento de 3 m e irrigadas com 75 L de água por planta, por semana, atingiram 2,2 m de altura e apresentaram uma produção de matéria seca aérea total (tronco + ramos + folhas) de 9,4 t ha^{-1} (ou 26,0 t ha^{-1} de matéria fresca), sendo 81,7% desse material adequado para uso como forragem, após trituração (Porto et al., 2000). Já as plantas irrigadas com diferentes volumes de efluente salino da aquicultura (75 a 300 L $planta^{-1}$, por semana) e em espaçamento de 4 m, produziram de 7,5 a 11,4 t ha^{-1} de matéria seca aérea total, sendo a maior produção observada com a irrigação de 225 L semanais de efluente por planta (Barroso et al., 2006; Porto et al., 2006). Os rendimentos dos dois maiores volumes de irrigação aplicados neste último cultivo (225 L e 300 L) não foram estatisticamente diferentes o que, segundo os autores, sugere que o rendimento máximo de biomassa de *Atriplex nummularia* no sertão pernambucano pode ser alcançado com uma lâmina de água aplicada próxima da evaporação potencial média local (46,9 mm por semana).

Analisando a qualidade nutricional da biomassa produzida por plantas de *Atriplex nummularia* cultivadas no nordeste brasileiro, resultados observados por vários autores mostram que as folhas, em média, apresentam teores de proteína bruta variando de 15 a 20% (Herrera et al., 2000; Porto et al., 2000; Souto et al., 2005; Barroso et al., 2006). Tais resultados confirmam bons teores de proteína bruta, os quais podem ser comparados aos de algumas leguminosas ou de outras espécies utilizadas frequentemente na alimentação animal. Segundo Barroso et al. (2006), as folhas mostraram também uma boa digestibilidade *in vitro* (média = 67,9%) e teor de cinzas entre 27,4 e 29,1%, devido ao acúmulo de sal em seus tecidos. Ramos e caules apresentaram menores teores médios de proteína (7,4-11,1%) e cinzas (7,0-12,9%). Esses pesquisadores concluíram que folhas, ramos e caules de *Atriplex nummularia* mostraram qualidades de forrageiras. Souto et al. (2005) avaliaram cinco dietas, contendo diferentes níveis de inclusão de feno de *Atriplex nummularia* (38,3 a 83,7%), para carneiros com peso médio de 23 kg. A elevação dos níveis de feno dessa halófita nas dietas, não alterou o consumo da massa seca ofertada, demonstrando que os ovinos podem apresentar boa tolerância a essas plantas em suas dietas. Apesar de animais submetidos a dietas com maiores níveis de feno da halófita (74,9 e 83,7%) apresentarem piores conversões alimentares e ganhos de peso, o ganho de peso médio diário por carneiro foi de 145 g por dia, valor este dentro da faixa de ganhos de 44,0 a 267,2 g por dia, observados em outros experimentos com dietas variadas e animais mantidos em confinamento, realizados na Embrapa Caprinos (Souto et al., 2005).

Sarcocornia ambigua: Halófita oleaginosa, gourmet e fitoterápica, produzida com água salgada e efluentes salinos

Sarcocornia ambigua (sin. *Salicornia gaudichaudiana* Moq.) é uma planta herbácea perene nativa da costa atlântica da América do Sul, que habita a zona entremarés de marismas e manguezais (Costa & Davy, 1992; Costa, 2006; Isacch et al., 2006; Alonso & Crespo, 2008). Essa halófita apresenta morfologia simplificada, caracterizada por folhas fusionadas, que se apresentam como caules clorofilados cilíndricos, suculentos e segmentados, similares aos demais membros da subfamília Salicornioideae-Família Amaranthaceae (Alonso & Crespo, 2008; Costa et al., 2014b). As estruturas florais são reduzidas e imersas nos segmentos; os lóbulos dos estigmas e as anteras estão sempre muito próximos, tornando a autofecundação muito provável nessa espécie hermafrodita (Davy et al., 2006; Alonso & Crespo, 2008).

Os caules e as sementes dessa espécie apresentaram alta qualidade nutricional, com altos teores de minerais,tais como K, Mg, Ca e Zn (Bertin et al., 2014; 2016); de ácido palmítico e ácidos graxos poli-insaturados, principalmente o ácido linoleico, um ω-6, e o ácido oleico, um ω-9 (Bertin et al., 2014; Costa et al., 2014b); além de compostos fenólicos com propriedades antioxidantes e anti-inflamatórias (Bertin et al., 2014; Timm et al., 2015). Consequentemente, *Sarcocornia ambigua* pode ser utilizada na alimentação humana (Costa, 2006; Timm et al., 2015; Bertin et al., 2016) e animal, em geral (Bertin et al., 2014; Costa et al., 2014b); para a produção de biocombustível, de um biosal da sua massa seca pulverizada, rico em minerais e com um teor de sódio de apenas cerca de 30% (Dias, 2015) e na indústria farmacêutica (Bertin et al., 2014; Costa et al., 2014b).

No Brasil, desde 2005, *Sarcocornia ambigua* vem sendo cultivada experimentalmente sob irrigação salina em diferentes zonas climáticas e tipos de solos (Figura 4B), atingindo produções médias de matéria fresca de caules por safra de 8,2 a 59,5 t ha^{-1} (Tabela 1). Os tempos de cultivo variam de 14 a 30 semanas, sendo que os menores valores de produção ocorrem em solos altamente salinizados. Por exemplo, no cultivo realizado em Aracati, CE (Costa, 2006; Costa, 2011), a condutividade elétrica média do efluente do cultivo do camarãos *Litopeaneus vanameii* utilizado para irrigação das plantas foi cerca de 61,1 dS m^{-1} (40,7 g NaCl L^{-1}) e a do solo na superfície permaneceu entre 61,6-90,1 dS m^{-1} (41-60 g NaCl L^{-1}). A maioria dos cultivos foi realizada com um espaçamento de 0,5 m entre plantas, e mesmo com a condutividade elétrica reduzida (5,7 dS m^{-1}; Izeppi, 2011), uma menor produção de caules ocorreu quando o espaçamento foi reduzido para 0,2-0,3 m (Tabela 1). Maiores produções de biomassas de caules ocorreram sob grandes volumes de irrigação, tanto no neossolo quartzarênico órtico do litoral do Rio Grande do Sul (lâmina irrigada de efluente de 18,2 m ano^{-1}; Greis, 2009), como em solo podzólico vermelho-amarelo do sertão semiárido (3,3 a 4,5 m ano^{-1} de água de poço salina; Costa et al., 2014a; Alves, 2016) (Tabela 1). Valores particularmente altos de produção de *Sarcocornia ambigua* foram observados recentemente no sertão nordestino, quando altas lâminas de irrigação foram combinadas com a aplicação de 50 g de adubo granulado na cova de cada planta no início do plantio, na formulação 10 N, 28 P e 20 K (Alves, 2016). Costa et al. (2014a) constataram que, durante o período de estiagem no sertão, lâminas de irrigação equivalentes ou maiores do que 240% da média mensal de evapotranspiração potencial (PET = 113 mm ≈ 11,3 cm mês^{-1} ≈ 1,36 m ano^{-1}), ou seja 3,26 m ano^{-1}, mantiveram a condutividade elétrica dos solos irrigados com águas salinas em torno de 39,0 dS m^{-1} (Tabela 1). Esse valor é 25% menor do que o observado em parcelas que receberam apenas uma irrigação a 120% da PET. Em termos de comparação, *Salicornia bigelovii* requer para atingir maiores produções de biomassa 3 m ano^{-1} de água do mar (40 g NaCl L^{-1} ≈ 59 dS m^{-1}), o que é equivalente a 180% da evaporação potencial anual em Puerto Penasco (México; Glenn et al., 2013). Adicionalmente, segundo Miranda et al. (2008), no estado do Ceará, o arroz irrigado necessita um mínimo de 2,86 m de água doce ao longo de 108 dias de cultivo (9,67 m ano^{-1}).

Os resultados experimentais de *Sarcocornia ambigua* (Tabela 1) são muito promissores. As plantas demonstraram um desenvolvimento mais rápido e produção por safra semelhante à de espécies comerciais do gênero *Salicornia*. São necessários sete meses (200-210 dias) para *Salicornia bigelovii* crescer e produzir sementes em cultivos na costa pacifica dos Estados Unidos e México (Glenn et al., 1997; Siordia-Grave et al., 2003). Mark (1994) cita uma produção máxima por safra de 10 t ha^{-1} para plantas de *Salicornia bigelovii* cultivadas com água do Golfo Arábico, na costa nordeste da Arábia Saudita. Benes et al. (2005) cita uma produção de 6,4-12,4 t ha^{-1} para *Salicornia bigelovii*, cultivada com água de drenagem de fazendas da California (salinidade = 9,3 g NaCl L^{-1} e N-NO_3 = 92,8 mg L^{-1}), sendo maiores produções observadas em anos mais chuvosos (plantação recebeu mais água e mais frequentemente). Glenn et al. (1997, 2013) irrigando *Salicornia bigelovii* com água do mar

Tabela 1. Características dos diferentes cultivos de campo de *Sarcocornia ambigua* realizados no Brasil entre 2005 e 2015

Ano	2005-2006	2008	2009-2010	2010	2009-2010	2010	2012	2015	2015
Localização	Aracati (CE)	Rio Grande (RS)	Ocara (CE)	Ocara (CE)	Rio Grande (RS)	Rio Grande (RS)	Rio Grande (RS)	Ocara (CE)	Ocara (CE)
Clima	Tropical semiárido	Temperado quente	Tropical semiárido	Tropical semiárido	Temperado quente	Temperado quente	Temperado quente	Tropical semiárido	Tropical semiárido
Solo	Neossolo	Neossolo	Podzólico	Podzólico	Neossolo	Neossolo	Neossolo	Podzólico	Podzólico
CE_{sat} da água/ efluente	59,5	22,0	5,9	5,9	5,7	5,7	46,0	4,5	4,5
Área de canteiros (m²)	90	36	1600	1600	200	90	36	400	400
Tempo (semanas)	22	14	24	29	28	21	30	26	26
Irrigação (m ano^{-1})	5,5	18,2	1,7-3,3	1,7-3,3	3,7	4,6	4,6	2,7-5,4	2,7-5,4
Produção (t ha^{-1})	8,92	23,40	15,3	21,67	9,95	8,20	16,40	8,78	59,53
Variação na produção (t ha^{-1})	7,52-9,27	16,8-27,00	12,54-17,30	15,34-29,64	6,57-12,68	6,85-10,30	16,10-17,40	7,14-11,03	37,37-85,77
Referências	(1; 2)	(3)	(4)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(8)

CE_{sat} - Condutividade elétrica de saturação das amostras estimadas conforme relações definidas por Souza et al. (2013).
$ - Maiores produtividades foram alcançadas em parcelas que tiveram aplicação de 50 g de adubo granulado por planta, na formulação 10N, 28P e 20K.
Referências: (1) Costa (2006); (2) Costa (2011a); (3) Greis (2009); (4) Costa et al. 2014b; (5) Costa et al. 2014a; (6) Izeppi (2011); (7) Costa & Freitas (não publicado); (8) Alves (2016).

na concentração de 40 a 100 g NaCl L^{-1} obteve 5,0 a 23,1 t ha^{-1}, também relacionando maiores produções de biomassa à maiores volumes de irrigação e consequente remoção do excesso de sal acumulado nos canteiros.

A ocorrência natural de biótipos contrastantes de *Sarcocornia ambigua*, quanto a forma de crescimento e a coloração do caule, foi evidenciada na Venezuela por Medina et al. (2008) e em populações naturais do extremo sul do Brasil por Freitas & Costa (2014). Em 2010, no Laboratório de Biotecnologia de Halófitas (BTH), vinculado à Universidade Federal do Rio Grande (FURG), teve início um programa de seleção genética de *Sarcocornia ambigua*, através da identificação de diferentes biótipos e cruzamento dentro de linhagens puras desta espécie autógama. Esse programa resultou na obtenção de duas linhagens morfologicamente distintas, que foram denominadas BTH1 (fenótipo vermelho na maturidade, crescimento prostrado e com alto investimento reprodutivo) e BTH2 (fenótipo verde na maturidade, crescimento ereto e alta produtividade vegetativa de caules). Testes de campo com plantas irrigadas com efluentes salinos do cultivo de camarões (Doncato, 2015) mostraram diferenças consistentes na biometria, produção e composição elementar da biomassa dessas duas linhagens, que foram mantidas entre gerações consecutivas. Progênies BTH2 apresentaram maior desenvolvimento em altura e ramificações dos caules do que as progênies BTH1 (aumentos da ordem de 20-40%). Além da coloração avermelhada distinta, plantas BTH1 maduras apresentaram concentrações minerais nos caules significativamente maiores do que as plantas BTH2, particularmente microminerais tais como Fe, Mn, Zn e Cu (até 25-50% maiores). A seleção genética por métodos tradicionais desta halófita (*i.e.*, linhagens puras) propiciou a obtenção de progênies com características agronômicas distintas em um curto prazo de tempo (quatro anos). Novas cultivares de *Sarcocornia ambigua* apresentam-se como alternativas para a produção de alimentos utilizando efluentes salinos da aquicultura na costa brasileira e no interior do semiárido nordestino, reduzindo a contaminação ambiental e melhorando a sustentabilidade dos sistemas aquícolas.

Canteiros de cultivo de *Sarcocornia ambigua* podem ser utilizados para tratar efluentes salinos da aquicultura marinha, ao mesmo tempo em que produzem biomassa vegetal de alto valor agregado. Este tipo de associação pode incrementar a produção vegetal sem utilização de água doce, com reduzidos custos com insumos (*i.e.,* fertilizantes) e minimizando o impacto ambiental da aquicultura (Costa, 2011; Ventura et al., 2015). Costa (2006, 2011a) testou a eficiência de depuração de efluentes da carcinocultura no município de Aracati (CE) em um canteiro de 9 x 10 m. Para a construção do canteiro, o perfil topográfico local foi suavizado (inclinação de 5°) e sulcos cavados em zig-zag no solo arenolodoso, entre um valo de entrada do efluente, na parte superior, e um valo de captação na parte inferior, que permitia a saída do efluente tratado do sistema. Uma densidade de 7,5 plantas por m^2 foi plantada nas elevações entre sulcos. Após a passagem através do canteiro, com um tempo de residência de cerca de 15 minutos, o efluente tratado mostrou uma redução média de 42,9% de $N\text{-}NH_4$, 54,0% de $N\text{-}NO_3$ e 66,7% de $P\text{-}PO_4$. Greis (2009) avaliou a capacidade de filtração de um canteiro semelhante de *Sarcocornia ambigua* no sul do Brasil, com 36 m^2 e um tempo de residência do efluente salino da carcinicultura de 10 minutos, obtendo reduções de 56%, 23% e 19%, respectivamente, de $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_3$ e $P\text{-}PO_4$. Este trabalho destacou que a análise das passagens de efluente pelo canteiro resultou numa grande variação temporal da qualidade do efluente e da eficiência de depuração. Por exemplo, o canteiro de *Sarcocornia ambigua* foi mais eficiente na remoção de nitrogenados quando altas concentrações de nitrogênio amoniacal compunham o efluente. Consequentemente, novos estudos devem ser realizados para estudar a afinidade de absorção de nitrogenados por esta halófita, bem como para esclarecer o papel dos microorganismos associados à sua rizosfera nas mudanças da qualidade do efluente.

Spartina alterniflora: Uma halófita contra a erosão costeira e degradação ambiental

Gramíneas do gênero *Spartina* são tolerantes a diferentes níveis de salinidade e são hábeis colonizadoras de planos de lama da zona entremarés (Marangoni & Costa, 2012). Essas halófitas são reconhecidas como "espécies bioengenheiras", por sua capacidade de colonizar áreas desnudas alagadas periodicamente pelo mar, por reduzir a hidrodinâmica e também por promover a deposição do sedimento com sua densa copa, além de fixar o sedimento depositado com o sistema radicular (Chung, 2006; Mendonça & Costa, 2008; Marangoni & Costa, 2012). Essas plantas promovem modificações nas condições físico-químicas do solo, construindo seu próprio ambiente a partir das suas estruturas orgânicas formadas de carbono e elementos minerais. Além do sequestro de carbono nos caules, raízes, rizomas e detrito acumulado no solo da zona entremarés, marismas de *Spartina* desempenham funções vitais de sustentação trófica dos ecossistemas costeiros, sendo um elo dos ciclos biogeoquímicos de vários elementos (Abreu et al., 2006; Costa et al., 2009).

Spartina alterniflora é nativa da costa atlântica das Américas do Norte e do Sul, sendo capaz de suportar alagamento prolongado e altas salinidades no piso inferior de marismas e manguezais (Costa & Davy, 1992; Isacch et al., 2006). Esta espécie está entre as halófitas mais cultivadas e plantadas pelo Homem, particularmente com a finalidade de estabelecimento de barreiras naturais contra a erosão costeira e para recuperação de áreas degradadas. Ela vem sendo plantada dentro de sua distribuição biogeográfica natural, bem como na costa pacífica dos Estados Unidos e de diversos países europeus (Grã-Bretanha, França, Holanda), da Ásia e da Oceania (Chung, 2006).

A expansão agropecuária, a urbanização e a industrialização da região costeira brasileira têm levado à destruição e degradação das marismas (Costa et al., 2009).

As mudanças climáticas e a elevação relativa do nível do mar nas últimas décadas também têm acarretado perdas deste ecossistema costeiro (Marangoni & Costa, 2009; Costa & Marangoni, 2010). O reconhecimento da importância ambiental e o avanço da degradação levaram a legislação federal brasileira (Lei nº 12.651 de 25/05/2012) a definir as marismas como áreas de proteção permanente (APP). No sul do Brasil, a criação de novas áreas de marismas a partir do plantio de *Spartina alterniflora* tem sido adotada como prática de manejo para mitigar perdas cumulativas, bem como para manutenção dessas unidades ambientais e de suas funções para a qualidade de vida na região estuarino-costeira (Mendonça & Costa, 2008; Marangoni & Costa, 2009; Costa, 2011; Costa et al., 2012).

No Rio Grande do Sul, o primeiro experimento piloto de transplantio de *Spartina alterniflora* foi realizado no estuário da Lagoa dos Patos (32º S, 52º W), através do plantio de propágulos vegetativos realizado no inverno de 1995, com um espaçamento de 1 m entre plantas, que gerou o recobrimento de 100 m² (Costa & Marangoni, 1997; Costa, 2011). Em 1997, foram efetuados transplantios de propágulos vegetativos de *Spartina alterniflora* logo abaixo do nível médio das marés de um aterro hidráulico na Ilha de Santa Catarina (Florianópolis, SC), os quais resultaram em um rápido crescimento das plantas e na melhoria de sobrevivência de propágulos de *Avicennia schaueriana* plantados posteriormente na área colonizada (Abrahão, 1998). Vários outros transplantios de propágulos vegetativos de *Spartina alterniflora* bem-sucedidos foram efetuados no estuário da Lagoa dos Patos durante a primeira década do século XXI (Figura 4C), observando-se o completo recobrimento de áreas plantadas com 100 a 1.120 m² em um intervalo de apenas 1,5 a 2 anos (Mendonça & Costa, 2008; Costa, 2011). Estes transplantios foram realizados sobre margens estuarinas degradadas e também tiveram como finalidade a mitigação de material dragado no estuário. Para isto, plantas matrizes coletadas manualmente de estandes nativos, próximo da área-alvo (para evitar a introdução de ecótipos não adaptados às condições locais) e a propagação vegetativa foi realizada em viveiros e estufas agrícolas (Mendonça & Costa, 2008; Costa, 2011; Azevedo et al., 2016).

Os plantios, utilizando 1 m de espaçamento entre mudas, foram efetuados em planos de lama entremarés vazios e em margens impactadas pela deposição ilegal de resíduos sólidos. Neste último caso, a escavação, remoção do resíduo sólido e o nivelamento do terreno permitiu atingir uma elevação entremarés no local onde foi efetuado o plantio (Mendonça & Costa, 2008). Um melhor desenvolvimento das mudas e uma maior produção de perfilhos foram obtidos com a adubação em cada cova com fertilizante peletizado (5 g de N e 5 g de P; Mendonça & Costa, 2008; Costa et al., 2012). A exclusão temporária de herbívoros é recomendada para uma maior sobrevivência e crescimento inicial das mudas. No caso particular do sudeste-sul do Brasil, uma atenção especial deve ser dada à abundância local do caranguejo cavador, *Neohelice granulata*, uma espécie da família Grapsidae que se alimenta diretamente das folhas de *Spartina alterniflora* (Costa & Marangoni, 1997; Marangoni & Costa, 2012; Freitas et al., 2016).

Costa et al. (2012) descrevem uma operação bem-sucedida de aproveitamento de 5.000 m³ de sedimento dragado do Porto de Rio Grande (RS) para a formação de um banco arenolodoso com cerca de 7.500 m² de superfície na zona entremarés, e posterior plantio de 540 m² de marisma com *Spartina alterinflora*. O dragado foi depositado sobre o sedimento contaminado de uma enseada após a desativação do emissário de esgoto que atuava no local. A marisma formada mostrou grande estabilidade e capacidade de retenção do sedimento, bem como após 14 meses de criação da marisma ocorreu a colonização natural da zona superior do entremarés, a partir de sementes, pelas gramíneas *Spartina densiflora* e *Paspalum vaginatum*, além de *Sesuvium portulacastrum*, que substituíram *Spartina alterniflora* na dominância da cobertura vegetal.

Azevedo (2015) comparou características estruturais de marismas criadas pelo plantio de *Spartina alterniflora* com marismas naturais de referência no estuário da Lagoa dos Patos. As marismas criadas, com 9-10 anos, mostraram sedimentos similares aos dos pisos entremarés baixos das marismas naturais jovens de referência. Os valores de pico de biomassa aérea de verão-outono das marismas criadas estiveram entre 1.212 e 1.793 g m^{-2} em seus pisos entremarés baixos, sendo semelhantes aos das marismas naturais de idade equivalente. Adicionalmente, o papel autogênico da *Spartina alterniflora* mostrou-se marcadamente influenciado pelo grau de eutrofização local. Azevedo (2015) observou durante os três primeiros anos de desenvolvimento de uma marisma criada, em uma área eutrofizada do estuário da Lagoa dos Patos, soerguimentos dos terrenos dos blocos de plantio de 1,3 a 6,9 cm ano^{-1}. Este soerguimento ocorreu devido à redução local da hidrodinâmica pela cobertura vegetal, que promoveu a deposição e incorporação de siltes e argilas em suspensão na água estuarina ao solo (o teor no solo aumentou de 7% para 15-22%), assim como incorporação de matéria orgânica particulada (de 2% para 12-15%), esta última originada da decomposição parcial de folhas e raízes produzidas pela *Spartina alterniflora*. Estes resultados demonstram a grande habilidade de sequestro de carbono das marismas dessa halófita.

Considerações Finais

A produção de plantas halófitas para alimentação humana e de animais domésticos, como para a fitorremediação de solos salinizados, constitui uma necessidade sócio-econômica em um mundo cada vez mais carente de água doce. A domesticação de espécies nativas brasileiras pode representar independência e liderança biotecnológica, pois a maioria dos cultivos comerciais desenvolvidos no mundo é concentrado em poucas espécies (ex.: *Salicornia bigelovii*). Estudos recentes mostram que, devido a plasticidade

genotípica nas plantas halófitas, é possível alcançar as características agronômicas necessárias para o cultivo comercial dessas espécies em poucos anos, através de programas de melhoramento genético tradicionais.

Os efeitos dos fatores físico-químicos e nutricionais sobre a fisiologia das halófitas cultivadas devem ser melhor conhecidos para a definição das condições ideais de cultivo e maximização da produtividade. Outro gargalo na produção comercial de halófitas é a pouca informação sobre como a competição afeta essas plantas em monoculturas, não só suprimindo o crescimento pelo esvaziamento dos recursos, mas também ocasionando mortalidades dos menores indivíduos. Informações sobre como o espaçamento entre indivíduos/ densidade de plantio pode afetar o crescimento individual e a produção por unidade de área das halófitas são muito escassas. Entretanto, a verificação da existência e intensidade dessas relações densidade dependentes são indispensáveis para o aumento da produtividade de qualquer cultivar, dentro das condições de solo e fertilidade onde são cultivados.

A integração do cultivo de halófitas irrigada com o efluente salino do cultivo de camarões e peixes marinhos, constitui uma tecnologia em ampla expansão em vários países, uma vez que elementos dissolvidos na água tóxicos aos organismos cultivados podem servir para irrigar e fertilizar estas plantas. Esta integração além de reduzir o impacto ambiental da aquicultura marinha, permite gerar novos produtos e aumentar o lucro do aquicultor. A domesticação de halófitas constitui o rompimento do paradigma que plantas terrestres tolerantes a altos níveis de estresse ambiental, como o acarretado pelo teor salino da água do mar, não podem se tornar cultivares produtivos.

Literatura Citada

Abrahão, G. R. Técnicas para a implantação de espécies nativas de manguezais em aterro hidráulico visando a recomposição de ecossistemas costeiros (Via expresso Sul – Ilha de Santa Catarina – Brasil). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 1998. 52p. Dissertação Mestrado

Abreu, P. C.; Costa, C. S. B.; Bemvenuti, C. E.; Odebrecht, C.; Granéli, W.; Anésio, A. M. Eutrophication processes and trophic interactions in a shallow estuary: Preliminary results based on stable isotope analysis (δ13C and δ15N). Estuaries and Coasts, v.29, p.277-285, 2006.

Agra, M. F.; Silva, K. N.; Basílio, I. J. L. D.; Freitas, P. F.; Barbosa-Filho, J. M. Survey of medicinal plants used in the region Northeast of Brazil. Brazilian Journal of Pharmacognosy v.18, p.472-508, 2008.

Albuquerque, A. G. B. M.; Ferreira, T. O.; Cabral, R. L.; Nóbrega, G. N.; Romero, R. E.; Meireles, A. J. D. A.; Otero, X. L. Hypersaline tidal flats (apicum ecosystems): The weak link in the tropical wetlands chain. Environmental Reviews, v.22, p.99-109, 2014.

Albuquerque, U. P.; Muniz, D. M. P.; Almeida, A. L.; Monteiro, J. M.; Machado, D. F. L. N. E.; Gomes, D. M. J.; Santos, J. P. Medicinal plants of the caatinga (semi-arid) vegetation of NE Brazil: A quantitative approach. Journal of Ethnopharmacology, v.114, p.325-354, 2007.

Alonso, M. A.; Crespo, M. B. Taxonomic and nomenclatural notes on South American taxa of Sarcocornia A. J. Scott (Chenopodiaceae). Annales Botanici Fennici, v.45, p.241-254, 2008.

Alves, P. R. Cultivo de *Sarcocornia ambigua* (Michx.) M. A. Alonso & M. B. Crespo irrigada com efluente salino. Fortaleza: Universidade Estadual do Ceará, 2016. 97p. Dissertação Mestrado

Araujo, D. S. D.; Pereira, M. C. A. Sandy coastal vegetation. In: Encyclopedia of life support systems. Oxford: United Nations Education, Scientific, and Cultural Organization, Eolss Publishers, 2004. 17p.

Araujo, E. C.; Costa, R. S.; Lopes, E. C.; Daher, R. F.; Fernandes, M. E. B. Qualidade das mudas de espécies arbóreas de mangue cultivadas em viveiro e diferentes substratos. Acta Ambiental Catarinense, v.11, p.21-32, 2014.

Azevedo, A. M. G. Avaliação da efetividade da criação de marismas pelo plantio de gramíneas bioengenheiras do gênero *Spartina* no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Rio Grande: FURG, 2015. 146p. Tese Doutorado

Azevedo, A. M. G.; Costa, C. S. B.; Leal, C. E. S.; Marangoni, J. C. Efeitos da densidade de plantio e da adição de nutrientes na produção de mudas de gramas halófitas em recipientes. Revista Ceres, v.63, p.76-85, 2016.

Barroso, D. D.; Araújo, G. G. L.; Porto, E. R.; Porto, F. R. Produtividade e valor nutritivo das frações forrageiras da erva-sal (*Atriplex nummularia*) irrigada com quatro diferentes volumes de efluentes da criação de tilápia em água salobra. Agropecuária Técnica, v.27, p.43-48, 2006.

Benes, S. E.; Grattan, S. R.; Robinson, P. H. Cultivation of halophytes to reduce drainage volumes on the Westside San Joaquin Valley of California. Fresno: California State University, 2005. 45p. Final report to the California State University Agricultural Research Initiative (ARI). Project #00-1-003.

Bertin, R. L.; Gonzaga, L. V.; Borges, G. S. C.; Azevedo, M. S.; Maltez, H. F.; Heller, M.; Micke, G. A.; Tavares, L. B. B.; Fett, R. Nutrient composition and, identification/quantification of major phenolic compounds in *Sarcocornia ambigua* (Amaranthaceae) using HPLC–ESI-MS/MS. Food Research International, v.55, p.404-411, 2014.

Bertin, R. L.; Maltez, H. F.; Gois, J. S.; Borges, D. L. G.; Borges, G. S. C.; Gonzaga, L. V.; Fett, R. Mineral composition and bioaccessibility in *Sarcocornia ambigua* using ICP-MS, Journal of Food Composition and Analysis, v.47, p.45-51, 2016.

Brasil. Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (PAN-Brasil). Brasília: Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Recursos Hídricos, 2004.

Brasil - MI. Nova delimitação do semi-árido Brasileiro. Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2005. 33p.

Brasil - MMA. Documento Base - Programa Água Doce. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012. 321p.

Cardoso, C. R. P.; Salaro, M. C. F.; Vilegas, W. Controle de qualidade preliminar de *Rhizophora mangle* planta do litoral brasileiro. Ciência & Tecnologia: Fatec-JB, v.7, p.32-36, 2015.

Carneiro, D. B.; Barboza, M. S. L.; Menezes, M. P. Plantas nativas úteis na Vila dos Pescadores da Reserva Extrativista Marinha Caeté-Taperaçu, Pará, Brasil. Acta Botanica Brasilica, v.24, p.1027-1033, 2010.

Carneiro, M. A. B.; Farrapeira, C. M. R.; Silva, K. M. E. O manguezal na visão etnoecológica dos pescadores artesanais do Canal de Santa Cruz, Itapissuma, Pernambuco, Brasil. Biotemas, v.21, p.147-155, 2008.

Cordazzo, C. V. Effect of seed mass on germination and growth in three dominant species in Southern Brazilian coastal dunes. Brazilian Journal of Biology, v.62, p.427-435, 2002.

Cordazzo, C. V. Effects of salinity and sand burial on germination and establishment of *Blutaparon portulacoides* (St.Hil.) Mears (Amaranthaceae) on backshore of Southern Brazil. Neotropical Biology and Conservation, v.2, p.94-100, 2007.

Cordazzo, C. V.; Seeliger, U. Reproduction and vegetative regeneration in *Blutaparon portulacoides* (Amaranthaceae) on backshores of Southern Brazil. Journal of Coastal Research, v.35, p.481-485, 2003.

Costa, C. S. B. Tidal marsh and wetland plants. In: Seeliger, U.; Odebrecht, C.; Castello, J. Subtropical convergence environments: The coast and sea in the Southwestern Atlantic. Berlin: Springer-Verlag, 1997. p.24-26.

Costa, C. S. B. A salicórnia: Uma planta que pode ser utilizada no cultivo integrado com o camarão. Panorama da Aquicultura, v.98, p.28-33, 2006.

Costa, C. S. B. Projeto de recuperação de marismas. In: Tagliani, P. R.; Asmus, M. L. (ed.) Manejo integrado do estuário da Lagoa dos Patos: uma experiência de gerenciamento costeiro no sul do Brasil. Rio Grande: FURG, 2011. p.50-60.

Costa, C. S. B.; Davy, A. J. Coastal saltmarsh communities of Latin America. In: Seeliger, U (ed.) Coastal plant communities of Latin America. New York: Academic Press, 1992. p.179-199.

Costa, C. S. B.; Herrera, O. B. Halophytic life in Brazilian salt flats: Biodiversity, uses and threats. In: Khan, M. A.; Boër, B.; Ozturk, M.; Clüsener-Godt, M.; Gul, B.; Breckle, S.-W. (ed.) Sabkha Ecosystem V : The Americas. Berlin: Springer, 2016. p.11-27.

Costa, C. S. B.; Herrera, O. B.; Oliveira, R. D.; Alves, P. R.; Lopes, E. F.; Lucas, D. S. Influence of different saline irrigation regimes on soil electrical conductivity and crop yield of *Sarcocornia ambigua* in the semi-arid region of NE Brazil. In: Proceedings of the INOVAGRI International Meeting, 2. Fortaleza: Instituto de Pesquisa e Inovação na Agricultura Irrigada-INOVAGRI, 2014a. p.3234-3243.

Costa, C. S. B.; Iribarne, O. O; Farina, J. M. Human impacts and threats to the conservation of South American salt marshes. In: Silliman, B. R.; Grosholtz, T.; Bertness, M. D. (ed.) Salt marshes under global siege. Berkeley: University of California Press, 2009. p.337-359.

Costa, C. S. B.; Marangoni, J. C. Criação de marismas com especies nativas: Experimento piloto no sul do Brasil. In: Anais... Congresso Latino Americando de Ciências do Mar. Santos: IOUSP-ALICMAR-FIESP, 1997. p.200-201.

Costa, C. S. B.; Marangoni, J. C. As comunidades das marismas In: Seeliger, U.; Odebrecht, C. (ed.) O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações. Rio Grande: FURG, 2010. p.125-133.

Costa, C. S. B.; Marangoni, J. C.; Azevedo, A. M. G. Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: Relative importance of stress tolerance and biological interactions. Journal of Ecology, v.91, p.951-965, 2003.

Costa, C. S. B.; Mendonça, P. T.; Marangoni, J. C. Criação de uma marisma em enseada estuarina no sul do Brasil utilizando sedimento dragado. In: Anais... Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental, 7. 2012. Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC. Criciúma: Associação Brasileira de Engenharia Ambiental – ASBEA, 2012. p.960-969.

Costa, C. S. B.; Seeliger, U. Demografia de folhas de *Hydrocotyle bonariensis* Lam., uma planta herbácea rizomatosa perene, nas dunas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, v.48, p.443-451, 1988.

Costa, C. S. B.; Vicenti, J. R. M.; Morón-Villareyes, J. A.; Caldas, S.; Cardozo, L. V.; Freitas, R. F.; D'Oca, M. G. M. Extraction and characterization of lipids from *Sarcocornia ambigua* meal: A halophyte biomass produced with shrimp farm effluent irrigation. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v.86, p.935-943, 2014b.

Costa, R. N. T.; Lacerda, C. F.; Silva, L. A. C.; Araújo, A. P. B. Indicadores de rentabilidade da recuperação de solos sódicos. In: Gheyi, H. R.; Dias, N. S.; Lacerda, C. F. (ed.) Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCTSAL, 2010. p.449-458.

Chung, C. Forty years of ecological engineering with *Spartina* plantations in China. Ecological Engineering, v.27, p.49–57, 2006.

Davy, A. J.; Bishop, G. F.; Mossman, H.; Redondo-Gómez, S.; Castillo, J. M.; Castellanos, E. M.; Luque, T.; Figueroa, M. E. Biological flora of the British Isles: *Sarcocornia perennis* (Miller) A. J. Scott. Journal of Ecology, v.94, p.1035-1048, 2006.

Dawes, C. Marine botany. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1998. 480p.

Dias, G. Sal verde e mais saudável. Agropecuária Catarinense, v.28, p.29-31, 2015.

Doncato, K.B. Avaliação do crescimento e qualidade nutricional de progênies selecionadas da halófita *Sarcocornia ambigua* irrigadas com efluente salino da carcinicultura. Rio Grande: FURG, 2015. 62p. Dissertação Mestrado

Flowers, T. F.; Galal, H. K.; Bromham, L. Evolution of halophytes: multiple origins of salt tolerance in land plants. Functional Plant Biology, v.37, p.604-612, 2010.

Freitas, R. F.; Costa, C. S. B. Germination responses to salt stress of two intertidal populations of the perennial glasswort *Sarcocornia ambigua*. Aquatic Botany, v.117, p.12-17, 2014.

Freitas, R. F.; Schrack, E. C.; He, Q.; Silliman, B. R.; Furlong, E. B.; Telles, A. C.; Costa, C. S. B. Consumer control of the establishment of marsh foundation plants in intertidal mudflats. Marine Ecology Progress Series, v.547, p.79-89, 2016.

Glenn, E. P.; Anday, T.; Chaturvedi, R.; Martinez-Garcia, R.; Pearlstein, S.; Soliz, D.; Nelson, S. G.; Felger, R. S. Three halophytes for saline-water aqriculture: An oilseed, a forage and a grain crop. Environment Experimental Botany, v.92, p.110-121, 2013.

Glenn, E. P.; Brown, J. J.; O'Leary, J. W. Irrigating crop with seawater. Scientific American, v.279, p.76-81, 1998.

Glenn, E. P.; Miyamoto, S.; Moore, D.; Brown, J. J.; Thompson, T. L.; Brown, P. Water requirements for cultivating *Salicornia bigelovii* Torr. with seawater on sand in a coastal desert environment. Journal of Arid Environment, v.36, p.711–730, 1997.

Gomes-Neto, A.; Costa, C. S. B. Survival and growth of the dominant salt marsh grass *Spartina alterniflora* in an oil industry saline wastewater. International Journal of Phytoremediation, v.11, p.640-650, 2009.

Govindan, T.; Kathiresan, K. Anatomical changes during rooting of mangroves - *Avicennia officinalis* and *Excoecaria agallocha*. European Journal of Medicinal Plants, v.4, p.1534-1542, 2014.

Greis, G. Propagação vegetativa de *Salicornia gaudichaudiana* Moq. em laboratório. Rio Grande: FURG, 2005. 13p. Trabalho de Graduação do Curso de Ciências Biológicas.

Greis, G. Cultivo de *Salicornia gaudichaudiana* Moq. irrigada com efluente de camarão no clima temperado na costa sul do Brasil. Rio Grande: FURG, 2009. 62p. Dissertação Mestrado

Gul, B.; Ansari, R.; Flowers, T. J.; Khan, M. A.; Germination strategies of halophyte seeds under salinity. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.4–18, 2013.

Herrera, O. B.; Tabosa, J. N.; Galindo, F. A. T.; Azevedo Neto, A. D. *Atriplex*: Nova forrageira para solos salinizados no semi-árido nordestino. Petrolina: Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA, 2000. 18p. Série Documentos Técnicos IPA

Hesp, P. A. Coastal dunes in the tropics and temperate regions: Location, formation, morphology and vegetation processes. In: Martínez, M. L.; Psuty, N. P. (ed.) Coastal dunes: Ecology and conservation. Berlin: Springer-Verlag, 2008. p.29-49.

Isacch J. P.; Costa, C. S. B.; Rodríguez-Gallego, L.; Conde, D.; Escapa, M.; Gagliardini, D. A.; Iribarne O. O. Association between distribution pattern of plant communities and environmental factors in SW Atlantic saltmarshes. Journal of Biogeography, v.33, p.888-900, 2006.

Izeppi, E. M.. Efeito da densidade de plantio na sobrevivência, desenvolvimento e produção de biomassa da halófita *Sarcocornia ambigua* (Michx.) Alonso & Crespo. Rio Grande: FURG, 2011. 66p. Dissertação Mestrado

Kim, D.; DeWitt, T. J.; Costa, C. S. B.; Kupfer, J. A.; McEwan, R. W.; Stallins, J. A. Beyond bivariate correlations: Three-block partial least squares illustrated with vegetation, soil, and topography. Ecosphere, v.6, article135, 2015.

Lacerda, L. D.; Conde, J. E.; Kjerfve, B.; Alvarez-León, R.; Alarcón, C.; Polanía, J. American mangroves. In: Lacerda, L. D. (ed.) Mangrove ecosystems: Function and management Berlin: Springer-Verlag, 2002. Chapter 1. p.1-62.

Leal, C. E. S.; Marangoni, J. C.; Costa, C. S. B. Crescimento de mudas da árvore pioneira de restingas, *Myrsine parvifolia* A. DC., em diferentes volumes de recipiente e adição de nutrientes. FEPAM em Revista, v.8, p.24-32, 2014.

Leite, M. S.; Barros, F. J. A.; Khoury, S. H.; Herrera, O. B.; Costa, C. S. B. Cultivo de plântulas de *Salicornia gaudichaudiana* Moq. para uso em bioremediação junto a viveiros de criação de camarão. Revista Brasileira de Biociências, v.5, p.297–299, 2007.

Lopes, E. C.; Araújo, E. C.;Costa, R. S.; Daher, R. F.; Fernandes, M. E. B. Crescimento de mudas de mangue sob diferentes níveis de sombreamento na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. Acta Amazonica, v.43, p.291-296, 2013.

Marangoni, J. C.; Costa, C. S. B. Natural and anthropogenic effects on salt marsh over five decades in the Patos lagoon (Southern Brazil). Brazilian Journal of Oceanography, v.57, p. 345-350, 2009.

Marangoni, J. C.; Costa, C. S. B. Caracterização das atividades econômicas tradicionais no entorno das marismas no estuário da Lagoa dos Patos (RS). Desenvolvimento e Meio Ambiente, v.21, p.129-142, 2010.

Marangoni, J. C.; Costa, C. S. B. Short-and long-term vegetative propagation of two *Spartina* species on a salt marsh in Southern Brazil. Estuaries and Coasts, v.35, p.763–773, 2012.

Mayer, A. M; Poljakoff-Mayber, A. The germination of seeds. Oxford: Pergamon Press, 1989. 270p.

Medeiros, M. F. T.; Albuquerque, U. P. Food flora in 17th century northeast region of Brazil *in Historia Naturalis Brasiliae*. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, v.10, p.1–20, 2014.

Medina, E.; Francisco, A. M.; Wingfield, R.; Casañas, O. L. Halofitismo em plantas de la costa caribe de venezuela: Halofitas y halotolerantes. Acta Botánica Venezuelica, v.31, p.49-80, 2008.

Mendonça, P. T. M; Costa, C. S. B. Efeitos da disponibilidade de nitrogênio e fósforo no estabelecimento de *Spartina alterniflora* em um plano entre marés irregularmente alagado. Neotropical Biology and Conservation, v.3, p.135-148, 2008.

Miranda, F. R.; Souza Jr., F. E. A.; Lima, R. N.; Sousa, C. C. M.; Santana, M. G. S.; Costa, C. A. G. Uso de efluentes da carcinicultura de águas interiores na irrigação do arroz. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v.13, p.380-386, 2008.

Porto, E. R.; Amorin, M. C. C.; Araújo, O. J. Potencialidades da erva-sal (*Atriplex nummularia*) irrigada com rejeito da dessalinização de água salobra no semi-árido brasileiro como alternativa de reutilização. In: Anais... Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. 2000. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, p.1-8.

Porto, E. R.; Amorim. M. C. C.; Dutra, M.T.; Paulino, R.V.; Brio, L. T. L.; Matos, A. N. B. 2006. Rendimento da *Atriplex nummularia* irrigada com efluentes da criação de tilápia em rejeito da dessalinização de água. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.97–103, 2006.

Porto, E. R.; Amorim, M. C. C.; Silva Júnior, L. G. A. Uso do rejeito da dessalinização de água salobra para irrigação da erva sal (*Atriplex nummularia*). Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, p.111-114, 2001.

Queiroz, G. R.; Ribeiro, R. C. L.; Romão, F. T. N. M. A.; Flaiban, K. K. M. C.; Bracarense, A. P. F. R. L.; Lisbôa, J. A. N. Intoxicação espontânea de bovinos por *Senna obtusifolia* no Estado do Paraná. Pesquisas Veterinárias Brasileiras, v.32, p.1263-1271, 2012.

Ribeiro, J. N. S. Germinação de *Myrsine parvifolia* A.DC. em diferentes condições de temperatura e salinidade. Rio Grande: FURG, 2010. 34p. Trabalho de Graduação do Curso de Oceanologia.

Ribeiro, J. N. S.; Costa, C. S. B. The effect of temperature regulation on seed germination of the tropical tree *Myrsine parvifolia* A. DC near its southern limit. South African Journal of Botany, v.98, p.128-133, 2015.

Rozema, J.; Flowers, T. J. Crops for a salinized world. Science, v.322, p.1478-1480, 2008.

Rozema, J.; Schat, H. Salt tolerance of halophytes, research questions reviewed in the perspective of saline agriculture. Environment and Experimental Botany, v.92, p.83-95, 2013.

Santos, M. A.; Freire, M. B. G.; Almeida, B. G.; Lins, C. M. T.; Silva, E. M. Dinâmica de íons em solo salino sódico sob fitorremediação com *Atriplex nummularia* e aplicação de gesso. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.397-404, 2013.

Siordia-Grave, M. A.; Sosa-Pérez, R.; Lozano-Ascencio, O.G. *Salicornia pacifica*: Una alternativa energética sustentable. In: Annals of the international seminar on bioenergy and sustainable rural development. Morelia (México): Centro de Investigaciones en Ecosistemas/Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2003. p.163-169.

Sousa R. D. S. Etnobotânica e etnozoologia de comunidades pesqueiras da Área de Proteção Ambiental (APA) do Delta do Parnaíba, Nordeste do Brasil. Teresina: Universidade Federal do Piauí, 2010. 175p. Dissertação Mestrado

Souto, J. C. R.; Araújo, G. G. L.; Silva, D. S. S.; Porto, E. R.; Turco, S. H. N.; Medeiros, A. N. Desempenho produtivo de ovinos alimentados com dietas contendo níveis crescentes de feno de erva sal (*Atriplex nummularia* Lindl.). Revista Ciência Agronômica, v.36, p.376-38, 2005.

Souza, E. R.; Freire, M. B. G. S.; Melo, D. V. M.; Montenegro, A. A. A. Management of *Atriplex nummularia* Lindl. in a salt affected soil in a semi arid region of Brazil. International Journal of Phytoremediation, v.16, p.73-85, 2014.

Souza, E. R.; Melo, H. F.; Almeida, B. G.; Melo, D. V. M. Comparação de métodos de extração da solução do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.510-517, 2013.

Tears, H. J. Silviculture with saline water. In: Hollaender, A.; Aller, J. C.; Epstein, E.; San Pietro, A.; Zaborsky, O. R. (ed.) The biosaline concept: An approach to the utilization of underexploited resources. New York: Plenum Press, 1979. p.117-162.

Timm, T. G.; Silva Jr., A. A.; Bertin, R. L.; Tavares, L. B. B. Processamento de conservas de *Sarcocornia perennis*. Agropecuária Catarinense, v.28, p.97-102, 2015.

Ventura, Y.; Eshel, A.; Pasternak, D.; Sagi, M. The development of halophyte-based agriculture: past and present. Annals of Botany, v.115, p.529-540, 2015.

Ventura, Y.; Sagi, M. Halophyte crop cultivation: The case of *Salicornia* and *Sarcocornia*. Environmental and Experimental Botany, v.92, p.144-153, 2013.

Zerai, D. B.; Glenn, E. P.; Chatervedi, R.; Lu, Z.; Mamood, A. N.; Nelson, S. G.; Ray, D. T. Potential for the improvement of *Salicornia bigelovii* through selective breeding. Ecological Engineering, v.36, p.730-739, 2010.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

17 Melhoramento genético e seleção de cultivares tolerantes à salinidade*

Walter dos S. Soares Filho[1], Hans R. Gheyi[2], Marcos E. B. Brito[3], Reginaldo G. Nobre[3], Pedro D. Fernandes[3, 4] & Rafael de S. Miranda[5]

[1] Embrapa Mandioca e Fruticultura
[2] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
[3] Universidade Federal de Campina Grande
[4] Universidade Estadual da Paraíba
[5] Universidade Federal do Ceará

* Capítulo dedicado ao Dr. Nand K. Fageria *in memoriam*, autor principal do capítulo na edição anterior

Introdução

A salinidade é um dos principais responsáveis pela redução da produtividade das culturas. Em nível mundial, estima-se que 20% da área cultivada e 33% da área irrigada estejam prejudicados pela salinização, a maioria localizada no continente asiático (Shahbaz & Ashraf, 2013; Shrivastava & Kumar, 2015). As áreas salinizadas abrangem, aproximadamente, 900 milhões de hectares. De acordo com Martinez-Beltran & Manzur (2005), há problemas de salinização de solos em todos os continentes, à exceção da Antártica.

A ocorrência de solos salinos e/ou sódicos é comum em regiões áridas e semiáridas, devido à baixa precipitação e à alta taxa de evaporação, situação potencializada pela baixa capacidade de drenagem natural, fazendo com que os sais, não lixiviados, acumulem-se em quantidades prejudiciais ao crescimento das plantas. A salinização também ocorre em regiões litorâneas, em consequência da inundação do solo pela água salgada de mares ou oceanos.

Em nível global, a cada ano verifica-se um aumento das áreas afetadas por sais, especialmente onde a irrigação é praticada sem um manejo adequado. A maior parte dos solos salinizados localiza-se em países em desenvolvimento, nos quais a densidade populacional é alta e, consequentemente, há necessidade de maior produção de alimentos (Shahbaz & Ashraf, 2013). No Brasil, além da região Nordeste, são encontrados solos salinizados no Rio Grande do Sul e no Pantanal Matogrossense (Ribeiro et al., 2009). Segundo Pedrotti et al. (2015), com base no mapa de solos do Brasil, as áreas afetadas por sais ocupam cerca de 160.000 km^2 (16 milhões de ha) ou 2% do território nacional. Desse total, Pereira et al. (1983) relataram que mais de 50% (91.000 km^2) encontram-se no Nordeste, notadamente nos estados da Bahia (44%) e do Ceará (25,5%).

Esse cenário, crítico, tende a piorar em função do aumento das áreas salinizadas a uma taxa anual de 10%, em decorrência de vários motivos, dentre os quais se tem baixos índices de pluviosidade, aceleração do intemperismo da rocha matriz dos solos, elevação da evaporação em terras cultivadas, uso de água salina na irrigação, manejo incorreto da irrigação e da adubação, dentre outras práticas culturais inadequadas em muitos sistemas de exploração agrícola. As previsões são ainda mais preocupantes, considerando a necessidade crescente da produção de alimentos, com aumentos estimados em 38% para o ano 2025 e em 57% para 2050 (Jamil et al., 2011; Shahbaz & Ashraf, 2013; Shrivastava & Kumar, 2015), em consequência da expansão da população mundial, que deve saltar dos atuais 7,4 bilhões para cerca de 9,7 bilhões em 2050 (United Nations, 2015), estando a maior parte desse aumento populacional projetada nos países em desenvolvimento, onde a demanda por alimentos será maior.

A salinidade reduz o crescimento e afeta os processos fisiológicos e bioquímicos das plantas (Sairam et al., 2002; Khadri et al., 2006), em virtude da redução do potencial osmótico da água no solo, que restringe a absorção de água pelas raízes, e em razão do acúmulo de quantidades tóxicas de vários íons na planta (Saqib et al., 2008; Ribeiro et al., 2009), principalmente de Na^+ e Cl^- (Saqib et al., 2008). Além disso, o aumento na concentração desses íons no ambiente radicular pode acarretar redução na absorção de cátions e ânions, ocasionando desequilíbrios nutricionais na

planta e, consequentemente, diminuição de seu rendimento agronômico (Kumar et al., 2008). Portanto, é interessante selecionar plantas tolerantes à salinidade capazes de excluir o Na^+ no processo de absorção e que mantenham elevada a concentração de K^+ na parte aérea (Tester & Davenport, 2003; Davenport et al., 2005; Deinlein et al., 2014).

Alta relação K^+/Na^+ nos tecidos das plantas é um bom indicador de tolerância à salinidade (Wei et al., 2003). Por outro lado, deve-se atentar para plantas em que o íon Cl^- é mais prejudicial que o Na^+, a exemplo dos citros (*Citrus* spp. e espécies de gêneros afins), da soja [*Glicine max* (L.) Merril] e da videira (*Vitis vinifera* L.). Nessas espécies, a tolerância à salinidade está relacionada à capacidade de exclusão de Cl^- do sistema radicular, ou ao acúmulo desse íon no vacúolo da célula (Munns & Tester, 2008; Flowers & Colmer, 2015).

Os sais solúveis acumulados no solo consistem, normalmente, de várias proporções dos cátions Na^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}, dos ânions Cl^-, SO_4^{2-} e HCO_3^- e, às vezes, de K^+, CO_3^{2-} e NO_3^-. Devido à alta concentração de sais solúveis, solos salinos são caracterizados por uma alta condutividade elétrica. Na Tabela 1 são apresentadas informações sobre o efeito da condutividade elétrica na produção das culturas.

A incorporação de áreas salinizadas ao processo produtivo de alimentos terá papel fundamental do ponto de vista socioeconômico. Uma das principais estratégias no aproveitamento agrícola de áreas salinizadas, em complemento à sua recuperação mediante procedimentos adequados de manejo do solo e da água, consiste no desenvolvimento de variedades tolerantes à salinidade, com base em métodos convencionais de melhoramento genético e na aplicação da moderna biotecnologia, que envolve áreas de conhecimento como a da cultura de tecidos e da transgenia. Para tanto, é essencial o aproveitamento da expressiva variabilidade genética relacionada à imensa maioria dos cultivos agrícolas, despendendo-se esforços no sentido de identificar o conjunto (*pool*) gênico associado a cada cultura, compreendendo tanto espécies cultivadas, como espécies selvagens e de gêneros afins. Relativamente às espécies cultivadas, cabe destacar que estas agregam não somente variedades de amplo uso comercial, mas também variedades locais, muitas das quais em risco de extinção em razão de ações inadequadas do homem, responsáveis pelo que se denomina por "erosão genética".

Tais conjuntos gênicos reúnem importantes características hereditárias, relacionadas à adaptação a ambientes sujeitos a estresses de natureza biótica e abiótica, sendo fundamental sua preservação mediante o estabelecimento de bancos de germoplasma, cujo aproveitamento deve ser efetivado pela caracterização dos acessos que os compõem, objetivando a identificação e uso da variabilidade genética disponível, em conformidade com os interesses variados de programas de melhoramento genético, dentre os quais está o desenvolvimento de variedades tolerantes à salinidade.

Tabela 1. Resposta das culturas à condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes)

CEes (dS m^{-1} a 25 °C)	Resposta das culturas
0 a 2	Efeito de salinidade praticamente nulo
2 a 4	Redução de produtividade somente em culturas muito sensíveis
4 a 8	Redução de produtividade em muitas culturas
8 a 16	Produção satisfatória somente em culturas tolerantes
>16	Produção satisfatória somente em culturas altamente tolerantes

Fonte: Adaptada de Mengel et al. (2001).

Na literatura encontram-se muitos exemplos relacionados ao desenvolvimento e uso de cultivares tolerantes à salinidade, envolvendo as culturas da canola - *Brassica napus* L. e *Brassica rapa* L. (François, 1994), soja - *Glycine max* (Shalhevet et al., 1995), girassol - *Helianthus annuus* L. (François, 1996), milho - *Zea mays* L. (Shalhevet et al., 1995; Mansour et al., 2005), feijão - *Phaseolus vulgaris* L. (Khadri et al., 2006), arroz - *Oryza sativa* L. (Fageria et al., 1981; Fageria, 1985b, 1991), trigo - *Triticum* spp. (Davenport et al., 2005; Saqib et al., 2005; Murtaza et al., 2009), entre outros cultivos, incluindo culturas perenes, como a dos citros - *Citrus* spp. e espécies de gêneros afins (Brito et al., 2008, 2014a, 2014b, 2015; Fernandes et al., 2011; Sousa et al., 2016).

Assim, neste capítulo objetiva-se discutir o melhoramento genético e a metodologia de avaliação da tolerância de genótipos de espécies vegetais à salinidade.

Salinidade e Rendimento das Culturas

A salinidade afeta o crescimento e, consequentemente, a produção das culturas (Pardo et al., 2006). Seus efeitos no crescimento das plantas são discutidos detalhadamente no Capítulo 11. Relativamente a culturas anuais, a Tabela 2 traz informações sobre valores de salinidade limiar, decréscimo no rendimento das principais culturas com o aumento unitário da salinidade em relação a esses valores limiares e classificação de várias culturas quanto à tolerância à salinidade. Nessa classificação, verifica-se que a maioria das espécies se comporta como moderadamente sensível ou sensível à salinidade, sendo apresentada a redução no rendimento das diferentes culturas listadas com o aumento na condutividade elétrica no extrato de saturação variável. Depreende-se, assim, a importância do melhoramento genético no aumento do potencial de tolerância à salinidade desses cultivos, essenciais à segurança alimentar da população mundial.

Métodos de Avaliação de Tolerância das Plantas à Salinidade

Aspectos gerais

Existem inúmeros trabalhos na literatura que relatam a avaliação de espécies, ou de genótipos de uma mesma espécie, quanto à sua tolerância à salinidade em condições de campo e em condições controladas (Fageria, 1985a,b ; François, 1994; Murtaza et al., 2009; Fernandes et al., 2011; Brito et al., 2015; Sousa et al., 2016). A escolha de metodologia apropriada de avaliação é a primeira etapa para o sucesso do processo de desenvolvimento de cultivares tolerantes à salinidade. Não existe uma regra geral para avaliação de material genético

Tabela 2. Limiar de salinidade, decréscimo no rendimento e classificação da tolerância de várias culturas à salinidade

Cultura	Condutividade elétrica do extrato de saturação		Classificação[1]
	Limiar (dS m^{-1})	Decréscimo no rendimento (% por dS m^{-1} acima limiar)	
Cereais, fibrosas e culturas especiais			
Algodão (*Gossypium hirsutum* L.)	7,7	5,1	T
Amendoim (*Arachis hypogaea* L.)	3,2	29,0	MS
Arroz (*Oryza sativa* L.)	3,0	12,0	S
Aveia (*Avena* L.)	-	-	MT
Beterraba (*Beta vulgaris* L.)	7,0	5,9	T
Cana-de-açúcar (*Saccharum oficinarum* L.)	1,7	5,9	MS
Caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.]	4,9	12,0	MT
Centeio (*Secale cereale* L.)	-	-	MT
Cevada (*Hordeum vulgare* L.)	8,0	5,0	T
Feijão (*Phaseolus vulgaris* L.)	1,0	19,0	S
Girassol (*Helianthus annuus* L.)	-	-	MS
Guar [*Cyamopsis tetragonoloba* (L.) Taub.]	-	-	MT
Linho (*Linum* spp.)	1,7	12,0	MS
Milheto [*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.]	-	-	MS
Milho (*Zea mays* L.)	1,7	12,0	MS
Soja [*Glycine max* (L.) Merr.]	5,0	20,0	MT
Sorgo [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]	6,8	16,0	MT
Trigo (*Triticum aestivum* L.)	6,0	7,1	MT
Triticale (*Triticum aestivum* x *Secale cereale*)	-	-	T
Forrageiras			
Alfafa (*Medicago sativa* L.)	2,0	7,3	MS
Capim Bermuda [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.]	6,9	6,4	T
Capim Sudão [*Sorghum sudanense* (Piper) Stapf]	2,8	4,3	MT
Fetusca Alta (*Festuca arundinacea* Schreb.)	3,9	5,3	MT
Sesbânia [*Sesbania grandiflora* (L.) Pers.]	2,3	7,0	MS
Trevo Ladino (*Trifolium repens* L.)	1,5	12,0	MS
Trevo Vermelho (*Trifolium repens*)	1,5	12,0	MS
Hortaliças e fruteiras			
Alface (*Lactuca sativa* L.)	1,3	13,0	MS
Aspargo (*Asparagus officinalis* L.)	4,1	2,0	T
Batata (*Solanum tuberosum* L.)	1,7	12,0	MS
Batata-doce [*Ipomoea batatas* (L.) Lam.]	1,5	11,0	MS
Berinjela (*Solanum melongena* L.)	-	-	MS
Brócolis (*Brassica oleracea* L. var. *italica* Plenck)	2,8	9,2	MS
Cebola (*Allium cepa* L.)	1,2	16,0	S
Cenoura (*Daucus carota* L.)	1,0	14,0	S
Couve-flor (*Brassica oleracea* L. var. *botrytis* L.)	-	-	MS
Ervilha (*Pisum sativum* L.)	-	-	S
Espinafre (*Spinacia oleracea* L.)	2,0	7,6	MS
Melancia [*Citrullus lanatus* (Thunb.) Matsum. & Nakai]	-	-	MS
Morango (*Fragaria* x *ananassa* Duch.)	1,0	33,0	S
Nabo (*Brassica rapa* L.)	0,9	9,0	MS
Pepino (*Cucumis sativus* L.)	2,5	13,0	MS
Rabanete (*Raphanus sativus* L.)	1,2	13,0	MS
Repolho (*Brassica oleracea* L. var. *capitata* L.)	1,8	9,7	MS
Tomate (*Solanum lycopersicum* L. var. *lycopersicum*)	2,5	9,9	MS

Fonte: Maas (1986).

[1] S = sensível, MS = muito sensível, T = tolerante, MT = muito tolerante.

quanto à tolerância à salinidade. A metodologia pode variar de acordo com as condições climáticas da região, tipo de solo, nível de salinidade do solo e da água e disponibilidade de recursos físicos, humanos e financeiros. Desse modo, a metodologia deve ser desenvolvida e adaptada para cada condição. Para tanto, é necessário conduzir experimentos a campo e em casa de vegetação no sentido de alcançar resultados satisfatórios. Indubitavelmente, porém, alguns princípios de avaliação devem ser levados em conta no processo de análise do material genético, a saber:

1. Substrato de crescimento uniforme.

2. Genótipos com ciclos de desenvolvimento iguais no mesmo experimento.

3. Metodologia de validação de resultados: deve ser simples e permitir avaliar grande número de genótipos com razoável precisão.

4. Parâmetros de avaliação bem definidos, tais como produção e massa seca da parte aérea e radicular.

5. Em estudos conduzidos a campo, deve-se determinar o nível de salinidade da área experimental antes da instalação

do ensaio. É necessária uma clara definição do problema de salinidade em relação ao qual serão avaliadas as respostas da planta.

6. Determinação do nível de salinidade limiar.

7. Na avaliação de genótipos para tolerância à salinidade, é necessário que todos os nutrientes essenciais sejam aplicados em quantidades adequadas. Nesse sentido, o uso de soluções nutritivas, aplicadas por meio de sistemas hidropônicos, permite um controle no balanço de sais na solução, assim como dos teores de nutrientes disponíveis às plantas.

8. Os ensaios devem ser acompanhados de práticas culturais adequadas, como época e densidade de plantios convenientes, controle de doenças, de pragas e de plantas invasoras, realização da colheita na época apropriada, de modo a reduzir a ocorrência de outros estresses, sejam bióticos ou abióticos, que possam 'mascarar' o efeito da salinidade.

9. Em alguns tipos de estudos deve-se incluir uma cultivar tolerante e uma suscetível, para se estabelecer comparações.

10. A tolerância das culturas à salinidade varia com o estádio de crescimento da planta, assim, pode-se levar em consideração a variação na qualidade da água relativamente a concentrações de sais em diferentes fases do ciclo de cultivo da planta.

Tem-se constatado que a parte aérea dos vegetais é mais sensível à toxidez de salinidade do que o sistema radicular, tanto em experimentos de longa como de curta duração (Tabela 3, Figura 1). Portanto, em experimentos em casa de vegetação, a parte aérea pode ser considerada como elemento indireto de avaliação das raízes, principalmente em experimentos em vasos, onde há limitação no volume de substrato disponível à planta.

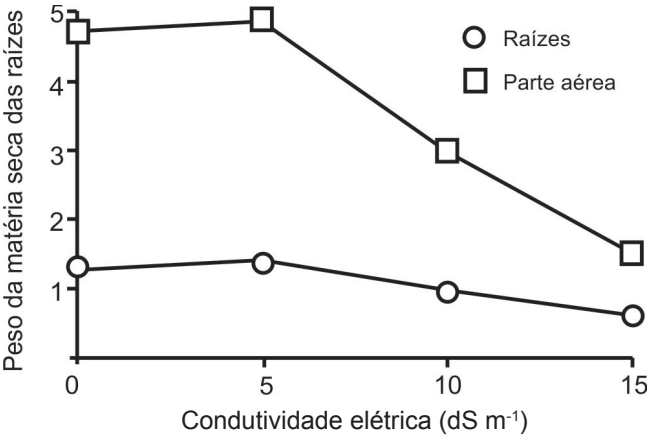
A Figura 1 mostra a resposta da parte aérea e das raízes de cultivares de arroz (*O. sativa*) à salinidade. O peso da matéria seca da parte aérea foi reduzido mais do que o das raízes. Isto significa que a parte aérea é mais sensível à salinidade do que as raízes e, também, que o peso da matéria seca da parte aérea é um parâmetro mais adequado para a classificação de cultivares de cereais tolerantes à salinidade do que o peso da matéria seca das raízes. Em se tratando de culturas graníferas anuais, na avaliação do efeito da salinidade em condições de campo, a produção de grãos é o melhor parâmetro a ser considerado no caso de culturas graníferas anuais (Fageria et al., 1981; Fageria, 1991; François, 1994; Sairam et al., 2002; Khadri et al., 2006; Murtaza et al., 2009).

De acordo com resultados de experimentos em casa de vegetação conduzidos por Shalhevet et al. (1995), o sorgo

Tabela 3. Nível de salinidade (condutividade elétrica do extrato de saturação) na redução de 50% do peso da matéria seca da parte aérea e das raízes de algumas culturas anuais

Cultura	Parte aérea	Raízes
	dS m^{-1}	
Cevada (*Hordeum vulgare* L.)	16,9	19,2
Algodão (*Gossypium hirsutum* L.)	13,3	18,9
Milho (*Zea mays* L.)	15,3	17,5
Milho verde (*Z. mays*)	15,0	30,0
Sorgo [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]	11,1	27,8

Fonte: Shalhevet et al. (1995).



Adaptada de Fageria (1992).

Figura 1. Matéria seca das raízes e da parte aérea de cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) em função da salinidade

[*Sorghum bicolor* (L.) Moench], o trigo (*Triticum aestivum* L.) e o feijão-caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.] são mais sensíveis à salinidade durante a fase vegetativa e no início da fase reprodutiva, menos sensíveis na fase de floração e insensíveis durante o enchimento de grãos (Figura 2). Nessas culturas, portanto, a seleção visando a tolerância à salinidade deve ser feita no estádio mais sensível. É interessante, também, irrigar essas culturas com água salina durante o estádio de menor sensibilidade e usar água com baixa salinidade durante o estádio mais sensível. Trabalho realizado por Grattan et al. (1987) mostrou que a irrigação com água de 8 dS m^{-1}, do início da floração até a colheita, não afetou significativamente a produção do melão (*Cucumis melo* L.) e do tomate (*Solanum lycopersicum* L.), em comparação com a água de irrigação com baixa salinidade, CE de 0,2 dS m^{-1}.

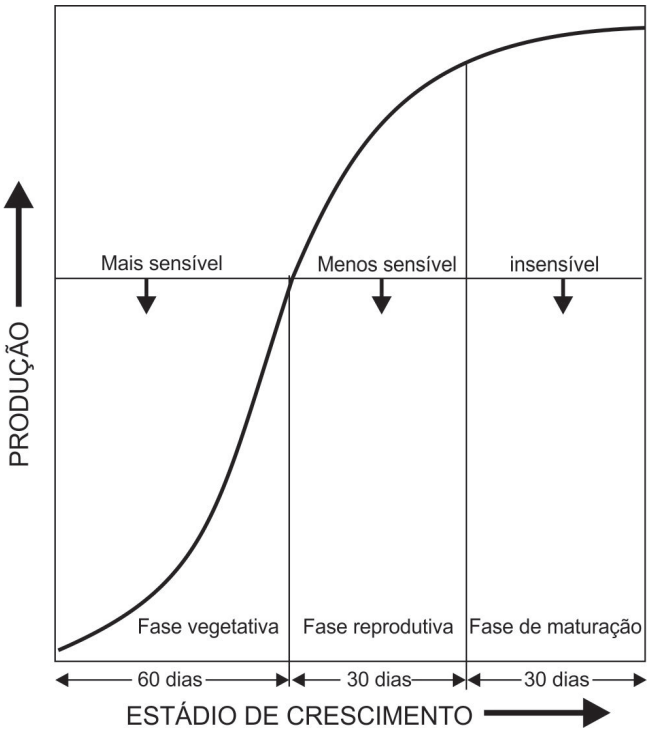


Figura 2. Relação hipotética mostrando a tolerância de uma dada cultivar à salinidade em função do ciclo de crescimento

Análise e interpretação de dados

A tolerância à salinidade de uma espécie ou cultivar pode ser entendida de três maneiras:

1. Pode ser considerada como a capacidade de sobrevivência da planta em condições de elevada concentração salina. Indivíduos de uma dada espécie, em alta concentração de sal, podem crescer pouco ou não crescer, embora permaneçam vivos. Assim, a capacidade de sobrevivência de uma planta, quando submetida a aumentos na concentração de sais no ambiente de cultivo, é uma medida de tolerância à salinidade.

2. Pode ser analisada do ponto de vista da capacidade produtiva da planta, quando esta é exposta a um dado nível de salinidade. Por exemplo, ao se avaliar cultivares de uma mesma espécie em um solo contendo certo nível de salinidade, pode-se considerar a cultivar mais produtiva como a mais tolerante.

3. Pode, ainda, ser avaliada com base no gradiente de salinidade e em variáveis de crescimento, fisiológicas, bioquímicas e de produção de uma determinada planta ou cultivar, em solos com diferentes níveis salinos: baixos, médios e altos, de modo a verificar sua reação nessas condições.

Após a condução de ensaios, os resultados da avaliação da tolerância de genótipos à salinidade devem ser analisados e interpretados adequadamente antes de serem aplicados na prática agrícola. Os critérios de avaliação podem compreender caracteres morfológicos (a exemplo da de folhas mortas ou senescentes e de reduções da matéria seca da parte aérea e radicular, assim como da produção de grãos ou de frutos) e fisiológicos (trocas gasosas, fluorescência da clorofila, teores de pigmentos, atividade de enzimas oxidativas, acúmulo e exclusão de íons, ajustamento osmótico, entre outros).

Caracteres morfológicos

Dentre as formas de avaliação de caracteres morfológicos, uma baseia-se na resposta das folhas da cultivar em dado nível de salinidade. Considerando a porcentagem de folhas mortas ou senescentes, os genótipos podem ser classificados como tolerantes, moderadamente tolerantes, moderadamente suscetíveis ou suscetíveis (Tabela 4). Conforme esse critério, na Tabela 5 observa-se a classificação de 11 genótipos de arroz irrigado.

Outros caracteres morfológicos, conforme já indicado, compreendem a produção de matéria seca e a produção de frutos ou de grãos, devendo-se avaliar as reduções em suas expressões em função dos níveis de salinidade estudados, tendo como elemento de comparação uma testemunha cultivada em solo não-salino. Este critério de avaliação é considerado como o mais adequado para aplicação em condições de campo. Conforme Fageria (1985a, b, 1992), pode-se utilizar a seguinte fórmula no cálculo da redução da produção de matéria seca, de frutos ou de grãos:

$$RP = \left(\frac{PSTS - PCTS}{PSTS} \right) \times 100$$

em que:

RP - redução da produção (%);

PSTS - produção do tratamento controle (sem salinidade); e,

PCTS - produção sob tratamento de salinidade.

A maneira de interpretar esses resultados é apresentada na Tabela 6.

Resultados obtidos empregando esse critério são apresentados na Tabela 7 para cultivares de arroz.

Além desses critérios, pode-se utilizar o Índice de Eficiência de Produção (IEP) na classificação de diferentes genótipos quanto à tolerância à salinidade. Este índice pode ser calculado como descrito a seguir (Fageria, 1991):

$$IEP = \left(\frac{PANS}{PMANS} \right) \times \left(\frac{PBNS}{PMBNS} \right)$$

em que:

IEP - Índice de Eficiência de Produção;

PANS - produção sob alto nível de salinidade;

PMANS - produção média sob alto nível de salinidade;

PBNS - produção sob baixo nível de salinidade; e,

PMBNS - produção média sob baixo nível de salinidade.

Tabela 4. Classificação de genótipos de plantas cultivadas quanto à sua tolerância à salinidade, baseando-se na porcentagem de folhas mortas

Folhas mortas (%)	Nota	Classificação
0-20	1	Tolerante
21-35	2	Tolerante
36-50	3	Tolerante
51-70	5	Moderadamente tolerante
71-90	7	Moderadamente suscetível
91-100	9	Suscetível

Fonte: Ponnamperuma (1977).

Tabela 5. Classificação de genótipos de arroz (*Oryza sativa* L.) irrigado segundo sua tolerância à salinidade

Genótipo	Folhas mortas (%)	Nota	Classificação
BG 11-11	18	1	Tolerante
IR 9129-102-2	12	1	Tolerante
TOX 711-6	25	2	Tolerante
IR 22	47	3	Tolerante
IR 3511-39-3-3	53	5	Moderadamente tolerante
Suvale 1	59	5	Moderadamente tolerante
IR 2070-414-3-9	62	5	Moderadamente tolerante
De Abril	71	7	Moderadamente suscetível
Labelle	77	7	Moderadamente suscetível
BR 4	91	9	Suscetível
IR 8	100	9	Suscetível

Fonte: Fageria et al. (1981).

Tabela 6. Classificação de genótipos de plantas cultivadas quanto à tolerância à salinidade, baseando-se na redução da produção de matéria seca ou de frutos ou grãos

Redução da produção (%)	Classificação
0-20	Tolerante
20,1-40	Moderadamente tolerante
40,1-60	Moderadamente suscetível
> 60	Suscetível

Adaptada de Fageria (1985a)

Tabela 7. Influência da salinidade na massa da matéria seca da parte aérea (g/5 plantas) de cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) e sua classificação[1] quanto à tolerância à salinidade

Cultivar/ Linhagem	Condutividade elétrica (dS m^{-1})			Redução da matéria seca (%)	
	Testemunha	5	10	5	10
CNA 810098	3,30	3,25	2,76	2 (T)	16 (T)
CNA 810112	3,76	2,85	0,97	24 (MT)	74 (S)
CNA 810115	4,66	3,33	1,67	29 (MT)	64 (S)
CNA 810129	2,99	2,89	1,13	3 (T)	62 (S)
CNA 810138	3,76	2,16	1,37	43 (MS)	64 (S)
CNA 810168	3,12	2,69	1,96	14 (T)	38 (MT)

Fonte: Fageria (1985a)

[1] T = Tolerante, MT = Moderadamente tolerante, MS = Moderadamente suscetível e S = Suscetível.

A classificação de genótipos com base nesse índice pode ser feita da seguinte maneira: genótipos tolerantes apresentam índice de eficiência maior que 1, genótipos moderadamente tolerantes relacionam-se a índices entre 0,5 e 1 e genótipos suscetíveis compreendem índices de eficiência entre 0 e 0,5. Observando esse critério, trabalhos realizados em casa de vegetação, utilizando solo pertencente à ordem GLEISSOLO HÁPLICO (Inceptissolo), possibilitaram o seguinte agrupamento de cultivares de arroz, conforme sua tolerância à salinidade (Tabela 8).

Tabela 8. Influência da salinidade na massa da matéria seca da parte aérea (g) de cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) e sua classificação quanto à tolerância à salinidade, conforme Índice de Eficiência de Produção (IEP)

Cultivar/ Linhagem	Nível de salinidade (dS m^{-1})		IEP e classificação[1]
	Testemunha	10	
GA 3459	1,16	0,42	0,60 (MT)
L 440	1,99	0,47	1,16 (T)
IET 2881	1,87	0,81	1,88 (T)
GA 3461	1,32	0,49	0,80 (MT)
CNA 12	1,92	0,56	1,33 (T)
GA 3452	1,96	0,59	1,53 (T)
CNA 294-B-BM-4-4	1,85	0,61	1,40 (T)
CNA 237-F-130-1	1,57	0,56	1,09 (T)
CNA 108-B-28-2-1	1,15	0,16	0,23 (S)
CNA 296-B-BM-M-4	1,63	0,28	0,56 (MT)
Média	1,64	0,49	

Fonte: Fageria (1985b)

[1] T = Tolerante, MT = Moderadamente tolerante, MS = Moderadamente suscetível e S = Suscetível.

Caracteres fisiológicos

A seleção baseada em parâmetros fisiológicos pode contribuir, positivamente, para o sucesso no desenvolvimento de cultivares tolerantes à salinidade. Alguns trabalhos de revisão publicados nesse sentido (Noble & Rogers, 1992) mostram que vários mecanismos de tolerância são envolvidos e que, além disso, a importância relativa de muitos mecanismos pode variar entre espécies de plantas (Rush & Epstein, 1981) e entre cultivares da mesma espécie (Yeo & Flowers, 1983). Faltam informações, entretanto, sobre o controle genético desses mecanismos. Alguns parâmetros fisiológicos de avaliação, como acúmulo e exclusão de íons e ajustamento osmótico, estão entre os mais importantes.

Plantas halófitas, que habitam ambientes ricos em sal (áreas salinas), acumulam certos íons inorgânicos em altas concentrações e utilizam-se deles para manter o potencial osmótico de seus tecidos abaixo do potencial externo. Em muitas glicofíticas, a diferença entre cultivares tolerantes à salinidade está associada à menor acumulação de Na^+ ou Cl^- em toda a planta ou na parte aérea. Nesse caso, a tolerância é relacionada ao mecanismo de exclusão de íons. A Tabela 9 mostra o acúmulo de Na^+ na parte aérea de sete cultivares de arroz. Nas cultivares tolerantes, o teor de Na^+ na parte aérea foi muito menor que nas suscetíveis. Lauchli (1984) observou que a maioria das leguminosas responde à salinidade pela exclusão de sais das folhas. A tolerância à salinidade em soja (*Glycine max*), alfafa (*Medicago sativa* L.) e trigo (*Triticum aestivum*) também se relaciona à exclusão de Na^+ e/ou de Cl^- na parte aérea (Noble & Rogers, 1992). Assim, a avaliação da tolerância à salinidade de genótipos dessas espécies com base na exclusão de Na^+ ou Cl^- pode ser um bom critério de seleção. Estudos recentes, entretanto, têm demonstrado que a exclusão de Na^+ pela parte aérea em glicófitas (mediante recirculação pelo floema) não é um mecanismo muito eficiente na redução do conteúdo de Na^+ nas folhas. Na verdade, a redução do acúmulo de Na^+ nas folhas é resultado da exclusão desse íon pelas raízes e/ou de sua compartimentalização no vacúolo das células das raízes e dos caules (Aquino et al., 2007).

Plantas tolerantes à salinidade devem ser capazes de ajustar seu potencial osmótico, o que envolve tanto a absorção e o acúmulo de íons como a síntese de solutos orgânicos. Esses mecanismos, usados como base de classificação de plantas halófitas (Waisel, 1972), geralmente atuam conjuntamente. O mecanismo dominante varia entre espécies de planta e, em alguns casos, entre partes da planta.

A contribuição relativa de vários íons no ajustamento osmótico depende do mecanismo regulador do transporte de íons, como permeabilidade da membrana plasmática, cinética de transporte, energia e seletividade. A taxa de absorção é variável de íon para íon e, por isso, influencia o balanço iônico na planta. A contribuição do Cl^- para o ajustamento osmótico é muito maior que a do SO_4^{2-}, porque a absorção de Cl^- é muito mais rápida que a de SO_4^{2-}. Quando a salinidade consiste predominantemente de cátions monovalentes e de ânions bivalentes, como Na_2SO_4, a taxa de absorção de

Tabela 9. Concentração de Na^+ na parte aérea de cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) e sua classificação quanto à tolerância à salinidade

Cultivar	Teor de Na^+ (mmol kg^{-1})	Classificação
Pokkali	39	Tolerante
Nova Bokra	62	Tolerante
IR 2153	50	Tolerante
IR 5	99	Moderadamente tolerante
IR 58	125	Moderadamente tolerante
IR 36	150	Suscetível
IR 22	247	Suscetível

Adaptada de IRRI (1994).

cátions é maior que a de ânions. Nessa situação, o balanço iônico é alcançado mediante a síntese e acúmulo de ácidos orgânicos (Maas & Nieman, 1978).

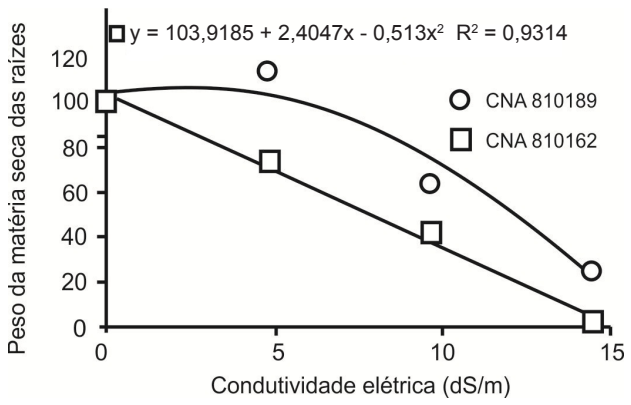
É possível que o mecanismo mais importante para regular o potencial osmótico seja a absorção seletiva de íons. Plantas tolerantes possuem capacidade de absorver nutrientes essenciais na solução salina onde a concentração de íons não-essenciais (tóxicos) é muito maior que a de íons essenciais. Por exemplo, na solução de solos salinos a concentração de Na^+ é maior que a de K^+, entretanto, a relação Na^+/K^+, em plantas que crescem nesse tipo de solo, é aproximadamente igual ou menor que um. Essa alta especificidade para absorção de K^+ está presente em várias espécies de plantas (Pitman, 1970; Lacerda et al., 2003).

Entre as plantas halófitas, uma classe de euhalofíticas ajusta-se ao ambiente salino pelo acúmulo de grande quantidade de sal, geralmente NaCl (Waisel, 1972). Essas plantas possuem adaptação a altas concentrações de sais pelo aumento de suculência (exemplo: *Salicornia herbacea* L.), pelo acúmulo de sais em partes menos sensíveis (exemplo: *Atriplex* sp.), pela compartimentalização de sais nos vacúolos, pela secreção do excesso de sais de seus órgãos (exemplo: *Spartina alterniflora* Loisel.), ou por várias combinações desses mecanismos.

Melhoramento Genético para Tolerância à Salinidade

Variabilidade genética

Existem grandes diferenças entre espécies e entre cultivares de uma mesma espécie em relação à tolerância à salinidade (Figura 3). Algodão (*Gossypium hirsutum* L.) e cevada (*Hordeum vulgare* L.), seguidos pelo trigo (*Triticum* spp.), estão entre as espécies mais tolerantes à salinidade. A maioria das leguminosas é suscetível à salinidade, estando a alfafa entre as exceções (Munns, 2001). Quando o nível de salinidade do extrato de saturação encontra-se em torno de 10 dS m^{-1}, a maioria das leguminosas morre antes da maturação. Nessas condições, porém, culturas como a cevada e o trigo chegam a produzir, embora com baixas produtividades (Munns, 2001).



Adaptada de Fageria (1989).

Figura 3. Matéria seca da parte aérea de duas cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) em função da salinidade

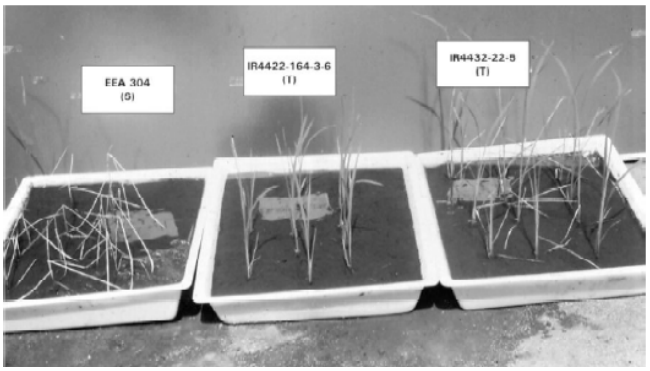
François et al. (1989) estudaram os efeitos da salinidade na produtividade do centeio (*Secale cereale* L.), verificando que a produção relativa de duas cultivares não foi afetada até 11,4 dS m^{-1} de condutividade elétrica no extrato de saturação do solo. Esses autores constataram, também, que por aumento unitário de salinidade, acima de 11,4 dS m^{-1}, ocorreu redução na produção em 10,8%. Esses resultados colocam o centeio na categoria de espécie tolerante à salinidade. Em Gramineae e Poaceae, famílias botânicas que possuem grande importância devido à diversidade morfológica, ecológica e valor econômico de espécies a elas relacionadas, também são observadas expressivas variações na tolerância à salinidade entre as espécies (Marcum, 2008), sendo verificado, em espécies com maior tolerância, a presença de glândulas excretoras de sal (Céccoli et al., 2015), ou o acúmulo de íons potencialmente tóxicos nos vacúolos e de solutos compatíveis no citosol, como a prolina e a glicina betaína (Lima et al., 2004; Do et al., 2014), ou seja, acúmulo compartimentalizado. Tais respostas podem ser associadas à produtividade e permitem a identificação de indivíduos tolerantes à salinidade, embora caiba ressaltar que tais mecanismos requerem consumo de energia que deixa de ser utilizada no crescimento da planta.

Estudando os efeitos da salinidade na produção de duas cultivares de sorgo granífero (*S. bicolor*), François et al. (1984) notaram que a produtividade não foi afetada até CEes de 6,8 dS m^{-1}. Após esse nível, a cada aumento de uma unidade de salinidade houve diminuição na produção de grãos em 16%. O sorgo foi classificado por esses autores como espécie moderadamente tolerante à salinidade. Devitt et al. (1984) mostraram que, sob condições salinas, o sorgo é bem adaptado a situações onde o potencial osmótico é menos favorável. François et al. (1990) determinaram os efeitos da salinidade do solo sobre a produtividade de duas cultivares de guar [*Cyamopsis tetragonoloba* L. Taub.], sendo essa espécie classificada como moderadamente tolerante à salinidade. Nas Figuras 4A e 4B tem-se a tolerância à salinidade de seis cultivares/linhagens de arroz irrigado. Duas cultivares brasileiras, EEA 304 (Figura 4A) e IAC 435 (Figura 4B), morreram, mas quatro linhagens do International Rice Research Institute - IRRI sobreviveram sob o nível de salinidade (CEes) de 10 dS m^{-1}.

Marcum (2008) reporta, em revisão bibliográfica sobre a fisiologia da tolerância de gramíneas à salinidade, que genótipos com capacidade de exclusão de íons possuem maior tolerância, destacando o capim-bermuda (*Cynodon dactylis* L.), assim como as halófitas *Sporobolus airoides* (Torr.) Torr., *S. virginicus* (L.) Kunth e *Distichlis spicata* var. *stricta* (Torr.), como espécies de gramíneas com baixa concentração de cloro nas folhas do ápice, mesmo sob alta concentração de cloreto de sódio na solução presente no ambiente de cultivo. Esse comportamento, relacionado à exclusão de íons, pode ser usado por melhoristas de plantas na identificação de genótipos tolerantes.

Mass (1987) classificou várias fruteiras, como a tamareira (*Phoenix dactylifera* L.), o abacaxizeiro (*Ananas comosus* L. Merril), o pomeleiro (*C. paradisi* Macfad.), a laranjeira doce

A.



B.

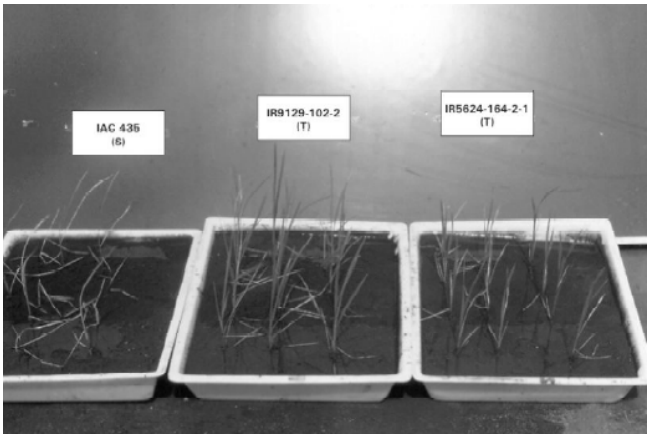


Figura 4. Tolerância à salinidade de cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) irrigado durante a fase inicial de crescimento sob 10 dS m^{-1} de nível de salinidade aplicado com 2% de solução de NaCl. (A) cultivares EFA 304, IR4422-164-3-6 e IR4432-22-5, (B) cultivares IAC 436, IR129-102-2 e IR5624-164-2-1

[*C. sinensis* (L.) Osbeck], o pessegueiro [*Prunus persica* (L.) Batsch], a videira (*Vitis* spp. L.), a amendoeira [*P. dulcis* (Mill.) D.A. Webb], a ameixeira (*P. domestica* L.), o morangueiro (*Fragaria* spp. L.)], entre outras, quanto à tolerância à salinidade, relatando que a variabilidade relacionada a esse caráter é bastante restrita. Esse autor classificou a tamareira como a única tolerante dentre as espécies avaliadas, com salinidade limiar de 4,0 dS m^{-1} no extrato de saturação. Em citros, que agrega um diversificado grupo de espécies, dentre as quais se destaca a da laranjeira doce, principal fruteira cultivada no Brasil (FAO, 2014), tal sensibilidade também é destacada na literatura (Murkute et al., 2005; Syvertsen & Garcia-Sanchez, 2014), com implicações na germinação, no crescimento e no rendimento das plantas, decorrentes de alterações fisiológicas e bioquímicas a partir de efeitos osmóticos e iônicos causados pela salinidade. Segundo esses estudos, o rendimento da laranjeira é limitado a partir de concentrações de sais no solo com CEes superiores a 1,4 dS m^{-1}. Os efeitos da salinidade, todavia, variam entre genótipos e entre fases de desenvolvimento da planta, sendo importante a intervenção do melhoramento genético na geração de indivíduos, principalmente variedades porta-enxerto, que permitam um melhor convívio com esse estresse abiótico.

Brito et al. (2008), analisando a sensibilidade de diversos genótipos de citros à salinidade da água, tendo por base *seedlings* (plantas oriundas de sementes ou pés-francos) nucelares, em fases jovens de desenvolvimento, verificaram que a condutividade elétrica da água de irrigação (CEa), nos níveis de 1,65, 1,68 e 2,0 dS m^{-1}, não determinou reduções na formação de massa seca total de *seedlings* nucelares da tangerineira 'Sunki Tropical' [*C. sunki* (Hayata) hort. ex Tanaka], do limoeiro 'Cravo Santa Cruz' (*C. limonia* Osbeck) e do híbrido tangerineira 'Sunki da Flórida' x citrange [*C. sinensis* x *Poncirus trifoliata* (L.) Raf.] C25 - 010, respectivamente, indivíduos esses obtidos pelo Programa de Melhoramento Genético de Citros da Embrapa Mandioca e Fruticultura - PMG Citros.

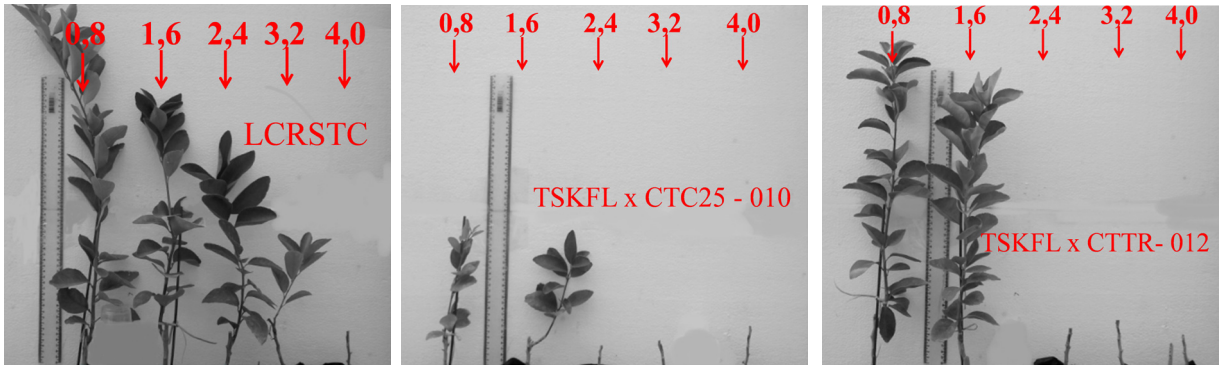
Em trabalho similar, Fernandes et al. (2011), em avaliações de *seedlings* nucelares de diversos genótipos de citros, observaram que o limoeiro 'Volkameriano' (*C. volkameriana* V. Ten. & Pasq.) foi o menos sensível à salinidade, apresentando rendimento relativo de 100% em fitomassa quando se aplicou água com CEa de 4,0 dS m^{-1}. Brito et al. (2014b), analisando *seedlings* nucelares, confirmaram o bom comportamento do limoeiro 'Volkameriano' no tocante à tolerância à salinidade, observando que o híbrido trifoliado HTR-069, gerado pelo PMG Citros, apresentou níveis de tolerância compatíveis com a desse limoeiro.

Genótipos de citros, adequados ao uso como porta-enxertos, mencionados nos trabalhos de Brito et al. (2008, 2014b) e de Fernandes et al. (2011) como potencialmente tolerantes à salinidade, foram avaliados por Brito et al. (2014a), sob irrigação com águas salinas com CEa de até 4,0 dS m^{-1}, desde a fase de formação do "cavalinho" ou porta-enxerto até a fase de conclusão da formação de muda, tendo como variedades copa a limeira ácida 'Tahiti' [*C. latifolia* (Yu. Tanaka) Tanaka] e o pomeleiro 'Star Rubi'. Tais autores concluíram que é possível produzir mudas de 'Tahiti' ou de 'Star Rubi' enxertadas nos limoeiros 'Volkameriano' e 'Cravo Santa Cruz', assim como no híbrido trifoliado HTR-069, usando águas com condutividade elétrica de até 2,4 dS m^{-1}, embora havendo restrições no crescimento. Condutividades elétricas da água superiores a essa, entretanto, podem causar a morte de plantas, dependendo do genótipo usado como porta-enxerto, como observado por Brito et al. (2015) (Figura 5).

As informações apresentadas indicam que, mesmo para espécies caracterizadas como sensíveis à salinidade, a variabilidade genética presente em seus respectivos conjuntos (*pools*) gênicos pode viabilizar o desenvolvimento de indivíduos capazes de conviver com esse estresse abiótico, possibilitando o estabelecimento de cultivos comerciais em condições onde ocorram solos e águas com problemas de sais. Deve-se, contudo, ter em mente que, no desenvolvimento de variedades com essa capacidade de adaptação, são fundamentais estudos que confirmem seu potencial produtivo nos ambientes em que serão utilizadas, considerando tanto aspectos biológicos como econômicos e sociais (Ahmadi et al., 2016).

Plantas silvestres como fontes de tolerância à salinidade

Plantas silvestres, relacionadas aos variados cultivos agrícolas, são frequentemente empregadas como fontes de



LCRSTC: Limoeiro 'Cravo Santa Cruz' (*Citrus limonia* Osbeck);TSKFL: Tangerineira 'Sunki' da Flórida [*C. sunki* (Hayata) hort. ex Tanaka]; CTC25: citrange C25 [*C. sinensis* (L.) Osbeck x *Poncirus trifoliata* (L.) Raf.]; CTTR:citrange 'Troyer'.
Fonte: Adaptada de Brito et al. (2015).

Figura 5. Combinações entre a limeira ácida 'Tahiti' [*C. latifolia* (Yu. Tanaka) Tanaka] com o limoeiro Cravo Santa Cruz (LCRSTC) e com os híbridos TSKFL x CTC25 - 010 e TSKFL x CTTR - 012 após 270 dias sob irrigação com águas salinas com CEa de 0,8 a 4,0 dS m^{-1}

tolerância à salinidade. Em nível mundial, diversas instituições respondem pela conservação, caracterização, avaliação, documentação e distribuição desse germoplasma, notadamente com vistas à sua utilização em programas de melhoramento genético. Estudos mostram que muitas plantas nativas e exóticas possuem alta tolerância à salinidade e que esta pode ser transferida para plantas cultivadas mediante a aplicação de técnicas de melhoramento genético, como a da hibridação, considerando técnicas de melhoramento genético clássico, e a da transgenia, considerando técnicas relacionadas à moderna biotecnologia. *Lycopersicon cheesmanii* L. Riley, por exemplo, é uma espécie silvestre relacionada ao tomateiro (*Lycopersicon esculentum* Mill.), distinguindo-se por sua alta tolerância à salinidade, podendo produzir satisfatoriamente mesmo quando irrigada com água do mar, cujo nível de salinidade é altamente tóxico para tomateiros comumente cultivados. Semelhantemente, considerando o trigo, a espécie silvestre *Elytrigia elongata* (Host) Nevski mostrou alta tolerância à salinidade em relação à espécie cultivada *T. aestivum*. Por outro lado, espécies silvestres relacionadas à cevada *Hordeum vulgare*, como *H. jubatum* L. e *H. marinum* Huds. subsp. *marinum*, não possuem alta tolerância aos sais (Subbarao & Johansen, 1994b).

Estratégias relacionadas ao melhoramento genético

O melhoramento genético de cultivares para tolerância aos sais é plenamente viável, uma vez que não se verificam relações de antagonismo entre produtividade e tolerância à salinidade (Akbar & Ponnamperuma, 1980). Dentre híbridos obtidos de cruzamentos entre cultivares de arroz, tolerantes e suscetíveis à salinidade, alguns apresentaram alta tolerância aos sais, conforme Akbar & Ponnamperuma (1980), que constataram, em geração F2, ampla faixa de variação entre genótipos, permitindo a seleção, nas gerações F3 e F4, de plantas tolerantes à salinidade.

A tolerância à salinidade, presente no solo ou na água, varia em conformidade com o estádio de crescimento da planta. Assim sendo, em programas de melhoramento genético, voltados à seleção de genótipos tolerantes a esse estresse abiótico, é necessário concentrar esforços nos estádios críticos da planta. Não se deve esquecer, todavia, que a resposta da planta à salinidade está diretamente relacionada à duração da exposição ao estresse, e que, na seleção de indivíduos promissores, o desempenho geral deve levar em conta todos os estádios de crescimento do vegetal.

São poucos os trabalhos realizados em melhoramento genético para tolerância de cultivares aos sais em condições de campo. Nesse contexto, verifica-se a necessidade da formulação de métodos que permitam uma rápida e eficiente avaliação do material em teste.

As técnicas de seleção e os métodos de melhoramento genético para tolerância aos sais já foram discutidos por vários pesquisadores (Nieman & Shannon, 1976; Ponnamperuma, 1977), tendo sido sugerido o uso de técnicas de genética quantitativa, uma vez que diversos genes podem estar envolvidos no comportamento da tolerância à salinidade.

No processo de geração de cultivares tolerantes à salinidade, é importante definir corretamente os níveis de estresse a serem aplicados durante o crescimento e desenvolvimento dos genótipos em avaliação. Deve-se atentar, também, para a necessidade de se estabelecer, relativamente aos diferentes indivíduos em estudo, as mesmas condições de salinidade do solo, tanto no tocante aos tipos de sais, quanto no que concerne às de suas concentrações, para que a seleção de genótipos tolerantes seja confiável. É fundamental, ainda, o conhecimento da composição de sais existente nos solos para os quais as cultivares em desenvolvimento serão exploradas. Inicialmente, os genótipos podem ser avaliados em condições controladas, devendo os testes finais, entretanto, serem conduzidos em condições de campo, de modo a se verificar sua produtividade, considerando-se o rendimento relativo, aspectos econômicos e sociais.

Em avaliações preliminares de germoplasma, da germinação à maturação dos indivíduos, no caso de culturas de ciclo curto ou anual, o emprego de soluções nutritivas, por meio de sistemas hidropônicos, tem se apresentado como a melhor opção na identificação de genótipos tolerantes à salinidade (Subbarao & Johansen, 1994a). Esse

tipo de sistema assegura a manutenção do teor de sais na solução e das condições de disponibilidade de nutrientes no ambiente ao qual as plantas estarão expostas. Por outro lado, em um sistema hidropônico não há o efeito da matriz do solo atuando na disponibilidade de água, implicando na necessidade de usar concentrações de sais mais elevadas para que se tenha um efeito mais expressivo, porém isso pode ter outras implicações no que diz respeito às interações iônicas, que se apresentam bem diferentes em relação à realidade do solo. Assim, como foi dito anteriormente, estudos baseados na hidroponia devem ser o primeiro passo na seleção de indivíduos tolerantes, cujo comportamento deve, porém, deve ser confirmado em sob condições de salinidade do solo.

O International Rice Research Institute - IRRI gerou a cultivar de arroz IR50 tolerante à salinidade. Em média, essa variedade produziu 3 t de grãos por ha em ensaios de rendimento em locais onde as cultivares tradicionais não conseguiram sobreviver. O IRRI, sediado na República das Filipinas, demonstrou, também, que cruzamentos cumulativos, envolvendo diversas cultivares tolerantes à salinidade, podem possibilitar o desenvolvimento de genótipos mais tolerantes que seus respectivos parentais. Progênies de cruzamentos entre duas cultivares tolerantes à salinidade manifestaram alta tolerância nas gerações F1 e F3, superior à de seus parentais.

Introdução de cultivares tolerantes à salinidade

Apesar da existência, entre e dentro de diferentes espécies, de variabilidade genética suficiente para a geração de indivíduos tolerantes à salinidade (Fageria, 1985b, 1991), poucos são os exemplos de cultivares que apresentam essa característica (Tabela 10), uma vez que o setor produtivo não tem, até o momento, estimulado seu desenvolvimento com a devida intensidade.

Tomando-se por base o conhecimento da variabilidade genética existente em nível de cultivares de plantas anuais, relativamente à tolerância à salinidade, conclui-se que esta ainda não foi suficientemente explorada em programas de melhoramento genético. O mesmo pode ser entendido em relação às culturas perenes.

Dentre as razões que levaram a essa situação encontram-se:

1. Falta de conhecimento da complexidade da natureza da tolerância e do modo como esta é modificada pelas condições ambientais.

2. Variação da tolerância da planta à salinidade em conformidade com sua idade ou estádio de desenvolvimento.

3. Em geral, os melhoristas de plantas estão preocupados com outros objetivos, como alta produtividade e qualidade do que se pretende produzir, resistência a doenças e ao acamamento. Muito pouca atenção tem sido dada aos estresses de natureza abiótica relacionados ao solo.

Estudos de Engenharia Genética de Plantas e Tolerância ao Estresse Salino

O emprego de técnicas moleculares e bioquímicas tem permitido um entendimento mais aprofundado dos mecanismos fisiológicos e moleculares relacionados à tolerância ao estresse salino, como reportado em diversos estudos nas últimas décadas (Munns & Tester, 2008; Türken & Demiral, 2009). Com base nessas pesquisas, observou-se que os genes responsivos à salinidade podem ser agrupados em duas categorias (Agarwal et al. 2013). A primeira compreende os genes com função única (do inglês, *single-function*), em que produtos funcionais codificam metabólitos (como os solutos compatíveis), proteínas da membrana plasmática (incluindo canais e transportadores), enzimas antioxidantes, enzimas envolvidas, biossíntese de proteínas, poliaminas, dentre outros. A segunda classe consiste de genes que codificam proteínas regulatórias, tais como fatores de transcrição e mensageiros secundários, que controlam a expressão de diversas vias metabólicas. Durante a exposição ao estresse, os genes de ambas as categorias interagem em diferentes vias, mediando a tolerância à salinidade.

Experimentos voltados à transformação genética de plantas, geralmente, realizam a inserção de determinados genes, oriundos de espécies tolerantes, em plantas sensíveis à salinidade, bem como estimulam a super-expressão de genes que aumentam a tolerância ao estresse. Na maioria dos casos, o principal foco é a modulação de vias metabólicas envolvidas com a homeostase iônica, biossíntese de poliaminas, metabolismo antioxidativo, síntese de solutos compatíveis, fatores de transcrição e mensageiros secundários, como exemplificado na Tabela 11. No entanto, a tolerância ao

Tabela 10. Cultivares de diferentes espécies de plantas tolerantes à salinidade lançadas comercialmente

Cultivar (Espécie)	Método de seleção	País (ano de lançamento)
Arizona 8601 (Milho, *Zea mays* L.)	Programa de seleção natural	Estados Unidos (1987)
Arsola 1-18 (Abacate, *Persea americana* Mill.)	Cruzamento de variedades	Estados Unidos (1951)
AZ Germ Salt 1 (Alfafa, *Medicago sativa* L.)	Seleção recorrente	Estados Unidos (1983)
AZ Germ Salt 2 (Alfafa)	Seleção recorrente	Estados Unidos (1990)
BG 84-3 (Melão, *Cucumis melo* L.)	Seleção de ecótipos	Israel (1990)
Edkway (Tomate, *Solanum lycopersicum* L. var. *lycopersicum*)	Programa de seleção natural	Egito (1982)
Giza 159 (Arroz, *Oryza sativa* L.)	Cruzamento de variedades	Egito (1966)
Giza 160 (Arroz)	Cruzamento de variedades	Egito (1984)
Nebraska 10 (Agropiro, *Agropyron* spp.)	Seleção de ecótipos	Estados Unidos (1962)
Saltol (Festuca vermelha, *Festuca rubra* L.)	Seleção de ecótipos	Canadá (1981)

Fonte: Adaptada de Noble & Rogers (1992) e de Shannon (1996).

Tabela 11. Estudos de engenharia genética de plantas para o aumento da tolerância ao estresse salino

Gene	Espécie doadora	Espécie transgênica	Resposta da planta sob salinidade	Referência
Homeostase iônica				
H⁺-PPiase	Sorgo	*Eleusine coracana* (L.) Gaertn.	Aumento na compartimentalização de Na^+ e na atividade das enzimas antioxidantes; aumento na produção de biomassa.	Anjaneyulu et al. (2014)
H⁺-PPiase	*Arabidopsis* sp.	Cana-de-açúcar	Aumento na produção de biomassa.	Kumar et al. (2014)
H⁺-PPiase	*Thellungiella halophila*	Milho	Controle do acúmulo de Na^+; aumento na produção de biomassa.	Li et al. (2008)
H⁺-PPiase	*Thellungiella halophila*	Algodão	Controle do acúmulo de Na^+; melhor desempenho fotossintético; aumento na produção de biomassa.	Lv et al. (2008)
HKT	Arroz	Arroz	Controle da homeostase K^+/Na^+; maior produção de biomassa.	Ren et al. (2005)
HKT	*Arabidopsis* sp.	*Arabidopsis* sp.	Controle do acúmulo e distribuição de Na^+; aumento na produção de biomassa.	Møller et al. (2009)
NHX	*Dendranthema morifolium* (Ramat.) Tzvelev	*Arabidopsis* sp. e tabaco	Aumento na compartimentalização de Na^+ e no conteúdo de clorofila; maior produção de biomassa.	Zhang et al. (2012)
NHX	*Arabidopsis* sp.	Batata	Controle do acúmulo de Na^+; maior produção de biomassa.	Wang et al. (2013)
NHX	*Arabidopsis* sp.	Milho	Controle do acúmulo de Na^+; maior produção de biomassa.	Xiao-Yan et al. (2004)
NHX	*Arabidopsis* sp.	Trigo	Controle do acúmulo de Na^+; maior produção de biomassa; aumento da produtividade de grãos em condições de campo.	Xue et al. (2004)
SOS1	*Arabidopsis* sp.	Tabaco	Alta relação K^+/Na^+ nos tecidos; maior produção de biomassa	Yue et al. (2012)
SOS1	Trigo	*Arabidopsis* sp.	Melhor desempenho durante a germinação; baixos teores de Na^+ e altos teores de K^+ nos tecidos.	Feki et al. (2014)
SOS1	*Salicornia brachiata* Roxb.	Tabaco	Controle do acúmulo e distribuição de Na^+; aumento na produção de biomassa.	Yadav et al. (2012)
SOS1, SOS2, SOS3 e *NHX*	*Arabidopsis* sp.	*Arabidopsis* sp.	Redução no acúmulo de Na^+; maior produção de biomassa.	Yang et al. (2009)
SOS2	Tomate	Tomate	Aumento na atividade do antiporte *SOS1*; redução no acúmulo de Na^+; maior produção de biomassa.	Huertas et al. (2012)
SOS2	Álamo	Álamo	Controle do acúmulo de Na^+; maior produção de biomassa.	Yang et al. (2015)
Biossíntese de poliaminas				
ADC/ODC	Aveia/Camundongos	Arroz	Acúmulo de poliaminas e aumento na produção de biomassa.	Roy & Wu (2001)
SAMDC	Humanos	Tabaco	Acúmulo de poliaminas e aumento na produção de biomassa.	Waie & Rajam (2003)
SPDC	Maçã	Pera	Redução dos danos oxidativos e aumento na produção de biomassa.	Wen et al. (2008)
Metabolismo antioxidativo				
APX	Ervilha	Tomate	Redução dos danos oxidativos; aumento na porcentagem de germinação de sementes.	Wang et al. (2005)
DHAR	Arroz	*Arabidopsis* sp.	Aumento de compostos antioxidantes; aumento na produção de biomassa.	Ushimaru et al. (2006)
SOD	Planta de mangue [*Avicennia marina* Forssk.) Vierh.]	Arroz	Redução dos danos oxidativos; aumento na produção de biomassa.	Prashanth et al. (2008)
Síntese de solutos compatíveis				
BADH	*Atriplex hortensis* L.	Trigo	Manutenção do crescimento.	Guo et al. (2000)
Osmotina	Tomate	Tomate	Modulação dos teores de clorofila e prolina; aumento da expansão foliar.	Goel et al. (2010)
P5CS	Feijão	Cana-de-açúcar	Menor acúmulo de Na^+; maior eficiência do processo fotossintético; maior produção de biomassa.	Guerzoni et al. (2014)
TPS	Levedura	Alfafa	Acúmulo de osmólitos; maior produção de biomassa.	Suarez et al. (2009)

Continua na próxima página

Continuação da Tabela 11

Gene	Espécie doadora	Espécie transgênica	Resposta da planta sob salinidade	Referência
Fatores de transcrição				
DREB	Cevada	*Arabidopsis* sp.	Manutenção do crescimento.	Xue et al. (2009)
ERF	Soja	Tabaco	Aumento no acúmulo de solutos compatíveis e na produção de biomassa.	Zhang et al. (2009)
MYB	Trigo	*Arabidopsis* sp.	Manutenção das taxas fotossintéticas; aumento na produção de biomassa.	Mao et al. (2011)
NAC	Arroz	Arroz	Manutenção das taxas fotossintéticas; aumento na produção de biomassa.	Hu et al. (2006)
Mensageiros secundários				
CBL	Milho	*Arabidopsis* sp.	Redução no acúmulo de Na^+; aumento na produção de biomassa.	Wang et al. (2007)
MAPK	Arroz	Arroz	Controle da homeostase K^+/Na^+; redução dos danos oxidativos; maior produção de biomassa.	Jeong et al. (2006)
MKK	Milho	*Arabidopsis* sp.	Acúmulo de solutos compatíveis; ativação do sistema antioxidante; aumento na produção de biomassa.	Kong et al. (2011)
SAPK	Arroz	Arroz	Redução no acúmulo de Na^+ e Cl^-; manutenção das taxas fotossintéticas; aumento na produção de biomassa.	Diédhiou et al. (2008)

Fonte: Adaptada de Agarwal et al. (2013) e Roy et al. (2014).

H^+-PPiase - Bomba de prótons H^+-Pirofosfatase de tonoplasto; *HKT* - Transportador de K^+ de alta afinidade; *NHX* - Transportador do tipo antiporte Na^+/H^+ de tonoplasto; *SOS1* - Transportador do tipo antiporte Na^+/H^+ de membrana plasmática; *SOS2* - Proteína da rota SOS (*Salt Overly Sensitive*), que ativa o transportador *SOS1*; *SOS3* - Proteína da rota SOS; *ADC* - Arginina descarboxilase; *ODC* - Ornitina descarboxilase; *SAMDC* - S-adenosil metionina descarboxilase; *SPDC* - Espermidina sintase; *APX* - Ascorbato peroxidase; *DHAR* - Deidroascorbato redutase; *SOD* - Superóxido dismutase; *BADH* - Betaína aldeido desidrogenase; *Osmotina* - Proteína responsiva à estresses; *P5CS* - Δ1-Pirrolina-5-carboxilato sintase; *TPS* - Trealose 6-fosfato sintase; *DREB* - Proteína ligante ao elemento responsivo ao déficit hídrico; *ERF* - Fator responsivo ao etileno; *MYB* - Mieloblastoma; *NAC* - do inglês, *No meristem apical*; *CBL* - Proteína do tipo calcineurina B; *MAPK* - Proteína quinase quinase quinase ativada por mitogênico; *MKK* - Proteína quinase quinase ativada por mitogênico; *SAPK* - Proteína quinase.

estresse salino é um processo complexo, dependente da expressão coordenada e sincronizada de diversos genes, sendo dificilmente conseguida com a simples inserção ou super-expressão de genes individuais, conforme exposto nos Capítulos 12 e 13. Além disso, via de regra, resultados obtidos em experimentos em casa de vegetação não são confirmados em experimentos conduzidos a campo. Assim, programas de melhoramento genético dirigidos ao aumento da tolerância à salinidade, não têm apresentado o sucesso esperado, como demonstrado pela escassez de variedades comerciais agrícolas com essa característica (Pathak et al., 2014). A razão desse insucesso é atribuída principalmente à natureza multigênica relacionada às proteínas envolvidas com as respostas das plantas ao estresse.

Diante dessas dificuldades, diversos centros de pesquisa têm empregado inúmeras estratégias para produzir cultivares com tolerância elevada ao estresse salino (Deinlein et al., 2014). Como mencionado anteriormente, é possível obter culturas tolerantes ao excesso de sais por métodos tradicionais de melhoramento genético, a exemplo de hibridações tendo por base a variabilidade genética disponível em bancos de germoplasma. Contudo, essa abordagem demanda muito tempo e, assim, métodos moleculares alternativos vêm sendo empregados simultaneamente com métodos tradicionais. É nesse contexto que a seleção assistida por marcadores moleculares (MAS) (do inglês, *Marker-Assisted Selection*) acoplada à análise de QTL (do inglês, *Quantitative Loci Trait*) tem constituído uma ferramenta promissora para o melhoramento genético de plantas (Ashraf & Foolad 2013). Essa abordagem consiste em, após proceder ao cruzamento entre espécies tolerantes e sensíveis, analisar os marcadores moleculares de tolerância ao estresse e correlacioná-los com alterações específicas no genoma das espécies, os quais constituem polimorfismos entre as linhagens parentais. Nesse tipo de estudo é fundamental um conhecimento detalhado das características e da variabilidade genética entre as espécies de plantas envolvidas. Tais informações possibilitarão a geração de linhagens de plantas mais tolerantes ao estresse salino, um passo importante para contornar, pelos menos parcialmente, esse problema mundialmente alarmante, que é a salinidade dos solos.

Considerações Finais

Em nível mundial, a crescente progressão da salinização dos solos, intensificada por práticas inadequadas de manejo da irrigação e pela ocorrência de baixos índices pluviométricos, tem resultado em impactos negativos sobre a produção agrícola e a sustentabilidade ambiental em diversas regiões do globo terrestre. Tais efeitos, extremamente preocupantes, dificultam o atendimento da constante pressão dirigida ao aumento da produtividade de alimentos por unidade de área, consequência do crescimento populacional e de expectativas de melhoria socioeconômica da humanidade.

A recuperação de solos salinizados, mediante aplicação de corretivos e/ou lixiviação de sais, surge como uma alternativa viável à minimização do problema da salinidade, porém tais práticas são muito dispendiosas. Assim, estudos baseados no melhoramento genético, voltados ao desenvolvimento de cultivares com maior capacidade de crescimento em solos

salinos, estão se tornando cada vez mais importantes. Nesse contexto, espera-se que parentes silvestres de culturas de interesse possam ser devidamente explorados como fontes de genes de tolerância a esse estresse abiótico. Embora avanços satisfatórios tenham sido alcançados em pesquisas de laboratório, pouco sucesso foi obtido em experimentos conduzidos a campo. Assim, ações convergentes devem ser realizadas no sentido de integrar o melhoramento genético de plantas com investigações fisiológicas, bioquímicas e moleculares da tolerância à salinidade, de modo a possibilitar uma abordagem holística da questão. Faz-se necessário um equilíbrio adequado entre a gestão dos recursos hídricos, o controle da salinização dos solos e a abordagem biotecnológica do melhoramento genético dirigido ao aumento da tolerância à salinidade. Sem dúvida, são amplos, complexos e instigantes os campos de conhecimento a serem trilhados. Apesar de limitados, os avanços obtidos até o momento, compreendendo tanto pesquisas aplicadas como aquelas de natureza básica, descortinam um futuro promissor no desenvolvimento de cultivares passíveis de serem exploradas eficientemente em solos salinizados, possibilitando a incorporação destes em novos sistemas de produção agrícola, em conformidade com os princípios da preservação e da sustentabilidade ambiental.

Literatura Citada

Agarwal, P. K.; Sheel, P.; Gupta, K.; Jha, B. Bioengineering for salinity tolerance in plants: State of the art. Molecular Biotechnology, v.54, p.102-123, 2013.

Ahmadi, N.; Baroiller, J.; Carreras, H. D.; Morillon, R. Adaptation to salinity. In: Torbequiau, E. (ed.) Climate change and agriculture worldwide. Heidelberg: Springer, 2016. p.45-58.

Akbar, M.; Ponnamperuma, F. N. Saline soils of South and Southeast Asia as potential rice lands. In: Special International Symposium Rice Research Strategies for the Future, 1980, Los Baños: International Rice Research Institute, 1980. p.21-25.

Anjaneyulu, E.; Reddy, P. S.; Sunita, M. S.; Kishor, P. B. K.; Meriga, B. Salt tolerance and activity of antioxidative enzymes of transgenic finger millet overexpressing a vacuolar H^+-Pyrophosphatase gene (*SbVPPase*) from *Sorghum bicolor*. Journal of Plant Physiology, v.171, p.789-798, 2014.

Aquino, A. J. S.; Lacerda, C. F.; Bezerra, M. A.; Gomes Filho, E.; Costa, R. N. T. Crescimento, partição de matéria seca e retenção de Na^+ e Cl^- em dois genótipos de sorgo irrigados com águas salinas. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 31, p. 961-971, 2007.

Ashraf, M.; Foolad, M. R. Crop breeding for salt tolerance in the era of molecular markers and marker-assisted selection. Plant Breeding, v.132, p.10-20, 2013.

Brito, M. E. B.; Brito, K. S. A. de; Fernandes, P. D.; Gheyi, H. R.; Suassuna, J. F.; Soares Filho, W. dos S.; Melo, A. S. de; Xavier, D. A. Growth of ungrafted and grafted citrus rootstocks under saline water irrigation. African Journal and Agricultural Research, v.9, p.3600-3609, 2014a.

Brito, M. E. B.; Fernandes, P. D.; Gheyi, H. R.; Melo, A. S. de; Cardoso, J. A. F.; Soares Filho, W. dos S. Sensibilidade de variedades e híbridos de citrange à salinidade na formação de porta-enxertos. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.3, p.343-353, 2008.

Brito, M. E. B.; Fernandes, P. D.; Gheyi, H. R.; Melo, A. S. de; Soares Filho, W. dos S., Santos, R. T. Sensibilidade à salinidade de híbridos trifoliados e outros porta-enxertos de citros. Revista Caatinga, v.27, p.17-27, 2014b.

Brito, M. E. B.; Silva, E. C. B. da; Fernandes, P. D.; Soares Filho, W. dos S.; Coelho Filho, M. A.; Sá, F. V. S.; Melo, A. S. de; Barbosa, R. C. A. Salt balance in the substrate and growth of 'Tahiti' acid lime grafted onto 'Sunki' mandarin hybrids under salt stress. Australian Journal of Crop Science, v.9, p.954-961, 2015.

Céccoli, G.; Ramos, J.; Pilatti, V.; Dellaferrera, I.; Tivano, J. C.; Taleisnik, E.; Vegetti, A. C. Salt glands in the Poaceae family and their relationship to salinity tolerance. The Botany Review, v.81, p.162-178, 2015.

Davenport, R.; James, R. A.; Zakrisson-Plogander, A.; Tester, M.; Munns, R. Control of sodium transport in durum wheat. Plant Physiology, v.137, p.807-818, 2005.

Deinlein, U.; Stephan, A. B.; Horie, T.; Luo, W.; Xu, G.; Schroeder, J. I. Plant salt-tolerance mechanisms. Trends in Plant Science, v.19, p.371-379, 2014.

Devitt, D.; Stolzy, L. H.; Jarrell, W. M. Response of sorghum and wheat to different K^+/Na^+ ratios at varying osmotic potentials. Agronomy Journal, v.76, p. 681-688, 1984.

Diédhiou, C. J.; Popova, O. V.; Dietz, K. J.; Golldack, D. The SNF1-type serine-threonine protein kinase SAPK4 regulates stress-responsive gene expression in rice. BMC Plant Biology, v.8, p.49, 2008.

Do, P. T.; Drechsel, O.; Heyer, A. G.; Hincha, D. K.; Zuther, E. Changes in free polyamine levels, expression of polyamine biosynthesis genes, and performance of rice cultivars under salt stress: A comparison with responses to drought. Frontiers in Plant Science, v.5, p.1-17, 2014.

Fageria, N. K. Relatório do projeto Avaliação de cultivares de arroz para condições adversas do solo. Goiânia: Embrapa CNPAF, 1985a. sp.

Fageria, N. K. Salt tolerance of rice cultivars. Plant and Soil, v.88, p.237-243, 1985b.

Fageria, N. K. Solos tropicais e aspectos fisiológicos das culturas. Brasília: Embrapa-DPU, 1989. 425p. Documentos, 18

Fageria, N. K. Tolerância de cultivares de arroz à salinidade. Pesquisa Agropecuária Brasileira,v.26, p.281-288, 1991.

Fageria, N. K. Maximizing crop yields. New York: Marcel Dekker, 1992. 274p.

Fageria, N. K.; Barbosa Filho, M. P.; Gheyi, H. R. Avaliação de cultivares de arroz para tolerância à salinidade. Pesquisa Agropecuária Brasileira,v.16, p.677-681, 1981.

FAO - Food and Agriculture Organization. Statistical yearbook of the United Nations, 2014. Rome. http://www.fao.org/docrep/015/i2490e/i2490e00.18 Abr, 2016

Feki, K.; Quintero, F. J.; Khoudi, H.; Leidi, E. O.; Masmoudi, K.; Pardo, J. M.; Brini, F. A constitutively active form of a durum wheat Na^+/H^+ antiporter SOS1 confers high salt tolerance to transgenic Arabidopsis. Plant Cell Reports, v.33, p.277-288, 2014.

Fernandes, P. D.; Brito, M. E. B.; Gheyi, H. R.; Soares Filho, W. dos S.; Melo, A. S. de, Carneiro, P. T. Growth of citrus hybrids and rootstock varieties under salt stress. Acta Scientiarum Agronomy, v.33, p.259-267, 2011.

Flowers, T. J.; Colmer, T. D. Plant salt tolerance: Adaptations in halophytes. Annals of Botany, v.115, p.327-331, 2015.

François, L. E. Growth, seed yield, and oil content of canola grown under saline conditions. Agronomy Journal, v.86, p.233-237, 1994.

François, L. E. Salinity effects on four sunflower hybrids. Agronomy Journal, v.88, p.215-219, 1996.

François, L. E.; Donovan, T. J.; Lorenk, K.; Maas, E. V. Salinity effects on rye grain yield, quality, vegetative growth and emergence. Agronomy Journal, v.81, p.707-712, 1989.

François, L. E.; Donovan, T. J.; Maas, E. V. Salinity effects on seed yield, growth and germination of grain sorghum. Agronomy Journal, v.76, p.741-744, 1984.

François, L. E.; Donovan, T. J.; Maas, E. V. Salinity effects on emergence vegetative growth and seed yield of guar. Agronomy Journal, v.82, p.587-592, 1990.

Goel, D.; Singh, K.; Yadav, V.; Babbar, S. B.; Bansal, K. C. Overexpression of osmotin gene confers tolerance to salt and drought stresses in transgenic tomato (*Solanum lycopersicum* L.). Protoplasma, v.245, p.133-141, 2010.

Grattan, S. R.; Shennan, C.; May, D. M.; Mitchell, J. P.; Burau, R. G. Using drainage water for irrigation of melons and tomatoes. California Agriculture, v.41, p.27-28, 1987.

Guerzoni, J. T. S.; Belintani, N. G.; Moreira, R. M. P.; Hoshino, A. A.; Domingues, D. S.; Bespalhok-Filho, J. C.; Vieira, L. G. E. Stress-induced Δ1-Pyrroline-5-Carboxylate Synthetase (*P5CS*) gene confers tolerance to salt stress in transgenic sugarcane. Acta Physiologiae Plantarum, v.36, p.2309-2319, 2014.

Guo, B.-H.; Zhang, Y.-M.; Li, H.-J.; Du L.-Q.; Li, Y.-X.; Zhang, J.-S.; Chen, S.-Y.; Zhu, Z.-Q. Transformation of wheat with a gene encoding for the betaine aldehyde dehydrogenase (BADH). Acta Botanica Sinica, v.42, p.279-283, 2000.

Hu, H.; Dai, M.; Yao, J.; Xiao, B.; Li, X.; Zhang, Q.; Xiong, L. Overexpressing a NAM, ATAF, and CUC (NAC) transcription factor enhances drought resistance and salt tolerance in rice. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v.103, p.12987-12992, 2006.

Huertas, R.; Olías, R.; Eljakaoui, Z.; Gálvez, F. J.; Li, J.; Morales, P. A.; Belver, A.; Rodríguez-Rosales, M. P. Overexpression of *SlSOS2* (*SlCIPK24*) confers salt tolerance to transgenic tomato. Plant, Cell and Environment, v.2, p.1-16, 2012.

IRRI - International Rice Research Institute. Program Report February, 1993. Los Baños: International Rice Research Institute 1994. 317p.

Jamil, A.; Riaz, S.; Ashraf, M.; Foolad, M. R. Gene expression profiling of plants under salt stress.Critical Reviews in Plant Sciences, v.30, p.435-458, 2011.

Jeong, M. J.; Lee, S. K.; Kim, B. G.; Kwon, T. R.; Cho, W. S.; Park, Y. T.; Lee, J.-O. Kwon, H.-B.; Byun, M.-O.; Park, S.-C. A rice (*Oryza sativa* L.) MAP kinase gene, *OsMAPK44*, is involved in response to abiotic stresses. Plant Cell, Tissue and Organ Culture, v.85, p.151-160, 2006.

Khadri, M.; Tejera, N. A.; Lluch, C. Sodium chloride-ABA interaction in two common bean (*Phaseolus vulgaris*) cultivars differing in salinity tolerance. Environmental and Experimental Botany, v.60, p.211-218, 2006.

Kong, X.; Pan, J.; Zhang, M.; Xing, X.; Zhou, Y.; Liu, Y.; Li, D.; Li, D. *ZmMKK4*, a novel group C mitogen-activated protein kinase kinase in maize (*Zea mays*), confers salt and cold tolerance in transgenic Arabidopsis. Plant, Cell and Environment, v.34, p.1291-1303, 2011.

Kumar, T.; Uzma; Khan, M. R.; Abbas, Z.; Ali, G. M. Genetic improvement of sugarcane for drought and salinity stress tolerance using arabidopsis vacuolar pyrophosphatase (AVP1) gene. Molecular Biotechnology, v.56, p.199-209, 2014.

Kumar, V.; Shriram, V.; Nikam, T. D., Jawali, N.; Shitole, M. G. Sodium chloride-induced changes in mineral nutrients and proline accumulation in indica rice cultivars differing in salt tolerance. Journal of Plant Nutrition, v.31, p. 1999-2017, 2008.

Lacerda, C. F.; Cambraia, J.; Oliva, M. A.; Ruiz, H. A.; Prisco, J. T. Solute accumulation and distribution during shoot and leaf development in two sorghum genotypes under salt stress. Environmental and Experimental Botany, v.49, p.107–120, 2003.

Lauchli, A. Salt exclusion: An adaptation of legumes for crops and pastures under saline conditions. In: Staples, R. C.; Toenniessen, G. H. (ed.) Salinity tolerance in plants: Strategies for crop improvement. New York: Wiley, 1984. p.171-187.

Li, B.; Wei, A. Y.; Song, C. X.; Li, N.; Zhang, J. R. Heterologous expression of the *TsVP* gene improves the drought resistance of maize. Plant Biotechnology Journal, v.6, p.146-159, 2008.

Lima, M. G. S.; Lopes, N. F.; Bacarin, M. A.; Mendes, C. R. Efeito do estresse salino sobre a concentração de pigmentos e prolina em folhas de arroz. Bragantia, v.63, p.335-340, 2004.

Lv, S. L.; Zhang, K. W.; Gao, Q.; Lian, L. J.; Song, Y. J.; Zhang, J. R. Overexpression of an H^+-PPase gene from *Thellungiella halophila* in cotton enhances salt tolerance and improves growth and photosynthetic performance. Plant and Cell Physiology, v.49, p.1150-1164, 2008.

Maas, E. V. Salt tolerance of plants. Applied Agricultural Research, v.1, p.12-25, 1986.

Mass, E. V. Salt tolerance of plants. In: Chritie, B. R.; Hanson, A. A. (ed.) The handbook of plant science in agriculture. Boca Raton: CRC Pres p.57-75, v.2, 1987. p.57-75.

Maas, E. V.; Nieman, R. H. Physiology of plant tolerance to salinity. In: Crop tolerance to suboptimal land conditions. Madison: American Society of Agronomy, 1978. p.277-299. Special Publication, 32

Mansour, M. M. F.; Salama, K. H. A.; Ali, F. Z. M.; Abou Hadis, A. F. Cell and plant responses to NaCl in *Zea mays* L. cultivars differing in salt tolerance. General and Applied Plant Physiology, v.31, p.29-41, 2005.

Mao, X.; Jia, D.; Li, A.; Zhang, H.; Tian, S.; Zhang, X.; Jia, J.; Jing, R. Transgenic expression of TaMYB2A confers enhanced tolerance to multiple abiotic stresses in Arabidopsis. Functional & Integrative Genomics, v.11, p.445-465, 2011.

Marcum, K. B. Saline tolerance physiology in grasses. In: Khan, M. A.; Weber, D. J. (ed.) Ecophysiology of high salinity tolerant plants. 2008. p.157-172.

Martinez-Beltran J.; Manzur C. L. Overview of salinity problems in the world and FAO strategies to address the problem. Proceedings of the International Salinity Forum, Riverside, 2005. p.311-313.

Mengel, K; Kirkby, E. A.; Kosegarten H.; Appel, T. Principles of plant nutrition, 5. ed. Dordrecht: The Kluwer Academic Publishers, 2001. 849p.

Møller, I. S.; Gilliham, M.; Jha, D.; Mayo, G. M.; Roy, S. J.; Coates, J. C.; Haseloff, J.; Tester, M. Shoot Na^+ exclusion and increased salinity tolerance engineered by cell type-specific alteration of Na^+ transport in Arabidopsis. The Plant Cell, v.21, p.2163-2178, 2009.

Munns, R. Avenue for increasing salt tolerance of crops. In: Horst, W. J. (ed.) Plant nutrition-food security and sustainability of agro-ecosystems, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001, p.370-371.

Munns, R.; Tester, M. Mechanisms of salinity tolerance. Annual Review of Plant Biology, v.59, p.651-681, 2008.

Murkute A. A.; Sharma S.; Singh S. K. Citrus in terms of soil and water salinity: A review. Journal of Scientific & Industrial Research, v.64, p.393-402, 2005.

Murtaza, G.; Ghafoor, A.; Kahlon, U. Z.; Bhatti, A. S.; Sabir, M. Evaluation of rice and wheat cultivars for tolerance to salinity and sodicity in soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.40, p1268-1281, 2009.

Nieman, R. H. Z.; Shannon, M. C. Screening for salinity tolerance. In: Workshop on Plant Adaption To Mineral Stress, 1976, Beltsville. Proceedings. Ithaca: Cornell University Agricultural Experiment Station, 1976. p.359-367.

Noble, C. L.; Rogers, M. E. Arguments for the use of physiological criteria for improving the salt tolerance in crops. Plant and Soil, v.146, p.99-107, 1992.

Pardo, J. M.; Cubero, B.; Leidi, E. O.; Quintero, F. J. Alkali cation exchangers: Roles in cellular homeostasis and stress tolerance. Journal of Experimental Botany, v.57, p.1181-1199, 2006.

Pathak, M. R.; Silva, J. A. T. da; Wani, S. H. Polyamines in response to abiotic stress tolerance through transgenic approaches. GM Crops & Food: Biotechnology in Agriculture and the Food Chain, v.5, p.87–96, 2014.

Pedrotti, A.; Chagas, R. M.; Ramos, V. C.; Prata, A. P. N.; Lucas, A. A. T.; Santos, P. B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, v.19, p.1308-1324, 2015.

Pereira, J. R. Solos salinos e sódicos. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo, 15. Campinas: SBCS, 1983. p.127-143.

Pitman, M. Ion transport in plant cell. In: Skoryna, S. C.; Edward, D. W. (ed.) Intestinal absorption of metal ions, trace elements and radionuclides. London: Pergamon Press, 1970. p.115-133.

Ponnamperuma, F. N. Screening rice for tolerance to mineral stress. Los Baños: International Rice Research Institute, 1977. 21p. Paper Series, 6

Prashanth, S. R.; Sadhasivam, V.; Parida, A. Over expression of cytosolic copper/zinc superoxide dismutase from a mangrove plant *Avicennia marina* in indica rice var Pusa Basmati-1 confers abiotic stress tolerance. Transgenic Research, v.17, p.281-291, 2008.

Ren, Z.-H.; Gao, J.-P.; Li, L.-G.; Cai, X.-L.; Huang, W.; Chao, D.-Y.; Zhu, M.-Z.; Wang, Z.-Y.; Luan, S.; Lin, H.-X. A rice quantitative trait locus for salt tolerance encodes a sodium transporter. Nature Genetics, v.37, p.1141-1146, 2005.

Ribeiro, M. S.; Barros, M. F. de C.; Santos, M. B. G. dos. Química dos solos salinos e sódicos. In: Melo, V. de F.; Alleoni, L. R. F. (ed.) Química e mineralogia do solo, Parte II - Aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.449-484.

Roy, M.; Wu, R. Arginine decarboxylase transgene expression and analysis of environmental stress tolerance in transgenic rice. Plant Science, v.160, p.869-875, 2001.

Roy, S. J.; Negrão, S.; Tester, M. Salt resistant crop plants. Current Opinion in Biotechnology, v.26, p.115-124, 2014.

Rush, D. W.; Epstein, E. Breeding and selection for salt tolerance by the incorporation of wild germplasm into a domesticated tomato. Journal of the American Society for Horticultural Science, v.106, p.669-704, 1981.

Sairam, R. K.; Rao, K. V.; Srivastava, G. C. Differential response of wheat genotypes to long term salinity stress in relation to oxidative stress, antioxidant activity and osmolytes concentration. Plant Science, v.163, p.1037-1046, 2002.

Saqib, M.; Akhtar, J.; Qureshi, R. H. Sodicity intensifies the effect of salinity on grain yield and yield components of wheat. Journal of Plant Nutrition, v.31, p.689-701, 2008.

Saqib, M.; Zorb, C.; Rengel, Z.; Schubert, S. Na^+ exclusion and salt resistance of wheat (*Triticum aestivum*) are improved by the expression of endogenous vacuolar Na^+/H^+ antiporters in roots and shoots. Plant Science, v.169, p.959-965, 2005.

Shahbaz, M.; Ashraf, M. Improving salinity tolerance in cereals. Critical Reviews in Plant Sciences, v.32, p.237-249, 2013.

Shalhevet, J.; Morris, G. H.; Scroeder, B. P. Root and shoot growth response to salinity in maize and soybean. Agronomy Journal, v.87, p.512-516, 1995.

Shannon, M. C. New insights in plant breeding efforts for improved salt tolerance. HortTechnology, v.6, p.96-98, 1996.

Shrivastava, P.; Kumar, R. Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. Saudi Journal of Biological Sciences, v.22, p.123-131, 2015.

Sousa, J. R. M. de; Gheyi, H. R.; Brito, M. E. B.; Lacerda, C. F. de; Silva, F. V. da; Soares, F. A. L. Quantum efficiency of photosystem II and production of orange under salt stress and nitrogen fertilization. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.20, p.434-440, 2016.

Suarez, R.; Calderón, C.; Iturriaga, G. Improved tolerance to multiple abiotic stresses in transgenic alfalfa accumulating trehalose. Crop Science, v.49, p.1791-1799, 2009.

Subbarao, G. V.; Johansen, C. Strategies and scope for improving salinity tolerance in crop plants. In: Pessarakali, M. (ed.) Handbook of plant and crop. New York: Marcel Dekker, 1994a. p.559-579.

Subbarao, G. V.; Johansen, C. Potential for genetic improvement in salinity tolerance in legumes: Pigeonpea. In: Pessarakali, M. (ed.) Handbook of plant and crop. New York: Marcel Dekker, 1994b. p.581-595.

Syvertsen, J. P.; Garcia-Sanchez, F. Multiple abiotic stresses occurring with salinity stress in citrus. Environmental and Experimental Botany, v.103, p.128-137, 2014.

Tester, M.; Davenport, R. Na^+ tolerance and Na^+ transport in higher plants. Annals of Botany, v.91, p.1-25, 2003.

Türken, I; Demiral, T. Recent developments in understanding salinity tolerance. Environmental and Experimental Botany, v.67, p.2-9, 2009.

United Nations. World population prospects: The 2015 revision. New York: Department of Economic and Social Affairs, 2015. 66p.

Ushimaru, T.; Nakagawa, T.; Fujioka, Y.; Daicho, K.; Naito, M.; Yamauchi, Y.; Nonakad, H.; Amakoc, K.; Yamawakib, K.; Muratad, N. Transgenic Arabidopsis plants expressing the rice dehydroascorbate reductase gene are resistant to salt stress. Journal of Plant Physiology, v.163, p.1179-1184, 2006.

Waie, B.; Rajam, M. V. Effect of increased polyamine biosynthesis on stress responses in transgenic tobacco by introduction of human S-adenosylmethionine gene. Plant Science, v.164, p.727-734, 2003.

Waisel, Y. Biology of halophytes. New York: Academic Press, 1972. 395p.

Wang, L.; Zhang, J.; Wang, D.; Zhang, J.; Cui, Y.; Liu, Y.; Yang, H.; Binyu. Assessment of salt tolerance in transgenic potato carrying *AtNHX1* gene. Crop Science, v.53, p.2643-2651, 2013.

Wang, M.; Gu, D.; Liu, T.; Wang, Z.; Guo, X.; Hou, W.; Bai, Y.; Chen, X.; Wang, G. Overexpression of a putative maize calcineurin B-like protein in Arabidopsis confers salt tolerance. Plant Molecular Biology, v.65, p.733-746, 2007.

Wang, Y.; Wisniewski, M. E.; Meilan, R.; Webb, R.; Fuchigami, L.; Boyer, C. Overexpression of cytosolic ascorbate peroxidase in tomato (*Lycopersicon esculentum*) confers tolerance to chilling and salt stress. Journal of the American Society for Horticultural Science, v.130, p.167-173, 2005.

Wei, W.; Bilsborrow, P. E.; Hooley, P.; Fincham, D. A. Lombi, E.; Forster, B. P. Salinity induced differences in growth, ionic distribution, and partitioning in barley between the cultivar Maythorpe and its derived mutant Golden Promise. Plant Soil, v.250, p.183-191, 2003.

Wen, X.-P.; Pang. X.-M.; Matsuda, N.; Kita, M.; Inoue, H.; Hao, Y.-J.; Honda, C.; Moriguchi, T. Over-expression of the apple spermidine synthase gene in pear confers multiple abiotic stress tolerance by altering polyamine titers. Transgenic Research, v.17, p.251-263, 2008.

Xiao-Yan, Y.; Ai-Fang, Y.; Ke-Wei, Z.; Ju-Ren, Z. Production and analysis of transgenic maize with improved salt tolerance by the introduction of *AtNHX1*; Gene. Acta Botanica Sinica, v.46, p.854-861, 2004.

Xue, Z. S.; Ni, Z. Y.; Li, Z. Y.; Li, L. C.; Chen, M.; Gao, D. Y.; Yu, X. D.; Liu, P.; Ma, Y. Z. Isolation and functional characterization of *HvDREB1*, a gene encoding a dehydration-responsive element binding protein in *Hordeum vulgare*. Journal of Plant Research, v.122, p.121-130, 2009.

Xue, Z. Y.; Zhi, D. Y.; Xue, G. P.; Zhang, H.; Zhao, Y.-X.; Xia, G. M. Enhanced salt tolerance of transgenic wheat (*Triticum aestivum* L.) expressing a vacuolar Na^+/H^+ antiporter gene with improved grain yields in saline soils in the field and a reduced level of leaf Na^+. Plant Science v.167, p.849-859, 2004.

Yadav, N. S.; Shukla, P. S.; Jha, A.; Agarwal, P. K.; Jha, B. The *SbSOS1* gene from the extreme halophyte *Salicornia brachiata* enhances Na^+ loading in xylem and confers salt tolerance in transgenic tobacco. BMC Plant Biology, v.12, p.188, 2012.

Yang, Q.; Chen, Z. Z.; Zhou, X. F.; Yin, H. B.; Li, X.; Xin, X. F.; Hong, X. H.; Zhu, J. K.; Gong, Z. Cof SOS (Salt Overly Sensitive) genes increases salt tolerance in transgenic Arabidopsis. Molecular Plant, v.2, p.22-31, 2009.

Yang, Y.; Tang, R. J.; Jiang, C. M.; Li, B.; Kang, T.; Liu, H.; Zhao, N.; Ma, X. J.; Yang, L.; Chen, S. L.; Zhang, H. X. Overexpression of the *PtSOS2* gene improves tolerance to salt stress in transgenic poplar plants. Plant Biotechnology Reports, v.13, p.962-973, 2015.

Yeo, A. R.; Flowers, T. J. Varietal differences in the toxicity of sodium ions in rice leaves. Physiologia Plantarum, v.59, p.189-195, 1983.

Yue, Y.; Zhang, M.; Zhang, J.; Duan, L.; Li, Z. SOS1 gene overexpression increased salt tolerance in transgenic tobacco by maintaining a higher K^+/Na^+ ratio. Journal of Plant Physiology, v.169, p.255-261, 2012.

Zhang, G.; Chen, M.; Li, L.; Xu, Z.; Chen, X.; Guo, J.; Ma, Y. Overexpression of the soybean *GmERF3* gene, an AP2/ERF type transcription factor for increased tolerances to salt, drought, and diseases in transgenic tobacco. Journal of Experimental Botany, v.60, p.3781-3796, 2009.

Zhang, H.; Liu, Y.; Xu, Y.; Chapman, S.; Love, A. J.; Xia, T. A newly isolated Na^+/H^+ antiporter gene, *DmNHX1*, confers salt tolerance when expressed transiently in *Nicotiana benthamiana* or stably in *Arabidopsis thaliana*. Plant Cell, Tissue and Organ Culture, v.110, p.189-200, 2012.

Parte III
Manejo do sistema solo-água-planta

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

18 Interação salinidade-fertilidade do solo

Rivaldo V. dos Santos[1], Lourival F. Cavalcante[2], Adriana de F. M. Vital[1], Claudivan F. de Lacerda[3], Edivan R. de Souza[4] & Geovani S. de Lima[1]

[1] Universidade Federal de Campina Grande
[2] Universidade Federal da Paraíba
[3] Universidade Federal do Ceará
[4] Universidade Federal Rural de Pernambuco

Introdução

O termo "fértil" é sinônimo de "frutífero" e "prolífico". Para a Ciência do Solo a fertilidade significa disponibilidade de nutrientes assimiláveis às plantas em quantidades suficientes e balanceadas, de modo que a produção agrícola seja economicamente viável (Raij, 2011). Além disso, devem estar livres de substâncias ou elementos tóxicos e possuir atributos físicos, químicos e biológicos satisfatórios. Nesse aspecto, a salinização dos solos em regiões semiáridas, caracterizada pela elevada concentração de sais solúveis e, ou de sódio trocável, é um fator que afeta negativamente a fertilidade do solo, resultando em limitações para o crescimento e o desenvolvimento das plantas e consequentemente ocasiona prejuízos à produtividade agrícola. Conceitualmente, por apresentarem elevada saturação por bases, a princípio, poderia se afirmar que os solos afetados por sais possuem elevada fertilidade. No entanto, deve-se observar que a elevada percentagem de sódio afeta negativamente a fertilidade do solo, pois não se trata de um elemento essencial para os vegetais ou quando é, como no caso das plantas de metabolismo fotossintético C4, a quantidade requerida é muito pequena.

As interações iônicas que afetam a disponibilidade, absorção e transporte de nutrientes são altamente complexas mesmo na ausência de salinidade e de outros estresses. A salinidade e a sodicidade adicionam um novo nível de complexidade para a nutrição mineral das culturas, afetando a atividade dos íons em solução e os processos de absorção, transporte, assimilação e distribuição. Essa complexidade é explicada pelas diferenças na concentração e na composição iônica dos meios salinos aos quais as plantas são submetidas, pelos nutrientes essenciais envolvidos e pelas diferentes respostas das plantas tanto em relação à salinidade como para à eficiência na aquisição de nutrientes do solo. Isso promove uma gama de interações que não podem ser facilmente explicadas. As dificuldades na interpretação dos resultados são aumentadas em face das diferentes condições de cultivo utilizadas, do tempo de exposição ao estresse e do tipo de tecido amostrado (Lacerda, 2005).

A compreensão dos fatores que influenciam a dinâmica dos nutrientes, os atributos físicos nos solos salinizados e o domínio de técnicas visando a recuperação dos mesmos constituem-se em avanços promissores, onde comprovadamente o uso de corretivos traz melhoria dessas condições. No entanto, quanto aos atributos químicos há um longo caminho a ser percorrido, seja relativo ao balanceamento iônico na solução do solo após a lavagem ou a aplicação de corretivos. A compreensão da interação salinidade-correção-fertilidade constitui-se num desafio para reintegrar as áreas degradadas à exploração agrícola e minimizar o impacto sócio-econômico-ambiental resultante do processo de salinização nas regiões áridas e semiáridas. Nesse capítulo será enfatizado o efeito do excesso de sais solúveis e de sódio trocável nos atributos do solo, sua interação com a fertilidade e, em especial, sua influência na nutrição mineral e na produção de culturas.

A Interação Salinidade-Fertilidade do Solo

Origem e classificação dos solos halomórficos

Nas regiões semiáridas, devido ao baixo conteúdo de água nos solos, os minerais primários e secundários

sofrem um incipiente processo de degradação química, onde as reações de hidrólise, hidratação, carbonatação e oxi-redução restringem-se a um curto período de tempo, com pequena liberação de eletrólitos para a solução do solo; no entanto, ao longo do tempo há acumulações de cátions e ânions que, por estarem localizados em ambiente com elevada evapotranspiração, tendem a precipitar-se na forma de sais. Esses compostos apresentam solubilidade variável, sendo representados principalmente por sódio, cálcio e magnésio em forma de sulfatos, carbonatos, cloretos e bicarbonatos. A influência desses íons confere aos solos características específicas e têm impactos diretos e indiretos em sua fertilidade. A ocorrência de minerais no solo e seu intemperismo são de extrema importância para compreensão da salinização primária do solo. As reações de hidrólise, hidratação, oxidação e redução estão detalhadas e discutidas por Kampf et al. (2009).

Os solos afetados por sais têm sua classificação baseada na concentração de sais solúveis do extrato da solução do solo, na percentagem de sódio trocável (PST) e no potencial hidrogeniônico (pH). Os solos salinos são aqueles em que o crescimento das plantas é inibido pela elevada concentração de sais solúveis. Podem ser convertidos em solos não salinos pela lixiviação do excesso de sais da zona radicular. A condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes) é superior a 4 dS m^{-1} e o percentual de sódio trocável inferior a 15%. O pH geralmente é inferior a 8,5 e normalmente são solos bem floculados. Os solos salino-sódicos apresentam CEes maior que 4 dS m^{-1} e PST superior a 15%, enquanto o pH situa-se em torno de 8,5. A sua limitação à produtividade vegetal deve-se ao efeito conjunto da concentração excessiva de sais solúveis e de sódio trocável. Nestes solos ocorre a lixiviação mais intensa dos sais solúveis que do sódio trocável, convertendo-o em solo sódico. Os solos sódicos têm CEes inferior a 4 dS m^{-1}, PST maior que 15% e frequentemente pH superior a 8,5. Deve-se destacar que o pH do solo não é fator decisivo na classificação, pois há solos sódicos ou salino-sódicos com reação ácida, com pH variando de 5,0 a 6,0. A alcalinidade dos solos afetados por sais é mais frequente nos solos salino-sódico e sódicos, e esta se deve à baixa concentração hidrogeniônica (H^+) e à elevada concentração dos ânions OH^-, CO_3^{2-} e HCO_3^-. Maiores informações sobre os processos de formação de solos afetados por sais podem ser visto no Capítulo 2.

Classificação-interação dos solos halomórficos

Solos salinos

O pH é um atributo químico do solo que exerce intensa influência nas trocas iônicas do solo principalmente nos solos onde predomina os argilominerais do tipo 1:1, tais como caulinita, bem como os óxidos de Fe e Al, que possuem cargas elétricas da superfície externa dos minerais dependentes do pH

Nos solos salinos devido a alta concentração de sais solúveis os valores de pH variam de 6,5 a 8,0, quanto a fertilidade e disponibilidade de nutrientes apresentam uma faixa adequada; no entanto a concentração excessiva de sais solúveis aumenta a CE da solução do solo tornando seu potencial osmótico (Ψs) mais negativo, aumentando a dificuldade de absorção de água e nutrientes pelos vegetais, o que representa um efeito negativo da salinidade para as plantas. Relativo ao atributo físico, a concentração excessiva de sais confere maior permeabilidade aos solos salinos, sendo um aspecto positivo no manejo desses solos. Com a maior concentração de eletrólitos ocorre uma compressão da dupla camada difusa, fazendo com que as partículas fiquem mais próximas. Neste caso as forças de Van der Waals superam as forças repulsivas, resultando num aumento do grau de floculação das partículas. Isso ocorre quando a distância entre as partículas é inferior a 20 Angstrons (A). A maior floculação é também proporcional à concentração de Ca^{2+}, conforme pode ser visto com mais detalhes no Capítulo 3.

Assim, apesar dos solos salinos apresentarem elevada soma por bases trocáveis e solúveis, com saturação por bases (V) superior a 70%, a rigor não são solos férteis, devido seu fator osmótico limitar sua fertilidade. Dessa forma a saturação por bases não é recomendável na avaliação da fertilidade dos solos salinos, devido à concentração excessiva de sais, mesmo quando subtrai-se do total dos sais aqueles solúveis e considera-se apenas os cátions trocáveis. Vale salientar ainda que no cálculo da saturação por bases o sódio é contabilizado e, por não ser um elemento essencial para a maioria das plantas, pode mascarar a interpretação dessa variável como indicativa da fertilidade do solo. A interpretação da saturação por bases deve ser associada com a capacidade de troca de cátions.

Solos salino-sódicos

A fertilidade do solo é limitada pelos aspectos apresentados no item anterior, acrescentando-se a esses os aspectos da sodicidade, que caracteriza-se pela alta concentração de sódio trocável e, na maioria das vezes, está associada também a condições de reações básicas.

Os solos salino-sódicos são comuns nos perímetros irrigados do semiárido brasileiro e sua implicação na fertilidade dos solos têm três vertentes: a primeira deve-se ao aspecto químico desfavorável da alta concentração de sais solúveis e o impacto negativo do baixo Ψs da solução do solo; a segunda refere-se a concentração excessiva de sódio solúvel e trocável que acrescenta uma dificuldade específica no manejo desses solos; e a terceira relaciona-se com a reação dos solos, normalmente com valores de pH em torno de 8,5, com influência direta e indireta na disponibilidade de nutrientes às plantas.

Solos sódicos

O excesso de sódio trocável provoca alterações nas propriedades físicas do solo, especialmente pela dispersão das argilas, que provoca a desestruturação do solo, reduzindo

a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica, aumento da densidade e da resistência do solo à penetração de raízes, o que repercute diretamente no crescimento vegetal e produtividade das culturas (Vasconcelos et al., 2013; Santos et al., 2014).

Solos adensados são pegajosos quando úmidos e duros quando secos. O crescimento das raízes e a aeração dos solos requerem uma condição porosa. Caso a água da chuva promova a lixiviação dos eletrólitos do solo, as partículas de argila podem tornar-se dispersas. Tornando-se seco, o solo endurece e a compactação pode ocorrer. Isso reduz a aeração do solo, condição indispensável para o adequado crescimento radicular, já que a presença de oxigênio é essencial ao metabolismo vegetal. Por outro lado, pode-se manter uma concentração de eletrólitos no solo que provoque floculação. Para alcançar tais condições pode-se aplicar gesso, $CaCl_2$, H_2SO_4 (se tiver presença de calcário no solo), dentre outros. O cálcio é conhecido por apresentar alto poder de floculação das partículas de argila com cargas negativas, melhorando as condições químicas e físicas do solo. O agravante é que os "corretivos" de sodicidade são exigidos em quantidades demasiadas, provocando um desbalanceamento nas proporções adequadas de nutrientes, principalmente nas relações Ca^{2+}/Mg^{2+}, Ca^{2+}/K^{+}, Na^{+}/K^{+}, SO_4^{2-}/HPO_4^{2-}

Apesar da mesma valência que o Ca^{2+}, o Mg^{2+} apresenta menor raio iônico e, por isso, maior raio hidratado, dificultando sua aproximação das partículas coloidais carregadas negativamente para neutralização de suas cargas elétricas. Isto gera um remanescente de carga negativa nas partículas dos solos, com consequente dispersão e movimentação de coloides ao longo do perfil do solo, provocando a criação de camadas mais adensadas que funcionam como impedimento à movimentação de ar e água em profundidade (Ribeiro et al., 2009).

A reduzida aeração dos solos sódicos, devido a ausência do oxigênio, compromete a disponibilidade de nutrientes. O oxigênio é o receptor primário de elétrons no solo e, na sua ausência, outros receptores secundários passam a substituí-lo, dentre esses o Mn^{3+}, Mn^{4+}, Fe^{3+}, NO_3^- e SO_4^{2-}. Estes cátions e radicais aniônicos sofrem redução, convertendo-se em formas indesejáveis à agricultura, ou seja, Mn^{2+}, Fe^{2+}, NO, N_2 N_2O e H_2S, alguns deles atingindo concentrações tóxicas e outros sendo perdidos no processo de volatilização.

Vale destacar ainda que a redução da umidade do solo restringe também a dissolução de minerais e a disponibilidade de nutrientes na solução do solo, causando efeito também na fertilidade do solo, provocando reduções significativas na produção das culturas. Além disso, a reduzida infiltração e o aumento no escoamento superficial, conjuntamente com a hidratação e a dispersão, aumentam as perdas do solo pela erosão. A presença do sódio, de forma indireta pelos efeitos negativos na estrutura do solo, reduz o processo de redistribuição e evaporação da água no perfil, o que pode resultar em uma temporária inundação da superfície do solo, que prejudica a germinação das sementes devido a ausência de oxigênio. Essa condição também resulta em um período mais prolongado de umedecimento, dificultando as operações de manejo.

A forte reação alcalina (pH de 8,5 a 10) de muitos solos sódicos é causada pela alcalinização, que resulta da hidrólise dos íons Na^+ adsorvido a argila do solo e do Na_2CO_3 (Tan, 1982), conforme equações:

$$Na_2CO_3 + 2H_2O \rightarrow 2Na^+ + 2OH^- + H_2CO_3$$

Os íons OH^- produzidos aumentam com o pH do solo.

$$ARGILA - Na^+ + H_2O \rightarrow ARGILA - H^+ + Na^+ + OH^- \quad (1)$$

A sodificação do solo está associada a excessos dos ânions OH^-, HCO_3^- e CO_3^{2-}, conferindo-o forte caráter de alcalinidade, a qual implica, para os vegetais, numa severa toxicidade de sódio e boro e deficiências de Zn, Fe, Cu, Mn e P. Nessas condições de pH variando de 8,5 a 10, associado a alta PST, há também acúmulo de matéria orgânica e reduzida mineralização, com a consequente diminuição na disponibilidade de N, P, S e B aos vegetais. Porém, os solos sódicos intensamente lixiviados tendem a ser ácidos (pH~5,5) e com baixas concentrações de Ca, Mg e K.

Atributos do solo na interação

A fertilidade do solo é severamente afetada pelas condições salinas. Quanto a influência da concentração excessiva de sais solúveis destaca-se seu efeito no aumento da condutividade elétrica e na concentração de ânions, tais como cloretos, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos e boratos, na solução do solo. Sob condições sódicas um outro agravante é a presença de elevado pH (> 8,5). Tais condições originam toxicidade dos íons específicos e provocam deficiências nutricionais às plantas. A compreensão da dinâmica desses íons, assim como da reação do solo é indispensável para que se possa evitar concentrações excessivas e desequibrio de nutrientes, ou adicionar aqueles que estão em concentrações muito baixas.

Potencial osmótico

O potencial osmótico (Ψs) é resultante da atuação do solutos na solução do solo. Pode-se usar a equação de Van't Hoff para estimar o potencial osmótico de uma solução: Ψs = -RTC, onde R é a constante universal dos gases (0,0082 kg MPa mol K^{-1}), T é a temperatura absoluta da solução em Kelvin, e C é a concentração do soluto em mol kg^{-1} (Souza et al., 2012). A concentração excessiva de sais na solução do solo diminui a energia livre da água, reduzindo sua absorção pelas plantas e aumentando a condutividade elétrica (CE).

O principal efeito dos sais é osmótico, já que o alto nível salino no solo dificulta a absorção de água pelas plantas. Quanto mais salina for a água, menor será o seu potencial osmótico e mais difícil a absorção pelas plantas, podendo

chegar a uma condição de perda de água da célula para o meio, levando ao processo denominado de plasmólise. Porém, sob condições salinas se verifica redução do potencial osmótico das células, sem redução de volume, o que é denominado de ajustamento osmótico, ficando a plasmólise restrita a condições de severa salinidade ou quando a raiz é submetida a um choque osmótico. Vale ressaltar, que mesmo nas plantas ajustadas osmoticamente o fluxo de água no sistema solo planta é reduzido, pois a salinidade afeta a condutividade hidráulica nas raízes e as plantas tendem a reduzir a abertura estomática e o fluxo transpiratório sob condição de estresse osmótico.

Sabe-se que os nutrientes apenas são absorvidos pelos vegetais quando encontram-se sob forma iônica e solúvel, e antes de ocorrer o processo de absorção há necessidade do movimento dos íons no solo em direção á raiz, que verifica-se por fluxo em massa, difusão ou interceptação radicular. O fluxo em massa está associado ao processo de transpiração, de modo que a redução no fluxo de água decorrente do aumento da salinidade pode restringir a absorção e o transporte de nutrientes, principalmente de nitrogênio, potássio e cálcio. No entanto, esse problema é minimizado quando a redução no crescimento é proporcional à redução no fluxo de seiva do xilema, ou seja, nessas condições é mantida a concentração do nutriente no tecido vegetal.

Reação do solo

A reação dos solos sob condições salinas é variável. Os solos salinos tendem a apresentar reação salina levemente alcalina ou ácida, normalmente com pH< 8,5. Quanto aos solos salino-sódicos, apresentam pH ≅ 8,5 e nos solos sódicos o pH pode ser superior a 8,5. Em alguns solos sódicos intensamente lixiviados, no entanto, o pH atinge valores baixos que variam de 5,5 a 6,0, sendo denominados de solos sódicos degradados. A degradação continuada de um solo sódico pela substituição do Na^+ pelo H^+ pode produzir um solo ácido, não salino e não sódico, conforme está descrito no Capítulo 2.

A reação desses solos durante muito tempo tem sido expressa por sua alcalinidade, ou seja, pela diferença entre a concentração total de cátions e a concentração total de ânions. Como nos solos com excesso de sais e de sódio os ânions dominantes são o carbonato, o bicarbonato e a hidroxila, sua alcalinidade é expressa por:

$$\text{Alcalinidade} = \left[HCO_3^-\right] + 2\left[CO_3^{2-}\right] + \left[OH^-\right] - \left[H^+\right] \quad (2)$$

Os colchetes expressam concentração molar. Dessa forma, a elevação de pH é acompanhada pelo aumento na concentração de carbonatos como ocorre no intemperismo de carbonatos sob a influência de CO_2:

$$CaCO_3 + H_2O = Ca^{2+} + 2HCO_3^- \quad (3)$$

$$(\text{ARGILA})\,Na + H_2O + CO_2 = (\text{ARGILA})\,H^+ + Na^+HCO_3^- \quad (4)$$

Assim, a elevação da pressão parcial de CO_2 aumenta o pH do sistema. Em solos sódicos, devido à elevada concentração de carbonatos e bicarbonato de sódio, o pH situa-se em muitos casos em torno de 10.

Solos ricos em $CaCO_3$ tem frequentemente pH próximo a 8,0. Sob tais condições, o pH da pasta saturada varia de 7,1, em solos altamente salinos a 8,2 em solos não salinos. Medições do pH em suspensão solo: água (1:2) revelam pH de 7,6 para solos altamente salinos e, em torno de 8,5 - 8,6 em solos não salinos. O acúmulo de sais reduz o pH em solos salinos, pois íons em excesso como K^+ e Cl^- são quantificados. Em solos sódicos, contudo, o pH aumenta com a elevação da sodicidade, devido a presença de altas concentrações de íons carbonato e bicarbonato de sódio.

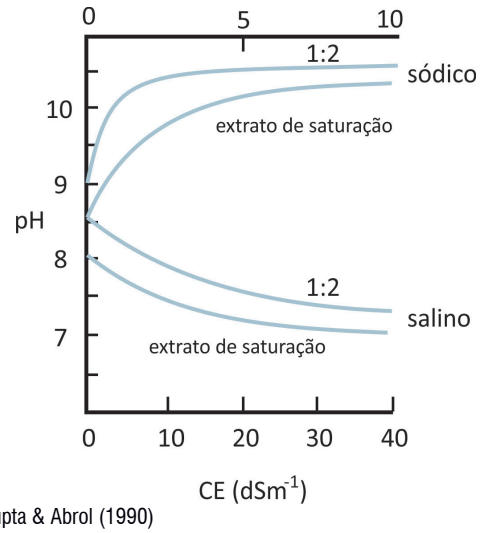
A diluição da suspensão solo-água também aumenta o pH. A diferença do pH entre o extrato de saturação e a suspensão solo:água de solos sódicos ou salino sódicos aproxima-se de uma unidade de pH em solos com baixa salinidade, e de 0,2 a 0,4 unidades de pH em solos altamente salinos. A Figura 1 apresenta a variação do pH e da condutividade elétrica em extratos obtidos da pasta saturada e de suspensão solo:água (1:2).

Apesar do maior valor de pH nas suspensões solo: água, têm-se observado menor alcalinidade em extratos aquosos, quando comparado com os valores do extrato de saturação. Esse paradoxo pH-alcalinidade foi associado com o equilíbrio cálcio-carbonato (Lindsay, 1979). No sistema carbonato de cálcio (H_2O - CO_2 - $CaCO_3$), a relação entre PCO_2 e pH tem sido representada pela Eq. 5 ou 6:

$$pH = 5{,}983 - \frac{2}{3}\log(PCO_2) + \frac{1}{3}\log(\gamma H_2CO_3) - \frac{1}{3}\log(\gamma Ca^{2+}) \quad (5)$$

$$\log(PCO_2) = 8{,}975 - 1{,}5pH + \frac{1}{2}\log(\gamma HCO_3) - \frac{1}{2}\log(\gamma Ca^{2+}) \quad (6)$$

onde γ refere-se ao coeficiente de atividade do íon. A relação entre pH e alcalinidade (alcalinidade do carbonato) pode ser



Fonte: Gupta & Abrol (1990)

Figura 1. Efeito da diluição e de sais solúveis na alteração do pH em solos salino-sódicos e sódicos

estabelecida pela substituição dos valores de CO_3^{2-} e HCO_3^- nos termos da Eq. 7:

$$2CO_3^- + HCO_3^- = PCO_2\left(\frac{2\times10^{-18,75}}{a^2H^+\cdot\gamma CO_3^2} + \frac{10^{-7,82}}{aH^+\cdot\gamma CO_3}\right) \quad (7)$$

Substituindo a Eq. 6 em 7, obtém-se uma relação que sugere que o aumento na PCO_2 poderia reduzir o pH e aumentar a alcalinidade do carbonato. Dessa forma parece que o paradoxo pode ser devido a queda na PCO_2 com o aumento da relação solo:água e perda do H_2CO_3 durante a extração à vácuo da amostra.

Quanto a relação entre sodicidade e pH, verifica-se que o alto valor de pH sob tais condições é causado pela presença de minerais de carbonato e bicarbonato de sódio em solos sódicos ou salino-sódicos, os quais precipitam durante a evaporação e conduz a um aumento na relação de adsorção de sódio (RAS) da solução do solo. Uma relação entre pH e relação de sódio trocável (RST) foi verificada em solos sob condições de alcalinidade. Gupta et al. (1981) desenvolveram uma relação de dependência do pH simultaneamente com o complexo de troca Na^+ e $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ e o equilíbrio da calcita em solos sódicos a salino-sódicos (pH > 7,0). A relação é expressa por Eq. 8:

$$\log RST = pH - 5,2336 + 0,5\log\left[P(CO_2)\right] + \log\left(Na^+\right) + 0,5I^{1/2} \quad (8)$$

onde RST refere-se a relação de sódio trocável (Na_T), conforme Eq. 9, e I é a força iônica da solução do solo.

$$RST = \frac{Na_T}{CTC - Na_T} \quad (9)$$

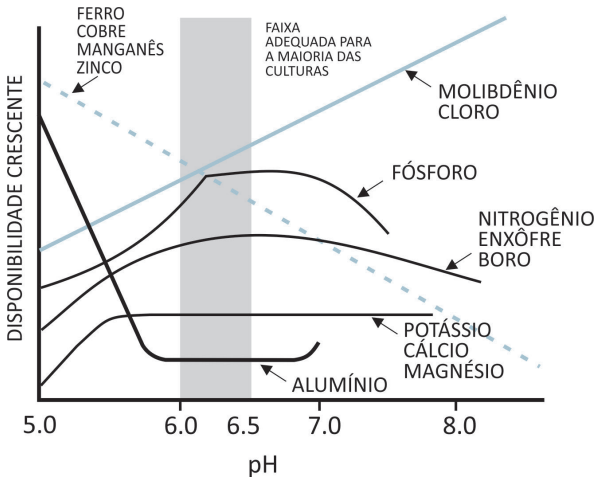
A variação aproximada da PST correspondente ao pH na pasta saturada do solo e em suspensões solo: água (1:2) é frequentemente observada sob condições de campo, conforme Tabela 1. Seu cálculo é feito pela Eq. 10.

$$PST = \frac{Na_T}{CTC}100 \quad (10)$$

Para estabelecer-se a metodologia de análises da fertilidade dos solos, a padronização do método de extração é de extrema importância, já que existe diferenças nos valores de pH e evidentemente, da concentração iônica de cátions mono e bivalentes quando se utiliza diferentes métodos de obtenção do extrato.

A manutenção do pH entre 6,0 e 6,5 em solos com condições salinas deve ser meta prioritária, já que esse atributo químico apresenta uma estreita relação com a disponibilidade de nutrientes (Figura 2), e assim com a fertilidade dos solos.

A aplicação de doses crescentes de ácido sulfúrico em solo salino-sódico do perímetro irrigado de São Gonçalo, Sousa-PB (PST = 94% e pH inicial 10,4) reduziu os valores de pH, por um período de 48 semanas, indicando que com a dose de ácido de 3,06 mL kg^{-1} de solo, após 16 dias, obtém-se um pH de 6,5, quimicamente adequado ao crescimento vegetal (Tabela 2). No mesmo solo, adição do ácido sulfúrico resultou em um aumento na disponibilidade de fósforo segundo a equação $P = 1,19H_2SO_4 + 12,03$, onde a unidades são: P(mg kg^{-1}) e H_2SO_4 (mL kg^{-1}) (Costa Silva, 1997).



Adaptado: Lopes (1989)

Figura 2. Gráfico ilustrativo do efeito do pH na disponibilidade de nutrientes

Tabela 2. Efeito do ácido sulfúrico (H_2SO_4) no pH do solo em vários períodos

H_2SO_4 mL kg^{-1}	Dias após aplicação do ácido					
	8	16	24	32	40	48
0	10,4	9,7	9,3	9,4	9,4	9,3
1,53	9,8	8,5	7,9	7,8	7,8	7,8
3,06	7,0	6,5	6,0	5,7	5,5	5,4
4,59	4,8	4,4	3,8	3,4	3,4	3,4
6,12	4,0	3,8	3,2	3,1	3,1	3,1
7,65	3,5	3,3	2,8	2,6	2,7	2,6
9,18	3,3	3,2	2,8	2,7	2,8	2,6
10,71	3,0	3,0	2,4	2,3	2,3	2,3

Tabela 1. Dependência do pH na sodicidade do solo

pH		PST - Percentagem de sódio trocável		
Pasta saturada	Suspensão solo:água (1:2)	Chang & Dregne (1955)	Kovda (1965)	Abrolet al. (1980)
8,0-8,2	8,2-9,0	< 20	< 15	< 20
8,2-8,4	9,0-9,4	20-30	15-25	21-35
8,4-8,6	9,4-9,6	30-45	25-30	35-50
8,6-8,8	9,6-9,8	45-60	30-40	50-65
8,8-9,0	9,8-10,0	> 60	40-50	65-85
9,0-9,8	> 10,0	-	> 50	> 85

Fonte: Gupta & Abrol (1990)

Dinâmica dos Nutrientes em Solos Halomórficos

A redução da concentração de sais solúveis através da lavagem e o deslocamento para a solução do solo do sódio trocável e sua remoção também por lavagem, constituem-se em práticas com reflexos positivos nos atributos físicos dos solos afetados por sais. No entanto, há necessidade de intensificar estudos do balanço iônico buscando, após a adoção de práticas de recuperação destes solos, um balanceamento iônico adequado, de modo que ocorra uma maior disponibilidade de nutrientes para melhoria da nutrição mineral das plantas. A compreensão da química desses solos associada com a seleção de plantas mais tolerantes a estas condições adversas é a chave para reintegrar tais áreas, sem função produtiva, à exploração agrícola e mitigar um grave problema socioeconômico e ambiental nas áreas irrigadas das regiões semiáridas.

Em solos salinos as plantas são adversamente afetadas pela baixa absorção de água pelas raízes devido aos efeitos do potencial osmótico. Quando a salinidade é dada principalmente por cloreto de sódio, a toxicidade de íons também afeta a produtividade vegetal. Em solos sódicos a elevada alcalinidade e as condições anóxicas reduzem a concentração de nutrientes e a fertilidade do solo, limitando o crescimento vegetal. O balanço de nutrientes é facilmente alterado em solos sódicos devido principalmente a carência de drenagem e outras práticas importantes como a utilização de fertilizantes. O que se necessita é a condução de ensaios em solos sódicos relacionando a disponibilidade de nutrientes com atributos do solo afetados pela sodicidade, assim como a resposta de plantas aos nutrientes em menor disponibilidade no solo. Na escolha do fertilizante a ser aplicado, o conhecimento da reação do solo é um aspecto importante a ser considerado. Para a maioria dos solos sódicos deve-se optar por produtos de reação ácida. Compreender a química da solução do solo, os processos que afetam sua composição e a influência da matéria orgânica na disponibilidade de nutrientes são aspectos de extrema relevância.

No Brasil a preocupação em compreender a interação salinidade-fertilidade é um tema que merece ser mais explorado, tendo em vista que os aspectos investigados tem abordado com mais afinco a caracterização e correção dos solos. Ainda são incipientes os trabalhos (Freire et al., 2010) que exploram aspectos relacionados com a fertilidade em solos afetados por sais.

Disponibilidade de nutrientes

Os solos sódicos apresentam degradação física e isso acarreta prejuízos quanto a disponibilidade de nutrientes. Abaixo são citadas as classes de solo sódico e os prejuízos mais comuns em sua fertilidade, conforme Rengasamy & Olsson (1991). São apresentados interações com atributos físicos e morfológicos.

A) Solo Sódico Alcalino (pH > 8)

- Toxicidade dos nutrientes Mo, B, Na (em solo com pH> 9);
- Deficiências de nutrientes Cu, Zn, Mn, Fe, Co, N, Mg, Ca (em solo com pH > 9) e P (8,0 < pH < 8,5); e,
- Efeitos físicos prejudiciais no subsolo saturado, baixa infiltração de água e baixa aeração.

B) Solo Sódico Neutro (6 < pH < 8)

- Toxicidade dos nutrientes Mo, B, Fe, Cu e Mn; e,
- Efeitos físicos prejudiciais: superfícies encrostadas, superfície e subsuperfície saturadas, condições anóxicas: toxidez de Mn e Fe.

C) Solo Sódico Ácido (pH < 6)

- Toxicidade de Fe, Mn, Al, Cu e Zn;
- Deficiências de Mo, P, Ca, Mg e K; e,
- Duripans em alguns solos.

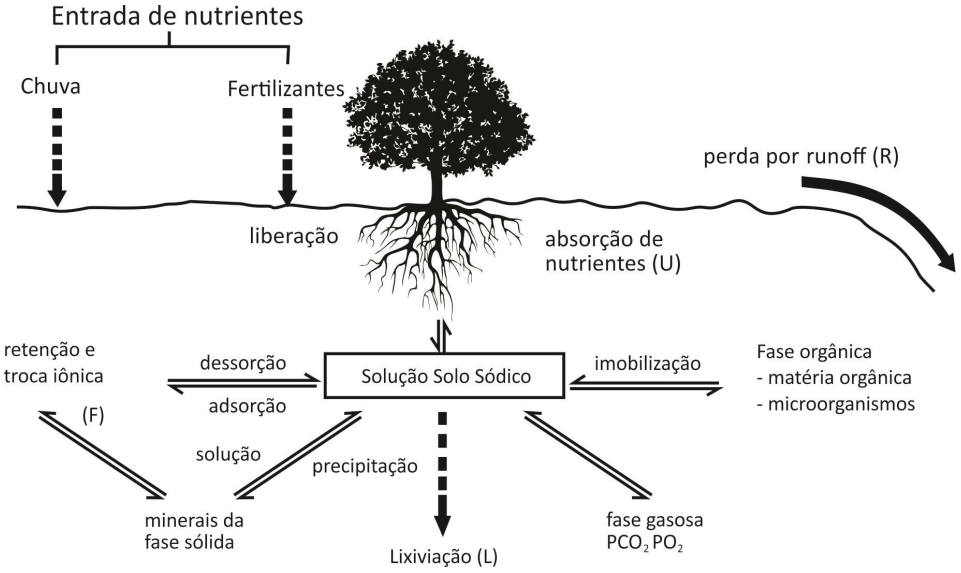
Desse modo, tanto a fertilidade química quanto a física dos solos são afetadas pela sodicidade. As elevadas concentrações de sódio, alto pH, associado ao estresse osmótico e a baixa aeração induzem muitos problemas de fertilidade nos solos. A utilização de nutrientes via fertilizantes em solos sódicos é restrita.

A composição química da solução do solo é dinâmica (Figura 3) e determinada por um equilíbrio multifase envolvendo:

- uma fase sólida, compreendendo minerais de argila, compostos inorgânicos amorfos e materiais orgânicos;
- uma fase líquida, representada pela água do solo;
- uma fase gasosa, relativa principalmente ao oxigênio e dióxido de carbono; e,
- o complexo de troca.

Cloreto, carbonato, bicarbonato, sulfato, magnésio e sódio são os íons dominantes no extrato de solos sódicos. O cálcio, nesses solos, está presente em baixas concentrações e é geralmente um fator limitante tanto para a nutrição de plantas quanto para a estabilidade estrutural do solo. O potássio é também encontrado em baixas proporções, mas o seu constante suprimento é garantido na solução de solos sódicos devido a predominância da mica hidratada. Em algumas situações específicas, o borato, nitrato e fosfato são encontrados em níveis consideráveis na solução de solos sódicos e águas subterrâneas

Juntamente com os componentes do solo e do clima, o manejo do solo tal como a adição de gesso, calcário, matéria orgânica, resíduos culturais, a irrigação e o período que o solo encontra-se exposto (sem proteção), também afetam os processos que ocorrem na solução do solo. Na ausência da adubação, a disponibilidade de nutrientes é derivada principalmente dos produtos do intemperismo dos minerais primários, das argilas e da decomposição da matéria orgânica. A liberação de nutrientes na solução do solo envolve vários mecanismos, entre os quais se destaca a troca iônica, a solubilização e precipitação, a formação de par iônico, a adsorção específica e a assimilação e excreção microbiológica. A assimilação e excreção microbiológica são importantes processos que podem afetar a concentração de



Adaptado de Naidu & Rengasamy (1993)

Figura 3. A dinâmica da química da solução do solo sódico

nutrientes na solução do solo. As complexações com ligantes, a quelação, são reações vitais que controlam a concentração de micronutrientes nos solos.

Ânions como sulfato e carbonatos associam-se aos cátions multivalentes e formam espécies não iônicas, reduzindo a atividade das espécies iônicas e a disponibilidade dos nutrientes. Esses complexos podem também reduzir a toxicidade de íons para as plantas. Nesse sentido, a formação de par de íons de Al^{3+} com SO_4^{2-} reduz a atividade de Al^{3+} e sua toxicidade às raízes das plantas, mas essa reação não é comum em solos sódicos, devido não conterem ou conterem baixa concentração de Al^{3+}. Em solos sódicos os pares iônicos com carbonato, bicarbonato e sulfato reduzem a atividade de íons divalentes (Ca^{2+}, Mg^{2+}). Por isso a RAS calculada a partir da concentração iônica superestima seu valor.

O estado redox do solo é descrito pela atividade dos elétrons livres, pE (isto é: - log(e^-)), em conjunto com a atividade dos prótons (pH). A pH 7 solos sub-óxicos tem um pE que varia de +2 a +7, enquanto solos anóxicos tem um pE< +2. Em solos sódicos o Fe, Mn, N, O, S e C são os nutrientes mais comuns que sofrem reações de oxi-redução, originando outras espécies (Tabela 3).

Na ausência de oxigênio tanto organismos facultativos quanto anaeróbios usam o Mn^{4+}, Fe^{3+}, NO_3^- e SO_4^{2-} nas reações de transferência de elétrons e produzem Mn^{2+}, Fe^{2+}, N_2 e S^{2-}. Essas reações aumentam excessivamente a disponibilidade dos nutrientes (Mn^{2+}, Fe^{2+}) para as plantas ou suas perdas (N_2, S^{2-}). Embora se comente que os íons Zn^{2+}, Co^{2+}, Cu^{2+}, Fe^{2+} e MoO_4^{2-} sejam solúveis em solos com deficiência de drenagem, o efeito do pH é dominante em solos sódicos alcalinos e provoca a precipitação desses íons. Ainda que esses metais pesados possam ser solubilizados através da quelação por moléculas orgânicas, derivadas da decomposição anaeróbica

Tabela 3. Atividade dos elétrons (pE) a pH 7 para algumas reações químicas em solo sódico

Reação química	pE
$O_2 + 4H^+ + 4e^- \Leftrightarrow 2H_2O$	13,80
$2NO_3^- + 12H^+ + 10e^- \Leftrightarrow N_2 + 6H_2O$	12,66
$MnO_2 + 4H^+ + 2e^- \Leftrightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$	6,80
$Fe(OH)_3 + 3H^+ + e^- \Leftrightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$	-3,13
$SO_4^{2-} + 10H^+ + 8e^- \Leftrightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$	-3,13
$CO_2 + 8H^+ + 8e^- \Leftrightarrow CH_4 + 2H_2O$	-4,14
$N_2 + 8H^+ + 6e^- \Leftrightarrow 2NH_4^+$	-4,69
$2H^+ + 2e^- \Leftrightarrow H_2$	-7,00

da matéria orgânica, o estado de oxi-redução que ocorre em solos sódicos conduz a sua complexação com a superfície sólida do solo e a sua indisponibilidade às plantas.

Nos solos com excesso de água pode ocorrer também perdas de N por desnitrificação. Em solos com alto pH, como os solos sódicos calcários, o N pode ser volatilizado na forma de NH_3 ou precipitado como $(NH_4)_2CO_3$. A disponibilidade de N é muito reduzida sob essas condições quando a ureia é a fonte de N, devido a baixa atividade da urease a altos valores de pH (Nitant & Bhumbla, 1974). A disponibilidade de N em solos sódicos é complexa. Estudos são necessários para relacionar a influência da sodicidade nas transformações do N nesses solos.

A disponibilidade de fósforo é geralmente aumentada em solos alagados devido a redução de fosfatos férrico e a dissolução de outros fosfatos. O sódio trocável pode aumentar a dissociação de ânions orgânicos, os quais substituem o P dos fosfatos de Fe e Al. A alta disponibilidade de P em solos sódicos alcalinos indianos foi atribuída por Gupta & Abrol (1990) aos altos níveis de pH, RAS e CO_3^-. A aplicação de superfosfatos é uma prática comum em solos australianos para aumentar sua absorção pelas plantas. Outros solos

sódicos aluviais também apresentam alta concentração total de P. O feijão vigna responde significativamente à aplicação de H_3PO_4 (Santos, 1996). Deve-se procurar saber se esse efeito deve-se ao P aplicado ou a redução do pH do solo devido a aplicação de fonte ácida de fósforo. Pesquisas com solo salino-sódico do Nordeste brasileiro indicam também que a aplicação de doses crescentes de H_3PO_4 (0, 70, 140 e 210 mg dm^{-3}) tem reduzido o pH do solo, aumentado a disponibilidade de P às plantas e proporcionado aumento na produção de milheto forrageiro (g por vaso), expressas pelas equações Y = 11,78 + 0,04X e Y = 7,4 + 0,04X (Y = massa seca e X= doses de P, mg dm^{-3}) (Ferreira et al., 2008a; 2008b). O ácido sulfúrico constitui-se em outra alternativa para minimizar o efeito nocivo do sódio e reduzir o pH em solos sódicos ou salino-sódicos com pH acima de 9,0.

O aumento na solubilização de P em condições sódicas como meta à redução da aplicação de superfosfatos nesses solos ainda não está devidamente esclarecido. O fósforo encontra-se predominantemente sob a forma de fosfato de cálcio em solos sódicos. Neste caso, sugere-se sua extração utilizando o método de Olsen ($NaHCO_3$ 0,5 N). O efeito do sódio trocável pode ser avaliado pela relação adsorção/dessorção do P (Sharpley et al., 1988). Geralmente aceita-se que aumento de fósforo na solução está associado ao aumento na saturação por sódio no complexo de troca do solo. Quando o sódio substitui Ca, Mg e Al no complexo de troca o potencial negativo da superfície é aumentado, conduzindo ao processo de dessorção de fósforo.

Os efeitos interativos da salinidade sobre os níveis de nutrientes no crescimento do trigo mostraram que a aplicação de doses crescentes de N, P, K, Ca, Mg e S aumentou a produtividade. Os autores supracitados acrescentam ainda que a salinidade exerce seus principais efeitos na fase inicial de crescimento, e que, a principal estratégia para aumentar a produção de trigo em solo salino é: (1) aumentar o suprimento de nutrientes em solos com baixa disponibilidade, (2) propiciar condições favoráveis na zona radicular pela eliminação dos sais e (3) aumentar a densidade das plantas (Hu et al., 1997). Nessa direção, Lacerda et al. (2011) também evidenciaram melhoria no rendimento do feijão-de-corda com o aumento da densidade de plantio; entretanto, nesse caso também se aumenta as quantidades de fertilizantes aplicados por área.

Leite et al. (2007), estudando a correção da sodicidade de dois solos irrigados em resposta à aplicação de gesso agrícola, verificaram que doses de gesso de 0; 2,5; 7,5; 10,0 e 12,5 g kg^{-1} de solo elevaram a concentração do Mg extraído da pasta saturada. Isso pode ser atribuído a impurezas de Mg contidas no gesso ou, segundo Fassbender & Bornemista (1987) ao maior poder de seletividade do Ca no complexo de troca do solo (Ca>Mg>K>Al>Na), o qual substitui o Mg e ocorre o seu deslocamento para a solução do solo.

Deficiência de nutrientes

A preocupação com o ajustamento na concentração iônica da solução do solo remonta algum tempo. Champagnol (1979) em revisão sobre o tema nutrição fosfatada e a toxicidade dos sais nas plantas, observou um efeito positivo em 34 das 37 espécies estudadas, e recomenda uma aplicação moderada de fertilizantes solúveis (nitratos, cloretos, sulfatos) para reduzir o aumento excessivo na concentração de sais na solução do solo e os riscos de toxicidade. No entanto, deve-se considerar que os solos salinizados apresentam uma elevada heterogeneidade química e, numa mesma área ou perímetro irrigado necessita-se proceder diagnóstico específico.

Os solos sódicos apresentam de moderada a fraca fertilidade, com variada capacidade de fornecer nutrientes às plantas. Deficiências acentuadas de N e P são comuns e frequentemente estão associadas com a deficiência de outros nutrientes, especialmente o S e os micronutrientes Mo, Cu, Zn e Mn. A limitada lixiviação e a inundação dos solos afetados pela salinização e a consequente sodificação também causam transformações de nutrientes reduzindo a fertilidade.

A deficiência de micronutrientes resulta da interação das condições do solo, variação genética entre espécies, clima e desbalanço nutricional. As condições de sodicidade apresentadas pelos solos sódicos afetam a natureza da solução do solo e a disponibilidade de nutrientes. O baixo conteúdo de O_2 em solos sódicos inundados resulta em transformações químicas dos nutrientes, tornando-os indisponíveis às plantas ou atingindo níveis tóxicos. Na realidade há poucas informações sobre a disponibilidade de micronutrientes nesse tipo de solo. Trabalhos indicam apreciável liberação de Zn^{2+} em solos sódicos (pH ≥ 9,1) apenas após o solo ser acidificado para redução do teor de $CaCO_3$. Sem esse tratamento, tanto o Zn^{2+} quanto o Cu^{2+} são praticamente indetectáveis, apresentando concentrações na solução do solo de 10^{-3} a 10^{-6} e de 10^{-6} a 10^{-7} mol L^{-1}, respectivamente para o Zn^{2+} e Cu^{2+}. A incorporação de matéria orgânica no solo pode mobilizar estes nutrientes e disponibilizar Zn e Cu para as plantas.

Soltanpour et al. (1999) cultivaram alfafa em solução nutritiva com salinidade crescente em cloro e sulfato (Tabela 4) e constataram redução dos teores de N, P e Ca nas plantas com o aumento da salinidade, e aumento na acumulação de K e Mg.

Tabela 4. Impacto da salinidade do cloreto e sulfato na concentração de nutrientes da parte aérea da alfafa.

CE	P	N	Ca	Mg	K
dS m^{-1}	mmol kg^{-1}				
	Solução com cloreto				
0,7	70	75	1091	207	1088
2,1	58	26	1111	240	1034
3,4	60	46	961	245	1064
5,1	48	20	965	248	1035
7,7	55	31	938	251	1204
11	50	40	821	306	1341
	Solução com sulfato				
0,7	70	75	1091	207	1088
2,1	56	31	898	240	1028
3,4	57	53	834	227	1197
5,1	59	57	808	230	1198
7,7	53	44	493	249	1419
11	43	36	351	221	1444

Fonte: Adaptada de Soltanpour et al. (1999)

Acumulação foliar de Fe^{3+}, Fe^{2+} e Mn^{2+} em plantas estabelecidas em solos sódicos sofre redução em nível logarítmico, para aumento de uma unidade no pH e atingem valor mínimo no solo com pH próximo de 9 (Lindsay, 1979). A "clorose de Fe induzida pelo calcário" é comum nessas condições. Dentre os fatores que restringem a disponibilidade de Fe citam-se o excesso de $CaCO_3$ e de HCO_3^-, excesso de água, elevado pH (> 8,5), deficiência de drenagem e de aeração às raízes (Naidu & Rengasamy, 1993).

A aplicação prévia de gesso nos solos salino-sódicos provoca desbalanços dos teores de bases trocáveis, além de reduzir a disponibilidade de fósforo ao longo do tempo (Santos, 1995), como mostra os dados da Tabela 5. Em solos salino-sódicos uma alternativa para aumentar a absorção de macronutrientes é a aplicação de uma fonte ácida de fósforo, tal como o H_3PO_4 (Santos, 1996).

O boro e o molibdênio são mais solúveis em solos sódicos que em solos com pH neutro. Todavia, alterações no pH e a complexação por compostos orgânicos têm maior influência na disponibilidade dos respectivos micronutrientes. A deficiência de Mo ou B ocorre mais facilmente sob condições de acidez que sob sodicidade. Já a toxidez de B é bastante comum em solos sódicos, onde encontram-se frequentemente concentrações acima de 10 mg kg^{-1} de solo. A aplicação de gesso seguido de lavagem do solo reduz os níveis de B a concentrações toleráveis pelas plantas.

Tabela 5. Características químicas de um solo salino-sódico antes da aplicação do gesso (AAG), após a lixiviação dos sais (ALS) e após cultivo do feijão (ACF)

Parâmetros	Unidades	AAG	ALS		ACF	
			Gesso (g kg^{-1})			
			6	12	6	12
$pHCaCl_2$	-	8,8	7,8	7,7	7,4	7,1
CE	dS m^{-1}	2,5	2,0	2,2	2,6	3,4
Ca^{2+}	$cmol_c$ dm^{-3}	15,3	17,9	25,0	15,4	19,3
Mg^{2+}	$cmol_c$ dm^{-3}	3,0	1,3	1,5	3,2	2,9
K^+	$cmol_c$ dm^{-3}	0,25	0,75	0,99	0,83	0,72
Na^+	$cmol_c$ dm^{-3}	4,5	2,2	2,1	3,0	2,4
$H^+ + Al^{3+}$	$cmol_c$ dm^{-3}	0,5	0,6	0,6	0,9	0,9
SB	$cmol_c$ dm^{-3}	23,0	22,3	29,6	22,4	25,3
CTC	$cmol_c$ dm^{-3}	23,5	22,9	30,2	23,3	26,2
$S(SO_4^{2-})$	$cmol_c$ dm^{-3}	1,6	9,3	22,0	10,9	22,3
Cl^-	$cmol_c$ dm^{-3}	8,5	2,0	1,0	2,7	3,3
V	%	98	97	98	96	96
SS	%	19	9,8	6,4	13	9
Ca/Mg	-	5,0	13	16	4,8	6,9
P	mg dm^{-3}	53	45,1	34,6	184	161
N TOTAL	mg dm^{-3}	6,8	7,2	6,5	7,3	6,2

SS = saturação por sódio; Fonte: Santos (1995)

Toxicidade de sódio

Altas concentrações de íons de Na^+ originam condições tóxicas às plantas. A sensibilidade das plantas ao Na^+ varia entre espécies e entre genótipos de uma mesma espécie. Dentre as espécies, a cultura do arroz revela maior tolerância à toxicidade. Além do efeito direto do Na^+, a baixa concentração de Ca^{2+} (< 1mmol L^{-1}) conduz a uma alta relação Na/Ca causando desequilíbrios nutricionais e efeitos adversos na fisiologia das plantas. Devido a alta absorção de Na^+ e baixa de Ca^{2+} pelas plantas, em solos sódicos, a permeabilidade da membrana é afetada, reduzindo o transporte de íons. A baixa concentração de Ca^{2+} nesses solos também conduz a um aumento na absorção de Zn, Ni, Mg, Pb, Se, Al e B, em níveis que podem desenvolver a toxicidade.

A proporção relativa de Ca^{2+} na solução do solo, que é normalmente adequada para as plantas sob condições não salinas, torna-se inadequada sob condições salino-sódicas. Os baixos níveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} em solos sódicos aumentam a RAS da solução do solo induzindo a deficiências de Ca^{2+} e/ou Mg^{2+} para as plantas. A alternativa é a aplicação de uma fonte de Ca^{2+}, que pode ser o gesso, ou outra que não eleve significativamente o pH do solo.

A disponibilidade de Ca^{2+} é um importante fator no manejo de solos sódicos e salino-sódicos. Nos primeiros a deficiência de Ca^{2+} ocorre principalmente em respostas ao elevado pH e à inadequada aeração, no segundo deve-se a competição iônica durante o processo de absorção. A alta concentração de Na^+ também provoca deficiência de outros nutrientes, tais como o K, Zn, Cu e Mn.

Influência da Matéria Orgânica

Disponibilidade de nutrientes

A matéria orgânica aumenta a fertilidade do solo por sua capacidade de fornecer nutrientes para as plantas, especialmente o N. Na realidade, a matéria orgânica é a maior fonte de cargas negativas, sendo responsável tanto pela retenção quanto pela liberação de nutrientes para a solução do solo, especialmente o N, P e S através do processo de mineralização. Apesar de não ser considerada fertilizante e nem corretivo químico devido os seus baixos teores, a matéria orgânica exerce efeitos positivos na fertilidade do solo em termos físicos (Mellek et al., 2010), químicos (Bendouali et al., 2013) e biológicos (Sall et al., 2015). O acúmulo de matéria orgânica em solos sódicos é baixo porque os complexos orgânicos com Na^+ são altamente solúveis e móveis. O grau de formação de ligações covalentes do Na^+ com moléculas orgânicas é baixa devido ao seu pequeno potencial quando comparado com o de íons divalentes ou trivalentes. No entanto, devido a baixa atividade microbiana em ambientes com excesso de sódio, é comum a presença de manchas superficiais escurecidas (álcali-negro) em solos sódicos.

Parte significativa do N e S em solos agrícolas provém da matéria orgânica. Porém, para que o suprimento destes nutrientes seja contínuo é necessário que ocorra a mineralização da matéria orgânica e que esta esteja em quantidade suficiente para maior atividade microbiológica. As principais limitações de solos sódicos ou salino-sódicos, o excesso de sódio e o estresse osmótico, reduzem a população e a diversidade microbiana, afetando a mineralização da matéria orgânica (Setia et al., 2011; Mavi et al., 2012; Al-Busaidi et al., 2014; Wu et al., 2015). A nitrificação é completamente inibida em solo com PST > 7,0, portanto a manutenção de

Tabela 6. Efeito de resíduos orgânicos nos teores de nutrientes nas diferentes doses de gesso aplicadas em solo salino-sódico

Gesso	Mat. org.	Ca	Mg	K	P	Fe	Cu	Zn	Mn
Mg ha^{-1}	g $vaso^{-1}$	$cmol_c\ dm^{-3}$			$\mu g\ cm^{-3}$				
0	0	12,6a	2,8a	0,31a	17,0a	168a	2,6a	4,1a	115a
	35	12,8a	2,8a	0,35b	26,3b	170b	2,7a	3,7a	118a
7	0	14,3a	2,5a	0,26a	16,1a	167a	2,5a	3,2a	114a
	35	14,2a	2,5a	0,27a	25,3b	163a	3,0a	3,8b	116a
14	0	15,1a	2,1a	0,24a	16,1a	186a	3,6a	3,7a	118a
	35	16,0b	2,0a	0,32b	25,7b	205b	5,7b	3,7a	126b
21	0	17,1a	1,9a	0,23a	13,9a	167a	6,2a	4,2a	110a
	35	17,8a	1,6b	0,29b	25,0b	168a	6,3a	4,1a	116a

Na vertical, números seguidos por letras distintas diferem a 0,05 de probabilidade pelo teste de Tukey; Fonte: Santos (1996)

baixas concentrações de Na^+ no solo é indispensável para que ocorra uma maior disponibilidade de N. Em geral, a capacidade dos cátions em estimular a mineralização do N orgânico diminui com o seu potencial iônico (Al^{3+}> Fe^{3+}> Ca^{2+}> Mg^{2+}> K^+> Na^+). Assim, como ocorre em solos sódicos, quando o valor da RAS é aumentado, a contribuição de nutrientes via matéria orgânica é diminuída.

Resultados de Santos (1996) indicam aumento na disponibilidade de P extraído com resina catiônica e de outros nutrientes essenciais (Tabela 6) de um solo salino-sódico tratado com gesso e matéria orgânica oriundo da mucuna - preta (*Mucuna pruriens*).

Interação matéria orgânica e sodicidade

A matéria orgânica é conhecida como promotora da macroagregação do solo, melhorando suas propriedades físicas. Apesar dessa propriedade, os agentes cimentantes da matéria orgânica representados pelos polissacarídeos, correspondem a apenas ¼ da matéria orgânica. De fato, a matéria orgânica pode provocar tanto expansão quanto a dispersão quando aplicado nos solos, especialmente em solos sódicos que já apresentam um alto potencial dispersivo.

A literatura é conflitante quanto aos efeitos da matéria orgânica na dispersão de solos sódicos. A dispersão tem sido inversamente correlacionada com os conteúdos de matéria orgânica em solos sódicos com baixos valores de PST. Todavia, a adição de matéria orgânica aumenta a dispersão de argila em altos valores de RAS (Gupta et al., 1984). Oades (1984) estudando os mecanismos e as implicações da matéria orgânica no manejo do solo concluiu que a dispersão das partículas de argila nos microagregados é promovida pela complexação com ácidos orgânicos, os quais aumentam as cargas negativas na superfície das argilas.

O efeito dispersivo da matéria orgânica pode ser resposta da alta concentração de ácidos orgânicos (fúlvicos, húmicos, oxálicos, cítricos, tartárico) nas partículas do solo, conforme indicado nas etapas do processo a seguir:

- O alto percentual de ácidos orgânicos eleva a concentração de cargas negativas na dupla camada difusa (DCD), aumentando a distância entre as partículas sólidas; e,
- Os ânions orgânicos podem complexar o Fe^{3+} e Al^{3+} que exercem ação agregadora, contribuindo para a menor agregação do solo, mantendo a argila nos agregados mais susceptíveis à dispersão.

O efeito isolado do Na trocável em promover dispersão da matéria orgânica pode ser explicado, pelo menos em parte, pela ineficiência do sódio como cátion ligante, quando comparado com cátions polivalentes como o Ca^{2+}, Al^{3+} e Fe^{3+}. O cátion ligante une tanto as argilas com cargas negativas permanentes a grupos funcionais da matéria orgânica quanto os ânions orgânicos às cargas variáveis das argilas, quando estas são positivamente carregadas sob condições ácidas. Sem estes cátions, a agregação nos solos é reduzida.

Estudos sobre natureza das interações que ocorrem entre os sais solúveis e o Na trocável com os tipos de compostos orgânicos precisam ser incentivados e realizados, com vistas em verificar o potencial de uso de resíduos orgânicos em solos afetados por sais, bem como os efeitos destes sais na composição dos solos, contribuindo para o entendimento do comportamento físico e químico destes solos e para a implementação de técnicas de manejo com base cientifica (Freire & Freire, 2007).

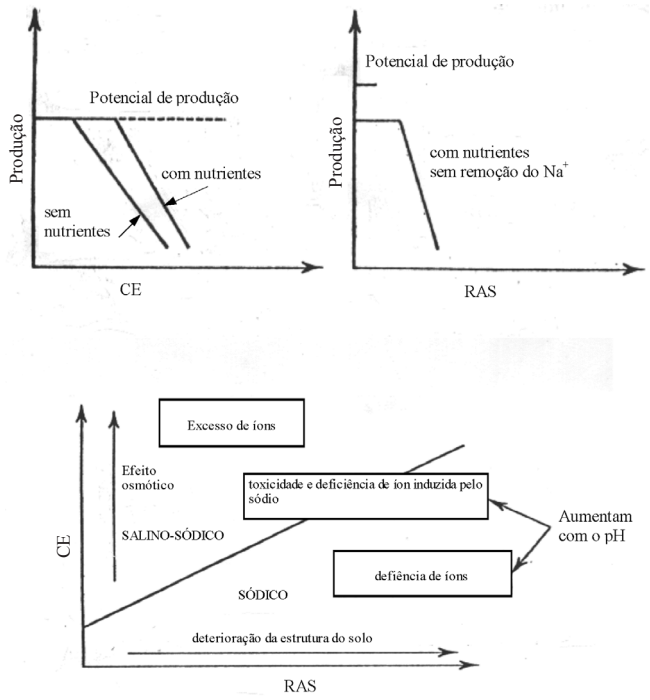
Manejo da Fertilidade em Solos Halomórficos

Necessidade de nutrientes e respostas das plantas

Os efeitos interativos da fertilidade-salinidade-sodicidade têm sido estudados apenas superficialmente. Os resultados tem sido contraditórios, dependendo da condição particular de cada estudo. Os efeitos osmóticos da alta concentração de sais são os mais prejudiciais em solos salino-sódicos (Figura 4). Em solos sódicos, a degradação estrutural é o fator primário que compromete diretamente as propriedades físico-hídricas do solo e, consequentemente, a disponibilidade de nutrientes.

Em solos salino-sódicos, quando a concentração de Na aumenta, a necessidade de nutrientes no substrato pode também ser aumentada. Caso a cultura não seja sensível aos sais e o nível de salinidade seja moderado, o estresse osmótico pode ser compensado pela aplicação de fertilizantes. Porém, a produção vegetal aumenta devido a aplicação de fertilizantes até um certo nível de CE na solução do solo (Figura 4), provavelmente até valor próximo à salinidade limiar da cultura.

Muitos estudos demonstram que as respostas das plantas aos biofertilizantes ou de fertilizantes minerais diminuem com o aumento da salinidade (Lacerda, 2005; Lacerda et al., 2006a; Silva et al., 2011). Em outras palavras, os resultados



Adaptado de Naidu & Rengasamy (1993)

Figura 4. Mecanismos que explicam o efeito prejudicial da condutividade elétrica (CE) e da relação de adsorção de sódio (RAS) na disponibilidade de nutrientes

evidenciam que o uso de adubos orgânicos ou minerais aumenta a disponibilidade de nutrientes e a resposta da planta será maior quanto mais pobre é o solo e será menor em níveis elevados de salinidade (Grattan & Grieve, 1999; Lacerda et al., 2016).

Por outro lado, a indisponibilidade de nutrientes em solos sódicos é causada indiretamente por efeitos físicos prejudiciais, tais como o reduzido transporte de água e nutrientes. No entanto, é importante ressaltar que, para a aplicação de fertilizantes proporcionar aumentos à produção das culturas é necessário que a correção das propriedades físicas, para solos sódicos, e a lixiviação do excesso de sais solúveis, para os solos salinos, sejam efetuadas. A tendência esperada é que as respostas à fertilização do solo sejam menos expressivas em plantas estressadas em comparação às plantas sob condições normais de cultivo (Lacerda et al., 2005).

A deficiência de nutrientes e a toxicidade de íons ocorrem tanto em solos salinos quanto em sódicos. Todavia, os mecanismos do efeito prejudicial no crescimento das plantas em solos sódicos diferem dos solos salinos. A fertilidade dos solos sódicos depende (1) da presença de água, oxigênio e nutrientes na forma iônica; (2) da capacidade do solo em liberar oxigênio e nutrientes por fluxo em massa e difusão para a superfície das raízes; (3) da presença de uma composição iônica favorável e (4) da ausência de substâncias que reduzam o movimento de nutrientes para as raízes. O fornecimento de água, oxigênio e nutrientes para as raízes em solos sódicos é restringida pela deterioração da estrutura do solo causada pela sodicidade. A elevada concentração de Na^+ nesses solos, em relação à de Ca^{2+}, é a maior causa dos problemas físicos e de disponibilidade de nutrientes. Dessa forma, a correção da sodicidade deve ser o primeiro passo a ser adotado visando o aumento da produtividade dos solos sódicos, reduzindo o pH que em geral é superior a 9,0 para valores abaixo de 8,0. Nesse sentido, a liberação de H^+ no sistema através da mineralização da matéria orgânica e reações de transformações do N podem adequar o pH do solo para valores compatíveis à produção das plantas.

Fertilização e nutrição mineral

Em revisão sobre a interação salinidade e a absorção de nutrientes em hortícolas, Grattan & Grieve (1999) afirmam que a adequada nutrição mineral depende intensamente da fertilidade e consequentemente do balanço iônico da solução do solo. A relação entre a salinidade e a nutrição mineral em hortícolas é muito complexa e a melhor compreensão dessa interação exige um grupo multidisciplinar de cientistas. O crescimento das culturas pode ser inibido pela salinidade e seus efeitos na nutrição, tais como, diminuição na disponibilidade de nutrientes, competitividade na absorção, transporte ou redistribuição de nutrientes. Nesse contexto, pouca atenção tem sido dada ao sulfato nos aspectos nutricionais das plantas em solos degradados por sais. O enxofre é um nutriente importante na dinâmica da fertilidade-salinidade, por ser adicionado durante a correção de solos salino-sódicos e sódicos como gipsita moída, gesso agrícola, fosfogesso, ácido sulfúrico ou enxofre elementar, elevando a concentração de eletrólitos e a concentração aniônica na solução do solo. Apesar dos efeitos positivos dessas adições, auxiliando na correção do solo e aumentando a disponibilidade de sulfato, também se verifica reflexos negativos na absorção do molibdênio.

Os efeitos dos sais da solução do solo nas plantas são geralmente dispostos em três categorias: (1) limitação na absorção de água, (2) deficiências de nutrientes e (3) excesso de elementos não essenciais às plantas. A primeira influência refere-se à redução do potencial osmótico da solução e a baixa disponibilidade de água para as plantas; os outros dois referem-se ao 'efeito iônico não específico'. A toxicidade de íons refere-se ao aumento na concentração de elementos provocando redução na produção devido ao desbalanceamento na disponibilidade de um ou outro nutriente, resultando em deficiências nutricionais. Deve-se deixar claro que o nutriente tem uma 'dose resposta', expressa por uma 'curva resposta', fato que não ocorre com os elementos tóxicos. A adequada nutrição mineral das plantas nos solos salinizados depende de um ajuste dos atributos químicos e físicos dos solos e de um balanço de nutrientes durante os processos de absorção, uma vez que há uma interação natural entre os elementos essenciais: nos sítios de absorção há competição entre o nitrato e cloreto e o amônio reduz a absorção de cálcio e magnésio; quanto ao fósforo os resultados têm sido conflitantes (Grattan & Grieve, 1999; Lacerda et al., 2006a; 2006b; Sousa et al., 2010).

A fertilização na forma líquida atenua os efeitos depressivos da salinidade mais que a sólida, no que se refere a produção de frutos de tomateiro cultivado em solo 'não

salino' salinizado. Os fertilizantes sólidos foram nitrato de amônio superfosfato e sulfato de potássio, aplicados nas doses de 49 kg ha^{-1} de N, 62 kg ha^{-1}de P_2O_5 e 30 kg ha^{-1} de K_2O, respectivamente; quanto a líquida foi composta por uma mistura de ácido fosfórico, sulfato de potássio e ácido nítrico, aplicados em igual dosagem (Soliman & Doss, 1992).

Abaixo são apresentadas algumas informações específicas sobre aplicação de nutrientes essenciais, com ênfase no nitrogênio, fósforo, potássio e cálcio.

Nitrogênio

O nitrogênio nas formas nítrica (NO_3^-), amoniacal (NH_4^+) ou gasosa (N_2), corresponde em torno de 80% do nutriente mineral absorvido pelas plantas. Evidentemente o seu emprego adequado no solo frequentemente aumenta a produção vegetal, em ambiente salino ou não, e acredita-se que o nitrogênio reduz os efeitos prejudiciais, em certa extensão da salinidade do solo. Resultados recentes, no entanto, mostram que a resposta ao nitrogênio sob condições de salinidade não apresenta a mesma eficiência que em condições não salinas; além disso, aplicações de elevadas doses de N em ambientes salinos pode resultar no aumento das perdas por lixiviação e posterior contaminação do lençol freático (Lacerda et al., 2016).

Há um grande número de informações referentes à interação nitrogênio-salinidade em algumas culturas como algodão (*Gossypium hirsutum*), cenoura (*Daucus carota*), espinafre (*Spinacia oleracea*), feijão (*Phaseolus vulgaris*), feijão caupi (*Vigna unguiculata*), girassol (*Helianthus annuus*), macieira (*Malus domestica*), mamoneira (*Ricinus communis*), maracujazeiro amarelo (*Passiflora edulis*), milho (*Zeamays*), tomate (*Solanum lycopersicum*) e outras. Em geral as respostas mais promissoras são observadas quando a salinidade é baixa. A presença de elevadas concentrações de Cl reduz a absorção e acumulação de nitrato nas plantas, podendo resultar em deficiência de N nos tecidos vegetais. Alguns acreditam, inclusive, que podem reverter esse efeito aumentando-se a dose de nitrato no meio. Isso, no entanto, pode resultar em contaminação ambiental (Lacerda et al., 2016) e na redução de competitividade e do retorno econômico da produção (Feitosa et al., 2016).

Em função da baixa fertilidade dos solos sódicos a salino-sódicos, a cultura tem o suprimento de N deficiente e este deve ser suplementado através de fertilizantes. Dentre as fontes de N, a ureia é a mais frequentemente usada. Quando a ureia é hidrolisada há a produção de amônia e CO_2 pela enzima urease e nessas condições há perdas de N pela volatilização da amônia. Esse processo é mais intenso em solos com pH elevado, característica típica de solos sódicos ou salino-sódicos. O aumento do pH provoca maior volatilização da NH_3 da ureia ou de outras fontes (Fenn & Kissel, 1973), e nesses casos deve-se procurar alternativas que minimizem essas perdas. A aplicação de fontes ácidas, como o H_2SO_4 ou de reação ácida como a pirita (FeS_2), a incorporação do fertilizante a maiores profundidades ou seu parcelamento em três ou quatro aplicações são práticas recomendáveis.

Foram aplicados 150 kg ha^{-1} N e 37,5 kg ha^{-1} P_2O_5 em trigo cultivado em solução salina e constatou-se que ocorreu efeito positivo do nitrogênio e fósforo na fase de enchimento dos grãos (Soliman et al., 1994) (Tabela 7).

Por influírem na reação do solo e, portanto, em sua fertilidade, devem-se aplicar outras fontes nitrogenadas. Por exemplo, a solução saturada que se produz na "zona do fertilizante" é alcalina quando se aplica fosfato diamônico (pH = 7,98; 3,82 mol L^{-1} P) e é ácida para o monoamônico (pH = 3,47; 2,87 mol L^{-1} P); assim, é favorável o uso desta fonte em solos sob condições alcalinas. Os produtos resultantes da reação de fertilizantes em solos sódicos calcários pode ser um parâmetro para se escolher a fonte a ser usada, segundo mostram as reações do sulfato de amônio, fosfato diamônico (Figura 5) e nitrato de amônio (Figura 6).

A precipitação dos produtos pouco solúveis resultantes da reação do sulfato de amônio e do fosfato diamônico acelera a reação e a intensidade de perdas de NH_3. Por outro lado, a formação de produtos solúveis, no caso do NH_4NO_3 evita a precipitação, cessando a liberação de NH_4^+ para a solução do solo quando esta atinge alta concentração.

As perdas de nitrogênio, em forma de NH_3, após a aplicação de fontes nitrogenadas em solos com excesso de sódio variam expressivamente entre os solos: 87% a pH 10,5 (Jewitt, 1942), ou de 30 a 65% na mesma faixa de pH (Rao & Batra, 1983).

As taxas de volatilização e as perdas de N podem ser

Tabela 7. Interação da salinidade e doses de N e P na produção de grãos de trigo

Salinidade dS m^{-1}	N0P0	N0P1	N1P0	N1P1
	g $planta^{-1}$			
0,5	3,10	3,23	3,47	3,54
4,0	2,65	2,80	2,93	3,02
8,2	1,82	1,91	2,14	2,26
12,5	1,44	1,52	1,70	1,78
LSD	0,09			

0 = omissão; 1 = presença; Fonte: Soliman et al. (1994)

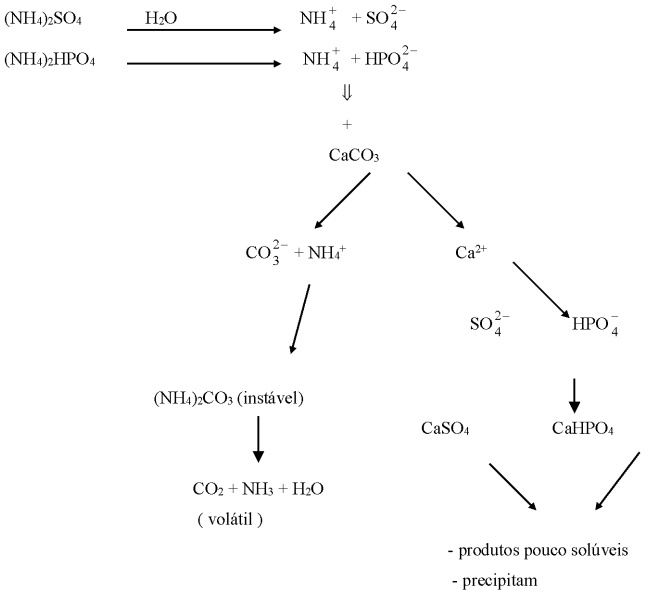


Figura 5. Reação do sulfato de amônio e fosfato diamônico em um solo sódico calcário

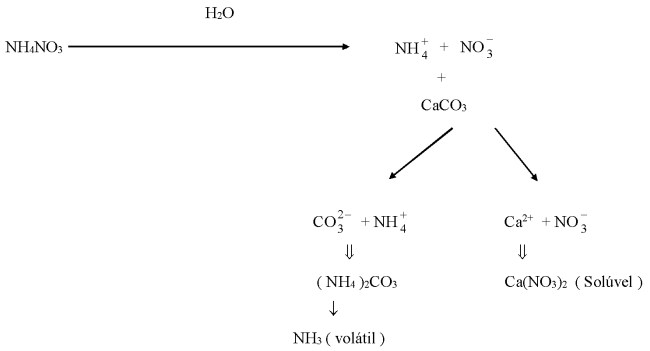


Figura 6. Reação do nitrato de amônio em um solo sódico calcário

substancialmente reduzidas (≅ 90%) se o fertilizante for aplicado na profundidade de 6 a 7 cm do solo, e em torno de 10 cm para a cultura do arroz. A incorporação de resíduos orgânicos pode também compensar as possíveis perdas do nitrogênio. As doses de 60 g planta^{-1} de nitrogênio e 60 g planta^{-1} ano^{-1} de fósforo em solo sódico (PST = 20%, pH 8,9), elevaram a produção de flores (Katiyar et al., 1999).

Fósforo

A interação entre salinidade e nutrição de fósforo é igualmente complexa como a de nitrogênio, e depende da espécie vegetal, estágio de crescimento das plantas, composição, nível de salinidade e da concentração de fósforo no substrato. Os resultados de pesquisa da interação fósforo-salinidade têm sido conflitantes, ou seja, a salinidade tem aumentado a absorção de fósforo, reduzido ou não apresentado efeito (Marschner, 1995).

A interação salinidade-fertilidade em milho e algodão evidenciaram melhor efeito da fertilização fosfatada nos índices mais baixos de salinidade. No algodão a produção foi maior em solo com menor salinidade e maior dose de nitrogênio (Khalil et al., 1967). A Tabela 8 apresenta os valores para a cultura do milho.

Champagnol (1979) em revisão sobre o tema salinidade-fertilidade mostra a relação entre a nutrição fosfatada e a toxicidade dos sais nas plantas. O autor observou efeito positivo em 34 das 37 espécies estudadas, recomendando inclusive uma aplicação moderada de fertilizantes solúveis (nitratos, cloretos, sulfatos) para reduzir o aumento na concentração de sais na solução do solo e o risco no aumento da toxicidade ás plantas. Para o trigo, os sintomas visuais da toxicidade de sais foram minimizados com a aplicação de fósforo em experimento com aplicação de doses crescentes de NaCl, em solo não salino (Gibson, 1985).

Apesar de existir, segundo a literatura, uma maior concentração de fósforo disponível com o aumento da sodicidade e dos níveis de $CaCO_3$ nos solos, Chhabra et al. (1981) relatam que o fósforo extraído pelo método de Olsen reduziu-se à medida que a dose de gesso aplicada ao solo foi aumentada. O gesso em solos salino-sódicos de origem aluvial tem provocado redução nos teores de fósforo disponível (Santos, 1995). Isso apesar destes solos apresentarem teores totais de P elevados (547 mg cm^{-3}).

A aplicação de esterco e palha de arroz em solo sódico aumentou o teor de Fe, Mn e P. A disponibilidade de fósforo no solo foi maior com a aplicação de esterco e palha de arroz, superior ao gesso (Swarup, 1982). O fósforo extraído por Olsen (0,5 M $NaHCO_3$ pH 8,5) decresceu na seguinte ordem: controle > esterco > palha de arroz > gesso. A formação de fosfatos orgânicos como fosfolipídios e fosfoproteínas pode ter elevado tal disponibilidade. Em dados obtidos de plantas desenvolvidas em solução nutritiva o fósforo aumentou a tolerância do tomateiro à salinidade e os autores associam a um aumento na turgescência das células proporcionado pela adição de fósforo na forma de ácido fosfórico (Tabela 9). (Awad et al., 1990). Por outro lado, Lacerda et al. (2006a) verificaram aumento no teor de P em plantas de sorgo sob estresse salino, porém isso não significou aumento na tolerância à salinidade, sendo apenas o resultado do efeito de concentração.

A indisponibilidade de fósforo em solos sódicos corrigidos com gesso pode estar associada a formação de fosfatos de cálcio insolúveis, que precipitam na solução do solo com altos valores de pH. A aplicação de corretivo químico nesse tipo de solo exige a adoção de práticas que reduzam a precipitação do fósforo. Em solo salino-sódico a aplicação de ácido fosfórico aumenta a disponibilidade de fósforo (Tabela 10). Plântulas de arroz cultivadas em solos sódicos fertilizados com fósforo

Tabela 8. Teores de fósforo no milho em diferentes salinidades

Superfosfato g vaso^{-1}	Condutividade elétrica (dS m^{-1})			
	1,6	5,0	7,0	9,0
	mg P vaso^{-1}			
0,0	126,8	136,10	126,0	117,3
2,5	151,3	112,40	108,7	113,4
5,0	155,31	123,80	134,0	140,0
7,0	168,6	144,70	129,2	108,0

Fonte: Khalil et al. (1967)

Tabela 9. Efeito do NaCl na concentração de P nas folhas de idade mediana de tomateiro

NaCl mM	Concentração de P na solução (µM)		
	0,1	1,0	10
	g kg^{-1}		
10	1,8	3,2	4,8
50	1,5	2,9	4,3
100	1,4	2,5	4,0
LSD	0,2		

Adaptado de Awad et al. (1990)

Tabela 10. Efeito das doses de fósforo na quantidade de nutrientes absorvidos pelo feijoeiro vigna cultivado em solo salino-sódico

Nutrientes	Fósforo (mg kg^{-1})	
	0	200
	mg vaso^{-1}	
N	64,37a	181,93b
P	5,01a	31,28b
K	82,86a	144,98b
Ca	67,52a	222,46b
Mg	10,42a	34,80b
S	7,48a	24,44b

Médias seguidas por letras distintas, nas linhas, diferem a 5% pelo teste de Tukey; Fonte: Qadar (1998)

apresentaram maior crescimento radicular. A maior absorção de fósforo e potássio restringiu a absorção de sódio e levou as plantas até a maturidade (Qadar, 1998).

Potássio

Em solos salino-sódicos ou sódicos, a alta concentração de sódio na solução do solo, não apenas interfere na absorção de potássio pelas raízes, mas também pode deformar a membrana das células das raízes e prejudicar a seletividade. De modo geral, a concentração de K^+ nas plantas em ambientes salinos tende a ser menor com o aumento do Na^+ ou da relação Na^+/Ca^{2+} na solução do solo.

A disponibilidade de potássio em solos salino-sódicos ou sódicos, em geral, é adequada, pela predominância de micas em solos de regiões áridas e semiáridas, as trocas Na-K observadas na biotita, e a dissolução das unidades estruturais das muscovitas, liberam potássio sob condições com excesso de sódio.

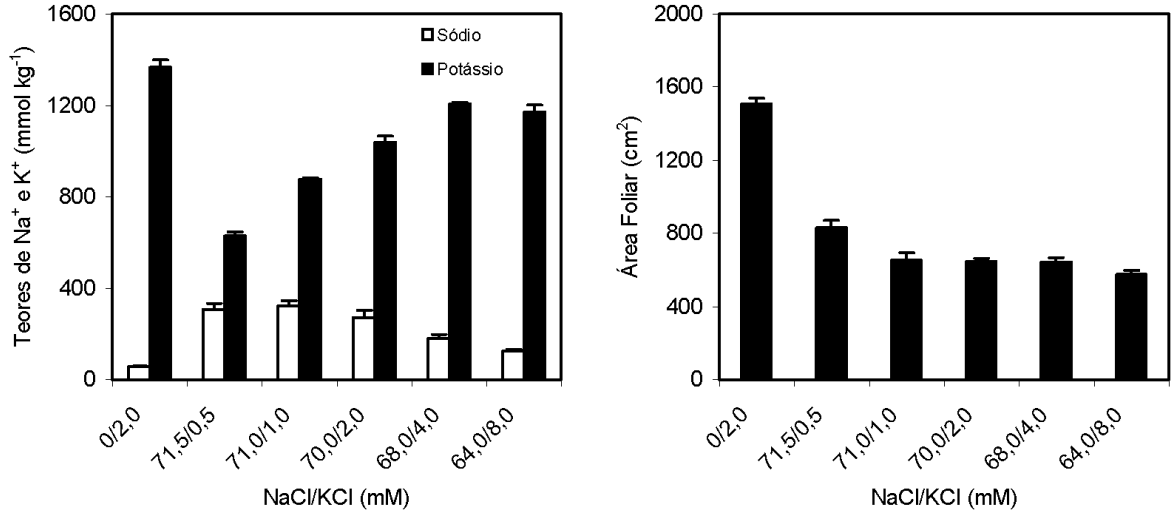
Hu & Schmidhalter (1997) estudaram o crescimento do trigo, em experimento de hidroponia, em soluções com concentrações crescentes de NaCl (0, 30, 60, 90, 120 e 150 mM) e constataram que, ao contrário das folhas e ramos, os grãos apresentaram um aumento na concentração de Na e Cl, e redução na de Ca, Mg e K com aumento da salinidade. Nas folhas e ramos o Na e Cl aumentaram significativamente com o aumento da concentração de sais na solução.

Muitos autores têm correlacionado a tolerância à salinidade com a manutenção de uma adequada nutrição potássica (Taleisnik & Grunberg, 1994), podendo a relação Na^+/K^+ ser utilizada como critério de seleção de materiais sensíveis e tolerantes ao estresse salino. Na realidade alguns autores têm observado a existência de múltiplos sistemas de absorção com diferentes seletividades para K^+ e Na^+ o que pode refletir a necessidade da planta para coordenar o influxo desses cátions (Schachtman & Liu, 1999). Particularmente nos casos de plantas de sorgo e de feijão-de-corda tem sido observado que a sensibilidade à salinidade está relacionada com o maior acúmulo de Na^+ e maior relação Na^+/K^+ nos tecidos foliares (Lacerda et al., 2003a; Costa et al., 2003). Entretanto, a redução no teor de Na^+ e o aumento do teor de K^+ nas folhas, provocados pelo aumento na concentração de K^+ na solução nutritiva, não resultou em maior tolerância ao estresse salino nem das plantas de sorgo (Figura 7) nem das plantas de feijão-de-corda (dados não mostrados). Esses resultados sugerem que as respostas de crescimento podem estar associadas com a tolerância diferencial aos efeitos osmóticos dos sais e, ou aos teores de Cl^- nos tecidos foliares.

Cálcio

A sodicidade não apenas reduz a disponibilidade de cálcio, mas também o seu transporte e redistribuição nas plantas, afetando negativamente os órgãos vegetativos e reprodutivos. Dessa forma, a salinidade pode afetar diretamente a absorção de nutrientes: o Na^+ reduz a absorção de K^+ e Cl^- a de NO_3^-. Além disso, alta concentração de cálcio reduz a concentração de magnésio nas folhas.

As respostas à aplicação de Ca^{2+} resultam em aumento no grau de tolerância em muitas espécies, principalmente quando se comparam relações Na^+/Ca^{2+} muito contrastante (Epstein, 1998). De acordo com Epstein & Bloom (2006), o cálcio é essencial para a integridade da membrana plasmática das células vegetais, e sua deficiência pode levar a perda da integridade da membrana, afetando desta forma a absorção de íons, principalmente o K. Os resultados apresentados na Tabela 11 mostram, entretanto, que a redução da relação Na^+/K^+ nos tecidos foliares e radiculares não resultou em nenhum benefício para o crescimento vegetativo de plântulas de sorgo. Isso ocorre por que o aumento na concentração de Ca^{2+} no meio de nutrição não afeta igualmente o crescimento vegetativo e os processos de absorção de Na^+ e K^+ (Reid & Smith, 2000; Guimarães et al., 2012), ou seja, o aumento da concentração de Ca^{2+} na solução nutritiva pode reduzir a absorção de Na^+ e aumentar a absorção de K^+ e a do próprio cálcio, sem necessariamente favorecer o crescimento.



Fonte: Lacerda et al. (2003b)

Figura 7. Teores foliares de Na^+ e K^+ e crescimento foliar em plantas de sorgo forrageiro cultivadas em solução nutritiva contendo soluções iso-osmóticas de NaCl e KCl, em diferentes combinações

Tabela 11. Relação Na^+/K^+ em folhas e raízes e crescimento de plântulas de dois genótipos de sorgo, sob duas concentrações de Ca^{2+}, submetidos ou não a estresse salino[1]

NaCl	Folhas		Raízes	
	Ca^{2+} 0,65	Ca^{2+} 2,60	Ca^{2+} 0,65	Ca^{2+} 2,60
	(mM)			
	Relação Na^+/K^+			
0	0,10 bA	0,07 bA	0,13 bA	0,12 bA
100	1,99 aA	1,37 aB	1,54 aA	0,97 aB
	Matéria seca (g)[1]			
0	0,364 aA	0,384 aA	0,209 aA	0,188 aA
100	0,215 bA	0,227 bA	0,179 bA	0,160 bA

[1] Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na coluna (níveis de NaCl) e pelas mesmas letras maiúsculas na linha (níveis de Ca^{2+}), não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey, com $P \leq 0,05$. Fonte: Lacerda et al. (2004)

Aparentemente, os efeitos benéficos do Ca^{2+} na redução da toxicidade do Na^+ e na nutrição de cálcio e potássio podem ser sobrepujados pelos efeitos osmóticos associados com o aumento da concentração total de sais.

Considerações Finais

Procurou-se abordar nesse capítulo a dinâmica de nutrientes em solos afetados por sais, uma vez que a literatura apresenta uma lacuna nesse tema, sendo observada predominância de investigações acerca da caracterização de atributos físicos e químicos, gênese e a classificação desses solos, bem como a variabilidade espacial e mapeamento. Há uma carência de pesquisas que avaliem a dinâmica de nutrientes, especialmente de fósforo e nitrogênio, já que os demais cátions como cálcio, magnésio, sódio e potássio estão presentes com maior intensidade nos solos afetados por sais. De qualquer modo o que é necessário se pesquisar, além da concentração, seja na solução do solo ou na fase trocável são as relações desses nutrientes e aspectos de disponibilidade dos mesmos. É mais comum encontrar estudos que avaliem as relações de cálcio com sódio, já que o principal corretivo utilizado para correção do solo sódico é o gesso, com predomínio de cálcio. Fazendo um paralelo com os solos de reação ácida, o manejo ocorre com a correção utilizando-se o calcário para elevação do pH, mas é clara a necessidade de uma adubação adequada após essa prática. Já em solos afetados por sais, muito se vê sobre estudos de correção, mas a fase posterior de adequação e balanceamento dos nutrientes ainda são incipientes os estudos . A ocorrência dos solos afetados por sais, principalmente em regiões semiáridas do Nordeste, associado à falta de interesse político para a recuperação de solos afetados por sais são entraves para a incorporação desses solos à produção agrícola. De qualquer modo, levando-se em consideração a grande área de solos afetados por sais e a necessidade de produção agrícola, faz-se necessário estudos que abordem, além da correção, a dinâmica de um manejo nutricional adequado.

Literatura Citada

Al-Busaidi, K. T. S.; Buerkert, A.; Joergensen, R. G. Carbon and nitrogen mineralization at different salinity levels in Omani low organic matter soils. Journal of Arid Environments, v.100-101, p.106-110, 2014.

Awad, A. S.; Ewards, D. G.; Campbell, L. C. Phosphorus enhancement of salt tolerance of tomato. Crop Science, v.30, p.123-128, 1990.

Benbouali, E. H.; Hamoudi, S. A. E. A.; Larich, A. Short-term effect of organic residue incorporation on soil aggregate stability along gradient in salinity in the lower Cheliff plain (Algeria). African Journal of Agricultural Research, v.8, p.2144-2152, 2013.

Champagnol, F. Relationships between phosphate nutrition of plants and salt toxicity. Phosphorus in Agriculture, v.1, p.35-43, 1979.

Chhabra, R.; Abrol, I. P.; Singh, M. V. Dinamics of phosphorus during reclamation of sodic soil. Soil Science, v.132, p.319-324, 1981

Costa, P. H. A.; Silva J. V.; Bezerra, M. A.; Enéas-Filho, J.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Crescimento e níveis de solutos orgânicos e inorgânicos em cultivares de *Vigna unguiculata* submetidos à salinidade. Revista Brasileira de Botânica, v.26, p.289-297, 2003.

Costa Silva, M. C.; Santos, R. V.; Bastos, P. M. Efeito do ácido sulfúrico no pH de um solo salino sódico. In: Encontro de Iniciação Científica, 5, 1997, João Pessoa. Resunos… João Pessoa. 1997. p.130.

Epstein, E. How calcium enhances plant salt tolerance. Science, v.280, p.1906-1907, 1998.

Epstein, E.; Bloom, A. J. Nutrição mineral de plantas: Princípios e perspectivas. Londrina: Planta, 2006. 403p.

Fassbender, H.W., Bornemista, E. Quimica de suelos, com enfaisis em suelos as América Latina. 2.ed. San José: IICA, 1987. 420p.

Feitosa, H. O.; Lacerda, C. F.; Carvalho, C. M.; Costa, R. N. T.; Barbosa, A. B.; Gheyi, H. R. Productivity and economic analysis of sunflower/maize crop rotation under different levels of salinity and nitrogen. African Journal of Agricultural Research, v.11, p.1999-2006, 2016.

Fenn, L. B.; Kissel, D. E. Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils. I. General theory. Soil Science Society of America, v. 37, p. 855-859, 1973.

Ferreira, R. C.; Menezes Jr, J. C. de.; Santos, R. V.; Farias Jr. Efeito de doses de ácido fosfórico na melhoria química de um solo salino-sódico e na produção do *Pennisetum glaucum* L. In: Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação, 2 e Simpósio Brasileiro sobre o Uso Múltiplo de Água, 1, 2008a, Fortaleza. Resumo expandido...Fortaleza, 2008a. p.502.

Ferreira, R. C.; Menezes Jr., J. C. de; Santos, R. V.; Farias Jr. Melhoria química de um solo salino-sódico tratado com gesso, ácido sulfúrico e fósforo cultivado com *Pennisetum glaucum* L. In: Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação, 2 e Simpósio Brasileiro sobre o Uso Múltiplo de Água, 1, 2008b, Fortaleza. Resumo expandido...Fortaleza, 2008b. p.502.

Freire, A. L. O.; Sousa Filho, G. M.; Miranda, J. R. P.; Souto, P. C. Araújo, L. V. C Crescimento e nutrição mineral do nim

(*Azadirachta indica* a. juss.) e cinamomo (*Melia azedarach* Linn.) submetidos à salinidade. Ciência Florestal, v.20, p.207-215, 2010.

Freire, M. B. G. dos S.; Freire, F. J. Fertilidade do solo e seu manejo em solo afetado por sais. In: Fertilidade do solo. Novais, R. F.; Alvarez V., V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. (ed.) Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.929 – 954.

Gibson, T. S. Carbohydrate metabolism and phosphorus/salinity interactions in wheat (*Triticum aestivum* L.). Plant and Soil, v.111, p.25-35, 1988.

Grattan, S. R.; Grieve, C. M. Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops. Scientia Horticulture, v.78, p.127-157, 1999.

Guimarães, F. V. A.; Lacerda, C. F.; Marques, E. C.; Abreu, C. E. B.; Aquino, B. F.; Prisco, J. T.; Gomes-Filho, E. Supplemental Ca^{2+} does not improve growth but it affects nutrient uptake in NaCl-stressed cowpea plants. Brazilian Journal of Plant Physiology, v.24, p.9-18, 2012.

Gupta, R. K.; Abrol, I. P. Salt-affected soils: Their reclamations and management for crop production. Advances in Soil Science, v.11, p.224-288, 1990.

Gupta, R. K.; Bhumbla, D. K., Abrol, I. P. Effect of sodicity, pH, organic matter, and calcium carbonate on the dispersion behaviour of soils. Soil Science, v.137, p. 245-251, 1984.

Gupta, R. K.; Chhabra, R.; Abrol, I. P. Relationship between pH and exchangeable sodium in a sodic. Soil Science, v.139, p.312-319, 1981.

Hu, Y.; Oertli, J. J.; Schmidhalter, U. Interactive effects of salinity and macronutrient level on wheat. I. Growth. Journal of Plant Nutrition. v.20, p.1155-1167, 1997.

Jewitt, T. N. Loss of ammonia from ammonium sulphate applied to alcaline soils, Soil Science, v.54, p.401-409, 1942.

Kampf, N.; Curi, N.; Marques, J. J. Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo. In: Melo, V. de F.; Alleoni, L. R. F. (ed) Química e mineralogia do solo. Parte I. Conceitos Básicos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.333–379.

Katiyar, R. S.; Ram, B.; Singh, C. P. Effect of N and P on growth and flower production in rose on sodic soils. Indian Journal Horticulture. v.56, p.86-87. 1999.

Khalil, M. A.; Amar, F.; Elgabaly, M. M. A salinity-fertility study on corn and cotton. Soil Science Society of America Proceedings, v.31, p.683-686, 1967.

Lacerda, C. F. Interação salinidade x nutrição mineral. In: Nogueira, R. J. C.; Araújo, E. L.; Willadino, L. G.; Cavalcante, U. (ed.) Estresses ambientais: Danos e benefícios às plantas. Recife: UFRPE, 2005. p.127-137.

Lacerda, C. F.; Assis Júnior, J.O.; Lemos Filho, L. C. A.; Guimarães, F. V. A.; Oliveira, T. S.; Gomes Filho, E.; Prisco, J. T.; Bezerra, M. A. Morpho-physiological responses of cowpea leaves to salt stress. Brazilian Journal of Plant Physiology, v.18, p.455 - 465, 2006b.

Lacerda, C. F.; Cambraia, J.; Oliva, M. A.; Ruiz, H. A. Influência do cálcio sobre o crescimento e solutos em plântulas de sorgo estressadas com cloreto de sódio. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.28, p.289-295, 2004.

Lacerda, C. F.; Cambraia, J.; Oliva, M. A.;, Ruiz, H. A.; Prisco, J. T. Solute accumulation and distribution during shoot and leaf development in two sorghum genotypes under salt stress. Environmental and Experimental Botany, v.49, p.107–120, 2003a.

Lacerda, C. F.; Ferreira, J. F. S.; Liu, X.; Suarez, D. L. Evapotranspiration as a criterion to estimate nitrogen requirement of maize under salt stress. Journal of Agronomy and Crop Science, v.202, p.192–202, 2016.

Lacerda, C. F.; Morais, H. M. M.; Prisco, J. T.; Gomes Filho, E.; Bezerra, M. A. Interação entre salinidade e fósforo em plantas de sorgo forrageiro. Revista Ciência Agronômica, v.37, p.258-263, 2006a.

Lacerda, C. F.; Oliveira, H. P. M.; Oliveira, T. S.; Gomes-Filho, E. Crescimento e acúmulo de íons em folhas de sorgo forrageiro submetido a soluções iso-osmóticas de sais (NaCl + KCl). Revista Ciência Agronômica, v.34, p.1-6, 2003b.

Lacerda, C. F.; Silva, F. B.; Neves, A. L. R.; Silva, F. L. B.; Gheyi, H. R.; Ness, R. L. L.; Gomes Filho, E. Influence of plant spacing and irrigation water quality on a cowpea-maize cropping system. International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science, v.1, p.163-167, 2011

Leite, E. M.; Cavalcante, L. F.; Diniz, A. A.; Santos, R. V.; Alves, G. da S.; Cavalcante, I. H. L. Correção da sodicidade de dois solos irrigados em resposta à aplicação de gesso agrícola. Irriga, v.12, p.168-176. 2007.

Lindsay, W. Chemical equilibria in soils. New York: John Wiley, 1979. 449p.

Lopes, A. S. Manual de fertilidade do solo. São Paulo: ANDA/ POTAFOS, 1989. 153p.

Marschner, H. Mineral nutrition of higher plants. 2. ed. London: Academy Press, 1995, 889p.

Mavi, M. S.; Marschner, P.; Chittleborough, D. J.; Cox, J. W.; Sanderman, J. Salinity and sodicity affect soil respiration and dissolved organic matter dynamics differentially in soils varying in texture. Soil Biology & Biochemistry, v.45, p.8-13, 2012

Mellek, J. E.; Dieckow, J.; Silva, W. L.; Favaretto, N.; Pauletti, V.; Vezzani, F. M.; Souza, J. L. M. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambisol of Southern Brazil. Soil and Tillage Research, v. 110, p.69-76, 2010.

Naidu, R.; Rengasamy, P. Ion interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. Australian Journal of Soil Research., v.31, p.801-819, 1993.

Nitant, H. C. ; Bhumbla, D. R. Urea transformations in salt affected and normal soils. Journal of the Indian Society of Soil Science, v.22, p.234-239, 1974.

Oades, J. M. Soil organic matter and structural stability: Mecanisms and implications for management. Plant and Soil, v.76, p.319-337, 1984.

Qadar, A. Alleviation of sodicity stress on rice genotypes by phosphorus fertilization. Plant and Soil, v.203, p.269-277, 1998.

Raij, B. van. Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420p.

Rao, D. L. N.; Batra, L. Ammonia volatilizations from applied nitrogen in alkali soils. Plant and Soil, v.70, p.219-228, 1983.

Reid, R. J.; Smith, A. The limits of sodium/calcium interactions in plant growth. Australian Journal Plant Physiology, v.27, p.709-

715, 2000.

Rengasamy, P., Olsson, K. A. Sodicity and soil structure. Australian Journal of Soil Research, v.29, p.935-952, 1991.

Ribeiro, M. R.; Barros, M. F. C.; Freire, M. B. G. dos. Química dos solos salinos e sódicos. In: Melo, V. de F.; Alleoni, I. R. F. (ed.) Química e mineralogia do solo. Viçosa: SBCS, 2009, v. 2., Cap. 2, p.449-484.

Sall, S. N.; Ndour, N. Y. B.; Diédhiou-Sall, S.; Dick, R.; Chotte, J. L. Microbial response to salinity stress in a tropical sandy soil amended with native shrub residues or inorganic fertilizer. Journal of Enviromental Management**,** v.161, p.30-37, 2015.

Santos, P. M.; Rolim, M. M.; Duarte, A. S.; Barros, M. F. C.; Silva, E. E. F. Uso de resíduos de gesso como corretivo em solo salino-sódico. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 44, p.95-103, 2014.

Santos, R. V. dos. Correção de um solo salino-sódico e absorção de nutrientes pelo feijoeiro vigna (*Vigna unguiculata (L.) WALP*). Piracicaba: USP, 1995. 120p. Tese Doutorado

Santos, R. V. dos. Correção de um solo salino-sódico: Absorção de macronutrientes pelo feijoeiro. In : Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 22, 1996, Manaus. Resumo...Manaus: SBCS, 1996. CDRom

Schachtman, D.; Liu, W. Molecular pieces to the puzzle of the interaction between potassium and sodium uptake in plants. Trends Plant Science, v.4, p.281-287, 1999.

Setia, R.; Marschner, P.; Baldock, J.; Chittleborough, D.; Smith, P.; Smith, J. Salinity effects on carbon mineralization in soils of varying texture. Soil Biology & Biochemistry, v.43, p.1908-1916, 2011.

Sharpley, A. N.; Curtin, D.; Syers, J. K. Changes in water-extractability of soil inorganic phosphate induced by sodium saturation. Soil Science Society of America Journal, v.52, p.637-640, 1988.

Silva, F. L. B.; Lacerda, C. F.; Sousa, G. G.; Neves, A. L. R.; Silva, G. L.; Sousa, C. H. C. Interação entre salinidade e biofertilizante bovino na cultura do feijão-caupi. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.383-389, 2011.

Soliman, M. S.; Doss, M. Salinity and mineral nutrition effects on growth and accumulation of organic and inorganic ions in two cultivated tomato varieties. Journal of Plant Nutrition. v.15, p.2789–2799, 1992.

Soliman, M. S.; Shalabi, H. G.; Campbell, W. F. Interaction of salinity, nitrogen and phosphorus fertilization on wheat. Journal of Plant Nutrition, v.17, p.1163-1173, 1994.

Soltanpour, P. N.; Al-Wardy, M. M. Ippolito, J. A.; Rodriguez, J. B.; Self, J.; Gillaume, J. A.; Mathews, D. Chloride versus sulfate effects on alfafa shoot growth and ionic balance. Soil Science Society of America Journal, v.63, p.111-116, 1999.

Souza, E. R.; Freire, M. G. G.; Cunha, K. P. V.; Nascimento, C. W. A.; Ruiz, H. A.; Lins, C. M. T. Biomass, anatomical changes and osmotic potential in *Atriplex nummularia* Lindl. cultivated in sodic saline soil under water stress. Environmental and Experimental Botany, v.82, p.20-27, 2012.

Swarup, A. Availability of iron, manganese, zinc and phosphorus in submerged sodic soil as affected by amendments during the growth period of rice crop. Plant and Soil, v.66, p.37–43. 1982.

Taleisnik, E.; Grunberg, K. Ion balance in tomato cultivars differing in salt tolerance. I. Sodium and potassium accumulation and fluxes under moderate salinity. Physiologia Plantarum. v.92, p.528-534, 1994.

Tan, K. H. Principles of soil chemistry. New York: Marcel Dekker Inc, 1982. 267p.

Vasconcelos, R. R. A.; Barros**,** M. F. C.; Silva, E. F. de F.; Graciano**,** E. S. A. ; Fontenele**,** A. J. P. B..; Silva, N. M. L. Características físicas de solos salino-sódicos do semiárido pernambucano em função de diferentes níveis de gesso. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.1318–1325, 2013.

Vital, A. de F. M. Efeitos do gesso e do fósforo na disponibilidade de nutrientes e no desenvolvimento inicial do cajueiro em solo salino-sódico. Areia: UFPB, 2002. 93p. Dissertação Mestrado

Wu, Y. P.; Zhang, Y.; Bi, Y. M.; Sun, Z. J. Biodiversity in saline and non-saline soils along the Bohai Sea Coast, China. Pedosphere, v.25, p.307-315, 2015.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

19 Estimativa da evapotranspiração e da transpiração das culturas em ambiente salino

Luís S. Pereira[1] & Isabel Alves[1]

[1] Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Evapotranspiração – Conceitos Fundamentais

A evaporação da água exige grandes quantidades de energia. O processo evapotranspirativo é regulado por trocas de energia à superfície dos cobertos vegetais e é limitado pela quantidade de energia disponível. Assim, é possível estimar a taxa de evapotranspiração através do balanço dos fluxos de energia. Os termos principais do balanço de energia, correspondentes a ganhos ou perdas para as superfícies vegetais, são a radiação líquida proveniente da atmosfera (R_n), o calor sensível para o ar ou para a camada limite (H), o calor sensível a partir do (ou para o) solo (G) e a evapotranspiração, expressa como densidade de fluxo de calor latente (λET). O balanço de energia pode ser expresso por:

$$\lambda ET = R_n - H - G \quad (1)$$

Todos os termos desta equação são densidades de fluxo, sendo por isso expressos em unidades de energia por unidade de área horizontal e por unidade de tempo.

Os termos do lado direito da equação do balanço de energia (Eq. 1) podem ser calculados a partir de fatores climáticos e de fatores relativos à vegetação (fatores culturais), medidos ou estimados. Os fatores climáticos englobam os fluxos de radiação de curto e longo comprimento de onda, de e para a atmosfera, os efeitos sobre H resultantes do movimento horizontal do ar (velocidade do vento) e das temperaturas do ar e da superfície e os fluxos de calor do solo. Os fatores culturais englobam a resistência à difusão de vapor entre o interior e o exterior das folhas e caules e a resistência à difusão de vapor desde as superfícies da vegetação ou da superfície do solo até à atmosfera.

A equação do balanço de energia pode ser formulada em função de R_n e G e dos parâmetros que comandam H e λET. Assumindo que todos os fluxos são verticais (ausência de advecção), que os coeficientes de transferência relativos à difusão turbilhonar são os mesmos para o vapor e o calor (i.e., para λET e H) e que as diferenças entre coeficientes de transferência relativos à quantidade de movimento e ao calor podem ser quantificadas através de uma simples razão, a equação de Penman-Monteith (Monteith, 1965; Monteith & Unsworth, 1990) toma a forma:

$$\lambda E = \frac{\Delta\left(R_n - G\right) + \rho c_p \left(e_s - e_a\right)/r_a}{\Delta + \gamma\left(1 + r_s/r_a\right)} \quad (2)$$

em que: $(e_s - e_a)$ é o défice de pressão de vapor (VPD) do ar ao nível do plano de referência (altura das medições meteorológicas) onde a temperatura é T_a e a pressão de vapor é e_a, ρ é a densidade média do ar, c_p é o calor específico do ar a pressão constante, Δ é o declive da relação entre a pressão de vapor à saturação e a temperatura do ar, γ é a constante psicrométrica, r_s é a resistência de superfície e r_a é a resistência aerodinâmica (que se definem de seguida).

Nesta aproximação, o copado é reduzido a uma única "grande folha" ("big leaf") onde é recebida toda a energia proveniente do sol e da atmosfera (R_n) e de onde parte o fluxo de calor sensível (Figura 1). O fluxo de vapor originar-se-á numa outra superfície, à mesma temperatura, mas saturada. Assim, o fluxo de vapor é regulado por duas resistências, de superfície e aerodinâmica, que operam em série entre a superfície evaporante e um plano de referência acima da cultura (Figura 1).

A resistência de superfície (r_s), ou resistência do copado, pode ser calculada a partir da resistência à passagem dos fluxos de vapor através das aberturas estomáticas (r_l) tomando em conta a área foliar total da cultura ou recorrendo a modelação (ainda insatisfatória). As resistências estomáticas representam o controlo que a planta exerce sobre a evapotranspiração e o seu valor é influenciado pelo teor de humidade e pela salinidade do solo (Figura 2). A salinidade não só influencia o movimento de água do solo para as raízes das plantas como o movimento da água das raízes até

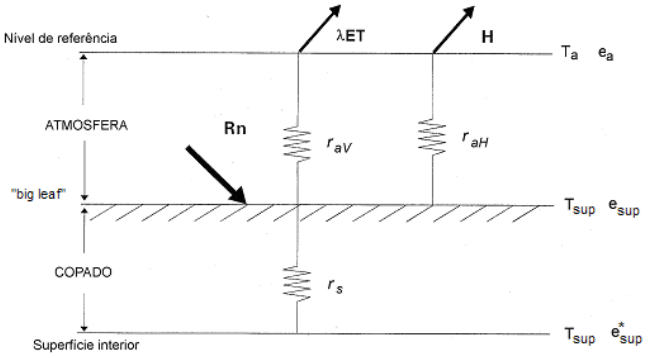


Figura 1. Representação esquemática do modelo de Penman-Monteith com identificação dos termos essenciais do balanço de energia, R_n, λET e H, e das resistências aerodinâmicas para o calor e o vapor ($r_{aH} = r_{aV} = r_a$) e da resistência de superfície (r_s)

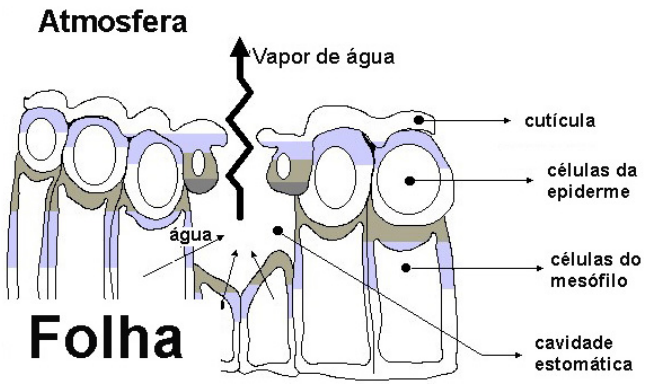


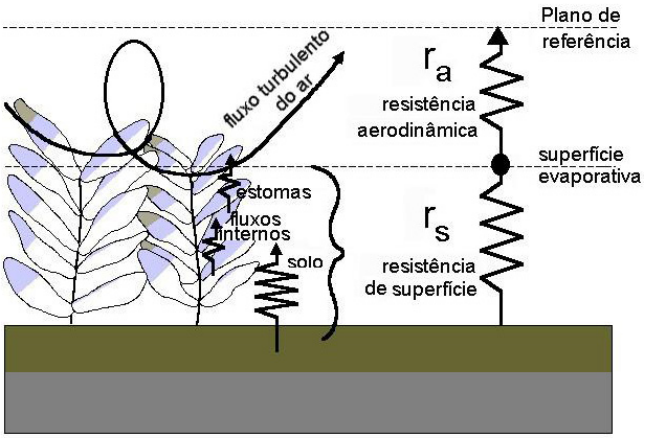
Figura 2. Representação esquemática do percurso percorrido pelo vapor de água desde a câmara estomática até à atmosfera

às folhas e, nestas, considerando o aumento do potencial osmótico, a passagem de água de umas células para outras e para as cavidades estomáticas. Estes aspetos são tratados em outros capítulos deste livro.

A resistência de superfície, embora o seu componente principal seja a resistência estomática, engloba também a resistência aos fluxos de vapor relativos à evaporação direta da água à superfície do solo e aos fluxos não turbulentos de vapor que ocorrem no interior do copado até este atingir a superfície exterior (Figura 3). Esta resistência é principalmente afetada pela salinidade através do aumento da resistência estomática.

A resistência aerodinâmica (r_a) representa a resistência à transferência turbulenta do vapor (r_{aV}) entre o coberto vegetal e um plano de referência na atmosfera, associada à correspondente transferência vertical de calor sensível de ou para a cultura ou vegetação (r_{aH}), como se representa na Figura 1 e é uma função da altura da cultura e da área foliar e sua distribuição vertical. Estes assuntos são abundantemente tratados na literatura (e.g. Jensen et al., 1990; Allen et al., 1998; Pereira et al., 1999; Pereira e Alves, 2013; Allen et al., 2007).

Existem várias expressões na literatura usadas para calcular a resistência aerodinâmica. A mais vulgarmente utilizada é:



Fonte: Pereira (2004)

Figura 3. Resistências aos fluxos de transferência de vapor no interior do copado, r_s, e entre este e a atmosfera, r_a

$$r_a = \frac{\ln\left[(z-d)/Z_{oH}\right]\ln\left[(z-d)/z_o\right]}{k^2 u_z} \quad (3)$$

em que z é a altura de referência na atmosfera, onde é medida a velocidade do vento u_z [m/s], d é a altura de deslocamento do plano de referência [m], e z_o e z_{oH} são, respetivamente, as resistências aerodinâmicas para a quantidade de movimento e para o calor. Usando esta expressão, a superfície da "big leaf" é implicitamente colocada ao nível $d + z_{oH}$. A altura de deslocamento do plano de referência, d, é sobretudo função da altura das plantas e, secundariamente, da densidade do coberto, podendo ser estimada pela expressão (Perrier, 1982):

$$d = h\left[1 - \frac{2}{LAI}\left(1 - e^{-LAI/2}\right)\right] \quad (4)$$

em que: h é a altura das plantas (m) e LAI é o índice de área foliar. Num coberto completo podem obter-se estimativas aceitáveis recorrendo à expressão

$$d = \frac{2}{3}h \quad (5)$$

A rugosidade aerodinâmica relativamente à transferência da quantidade de movimento, por seu lado, pode ser estimada através de (Perrier, 1982):

$$z_o = h\, e^{-LAI/2}\left(1 - e^{-LAI/2}\right) \quad (6)$$

ou, no caso de cobertos contínuos, onde a maior concentração de folhas ocorre no terço superior das plantas, através de

$$z_o = \frac{1}{3}h \quad (7)$$

A rugosidade aerodinâmica aos fluxos de calor, z_{oH}, é tomada como uma fração de z_o (normalmente 10%).

A salinidade afeta r_a através do efeito que tem sobre a altura das plantas (h) e a densidade foliar que determina o *LAI*.

Evapotranspiração da Cultura de Referência, ET_o

A Eq. (2) pode ser utilizada diretamente para calcular a *ET* de qualquer coberto vegetal desde que se conheçam os valores dos parâmetros culturais ao longo das várias fases vegetativas. Alguns valores indicativos são apresentados por Allen et al. (1996) e por Pereira & Alves (2013). Porém, tais parâmetros não se conhecem para a maioria das culturas agrícolas, estando apenas bem determinados para o gramado de climas temperados (cold season grass) e para a alfalfa. O gramado de climas temperados foi assim tomado como cultura de referência pelo que, normalizando a altura da cultura, de que dependem as resistências referidas, foi possível dar à Eq. (2) uma forma tal que a evapotranspiração da cultura de referência é apenas dependente do clima, isto é, o seu cálculo pode realizar-se recorrendo apenas às variáveis climáticas correntemente observadas em estações agrometeorológicas (cf. Allen et al., 1998; Pereira et al., 1999).

Nestas condições, a evapotranspiração de referência (ET_o) define-se como a taxa de evapotranspiração de uma cultura de referência hipotética, para a qual se assume uma altura de 0.12 m, uma resistência de superfície constante de 70 s m^{-1} e um albedo de 0.23, semelhante à evapotranspiração de um extenso coberto de relva (gramado) verde, de altura uniforme, em crescimento ativo, cobrindo totalmente o solo e bem abastecido de água.

Consequentemente, como descrito em Allen et al. (1998; 2006; 2007), a Eq. (2) toma a forma seguinte, designada como equação FAO-PM para a evapotranspiração de referência:

$$ET_o = \frac{0{,}408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{C_n}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + C_d u_2)} \quad (8)$$

em que:

ET_o - evapotranspiração de referência [mm d^{-1}]

R_n - radiação líquida à superfície da cultura [MJ m^{-2} d^{-1}]

G - densidade do fluxo de calor do solo [MJ m^{-2} d^{-1}]

T - média da temperatura do ar a 2 m de altura [ºC]

u_2 - velocidade do vento a 2 m de altura [m s^{-1}]

$(e_s - e_a)$ - défice da pressão de vapor medido a 2 m de altura [kPa]

Δ - declive da curva de pressão de vapor [kPa ºC^{-1}]

γ - constante psicrométrica [kPaºC^{-1}]

C_n - coeficiente para a cultura de referência [kJ^{-1} kg K] resultante da conversão de segundos para dias ou horas e de coeficientes devidos à substituição das variáveis ρ, c_p e r_a (definidas na Eq. (2))

C_d - coeficiente de vento para a cultura de referência [kJ^{-1} kg K], resultante da razão r_s/r_a (no denominador da Eq. (2))

0,408 - valor para 1/λ com λ=2.45 MJ kg^{-1}

C_n = 900 para cálculos diários e C_n = 37 (≈ 900/24) para cálculos horários. Assumindo r_s = 70 s m^{-1} tem-se C_d = 0.34 para cálculos diários. Para cálculos horários é preferível distinguir as horas do período noturno e do período diurno, fazendo r_s = 50 s m^{-1} durante as horas do dia e r_s = 200 s m^{-1} durante as horas de noite (Allen et al., 2006). Nestas condições tem-se C_d = 0.24 para as horas de dia (quando $R_n > 0$) e C_d = 0.96 para as horas de noite ($R_n \leq 0$).

A Eq. (8) aplica-se também no caso de a cultura de referência ser a alfalfa, mas os coeficientes tomam valores distintos dadas as diferenças entre as características aerodinâmicas e de superfície relativamente ao gramado. Assim tomam-se os valores C_n = 1600 e C_d = 0.38 no caso de cálculos diários; para cálculos horários toma-se C_n = 66 e C_d = 0.25 e 1.7, respetivamente no caso de cálculos horários diurnos e noturnos.

O fluxo de calor sensível para o solo (G) assume-se como nulo para cálculos diários. Para cálculos horários far-se-á $G_{hr} = 0.1\ R_n$ durante as horas de dia e $G_{hr} = 0.5\ R_n$ durante as horas de noite.

O cálculo dos parâmetros da Eq. (8) deve ser padronizado e serem sempre escolhidas as equações que permitem melhor rigor de cálculo (vd. Allen et al., 1998, 2006, 2007; Pereira, 2004). Em caso de falta de observações ou de má qualidade de dados da humidade do ar, da radiação solar ou duração da insolação, ou da velocidade do vento, é preferível seguir-se a metodologia de estimação de variáveis em falta indicada por Allen et al. (1998), que permite o cálculo da ET_o diária ou mensal recorrendo apenas a observações da temperatura máxima e mínima, como demonstrado por Pereira et al. (2003), Popova et al. (2006b), Gondim et al. (2010) ou Todorovic et al. (2013). De referir que é igualmente possível estimar os valores diários de ET_o a partir de simples previsões meteorológicas com erros aceitáveis, maiores em caso de climas áridos e pequenos em climas húmidos e sub-húmidos (Cai et al., 2007).

De grande importância, porém, é a qualidade das observações e que à estação meteorológica não correspondam condições de aridez já que a Eq. (8) foi estabelecida, conforme a definição acima, para condições de pleno abastecimento hídrico da vegetação acima da qual se fazem as observações. Allen et al. (1998) propuseram metodologias simples para análise e correção de dados que é conveniente utilizar. De referir que os erros devidos à falta de qualidade dos dados observados em estações meteorológicas induzem frequentemente erros superiores, ou mesmo muito superiores, aos erros devidos à estima dos parâmetros culturais utilizados no cálculo da evapotranspiração das culturas.

A ET_o, dizendo respeito à cultura de referência, a ser cultivada em condições ideais, não se relaciona com a salinidade e apenas depende das condições climáticas locais.

Evapotranspiração das Culturas

Coeficientes de cultura simples

A evapotranspiração das culturas, ET_c [mm d^{-1}], é calculada multiplicando a evapotranspiração de referência,

ET_o [mm d^{-1}], pelo coeficiente de cultura, *Kc* (adimensional), como vulgarizado por Doorenbos e Pruitt (1975) e adotado posteriormente (Allen et al., 1998, 2007; Pereira, 2004; Pereira & Alves, 2013):

$$ET_c = K_c ET_o \quad (9)$$

O coeficiente de cultura, conforme bases teóricas analisadas por Pereira et al. (1999), representa a integração dos efeitos de três características que distinguem a evapotranspiração da cultura da evapotranspiração da cultura de referência:

- a altura da cultura (*h*), que afeta a rugosidade e a resistência aerodinâmica;
- a resistência de superfície relativa ao par cultura-solo, que é afetada pela área foliar (determinando o número de estomas), pela fração de cobertura do solo pela vegetação, pela idade e condição das folhas, e pelo teor de humidade à superfície do solo;
- o albedo da superfície cultura-solo, que é influenciado pela fração de cobertura do solo, pela vegetação e pelo teor de humidade à superfície do solo e influencia a radiação líquida disponível à superfície, R_n, que é a principal fonte de energia para as trocas de calor e de massa no processo de evaporação.

O K_c também é influenciado pelo manejo do solo, nomeadamente no caso de plantio direto e da utilização de *mulch* de plástico, por reduzir a evaporação do solo; pode também ser influenciado pelo clima, embora a principal influência deste se reflita sobretudo em ET_o.

Durante o período vegetativo, o valor de K_c varia à medida que a cultura cresce e se desenvolve, refletindo a fração de cobertura da superfície do solo pela vegetação, e à medida que as plantas envelhecem e atingem a maturação. Por este motivo, tem sido procurado calcular K_c em função do *LAI* efetivo dado que a transpiração de uma cultura varia ao longo do ciclo vegetativo de forma semelhante ao *LAI*. No entanto, apenas se tem atingido um sucesso relativo porque a *ET* da cultura varia também com a evaporação da água do solo, a qual é mais importante na fase inicial da cultura, quando a cobertura do solo é pequena, e se reduz muito em culturas que sombreiam bem o solo quando desenvolvidas. Tem-se igualmente procurado encontrar relações entre K_c e GDD (*growing degree days*) mas tais relações variam de cultura para cultura. Desta forma, opta-se normalmente pela construção de uma curva padronizada de coeficientes de cultura em função das fases da cultura (Figura 4), seguindo os passos seguintes:

a) Dividir o ciclo vegetativo em quatro períodos de acordo com a fenologia e o desenvolvimento da cultura: (1) período inicial, (2) período de crescimento rápido, (3) período intermédio e (4) período final.

b) Identificar os três valores de K_c que correspondem a $K_{c\,ini}$, $K_{c\,mid}$ e $K_{c\,end}$:

$K_{c\,ini}$: valor durante o período inicial:

- *culturas anuais* - da sementeira ou plantação até ≈ 10 % de cobertura do solo
- *culturas perenes* - desde que termina a dormência até que se estabelece o crescimento vegetativo.

$K_{c\,mid}$: valor durante o período intermédio:

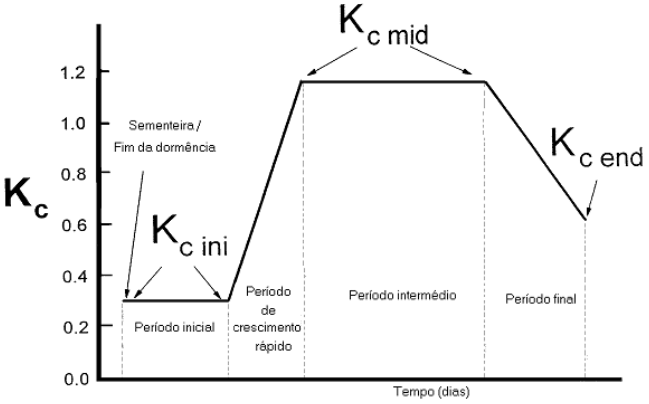
- *culturas anuais* - desde que se estabelece a cobertura total do solo até ao início da maturação ou senescência
- *culturas perenes* - desde que se atinge o desenvolvimento vegetativo pleno até ao início da senescência ou a mudança de coloração das folhas

$K_{c\,end}$: valor na data de colheita ou do início da dormência.

c) Traçar os segmentos de recta relativos aos quatro períodos de desenvolvimento como indicado na Figura 4.

O traçado das curvas dos coeficientes de cultura e os consequentes resultados do cálculo da ET_c são particularmente sensíveis à definição temporal dos quatro períodos vegetativos acima referidos (Figura 4). Não há regras objetivas para a sua definição; é necessário observar a cultura no campo e definir tais períodos a partir das observações. Os erros na estima da evapotranspiraçao das culturas resultantes da definição incorreta de tais períodos vegetativos são frequentemente maiores dos que os devidos à escolha dos K_c pelo que os mesmos devem basear-se na observação das culturas, particularmente quando tais períodos sejam influenciados por stress hídrico ou salino que atrasam o desenvolvimento das culturas.

Os valores das durações dos períodos vegetativos tabelados por Allen et al. (1998, 2007) afastam-se frequentemente dos reais dado que estes dependem das condições climáticas, das variedades, das datas de sementeira ou plantação, das práticas culturais e das condições ambientais, nomeadamente as que influenciam as taxas de crescimento e a maturação dos produtos finais como é o caso da salinidade do solo. No caso das fruteiras, também é necessário ter em conta a idade do povoamento, e o seu efeito sobre a densidade do coberto, bem como a existência (ou não) de sub-coberto herbáceo, que também utiliza água, nomeadamente durante o período de dormência das árvores. A informação relativa às culturas tropicais é ainda insuficiente por estar dispersa e ser publicada sem cuidado de padronização, como acontece com muita informação recolhida e publicada no Brasil, onde é muito frequente que o número de períodos vegetativos seja



Adaptado de Allen et al. (1998)

Figura 4. Curva dos coeficientes de cultura e definição dos períodos vegetativos correspondentes

superior, mesmo o dobro dos quatro períodos padronizados internacionalmente. Insuficiente é também a informação disponível sobre os impactos da salinidade na duração dos períodos vegetativos.

Apresenta-se no Anexo 1 uma tabela reunindo informação sobre os coeficientes de cultura. Para a estima de K_c de quaisquer culturas, apresenta-se adiante a aproximação proposta por Allen & Pereira (2009).

Coeficiente de cultura no período inicial

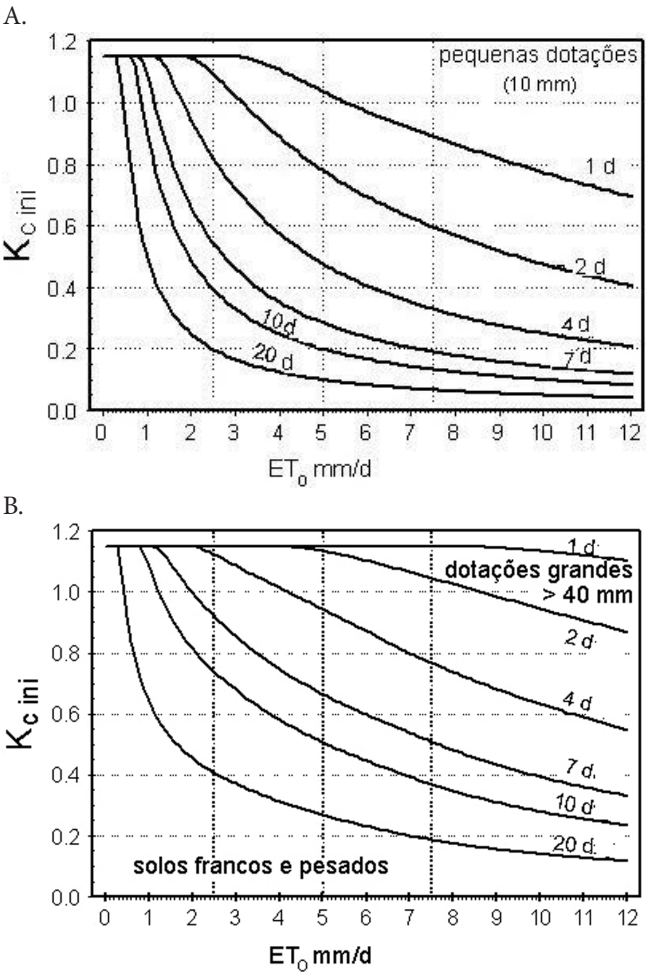
Em culturas anuais, durante o período inicial, a ET_c é predominantemente devida à evaporação da água do solo na sua camada superficial. Consequentemente, $K_{c\,ini}$ deve ser estimado considerando a procura evaporativa da atmosfera (representada pela ET_o), a frequência de humedecimentos da superfície do solo durante o período inicial, tanto pela irrigação como pela precipitação, as quantidades infiltradas e as características do solo para armazenar água nos 10 a 15 cm superficiais e para ceder água por capilaridade até esta camada evaporativa a partir da camada inferior. Por estes motivos, o $K_{c\,ini}$ é muito variável, mesmo considerando o mesmo local, de ano para ano. Para o seu cálculo pode usar-se um método gráfico (Figura 5) ou procedimentos de cálculo numérico como referido por Allen et al. (1998, 2005b, 2007) e Pereira (2004).

Os $K_{c\,ini}$ calculados tanto gráfica como numericamente devem ser corrigidos pela fração de solo humedecida (f_w), que varia entre 1.0 para a chuva e a irrigação por aspersão e por canteiros ou submersão, 0.5 a 0.7 para a irrigação por sulcos, e 0.3 a 0.5 para a irrigação por gotejamento. Assim se a lâmina de irrigação D for aplicada em irrigação tal que f_w = 0.5 isto significa que 50% do solo se mantém seco e toda a lâmina se infiltra em 50% do solo. Os cálculos devem então realizar-se para a lâmina D/f_w que efetivamente se infiltra na fração f_w de solo molhado e o valor resultante para $K_{c\,ini}$ deverá ser corrigido multiplicando o valor calculado por f_w, i.e., $K_{c\,ini} = f_w\,(K_{c\,ini})_{calc}$.

O valor de $K_{c\,ini}$ não é em geral influenciado pela salinidade. Porém, $K_{c\,ini}$ depende também grandemente das práticas culturais, tais como sementeira direta (plantio direto), cobertura do solo com resíduos da cultura ou filmes plásticos, e outras práticas similares. Nestas situações, dois efeitos ocorrem: por um lado, regista-se uma diminuição da energia disponível ao nível da superfície do solo, o que reduz a taxa de evaporação potencial; por outro lado, a resistência à transferência do vapor de água desde o solo até à atmosfera aumenta. Desta forma, o $K_{c\,ini}$ em presença de *mulch* pode ser muito inferior ao verificado em condições de solo completamente exposto à radiação. Estes efeitos vão-se reduzindo até praticamente desaparecer quando a cultura atinge o desenvolvimento completo.

Coeficiente de cultura nos períodos intermédio e final

Os valores tabulados de $K_{c\,mid}$ apresentados por Allen et al. (1998; 2007), Allen & Pereira (2009) e Pereira (2004) constante do Anexo 1 correspondem a condições de clima



Adaptado de Allen et al. (1998)

Figura 5. Coeficiente de cultura para o período inicial ($K_{c\,ini}$) em função da frequência de humedecimento do solo (1 a 20 dias) e da evapotranspiração de referência para: (A) pequenos humedecimentos (cerca de 10 mm) pela chuva ou pela irrigação e qualquer tipo de solo; (B) para grandes dotações em solos médios a pesados

sub-húmido, caracterizadas por humidade relativa mínima diária média $RH_{min} \approx 45\%$ e velocidade média diária do vento $u_2 \approx 2$ m s-1. É absolutamente necessário corrigi-los para as condições climáticas locais, incluindo efeitos advectivos. Tomando como base considerações empíricas e a base teórica analisada por Pereira et al. (1999), tal correção para o período intermédio faz-se através de

$$K_{c\,mid} = K_{c\,mid\,tab} + 0.04(u_2 - 2) - 0.004(RH_{min} - 45)\left(\frac{h}{3}\right)^{0,3} \quad (10)$$

em que: valor do coeficiente de cultura para o período intermédio, $K_{c\,mid}$, se obtém do respetivo valor tabelado, $K_{c\,mid\,tab}$, em função de u_2, de RH_{min} e da altura média da cultura, h [m], durante o período intermédio, i.e., quando o seu desenvolvimento vegetativo é máximo. O Anexo 2 apresenta valores indicativos para h.

A Figura 6 mostra como a correção dos efeitos do clima local é tanto maior quanto mais alta é a cultura, isto é, quanto maiores são as diferenças entre as características

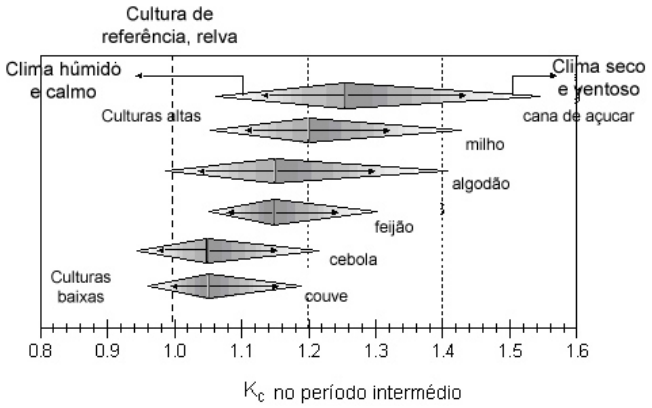


Figura 6. Variação dos $K_{c\ mid}$ de algumas culturas em consequência das condições climáticas relativas a humidade do ar e vento (Adaptado de Allen et al. 1998)

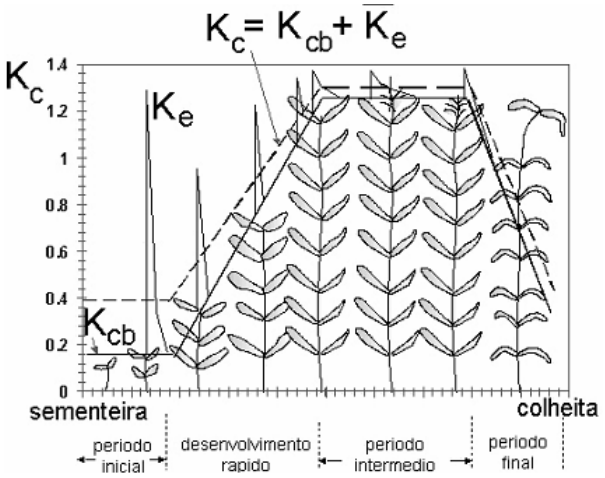


Figura 7. Curva típica dos coeficientes de cultura, mostrando o coeficiente de base, K_{cb}, o coeficiente da evaporação do solo, K_e, e o K_c simples como média temporal dos anteriores (Adaptado de Allen et al. 1998)

aerodinâmicas e de copado relativamente à cultura de referência, um gramado de apenas 0.12 m de altura. A mesma figura mostra igualmente que os impactos devidos a um clima árido e ventoso são mais importantes do que os impactos de um clima húmido e calmo. Como acontece que a salinidade ocorre muito mais frequentemente em climas áridos e ventosos, é essencial tomar esta correção em consideração ao calcular a *ET* potencial das culturas em ambiente salino.

Esta correção (Eq. 10) aplica-se igualmente ao coeficiente de cultura final $K_{c\ end}$ se este for superior a 0.45 (valores menores correspondem a condições em que a cultura secou ou perdeu as folhas nessa data tornando desnecessário o ajustamento).

O $K_{c\ end}$ é largamente determinado pela gestão da cultura, que determina a colheita e, assim, o fim do ciclo da cultura. Uma colheita mais precoce faz aumentar o $K_{c\ end}$ relativamente a uma colheita mais tardia da mesma cultura, mas também diminui a duração do último período. Colheitas precoces são praticadas em culturas cujo produto se consome em fresco (tal como as hortícolas), enquanto que colheitas perto do fim do ciclo são praticadas em culturas cujo produto se conserva melhor quando seco (caso dos cereais). Ao milho usado em salada corresponde um $K_{c\ end}$ quase igual ao $K_{c\ mid}$; se usado para silagem $K_{c\ end}$ será um pouco mais baixo mas ainda alto; se usado para cozer será mais baixo e se colhido em grão e secando no campo o $K_{c\ end}$ será então muito baixo.

Coeficientes de cultura duais

Na forma dual, o coeficiente de cultura pode ser descrito usando um componente relativo à transpiração das plantas (K_{cb}) e um componente relativo à evaporação do solo (K_e), da forma como se apresenta na Figura 7.

O coeficiente de cultura basal K_{cb} representa a razão ET_c/ET_o quando a camada superficial do solo se encontra seca mas o conteúdo em água do solo na zona radicular é suficiente para manter a cultura em conforto hídrico. Deste modo, o K_{cb} representa o limite inferior (ou valor de base) do K_c quando se lhe subtraem os efeitos do humedecimento da camada superficial do solo pela irrigação ou pela precipitação. Por seu lado, o coeficiente de evaporação do solo (K_e) representa a evaporação do solo húmido à superfície, a qual se adiciona à transpiração representada no K_{cb} para se obter a *ET*.

Nesta perspetiva (Figura 7), o K_c simples representa a soma dos valores médios de K_{cb} e K_e para cada fase vegetativa da cultura, isto é:

$$K_c = \overline{K_{cb}} + \overline{K_e} \quad (11)$$

Tomando valores diários, como se faz em modelação, resulta:

$$K_c = K_{cb} + K_e \quad (12)$$

Para irrigação de alta frequência e para culturas com cobertura parcial do solo, assim como para regiões com precipitação frequente, o uso da metodologia dos coeficientes de cultura duais (Figura 7) permite produzir estimativas da evapotranspiração das culturas mais exatas (Allen et al., 2005b). De facto, dividir o coeficiente de cultura (K_c) nas componentes de evaporação do solo (K_e) e de coeficiente de cultura basal (K_{cb}) permite uma melhor perceção das frações de água, provenientes da precipitação ou da irrigação, utilizadas pela cultura, assim como avaliar as vantagens de manter uma fração do solo seca ou de utilizar *mulches* e o plantio direto para controlar a evaporação do solo (*E*). De salientar a propósito que diminuindo os fluxos evaporativos à superfície do solo se reduz o transporte de sais para as camadas superficiais do solo, o que poderá ter vantagens na produção agrícola em condições de salinidade.

As primeiras aplicações da metodologia dos coeficientes de cultura duais propostas no manual FAO 56 (Allen et al., 1998) são relatadas por Allen (2000) para a cultura do algodão e por Liu & Fernando (1998) e Pereira et al. (2003) para as culturas de trigo e milho na China. Depois disso, várias outras aplicações têm sido referidas, nomeadamente a aplicação ao

algodão relatada por Howell et al. (2004). Tais aplicações confirmaram a exatidão do método e a sua capacidade para comparação da ET_c entre irrigação deficitária, irrigação para a produção máxima e sem irrigação. Mais recentemente foi desenvolvido o modelo de balanço hídrico SIMDualKc que calcula a ET_c pela a aproximação dual (Rosa et al., 2012a, b) e que já foi aplicado com êxito a várias culturas, nomeadamente a milho no Brasil (Martins et al., 2013).

Os valores de K_{cb} para numerosas culturas estão tabelados (Allen et al., 1998, 2007; Allen & Pereira, 2009) ou podem ser calculados a partir dos K_c simples (Pereira, 2004; Pereira & Alves, 2013) definindo-se uma curva de coeficientes de cultura de base em tudo semelhante à dos K_c simples referida acima já que as fases de desenvolvimento das culturas (Figura 4) são as mesmas. Os valores de K_{cb} para numerosas culturas incluem-se igualmente na Tabela apresentada no Anexo 1. Os valores de K_{cb} devem ser corrigidos para o clima conforme a Eq. (10).

O valor máximo para K_e ocorre num período imediatamente a seguir a uma irrigação ou uma chuvada. A evaporação a partir do solo é governada pela quantidade de energia disponível à superfície do solo, a qual depende da porção da energia total que é consumida pela planta na transpiração. O coeficiente K_e decresce depois de cada humedecimento à medida que aumenta a quantidade acumulada de água evaporada a partir da camada superficial do solo. Consequentemente, K_e pode ser calculado como

$$K_e = K_r \left(K_{c\,max} - K_{cb} \right) \tag{13}$$

onde K_r é o coeficiente de redução da evaporação [0-1], K_{cb} é o coeficiente de cultura de base, e $K_{c\,max}$ é o valor máximo para K_c imediatamente a seguir a uma chuvada ou uma irrigação, o qual se pode calcular recorrendo à função "max" (máximo entre) por:

$$K_{c\,max} = \max\left\{\left[1{,}20 + \left(0{,}04\left(u_2 - 2\right) - 0.004\left(RH_{min} - 45\right)\right)\left(\frac{h}{3}\right)^{0{,}3}\right]\left(K_{cb} + 0{,}05\right)\right\} \tag{14}$$

Esta equação estima a evaporação que ocorre numa superfície cultivada, independentemente do grau de cobertura. No entanto, a evaporação a partir do solo é maior na fração de solo que não esteja coberta pela cultura e que tenha sido humedecida pela chuva ou pela irrigação, f_{ew} [0 - 1]. Nestas condições o fluxo evaporativo concentra-se na fração de solo humedecido exposta à radiação, resultando por isso:

$$K_e \le f_{ew} K_{c\,max} \tag{15}$$

Quando se calcula um único $K_{c\ max}$, então u_2, RH_{min} e h correspondem a valores médios referentes ao período vegetativo intermédio. Quando se realizam cálculos mais detalhados, u_2 e RH_{min} correspondem a valores médios referentes a períodos curtos (p. ex. 5 ou 10 dias). A altura h pode ser estimada para os mesmos intervalos de tempo. Para o período inicial, h pode assumir-se artificialmente igual ao da cultura de referência (h = 0.12 m).

O método usado para estimar a evaporação a partir do solo é semelhante ao usado para calcular $K_{c\ ini}$, admitindo-se uma evaporação bifásica (Figura 8). Na primeira fase, a taxa de evaporação é máxima enquanto a evaporação acumulada, D_e [mm], não atingir o limite de água facilmente evaporável, *REW*. Quando D_e excede *REW*, o processo evaporativo decorre na segunda fase e a taxa de evaporação decresce proporcionalmente à quantidade de água ainda disponível para evaporar, *TEW*-*REW*. Deste modo, o coeficiente K_r (Eq. 13) pode calcular-se como se indica na Figura 8:

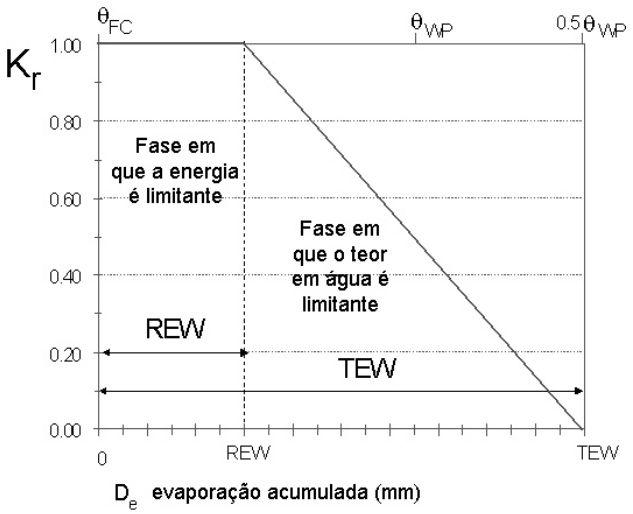
$$\begin{aligned} K_r &= 1 && \text{para} \quad D_e \le REW \\ K_r &= \frac{TEW - D_e}{TEW - REW} && \text{para} \quad D_e > REW \end{aligned} \tag{16}$$

onde *REW* e *TEW* [mm] correspondem, respetivamente, à água facilmente evaporável e à água evaporável total na camada evaporativa do solo e D_e é a evaporação acumulada (ou depleção da água do solo da camada superficial) [mm] originada na fração f_{ew} de solo humedecido e exposto à radiação solar direta.

D_e calcula-se através de um balanço hídrico diário do solo relativo à camada superior do solo (Figura 9), com uma espessura Z_e, menor em solos ligeiros (100 mm) e maior em solos pesados (≥ 150 mm), referente apenas à fração f_{ew} de solo húmido e exposto à radiação solar.

A equação do balanço hídrico da camada evaporativa do solo, limitada a [$0 \le D_{e,j} \le TEW$], é então:

$$D_{e,j} = D_{e,j-1} - \left(P_j - RO_j\right) - \frac{I_j}{f_w} + \frac{E_j}{f_{ew}} + T_{e,j} + DP_{e,j} \tag{17}$$



Fonte: Allen et al. (2005a, b)

Figura 8. Teoria bifásica da evaporação para estimar a evaporação a partir de um solo com vegetação recorrendo ao coeficiente de decréscimo da evaporação

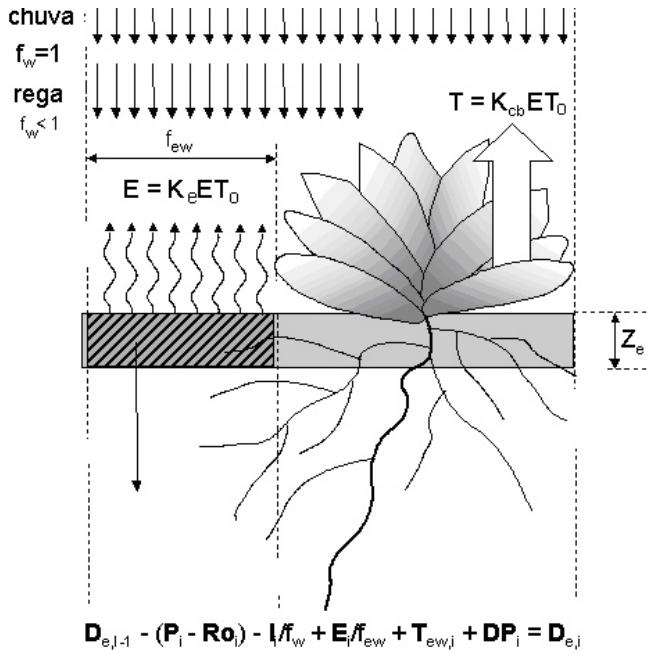
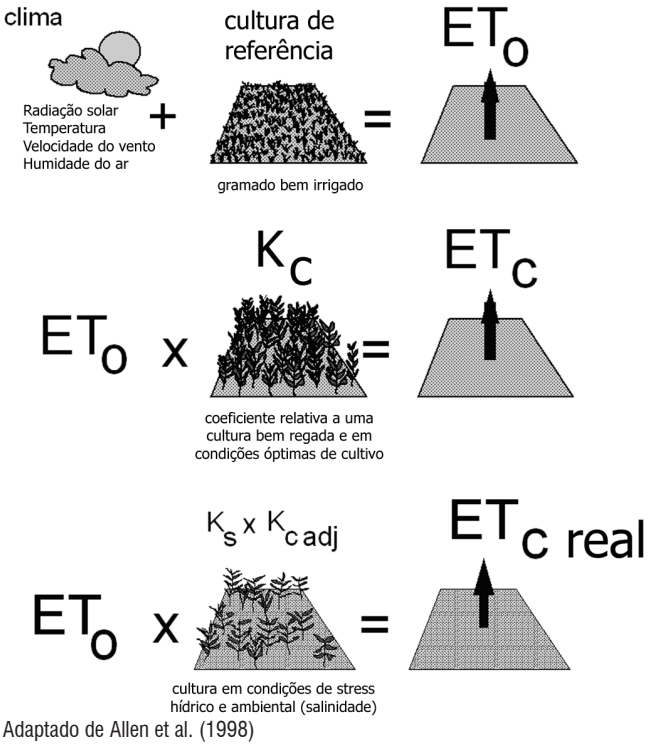


Figura 9. Balanço hídrico da camada evaporativa de um solo cultivado (adaptado de Allen et al. 1998)



Adaptado de Allen et al. (1998)

Figura 10. Representação esquemática das relações entre evapotranspiração da cultura de referência e evapotranspiração potencial (ou máxima) e real de uma cultura

onde o índice *j* identifica o dia para o qual a estima é feita, *Pj* representa a precipitação [mm], *ROj* o escoamento [mm], limitado a [$0 \le ROj \le Pj$], *Ij* a lâmina média de irrigação que se infiltra em toda a parcela [mm], E_j a evaporação a partir da fração f_{ew} de solo humedecido e exposto à radiação solar direta [mm], T_{ej} a transpiração [mm] originada na mesma fração f_{ew} de solo humedecido e exposto [0.01 - 1], DP_{ej} a percolação a partir da mesma fração quando o teor de humidade excede a capacidade de campo, e f_w é a fração de solo humedecido pela irrigação ou precipitação [0.3 – 1]. Os procedimentos para a estimativa destes parâmetros são dados por Allen et al. (2005b) e Pereira (2004).

A complexidade dos cálculos obriga a utilizar modelos de que são exemplos a folha de cálculo constante do manual FAO 56 (Allen et al., 1998) e o modelo SIMDualKc (Rosa et al., 2012a, b).

Evapotranspiração real. Correção da ET_c e dos K_c devido às condições adversas de cultivo

Os valores de K_c representam a *ET* para condições de cultivo ótimas, *i.e.*, para culturas submetidas a uma gestão agronómica apropriada às condições de meio e a uma gestão da água que evite stress hídrico, permitindo assim atingir o seu potencial produtivo. Na prática, porém, a *ET* real das culturas é frequentemente inferior à ET_c potencial (Eq. 9) devido a condições culturais (preparação da cama da semente, data de sementeira, densidade de sementeira ou de plantação, fertilização, controlo de doenças e infestantes) ou a gestão hídrica sub-ótimas, ou devido à salinidade do solo ou da água, que afetam a densidade da cultura, a altura das plantas e/ou o controlo estomático. Convém, assim, estabelecer uma diferença clara entre a *ETc*, que representa condições potenciais de produção, e a *ET* durante o período intermédio e final relativa a condições não ótimas, que designamos por "$ET_{c\ real}$" (Eq. 9 e Figura 10).

A evapotranspiração real de uma cultura é definida por:

$$ET_{c\,real} = K_{c\,real} ET_o \quad (18)$$

onde $K_{c\,real}$ é o coeficiente de cultura "real", isto é, incorporando um conjunto de impactes de stress hídrico, cultural e ambiental, nomeadamente stress salino, tomando a forma:

$$K_{c\,real} = K_s K_c \quad (19)$$

em que: o K_c é corrigido por um coeficiente de stress (K_s). No caso de se adotarem os coeficientes duais tem-se:

$$K_{c\,real} = K_s K_{cb} + K_e \quad (20)$$

em que: K_s se aplica apenas ao coeficiente basal.

A forma mais simples de corrigir os K_c de forma a refletir a menor área foliar duma cultura gerida de forma sub-ótima ou submetida a *stress* hídrico e/ou salino é através da forma empírica proposta por Allen et al. (1998):

$$K_{c\,real} = K_{c\,tab} + A_{cm} \quad (21)$$

sendo o fator de correção A_{cm} calculado através de:

$$A_{cm} = 1 - \left[\frac{f_c}{f_{c\,dense}} \right]^{0,5} \quad (22a)$$

ou

$$A_{cm} = 1 - \left[\frac{LAI}{LAI_{dense}} \right]^{0,5} \quad (22b)$$

onde $f_{c\ dense}$ e $LAI_{\ dense}$ correspondem aos valores esperados para f_c e LAI quando a cultura é cultivada sem stress e f_c e LAI nos numeradores das Eq. (22a e b) são os valores respetivos observados no campo.

O K_c dos períodos intermédio e final pode também, e preferencialmente, ser corrigido em função da densidade da cultura recorrendo a um coeficiente de densidade, K_d (ver Allen & Pereira, 2009):

$$K_{c\ real} = K_{soil} + K_d \left[\max \left(K_{c\ full} - K_{soil} \frac{K_{c\ full} - K_{soil}}{2} \right) \right] \quad (23)$$

onde K_{soil} é o K_c médio para solo nu, que deverá refletir o tipo de solo e a frequência de humedecimento bem como ET_o, e $K_{c\ full}$ é o K_c para um coberto completo. K_d é o coeficiente de densidade, função da fração de cobertura ou do LAI como tratado mais abaixo.

Adotando os coeficientes de cultura duais, o K_{cb} das culturas cuja densidade das plantas e/ou a área foliar são inferiores à cobertura completa pode estimar-se pela equação

$$K_{cb} = K_{c\ min} + K_d \left(K_{cb\ full} - K_{c\ min} \right) \quad (24)$$

em que: $K_{c\ min}$ é o valor mínimo de K_{cb} representando solo nu, $K_{cb\ full}$ é o K_{cb} que teria a vegetação se ocorressem condições de cobertura total (corrigido para o clima local) e K_d é o fator densidade. Pode tomar-se $K_{c\ min} \approx 0.0$ durante longos períodos sem chuva ou irrigação e $K_{c\ min} \approx 0.15$ a 0.20 em períodos em que ocorre irrigação ou chuva. No caso de fruteiras com solo vegetado (relva ou outra herbácea) a Eq. (24) toma a forma

$$K_{cb} = K_{cb\ cover} + K_d \left[\max \left(K_{cb\ full} - K_{cb\ cover}, \frac{K_{cb\ full} - K_{cb\ cover}}{2} \right) \right] \quad (25)$$

em que: $K_{cb\ cover}$ é o K_{cb} da cobertura do solo em ausência de folhagem. O segundo termo da função *max* torna K_{cb} igual a metade da diferença entre $K_{cb\ full}$ e $K_{cb\ cover}$ quando esta diferença é negativa e toma em consideração os efeitos do ensombramento do enrelvamento pela folhagem das árvores. O valor de $K_{cb\ cover}$ deve ser escolhido de forma a refletir adequadamente a densidade e vigor da cobertura do solo nas áreas não ensombradas.

Quando o LAI é conhecido pode estimar-se K_d a partir do LAI observado fazendo-se:

$$K_d = 1 - e^{-0,7LAI} \quad (26)$$

Nestas condições, a Eq. (24) resulta modificada em:

$$K_{cb} = K_{c\ min} + \left(K_{cb\ full} - K_{c\ min} \right) \left[1 - \exp\left(-0,7LAI \right) \right] \quad (27)$$

Considerando a fração de solo coberto (ou ensombrado ao meio dia) pela vegetação e a altura média das plantas, o coeficiente de densidade da vegetação pode ser obtido através de (Allen et al., 2007; Allen & Pereira, 2009):

$$K_d = \min \left(1, M_L, f_{c\ eff}, f_{c\ eff}^{\left(\frac{1}{1+h} \right)} \right) \quad (28)$$

onde $f_{c\ eff}$ é a fração do solo efetivamente coberto ou ensombrado ao meio dia pela vegetação [0.01 a 1.0], h é a altura média das plantas, [m], e M_L é um multiplicador de $f_{c\ eff}$ para impôr um limite superior à transpiração relativa por unidade de área [geralmente 1.5 a 2.0]. A fração $f_{c\ eff}$ depende da disposição das plantas no terreno e calcula-se genericamente a partir de f_c tomando em conta a altura da cultura e o ângulo solar ao meio-dia (β). No caso de culturas arbóreas ou dispostas ao acaso no terreno pode ser calculada por:

$$f_{c\ eff} = \frac{f_c}{sen(\beta)} \leq 1 \quad (29)$$

conforme se define na Figura 11.

No caso de culturas em linha é necessário calcular primeiro a razão entre a altura e a largura das linhas (HWR) a partir do ângulo entre a linha das plantas e a direcção este-oeste (Γ), a altura da cultura (h) e a largura da linha quando vista de uma direção este-oeste (Figura 12) através de:

$$HWR = \frac{h \cos(\Gamma)}{largura} \quad (30)$$

sendo $f_{c\ eff}$ calculado então por:

$$f_{c\ eff} = f_c \left[\frac{HWR}{\tan \beta} \right] \quad (31)$$

De notar que usando boas observações de campo de f_c feitas cerca do meio-dia solar os erros resultando da utilização de f_c como estimador de $f_{c\ eff}$ são pequenos.

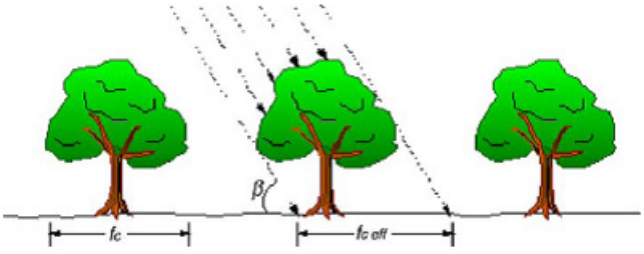
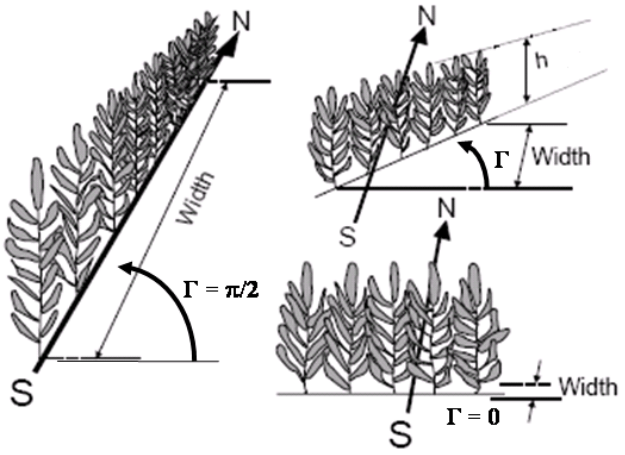


Figura 11. Esquema do cálculo da fração sombreada $f_{c\ eff}$ em função da fração coberta f_c e do ângulo do sol acima do horizonte β durante o período em que a *ET* é máxima (geralmente entre as 11 e as 15 h) (adaptado de Allen & Pereira, 2009)



Adaptado de Allen et al. (1998)

Figura 12. Representação esquemática de uma cultura em linha mostrando as características principais do coberto – largura (*width*), altura (*h*) e ângulo Γ entre a linha de plantas e a direção este-oeste – utilizadas no cálculo de *HWR* e $f_{c\,eff}$

Na Tabela 1 apresentam-se para várias fruteiras os valores de $K_{cb\,full}$, $K_{c\,min}$ e $K_{cb\,cover}$ relativos aos períodos inicial, intermédio e final para uso com as Eqs. (23) a (25) (Allen et al., 2007). Consultar igualmente Allen & Pereira (2009).

Evapotranspiração Real, Balanço Hídrico do Solo e Coeficientes de Stress

Coeficiente de stress em função da água do solo

Quando a cultura se encontra submetida a stress hídrico, o valor de K_s é normalmente modelado em função do teor em água do solo (Allen et al., 1998) através de:

$$\begin{aligned} K_s &= 1 \quad \text{para} \quad \frac{\theta-\theta_{WP}}{\theta_{FC}-\theta_{WP}} \geq p \\ K_s &= \frac{1}{p}\frac{\theta-\theta_{WP}}{\theta_{FC}-\theta_{WP}} \quad \text{para} \quad \frac{\theta-\theta_{WP}}{\theta_{FC}-\theta_{WP}} < p \end{aligned} \tag{32}$$

em que θ é o teor de humidade do solo [$m^3\ m^{-3}$], θ_{FC} e θ_{WP} são, respectivamente, o teor de humidade do solo à capacidade de campo e no ponto de emurchecimento (ou ponto de murcha permanente), e p é a percentagem da reserva facilmente

Tabela 1. Valores de $K_{cb\,full}$, $K_{c\,min}$ e $K_{cb\,cover}$ para fruteiras relativos aos períodos inicial, intermédio e final para uso com as Eqs. (23) a (25) (Allen et al., 2007)

	$K_{cb\,full}$[1] -ini	$K_{cb\,full}$[1] -mid	$K_{cb\,full}$[1] -end	$K_{c\,min}$[1]	$K_{cb\,cover}$[1] -ini	$K_{cb\,cover}$[1] -mid, end
Amêndoas						
- s/ cobertura do solo[2]	0.20	1.00	0.70[3]	0.15	--	--
- solo coberto	0.20	1.00	0.70[3]	0.15	0.75	0.80
Maçãs, cerejas, peras						
- c/ vernalização[4]	0.30	1.15	0.80[3]	0.15	0.40	0.80
- s/ vernalização[4]	0.30	1.15	0.80[3]	0.15	0.75	0.80
Alperces, pessegos, ameixas,						
- c/ vernalização[5]	0.30	1.20	0.80[3]	0.15	0.40	0.80
- s/ vernalização[6]	0.30	1.20	0.80[3]	0.15	0.70	0.80
Abacate						
- s/ cobertura do solo[7]	0.30	1.00	0.90	0.15	--	--
- solo coberto	0.30	1.00	0.90	0.15	0.75	0.80
Citrinos[8]	0.80	0.80	0.80	0.15	0.75	0.80
Manga						
- s/ cobertura do solo[9]	0.25	0.85	0.70	0.15	--	--
Oliveiras[10]	0.60	0.70	0.60	0.15	0.70	0.70
Pistaquios	0.30	1.00	0.70	0.15	0.70	0.70
Nozes[11]	0.40	1.10	0.65	0.15	0.75	0.80
Uvas						
- de mesa[12]	0.20	1.15	0.90	0.15	0.70	0.70
- para vinho[12]	0.20	0.80	0.60	0.15	0.70	0.70

[1] Geralmente, o valor de $K_{c\,ini}$ é estimado como 0.10 + $K_{cb\,ini}$ e $K_{c\,mid}$ e K_c end são estimados por 0.05 + $K_{cb\,mid}$ ou $K_{cb\,end}$

[2] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.4$, $M_L = 1.5$ e $h = 4$ m para K_d na Eq.(28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

[3] Os $K_{c\,end}$ representam K_c antes da queda das folhas; depois tem-se $K_{c\,end} \approx 0.20$ para solo nu e seco ou vegetação morta e $K_{c\,end} \approx 0.50$ to 0.80 para vegetação em crescimento activo.

[4] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.5$, $M_L = 2$ e $h = 3$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

[5] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.45$, $M_L = 1.5$ e $h = 3$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

[6] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.45$, $M_L = 1.5$, $h = 3$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

[7] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.4$, $M_L = 2$ e $h = 4$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

[8] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.2$, 0.5 e 0.7, $M_L = 1.5$ e $h = 2$, 2.5 e 3 m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} cerca de 15% superiores aos valores indicados no FAO-56 para os mesmos 3 níveis de valores de $f_{c\,eff}$

[9] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.7$ to 0.85, $M_L = 1.5$ e $h = 5$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de Azevedo et al. (2003).

[10] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.7$, $M_L = 1.5$ e $h = 4$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

[11] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.7$, $M_L = 1.5$ e $h = 5$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

[12] Fazendo $f_{c\,eff} = 0.45$, $M_L = 1.5$, $h = 2$ m para K_d na Eq. (28), obtêm-se pela Eq. (25) valores de K_{cb} similares aos de FAO-56.

utilizável, abaixo da qual a cultura entra em stress hídrico (Figura 13). Para além de depender da cultura (vd. Anexo 2), do tipo de solo e da densidade de enraizamento, o factor *p* depende do clima, devendo ser ajustado em função das condições climáticas prevalecentes no local através de:

$$0{,}1 \le p = p_{table} + 0{,}04\left(5 - ET_c\right) \le 0{,}8 \qquad (33)$$

Em termos operacionais, é mais usual determinar-se o K_s em função da depleção de água no solo:

$$K_s = \left(\frac{TAW - D_r}{TAW - RAW}\right) \qquad (34)$$

em que: *TAW* e *RAW* são, respetivamente, a reserva total e facilmente utilizável de água no solo (Figura 13), e D_r é a depleção de água no solo acumulada entre duas precipitações ou duas irrigações. A Eq. (34) indica que $K_s < 1$ quando a água do solo é esgotada para além do limite *RAW* (Figura 14). *TAW* define-se

$$TAW = 1000\left(\theta_{FC} - \theta_{WP}\right)Z_r \qquad (35)$$

onde Z_r é a espessura efetiva da zona radicular (m); por seu lado, *RAW* é dado por:

$$RAW = pTAW \qquad (36)$$

em que: *p* é fração de água do solo que pode ser esgotada sem causar stress.

Coeficiente de stress em função da perda relativa de produção. Caso de défice hídrico

O efeito do stress hídrico sobre a produção das culturas pode ser descrito pelo modelo de Stewart (Stewart et al., 1977, Doorenbos & Kassam, 1979):

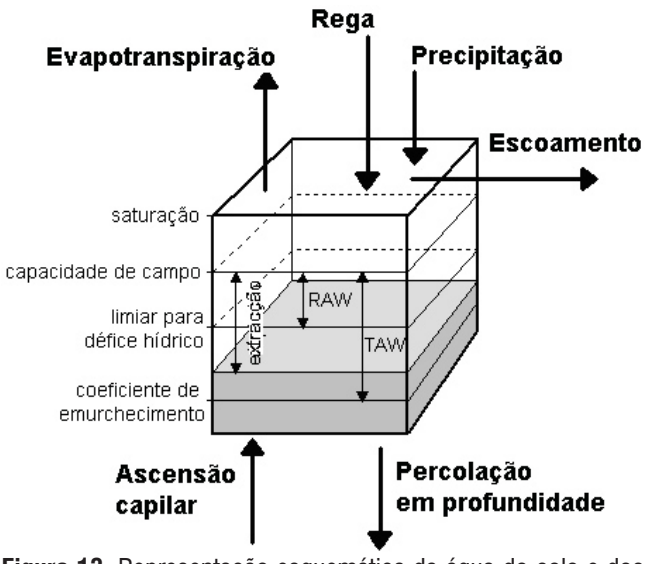


Figura 13. Representação esquemática da água do solo e dos componentes do balanço hídrico do solo

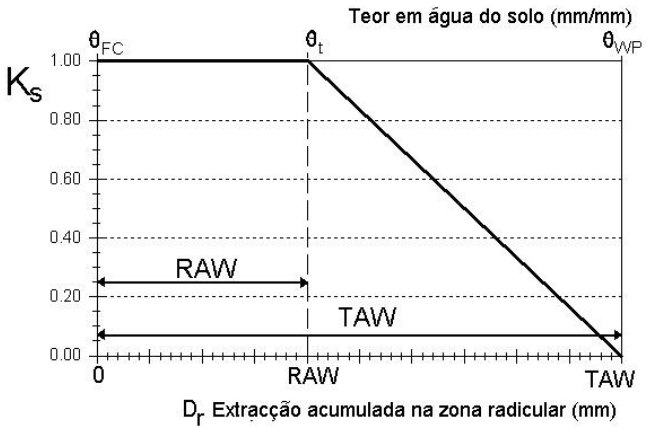


Figura 14. Coeficiente de stress, K_s, em função da depleção de água no solo (D_r) (adaptado de Allen et al. 1998)

$$\left(1 - \frac{Y_a}{Y_m}\right) = K_y\left(1 - \frac{ET_{c\,real}}{ET_c}\right) \qquad (37)$$

em que: K_y é o coeficiente de resposta da produção ao stress hídrico [-], $ET_{c\,real}$ é a evapotranspiração real da cultura [mm], ET_c é a evapotranspiração da cultura em condições ideais (ausência de stress hídrico), também designada potencial ou máxima [mm], Y_a é a produção da cultura quando $ET = ET_{c\,real}$, e Y_m é a produção máxima, correspondente a ET_c. Recombinando os termos da Eq. (37), o coeficiente de stress K_s pode ser expresso por:

$$K_s = 1 - \frac{1}{K_y}\left(1 - \frac{Y_a}{Y_m}\right) \qquad (38)$$

que mostra o efeito da produção relativa (Y_a/Y_m) sobre o K_s através do coeficiente de resposta da produção ao stress hídrico. A Eq. (38) pode ainda ser escrita na forma:

$$K_s = 1 - \frac{RYL}{K_y} \qquad (39)$$

em que: *RYL* é a perda de produção relativa, que permite calcular $ET_{c\,real}$ a partir de ET_c quando se conhece o impacto do stress hídrico na produção final (Pereira et al., 2007):

$$ET_{c\,real} = \left(1 - \frac{RYL}{K_y}\right)ET_c \qquad (40)$$

Valores de K_y variam com as culturas e respectivas variedades conforme a sua sensibilidade ao stress hídrico (Figura 15). Para algumas culturas, tais valores encontram-se tabelados na bibliografia, em particular por Doorenbos e Kassam (1979). Porém, podem ser obtidos por análise de regressão entre ($1\text{-}ET_{c\,real}/ET_c$) e ($1\text{-}Y_a/Y_m$) como se mostra, por exemplo em Popova et al. (2006a). No caso brasileiro, existem dezenas, senão centenas, de trabalhos publicados relacionando produções com as lâminas de irrigação para

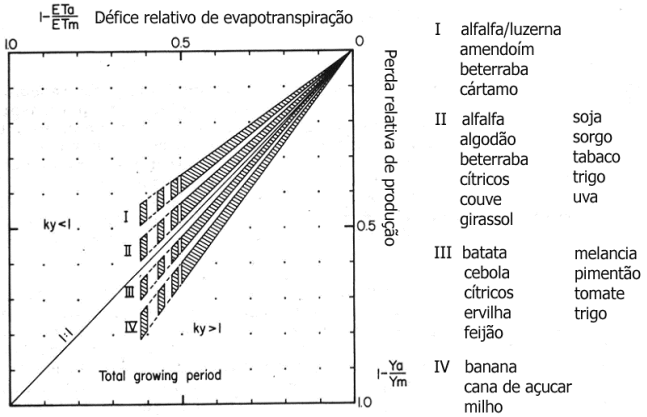


Figura 15. Relação entre perda relativa de produção e défice relativo de evapotranspiração para algumas culturas agrupadas segundo os respetivos coeficiente de resposta da produção ao stress hídrico (K_y) (Doorenbos & Kassam, 1979)

grande variedade de culturas; no entanto, são raros os casos em que os valores de K_y foram calculados. Quando se conheça a transpiração, como acontece quando se utilizem os coeficientes de cultura duais, K_y obtém-se pela regressão entre $(1\text{-}T_{c\ real}/T_c)$ e $(1\text{-}Y_a/Y_m)$, isto é recorrendo aos valores real e potencial da transpiração como mostrado por Paredes et al. (2014).

Coeficiente de stress em função da perda relativa de produção em condições salinas

A salinidade é um dos mais importantes stresses ambientais que reduz a *ET* duma cultura e, consequentemente, a sua produção. A maneira mais fácil de modelar o efeito dos sais sobre a produção das culturas é através de relações lineares empíricas, tais como as apresentadas por Minhas et al. (2006) (Tabela 2 e Figura 16). Este tipo de modelação tem o problema de não poder ser transposto para outras situações climáticas e culturais.

Rhoades et al. (1992) e Hoffman & Shalhevet (2007) apresentam uma forma mais geral de relacionar a produção relativa com a salinidade, com a forma:

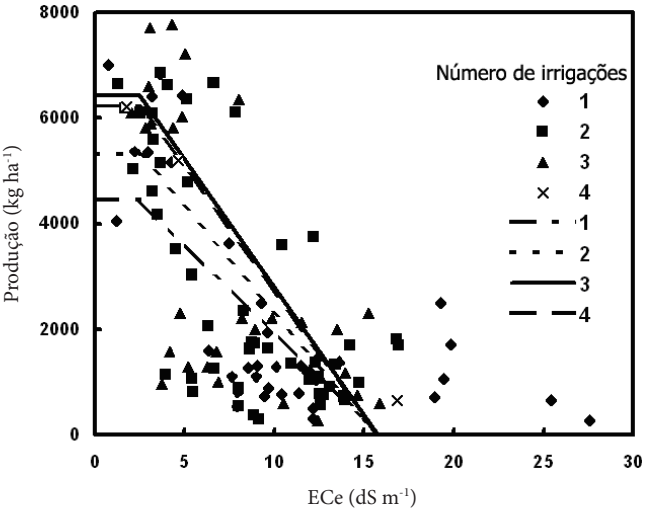
$$\frac{Y_a}{Y_m} = 1 - \left(EC_e - EC_{e\ limiar}\right)\frac{b}{100} \qquad (41)$$

em que: Y_a é a produção real [kg/ha], Y_m é a produção máxima, quando $EC_e < EC_{e\ limiar}$, EC_e é a condutividade elétrica

Tabela 2. Funções produção-salinidade do solo para trigo em função do número de irrigações (Minhas et al., 2006)

Número de irrigações	Funções*	Nível de salinidade que anula a produção (dS m^{-1})
1	$Y = 3.62 - 0.222\ (EC_e - 3.62)$	21.0
2	$Y = 3.58 - 0.382\ (EC_e - 6.57)$	15.4
3	$Y = 6.02 - 0.438\ (EC_e - 1.98)$	15.7
4	$Y = 5.20 - 0.372\ (EC_e - 4.59)$	18.6

* Y é a produção em ton ha^{-1} e EC_e é a condutividade elétrica (dS m^{-1}) do extrato saturado de solo extraído na camada superficial do solo, até 0.3 m de profundidade.



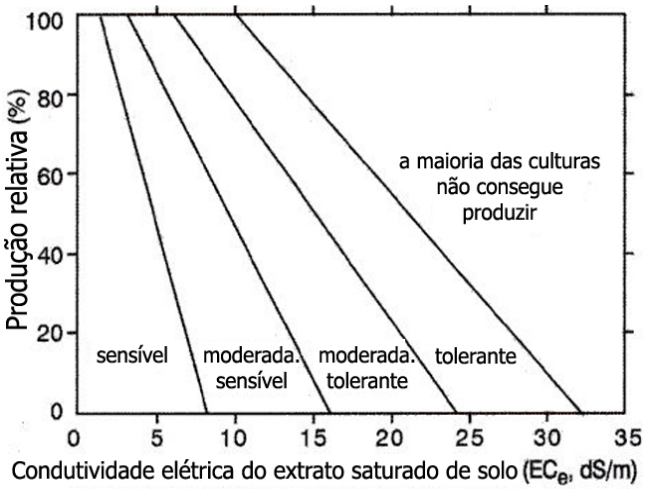
Fonte: Minhas et al. (2006)

Figura 16. Efeitos da salinidade do solo a 30 cm de profundidade sobre a produção de trigo com 1, 2, 3 e 4 irrigações

do extrato saturado na zona radicular [dS m^{-1}], $EC_{e\ limiar}$ é o valor limiar da condutividade elétrica do extrato saturado do solo na zona radicular a partir do qual a produção decresce abaixo de Y_m [dS m^{-1}], e b é a taxa de redução da produção por unidade de acréscimo de EC_e [%/(dS m^{-1})]. Valores de $EC_{e\ limiar}$ e b encontram-se tabelados em Rhoades et al. (1992), Allen et al. (1998) e Hoffman & Shalhevet (2007) relativamente às principais culturas. Em geral, as culturas são agrupadas segundo a sua sensibilidade aos sais (Figura 17).

Assim, o efeito combinado do stress hídrico e da salinidade pode ser descrito por (Pereira et al., 2007):

$$1 - \frac{Y_a}{Y_m} = \left[\left(EC_e - EC_{e\ limiar}\right)\frac{b}{100}\right]\left[K_y\left(1 - \frac{ET_{c\ real}}{ET_m}\right)\right] \qquad (42)$$



Fonte: Hoffman & Shalhevet (2007)

Figura 17. Classificação das culturas segundo a sua sensibilidade aos sais expressa em termos do limiar $EC_{e\ limiar}$ da condutividade elétrica do extrato saturado do solo na zona radicular a partir do qual a produção decresce [dS m^{-1}], e da taxa b de redução da produção por unidade de acréscimo de EC_e [%/(dS m^{-1})]

Considerando as Eqs. (34) e (41), pode dar-se à Eq. (42) a forma

$$K_s = \left[1 - \frac{b}{K_y 100}\left(EC_e - EC_{e\ limiar}\right)\right]\left(\frac{TAW - D_r}{TAW - RAW}\right) \quad (43)$$

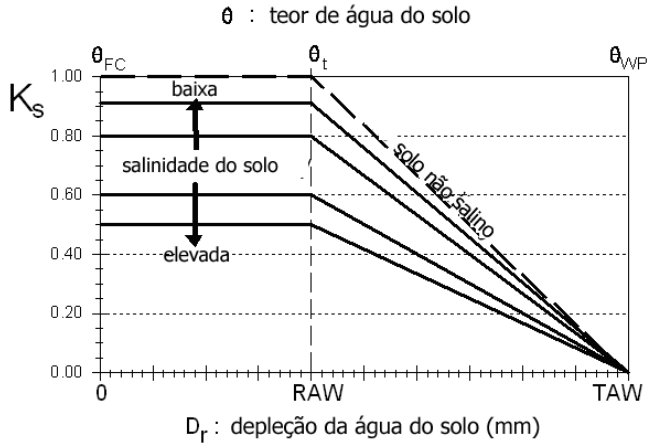
que estima o valor de $K_s < 1$ quando $EC_{e\ limiar}$ ou o limite de humidade no solo (indicado por *RAW*) são atingidos, como se exprime na Figura 18.

Quando não se refiram a observações para uma maior gama de valores, as Eqs. (38) a (43) são utilizáveis apenas enquanto *RYL* não exceder 50%, uma vez que este é o valor geralmente assumido como limite para a validade da equação água-produção (Eq. 38) tal como reproduzida por Doorenbos & Kassam (1979). Desta forma, assume-se também que uma cultura não será efectuada num solo salino se conduzir a uma produção relativa Y_a/Y_m inferior a 0.50.

Naturalmente, a salinidade do solo diminui a disponibilidade da água existente no solo para uso pelas culturas devido ao aumento do potencial com que a água aí é retida devido à ação conjunta do potencial mátrico e do potencial osmótico. No entanto, este efeito varia com a sensibilidade das culturas à salinidade. Assim, considerando que a salinidade afeta as propriedades hidráulicas e as constantes hídricas do solo, em particular aumentando o teor de água no ponto de murcha permanente θ_{WP}, uma vez que as raízes das plantas, para conseguir absorver água do solo, têm que vencer não só o potencial mátrico mas também o potencial osmótico (Beltrão & Ben Asher, 1997), utiliza-se com sucesso o ajustamento seguinte (Pereira et al., 2007, 2014; Rosa et al., 2016):

$$\theta_{WP\ salt} = \theta_{WP} + \frac{b}{100}\left(\frac{EC_e - EC_{e\ limiar}}{10}\right)\left(\theta_{FC} - \theta_{WP}\right) \quad (44)$$

em que: θ_{WP} é o teor de humidade do solo no ponto de murcha permanente em condições não salinas [mm/mm], θ_{FC} é o teor de humidade do solo à capacidade de campo [mm/mm], e



Fonte: Allen et al. (1998)

Figura 18. Relações entre o coeficiente de stress K_s e o teor de água do solo para vários graus de salinidade do solo

$\theta_{WP\ salt}$ é o teor de humidade do solo no ponto de murcha permanente [mm/mm] em presença de sais. Por seu turno, resulta também alterado *TAW*:

$$TAW_{salt} = \left(\theta_{FC} - \theta_{WPsalt}\right)10Z_r \quad (45)$$

em que: TAW_{salt} é o valor da reserva de água utilizável do solo corrigida [mm] e Z_r é a profundidade da zona radical [m].

No caso de se utilizar a Eq. (33), o parâmetro *p* deverá também ser ajustado (Pereira et al., 2007, 2014; Rosa et al., 2016) através de:

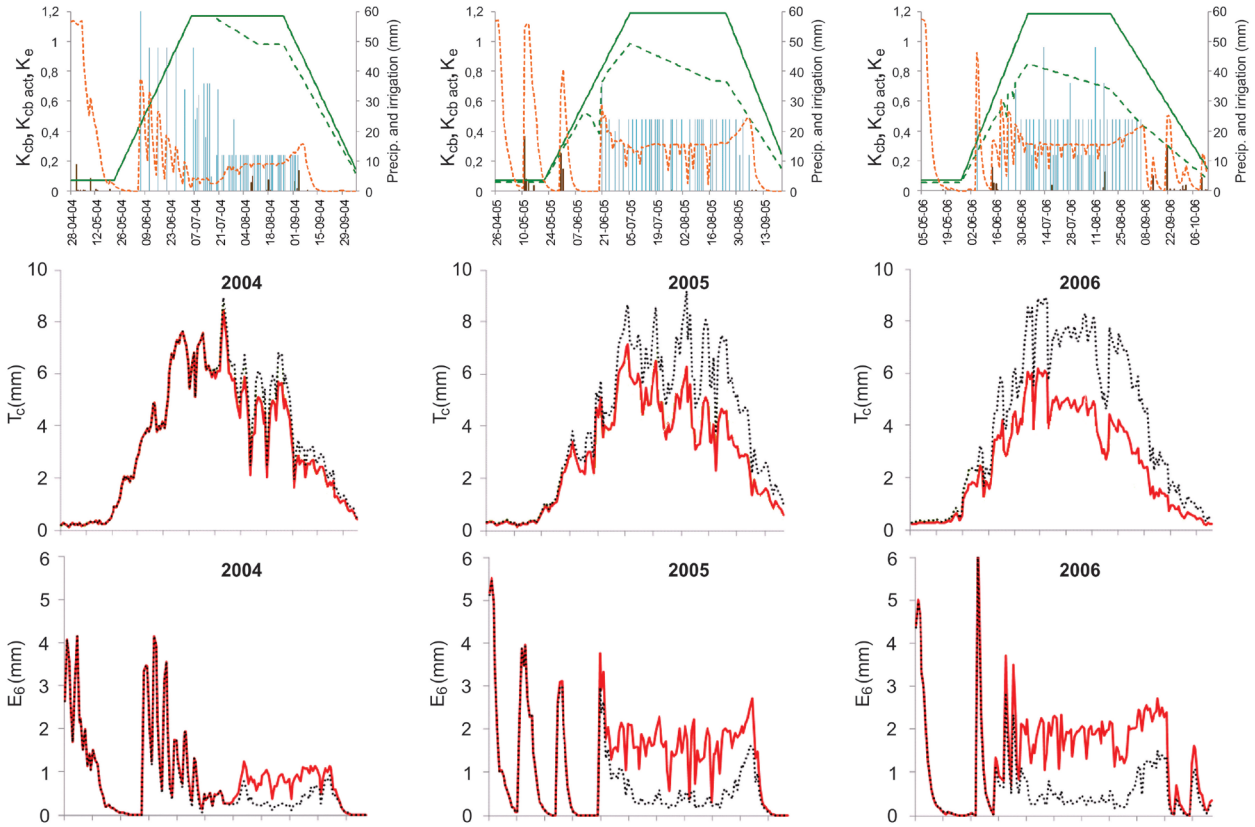
$$p_{cor} = p - b\left(EC_e - EC_{e\ limiar}\right)p \quad (46)$$

Esta equação mostra que *p* diminui quando EC_e ultrapassa o $EC_{e\ limiar}$, dependendo essa diminuição da sensibilidade da cultura aos sais (através de *b*).

A Figura 19 mostra os resultados obtidos para os coeficientes culturais duais na calibração e validação do modelo SIMDualKc para milho regado com água salina quando o modelo inclui as correções dos efeitos de salinidade na transpiração das plantas (Eqs. (43) a (46)) (Rosa et al., 2016). Os coeficientes $K_{cb\ real}$ relativos à transpiração real mostram desviar-se dos K_{cb} potenciais devido aos efeitos da salinidade sobre a transpiração das culturas. Quando comparando os anos sucessivos de 2004 a 2006, a Figura mostra igualmente os efeitos acumulados da salinidade sobre $K_{cb\ real,}$ que se desvia sempre mais do seu valor potencial quando a irrigação com águas salinas é feita em anos sucessivos no mesmo solo. Tal efeito representa um desvio progressivamente maior entre a transpiração potencial e real (figuras do meio). Consequentemente a cultura desenvolve-se menos, oferecendo assim menor cobertura do solo pelo que mais energia solar é recebida a este nível, originando um aumento progressivo da evaporação da água do solo real entre 2004 e 2006 (figuras inferiores).

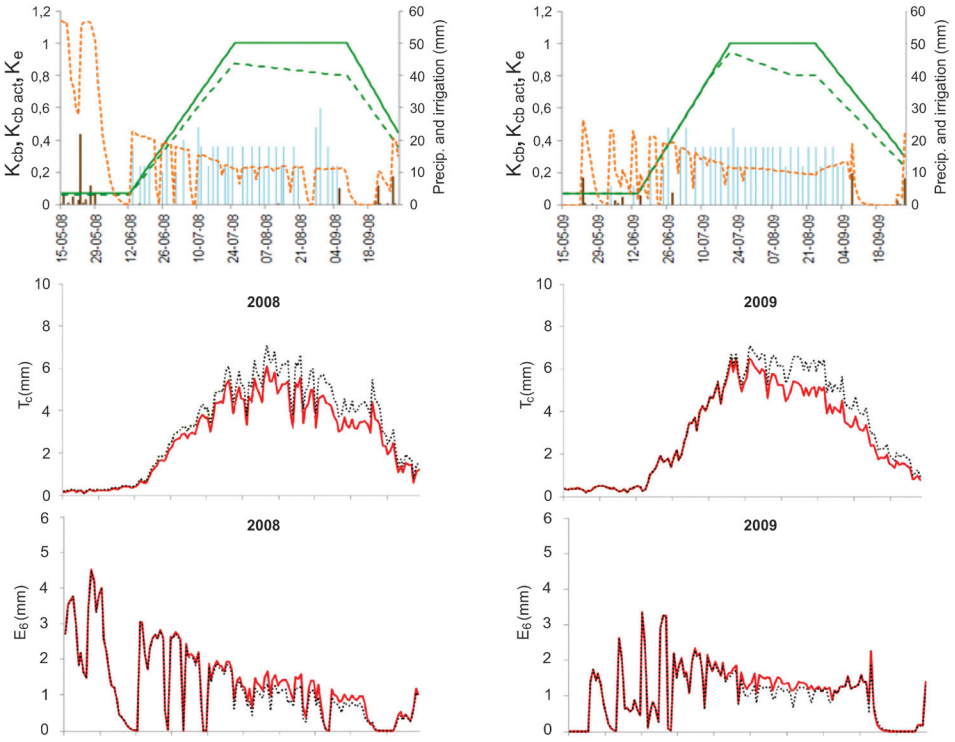
A Figura 20 mostra idênticos resultados para o sorgo açucareiro. Porém, como o sorgo é uma cultura tolerante à salinidade, os desvios do $K_{cb\ real}$ relativamente ao K_{cb} potencial são menores e não se agravam entre 2008 e 2009. A figura central mostra a diminuição da transpiração real relativamente à potencial, particularmente durante o período intermédio. Naturalmente, a evaporação do solo resulta maior do que a que se verificou para condições de cultivo sem stress (figuras inferiores).

Comparando as Figuras 19 e 20 pode observar-se a diferença de comportamento entre o milho e o sorgo, o primeiro altamente suscetível ao stress salino enquanto o segundo é razoavelmente tolerante à salinidade. Estes resultados denotam a importância do stress salino sobre a transpiração, fortemente afetada, o que induz efeitos negativos sobre o crescimento da cultura, com a consequente menor cobertura do solo e condições mais favoráveis para a evaporação do solo. A importância da partição da *ET* através dos coeficientes culturais duais reflete-se na possibilidade de



Adaptado de Rosa et al. (2016)

Figura 19. Valores de $K_{cb\ pot}$ (——), $K_{cb\ real}$ (- - - - -), K_e (·····), precipitação (▬), e irrigação (▬) da cultura do milho usando águas salinas durante as épocas de cultivo de 2004 a 2006, bem como os fluxos de transpiração (T_c) e evaporação do solo (E_s) diários potenciais (.....) e reais (——) estimados pelo modelo SIMDualKc com as correções para a salinidade



Adaptado de Rosa et al. (2016)

Figura 20. Valores de $K_{cb\ pot}$ (——), $K_{cb\ real}$ (- - - - -), K_e (·····), precipitação (▬), e irrigação (▬) da cultura do sorgo usando águas salinas durante as épocas de cultivo de 2008 a 2009, bem como os fluxos de transpiração (T_c) e evaporação do solo (E_s) diários potenciais (.....) e reais (——) estimados pelo modelo SIMDualKc com as correções para a salinidade

perceber o contexto de diminuição da evapotranspiração: a salinidade afeta efetivamente a transpiração das culturas e o seu desenvolvimento pelo que aumentam concomitantemente as perdas de água do solo por evaporação.

Literatura Citada

Allen, R. G. Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. Journal of Hydrology, v.229, p.27- 41, 2000.

Allen, R. G.; Pereira, L. S. Estimating crop coefficients from fraction of ground cover and height. Irrigation Science, v.28, p.17-34, 2009.

Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. 300p. FAO Irrigation and Drainage Paper 56

Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Smith, M.; Raes, D.; Wright, J. L. FAO-56 dual crop coefficient method for estimating evaporation from soil and application extensions. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v.131, p.2-13, 2005a.

Allen, R. G.; Pruitt, W. O.; Businger, J. A.; Fritschen, L. J.; Jensen, M. E.; Quinn, F.H. Evaporation and transpiration. In: Wooton, T. P.; Cecilio, C. B.; Fowler, L.; Hui, S. L. (ed.) Hydrology Handbook 2. ed., New York: ASCE, 1996, p.125-252.

Allen, R. G.; Pruitt, W. O.; Raes, D.; Smith, M.; Pereira, L. S. Estimating evaporation from bare soil and the crop coefficient for the initial period using common soils information. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v.131, p.14-23, 2005b.

Allen, R. G.; Pruitt, W. O.; Wright, J. L.; Howell, T. A.; Ventura, F.; Snyder, R.; Itenfisu, D.; Steduto, P.; Berengena, J.; Yrisarry, J. B.; Smith, M.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Perrier, A.; Alves, I.; Walter, I.; Elliott, R. A recommendation on standardized surface resistance for hourly calculation of reference ETo by the FAO56 Penman-Monteith method. Agricultural Water Management, v.81, p.1-22, 2006.

Allen, R. G.; Wright, J. L.; Pruitt, W. O.; Pereira, L. S.; Jensen, M. E. Water requirements. In: Hoffman, G. L.; Evans, R. G.; Jensen, M. E.; Martin, D. L.; Elliot, R. L. (ed.) Design and operation of farm irrigation systems. 2. ed., St. Joseph: ASABE, 2007. p.208-288.

Azevedo, P. V.; Silva, B. B. da; Silva, V. P. R. da. Water requirements of irrigated mango orchards in northeast Brazil. Agricultural Water Management, v.58, p.241-254, 2003.

Beltrão, J.; Ben Asher, J. The effect of salinity on corn yield using the CERES-maize model. Irrigation and Drainage Systems, v.11, p.15–28, 1997.

Cai, J. B.; Liu, Y.; Lei, T. W.; Pereira, L. S. Estimating reference evapotranspiration with the FAO Penman- Monteith equation using daily weather forecast messages. Agricultural and Forest Meteorology, v.145, p.22–35, 2007.

Doorenbos, J.; Kassam, A. H. Yield response to water. Rome: FAO, 1979, 193p. FAO Irrigation and Drainage Paper 33

Girona, J.; Gelly, M.; Mata, M.; Arbones, A.; Rufat, J.; Marsal, J. Peach tree response to single and combined deficit irrigation regimes in deep soils. Agricultural Water Management, v.72, p.97-108, 2005.

Gondim, S. R.; Maia, A. H.; Castro, M. A. H. de; Evangelista, S. R. M.; Fuck Jr., S.C.F. Impactos das mudanças climáticas sobre a evapotranspiração de referência. In: Pereira, L.S.; Victoria, F. R. B.; Paredes, P.; Garcia, M.; Palacios, E.; Torrecillas, A. (ed.) Tecnologias para o uso sustentável da água em regadio. Lisboa: Edições Colibri e CEER, 2010, p.168-171 + CD Rom 8.3.

Hoffman, G. J.; Shalhevet, J. Controlling salinity. In: Hoffman, G. J.; Evans, R. G.; Jensen, M. E.; Martin, D. L.; Elliot, R. L. (ed.) Design and operation of farm irrigation systems. 2.ed. St. Joseph: ASABE, 2007, p.160-207.

Howell, T. A.; Evett, R.; Tolk, J. A.; Schneider, A. D. Evapotranspiration of full-, deficit-irrigated, and dryland cotton on the Northern Texas High Plains. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v.130, p.277-285, 2004.

Jensen, M. E.; Burman, R. D.; Allen, R.G. (ed.) Evapotranspiration and irrigation water requirements. ASCE Manual No. 70. New York: American Society of Civil Engineering, 1990, 332p.

Johnson, R. S.; Williams, L. E.; Ayars, J. E.; Trout, T. J. Weighing lysimeters aid study of water relations in tree and vine crops. California Agriculture, v.59, p.133-136, 2005.

Liu, Y.; Fernando, R. M. Irrigation scheduling. In: Pereira, L. S.; Musy, A.; Liang, R. J.; Hann, M. (ed.) Water and soil management for sustainable agriculture in the North China Plain. Lisbon: ISA, 1998, p.167-234.

Martins, J. D.; Rodrigues, G. C.; Paredes, P.; Carlesso, R.; Oliveira, Z. B.; Knies, A. E.; Petry, M. T.; Pereira, L. S. Dual crop coefficients for maize in southern Brazil: Model testing for sprinkler and drip irrigation and mulched soil. Biosystems Engineering, v.115, p.291–310, 2013.

Minhas, P. S.; Tyagi, N. K.; Gupta, S. K.; Dong, K. L.; Cai, L.G.; Pereira, L.S. Assessing drainage water reuse options in Bojili irrigation district, Shandong. Irrigation and Drainage, v.55, p.463–477, 2006.

Monteith, J. L. Evaporation and the environment. In: The state and movement of water in living organisms. In: Symposia of the Society for Experimental Biology, 19. Swansea, Cambridge: University Press, 1965, p.205–234.

Monteith, J. L.; Unsworth, M. H. Principles of environmental physics. 2. ed. London: Edward Arnold, 1990, 291p.

Paço, T. A.; Ferreira, M. I.; Conceição, N. Peach orchard evapotranspiration in a sandy soil: Comparison between eddy covariance measurements and estimates by the FAO56 approach. Agricultural Water Management, v.85, p.305-313, 2006.

Paredes, P.; Rodrigues, G. C.; Alves, I.; Pereira, L. S. Partitioning evapotranspiration, yield prediction and economic returns of maize under various irrigation management strategies. Agricultural Water Management, v.135, p.27–39, 2014. Corrigendum in v.141, p.84.

Pastor, M.; Orgaz, F. Los programas de recorte de riego en olivar. Agricultura, v.746, p.768-776, 1994.

Pereira, L. S. Necessidades de água e métodos de rega. Lisboa: Publicações Europa-América, Lisboa, 2004, 313p.

Pereira, L.S.; Alves, I. Crop water requirements, reference module in earth systems and environmental sciences, Elsevier, doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.05129-0, 2013.

Pereira, L. S.; Cai, L. G.; Hann, M. J. Farm water and soil management for improved water use in the North China Plain. Irrigation and Drainage, v.52, p.299-317, 2003.

Pereira, L. S.; Duarte, E.; Fragoso, R. Water use: Recycling and desalination for agriculture. In: van Alfen, N. (ed.) Encyclopedia of agriculture and food systems, v.5, San Diego: Elsevier, 2014, p.407-424.

Pereira, L. S.; Gonçalves, J. M.; Dong, B.; Mao, Z.; Fang, S. X. Assessing basin irrigation and scheduling strategies for saving irrigation water and controlling salinity in the upper Yellow River Basin, China. Agricultural Water Management, v.93**,** p.109-122, 2007.

Pereira, L. S.; Perrier, A.; Allen, R. G.; Alves, I. Evapotranspiration: Concepts and future trends. Journal of Irrigation and Drainage Engineering of ASCE, v.125, p.45–51, 1999.

Perrier, A. Land surface processes: Vegetation. In: Eagleson, P.S. (ed.) Land surface processes in atmospheric general circulation models, 1982, p. 395-448.

Popova, Z.; Eneva, S.; Pereira, L. S. Model validation, crop coefficients and yield response factors for maize irrigation scheduling based on long-term experiments. Biosystems Engineering, v.95, p.139–149, 2006a.

Popova, Z.; Kercheva, M.; Pereira, L. S. Validation of the FAO methodology for computing ETo with missing climatic data. Application to South Bulgaria. Irrigation and Drainage, v.55, p.201-215, 2006b.

Rhoades, J. D.; Kandiah, A.; Mashali, M. The use of saline water for crop production. Rome: FAO, 1992, 133p. FAO Irrigation and Drainage Paper 48

Rosa, R. D.; Paredes, P.; Rodrigues, G. C.; Alves, I.; Allen, R. G.; Pereira, L. S. A software strategy for implementing the dual crop coefficient approach. 1. Theory and model description. Agricultural Water Management, v.103, p.8-24, 2012a.

Rosa, R. D.; Paredes, P.; Rodrigues, G. C.; Fernando, R. M.; Allen, R. G.; Pereira L.S. A software strategy for implementing the dual crop coefficient approach. 2. Model testing. Agricultural Water Management, v.103, p.62-77, 2012b.

Rosa, R**.** D.; Ramos, T. B.; Pereira, L. S. The dual Kc approach to assess maize and sweet sorghum transpiration and soil evaporation under saline conditions. Application of the SIMDualKc model. Agricultural Water Management, v.177, p.77-79, 2016.

Stewart, J. L.; Hanks, R. J.; Danielson, R. E.; Jackson, E. B.; Pruitt, W.O.; Franklin, W.T.; Riley, J. P.; Hagan, R. M. Optimizing crop production through control of water and salinity levels in the soil. Logan: Utah Water Research Laboratory Report PRWG151-1, Utah State University, 1977, 191p.

Testi, L.; Villalobos, F. J.; Orgaz, F. Evapotranspiration of a young irrigated olive orchard in Southern Spain. Agricultural and Forest Meteorology, v.121, p.1-18, 2004.

Todorovic, M.; Karic, B.; Pereira, L. S. Reference evapotranspiration estimate with limited weather data across a range of Mediterranean climates. Journal of Hydrology, v.481, p.166-176, 2013.

Villalobos, F. J.; Orgaz, F.; Testi, L.; Fereres, E. Measurement and modeling of evapotranspiration of olive orchards. European Journal of Agronomy, v.13, p.155-163, 2000.

Anexo 1. Coeficientes de cultura médios, K_c, e de base, K_{cb}, para culturas com bom manejo em clima sub-húmido para uso com a ET_o FAO-PM (Fontes: Allen et al., 1998, 2007; Allen & Pereira, 2009)

Culturas	$K_{c\ ini}$[1]	$K_{c\ mid}$	$K_{c\ end}$	$K_{cb\ ini}$	$K_{cb\ mid}$	$K_{cb\ end}$
a. Hortícolas de pequeno porte	0.7	1.05	0.95	0.15	0.95	0.85
Brócolos		1.05	0.95		0.95	0.85
Couve de Bruxelas		1.05	0.95		0.95	0.85
Couve comum		1.05	0.95		0.95	0.85
Cenouras		1.05	0.95		0.95	0.85
Couve-flor		1.05	0.95		0.95	0.85
Aipo		1.05	1.00		0.95	0.90
Alho		1.00	0.70		0.90	0.60
Alface		1.00	0.95		0.90	0.90
Cebola - seca		1.05	0.75		0.95	0.65
- verde		1.00	1.00		0.90	0.90
- semente		1.05	0.80		1.05	0.70
Espinafres		1.00	0.95		0.90	0.85
Rabanetes		0.90	0.85		0.85	0.75
b. Hortícolas - Solanáceas	0.6	1.15	0.80	0.15	1.10	0.70
Beringela		1.05	0.90		1.00	0.80
Pimentão (fresco)		1.05[2]	0.90		1.00[2]	0.80
Tomate		1.15[2]	0.70-0.90		1.10[2]	0.60-0.80
c. Hortícolas - Cucurbitáceas	0.5	1.00	0.80	0.15	0.95	0.70
Meloa	0.5	0.85	0.60		0.75	0.50
Pepino (fresco)	0.6	1.00[2]	0.75		0.95[2]	0.70
Pepino (colheita mecânica)	0.5	1.00	0.90		0.95	0.80
Abóbora de Inverno		1.00	0.80		0.95	0.70
Abóbora de mesa		0.95	0.75		0.90	0.70
Melão		1.05	0.75		1.00	0.70
Melancia	0.4	1.00	0.75		0.95	0.70
d. Hortícolas tuberosas	0.5	1.10	0.95	0.15	1.00	0.85
Beterraba de mesa		1.05	0.95		0.95	0.85
Mandioca - 1ºano	0.3	0.80[3]	0.30		0.70[3]	0.20
Mandioca - 2ºano	0.3	1.10	0.50		1.00	0.45
Pastinaga	0.5	1.05	0.95		0.95	0.85
Batata		1.15	0.75[4]		1.10	0.65[4]
Batata doce		1.15	0.65		1.10	0.55
Nabo		1.10	0.95		1.00	0.85
Beterraba açucareira	0.35	1.20	0.70[5]		1.15	0.50[5]
e. Leguminosas	0.4	1.15	0.55	0.15	1.10	0.50
Feijão verde	0.5	1.05[2]	0.90		1.00[2]	0.80
Feijão (seco)	0.4	1.15[2]	0.35		1.10[2]	0.25
Feijão carrapato		1.00	0.35		0.95	0.25
Fava - verde	0.5	1.15[2]	1.10		1.10[2]	1.05
- seca	0.5	1.15[2]	0.30		1.10[2]	0.20
Grão de bico	0.4	1.15	0.35		1.05	0.25
Feijão frade (caupi)		1.05	0.60-0.35[6]		1.00	0.55-0.25[6]
Amendoim		1.15	0.60		1.10	0.50
Lentilha		1.10	0.30		1.05	0.20
Ervilha - verde	0.5	1.15[2]	1.10		1.10[2]	1.05
- seca		1.15	0.30		1.10	0.20
Soja		1.15	0.50		1.10	0.30
f. Hortícolas perenes (com dormência invernal e solo inicialmente nu ou com mulch)	0.5	1.00	0.80			
Alcachofras	0.5	1.00	0.95	0.15	0.95	0.90
Espargos	0.5	0.95[7]	0.30	0.15	0.90[7]	0.20
Hortelã pimenta	0.60	1.15	1.10	0.40	1.10	1.05
Morangos	0.40	0.85	0.75	0.30	0.80	0.70
g. Fibras	0.35			0.15		
Algodão		1.15-1.20	0.70-0.50		1.10-1.15	0.50-0.40
Linho		1.10	0.25		1.05	0.20
Sisal[8]		0.4-0.7	0.4-0.7		0.4-0.7	0.4-0.7
h. Oleaginosas	0.35	1.15	0.35	0.15	1.10	0.25
Rícino		1.15	0.55		1.10	0.45
Colza		1.0-1.15[9]	0.35		0.95-1.10[9]	0.25
Cártamo		1.0-1.15[9]	0.25		0.95-1.10[9]	0.20
Sésamo		1.10	0.25		1.05	0.20
Girassol		1.0-1.15[9]	0.35		0.95-1.10[9]	0.25

Continua na próxima página

Continuação do Anexo 1

Culturas	$K_{c\ ini}$[1]	$K_{c\ mid}$	$K_{c\ end}$	$K_{cb\ ini}$	$K_{cb\ mid}$	$K_{cb\ end}$
i. Cereais	0.3	1.15	0.4	0.15	1.10	0.25
Cevada		1.15	0.25		1.10	0.15
Aveia		1.15	0.25		1.10	0.15
Trigo		1.15	0.25-0.4[10]		1.10	0.15-0.3[10]
Trigo de Inverno - com solo gelado	0.4	1.15	0.25-0.4[10]	0.15-0.5[11]	1.10	0.15-0.3[10]
- sem solo gelado	0.7	1.15	0.25-0.4[10]			
Milho (grão)		1.20[12]	0.60,0.35[13]	0.15	1.15[12]	0.50,0.15[13]
Milho doce[13]		1.15[12]	1.05[14]		1.10[12]	1.00[14]
Milho painço		1.00	0.30		0.95	0.20
Sorgo - grão		1.00-1.10	0.55		0.95-1.05	0.35
- açucareiro		1.20	1.05		1.15	1.00
Arroz	1.05	1.05-1.20[15]	0.90-0.60	1.00	1.00-1.15[15]	0.70-0.45
j. Forragens e gramados						
Alfalfa (feno) - media dos cortes	0.40	0.95[16]	0.90			
- períodos de cada corte	0.40[17]	1.20[17]	1.15[17]	0.30[17]	1.15[17]	1.10[17]
- para semente	0.40	0.50	0.50	0.30	0.45	0.45
Erva da Bermuda (feno) - media dos cortes	0.55	1.00[16]	0.85	0.50	0.95[18]	0.80
- corte de primavera, semente	0.35	0.90	0.65	0.15	0.85	0.60
Trevo e bersim (feno) - media dos cortes	0.40	0.90[16]	0.85			
- períodos de cada corte	0.40[17]	1.15[17]	1.10[17]	0.30[17]	1.10[17]	1.05[17]
Gramíneas (rye grass) (feno) - media dos cortes	0.95	1.05	1.00	0.85	1.00[18]	0.95
Erva do Sudão (feno) - média dos cortes (anual)	0.50	0.90[17]	0.85			
- períodos de cada corte	0.50[17]	1.15[17]	1.10[17]	0.30[17]	1.10[17]	1.05[17]
Pastagem com pastoreio em rotação	0.40	0.85-1.05	0.85	0.30	0.80-1.00	0.80
Pastagem com pastoreio extensivo	0.30	0.75	0.75	0.30	0.70	0.70
Gramínea perene[19]	0.20	1.05	0.20	0.15	1.00	0.10
Gramados - climas temperados[20]	0.90	0.90	0.90	0.80	0.85	0.85
- climas quentes[20]	0.85	0.90	0.90	0.75	0.80	0.80
k. Cana de açucar	0.40	1.25	0.75	0.15	1.20	0.70
l. Frutos Tropicais						
Banana - 1º ano	0.50	1.10	1.00	0.15	1.05	0.90
- 2º ano	1.00	1.20	1.10	0.60	1.10	1.05
Cacau	1.00	1.05	1.05	0.90	1.00	1.00
Café - solo nu/sem vegetação activa	0.90	0.95	0.95	0.80	0.90	0.90
- solo com vegetação activa	1.05	1.10	1.10	1.00	1.05	1.05
Palmeiras (incluindo tamareiras)[21]						
- solo s/ veget. activa - densidade alta (f_{ceff} = 0.7)[22]	0.90	0.95	0.95	0.80	0.85	0.85
- solo s/ veget. activa - densid. média (f_{ceff} = 0.5)	0.80	0.80	0.80	0.70	0.70	0.70
- solo s/ veget. activa - densid. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.50	0.55	0.55	0.40	0.45	0.45
- solo s/ veget. activa - densid. m. baixa (f_{ceff} = 0.1)	0.35	0.35	0.35	0.25	0.25	0.25
- solo c/ veget. activa[31] - densidade alta (f_{ceff} = 0.7)	0.95	0.95	0.95	0.85	0.90	0.90
- solo c/ veget. activa - densid. média (f_{ceff} = 0.5)	0.90	0.90	0.90	0.80	0.85	0.85
- solo c/ veget. activa - densid. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.85	0.85	0.85	0.75	0.80	0.80
- solo c/ veget. activa - densid. m. baixa (f_{ceff} = 0.1)	0.80	0.80	0.80	0.70	0.75	0.75
Abacaxi[23] - solo nu	0.50	0.30	0.30	0.15	0.25	0.25
- solo com vegetação	0.50	0.50	0.50	0.30	0.45	0.45
Árvores de Borracha	0.95	1.00	1.00	0.85	0.90	0.90
Chá - não sombreado	0.95	1.00	1.00	0.90	0.95	0.90
- sombreado[24]	1.10	1.15	1.15	1.00	1.10	1.05
m. Uvas e Bagas						
Bagas (arbustos)	0.30	1.05	0.50	0.20	1.00	0.40
Uvas de mesa[21]						
- solo não vegetado - densidade alta (f_{ceff} = 0.7)[25]	0.29	1.09	0.87[27]	0.19	1.04	0.82[27]
- solo não vegetado - densid. média (f_{ceff} = 0.5)[22]	0.29	0.95	0.76[27]	0.19	0.90	0.71[27]
- solo não vegetado - densid. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.27	0.58	0.48[27]	0.17	0.53	0.43[27]
Uvas p/ vinho						
- solo não vegetado - densidade alta (f_{ceff} = 0.7)	0.30	0.75[23]	0.60[26, 27]	0.20	0.70[27]	0.55[26, 27]
- solo não vegetado - densid. média (f_{ceff} = 0.5)[22]	0.30	0.70[23]	0.55[26, 27]	0.20	0.65[26]	0.50[26, 27]
- solo não vegetado - densid. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.30	0.45[23]	0.40[26, 27]	0.25	0.40[26]	0.30[26, 27]
Lúpulo	0.3	1.05	0.85	0.15	1.00	0.80
n. Fruteiras						
Amendoa[21]						
- solo não vegetado - densidade alta (f_{ceff} = 0.7)	0.40	1.00	0.70[27]	0.20	0.95	0.65[27]

Continua na próxima página

Continuação do Anexo 1

Culturas	$K_{c\ ini}$[1]	$K_{c\ mid}$	$K_{c\ end}$	$K_{cb\ ini}$	$K_{cb\ mid}$	$K_{cb\ end}$
- solo não vegetado - densid. média (f_{ceff} = 0.5)[22]	0.40	0.85	0.60[27]	0.20	0.80	0.55[27]
- solo não vegetado -densid. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.35	0.50	0.40[27]	0.15	0.45	0.35[27]
- solo c/ veget. activa[31] - densidade alta (f_{ceff} = 0.7)	0.85	1.05	0.85[27]	0.75	1.00	0.80[27]
- solo c/ veget. activa - densid. média (f_{ceff} = 0.5)	0.85	1.00	0.85[27]	0.75	0.95	0.80[27]
- solo c/ veget. activa - densid. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.85	0.95	0.85[27]	0.75	0.90	0.80[27]
Pomóideas (maçã, pera)[21]						
- solo não vegetado - densidade alta (f_{ceff} = 0.7)	0.50	1.15	0.80[27]	0.30	1.10	0.75[27]
- solo não vegetado - densid. média (f_{ceff} = 0.5)[22]	0.45	1.05	0.75[27]	0.30	1.00	0.70[27]
- solo não vegetado - densid. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.40	0.70	0.55[27]	0.25	0.65	0.50[27]
- solo veget. activa[31], vernaliz. - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.50	1.20	0.85[27]	0.40	1.15	0.80[27]
- solo veget. activa., vernaliz.-dens. m. (f_{ceff}=0.5)[22]	0.50	1.15	0.85[27]	0.40	1.10	0.80[27]
- solo veget. activa, vernaliz.- dens. b. (f_{ceff} = 0.25)	0.50	1.05	0.85[27]	0.40	1.00	0.80[27]
- solo veget. activa, s/ geada-dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.85	1.20	0.85[27]	0.75	1.15	0.80[27]
- solo veget. activa, s/ geada-dens. m. (f_{ceff} = 0.5)[22]	0.85	1.15	0.85[27]	0.75	1.10	0.80[27]
- act. grnd cov., s/ geada -dens. b. (f_{ceff} = 0.25)	0.85	1.05	0.85[27]	0.75	1.00	0.80[27]
Prunóideas (Alperces, Pêssegos)[21, 28]						
- solo não vegetado - super denso (f_{ceff} = 0.9)[25]	0.50	1.20	0.85[27]	0.30	1.15	0.80[27]
- solo não vegetado - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)[29]	0.50	1.15	0.80[27]	0.30	1.10	0.75[27]
- solo não vegetado - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)[22]	0.45	1.0	0.70[27]	0.25	0.95	0.65[27]
- solo não vegetado -dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)[30]	0.40	0.60	0.45[27]	0.20	0.55	0.40[27]
- solo c/ veget. activa[28], vern.- super denso (f_{ceff} = 0.9)	0.50	1.25	0.85[27]	0.40	1.20	0.80[27]
- solo c/ veget. activa, vern.-dens. alta (f_{ceff} = 0.7)[22]	0.50	1.20	0.85[27]	0.40	1.15	0.80[27]
- solo c/ veget. activa, vern.-dens. m. (f_{ceff} = 0.5)	0.50	1.15	0.85[27]	0.40	1.10	0.80[27]
- solo c/ veget. activa, vern.- dens. b. (f_{ceff} = 0.25)	0.50	1.00	0.85[27]	0.40	0.95	0.80[27]
- solo c/ veget. activa, s/ geada-super denso (f_{ceff} = 0.9)	0.80	1.25	0.85[27]	0.70	1.20	0.80[27]
- solo c/ veget. activa, s/ geada-dens. alta (f_{ceff} = 0.7)[22]	0.80	1.20	0.85[27]	0.70	1.15	0.80[27]
- solo c/ veget. activa, s/ geada-dens. m. (f_{ceff} = 0.5)	0.80	1.15	0.85[27]	0.70	1.10	0.80[27]
- solo c/ veget. activa, s/ geada-dens. b.(f_{ceff} = 0.25)	0.80	1.00	0.85[27]	0.70	0.95	0.80[27]
Abacate[21]						
- solo não vegetado - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.50	1.00	0.90	0.30	0.95	0.85
- solo não vegetado - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)[22]	0.50	0.90	0.80	0.30	0.85	0.80
- solo não vegetado - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.40	0.65	0.60	0.25	0.60	0.50
- solo c/ veget. activa[31] - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.85	1.05	0.95	0.75	1.00	0.90
- solo c/ veget. activa - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.85	1.00	0.95	0.75	0.95	0.90
- solo c/ veget. activa - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.85	0.95	0.90	0.75	0.90	0.85
Citrinos[21]						
- solo não vegetado - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.85	0.80	0.80	0.75	0.75	0.75
- solo não vegetado - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.75	0.70	0.70	0.65	0.65	0.65
- solo não vegetado - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.50	0.45	0.45	0.40	0.40	0.40
- solo c/ veget. activa[31] - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.90	0.85	0.85	0.80	0.80	0.80
- solo c/ veget. activa - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.90	0.85	0.85	0.80	0.80	0.80
- solo c/ veget. activa - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.85	0.85	0.85	0.75	0.80	0.80
Coníferas[32]	1.00	1.00	1.00	0.95	0.95	0.95
n. Fruteiras						
Kiwi	0.40	1.05	1.05	0.20	1.00	1.00
Manga[21]						
- solo não vegetado - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)[33]	0.35	0.90	0.75	0.25	0.85	0.70
- solo não vegetado - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.35	0.75	0.60	0.25	0.70	0.55
- solo não vegetado -dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.30	0.45	0.40	0.20	0.40	0.35
Oliveira[21]						
- solo não vegetado - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)[22, 34]	0.65	0.70	0.60	0.55	0.65	0.55
- solo não vegetado - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)[35]	0.60	0.60	0.55	0.50	0.55	0.50
- solo não vegetado - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)[36]	0.40	0.40	0.35	0.30	0.35	0.30
- solo não vegetado - dens. m. baixa (f_{ceff} = 0.05)[36]	0.30	0.25	0.25	0.20	0.20	0.20
- solo c/ veget. activa[31] - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.80	0.75	0.75	0.70	0.70	0.70
- solo c/ veget. activa - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.80	0.75	0.75	0.70	0.70	0.70
- solo c/ veget. activa - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.80	0.75	0.75	0.70	0.70	0.70
- solo c/ veget. activa - dens. m. baixa (f_{ceff} = 0.05)	0.80	0.75	0.75	0.70	0.70	0.70
Pistáchios[21]						
- solo não vegetado - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.40	1.00	0.70	0.30	0.95	0.65
- solo não vegetado - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.35	0.85	0.60	0.25	0.80	0.55
- solo não vegetado - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.30	0.50	0.40	0.20	0.45	0.35
- solo c/ veget. activa[31] - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.80	1.00	0.75	0.70	0.95	0.70

Continua na próxima página

Continuação do Anexo 1

Culturas	$K_{c\ ini}$[1]	$K_{c\ mid}$	$K_{c\ end}$	$K_{cb\ ini}$	$K_{cb\ mid}$	$K_{cb\ end}$
- solo c/ veget. activa - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.80	1.00	0.75	0.70	0.95	0.70
- solo c/ veget. activa - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.80	0.85	0.75	0.70	0.80	0.70
Nogueiras[21]						
- solo não vegetado - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)[22]	0.50	1.10	0.65[27]	0.40	1.05	0.60[27]
- solo não vegetado - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.45	0.90	0.60[27]	0.35	0.85	0.55[27]
- solo não vegetado - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.35	0.55	0.40[27]	0.25	0.50	0.35[27]
- solo c/ veget. activa[31] - dens. alta (f_{ceff} = 0.7)	0.85	1.15	0.85[27]	0.75	1.10	0.80[27]
- solo c/ veget. activa - dens. med. (f_{ceff} = 0.5)	0.85	1.10	0.85[27]	0.75	1.05	0.80[27]
- solo c/ veget. activa - dens. baixa (f_{ceff} = 0.25)	0.85	0.95	0.85[27]	0.75	0.90	0.80[27]

[1] Estes valores para $K_{c\ ini}$ correspondem a condições típicas de manejo da irrigação e de humedecimento do solo. Se os humedecimentos são mais frequentes seja porque se usa irrigação por aspersão quase diária ou a chuva é quase diária estes valores podem aumentar substancialmente e aproximar-se de 1.0 a 1.2. $K_{c\ ini}$ é função do intervalo entre humedecimentos e da evaporação potencial do solo pelo que deve ser calculado recorrendo aos gráficos da Fig. 23.5 ou usando o $K_{cb\ ini} + K_e$.

[2] Feijão, ervilha, tomate, pimentão, pepinos e outras hortícolas podem ser cultivadas com canas de embarrar com 1.5 a 2 metros de altura. Nestas condições, os valores de K_c devem aumentar para 1.15 no caso de feijão verde, pimentão e pepino, e para 1.20 no caso de tomate, ervilhas ou feijão seco. O valor de h deve ser também aumentado.

[3] Os valores de $K_{c\ mid}$ e $K_{cb\ mid}$ para a mandioca referem-se a condições de conforto hídrico durante a estação das chuvas. Os valores de $K_{c\ end}$ e $K_{cb\ end}$ incluem a dormência durante a estação seca.

[4] Os valores de $K_{c\ end}$ e $K_{cb\ end}$ para batata decrescem para 0.40, 0.35 ou menos quando a colheita se faz com a planta já seca.

[5] Estes valores de $K_{c\ end}$ e $K_{cb\ end}$ correspondem a um manejo sem irrigação no ultimo mês do ciclo vegetativo. Estes valores aumentam até $K_{c\ end}$ = 1.0 e $K_{cb\ end}$ = 0.9 quando ocorre irrigação ou chuva significativa durante este ultimo mês.

[6] O primeiro $K_{c\ end}$ refere-se a produto colhido em fresco e o segundo a colheita em seco.

[7] K_c para espargos mantém o valor do $K_{c\ ini}$ durante a colheita dos brotos dado a cobertura do solo ser esparsa. O $K_{c\ mid}$ é usado para o período em que as plantas voltam a crescer após a colheita dos brotos.

[8] O K_c para o sisal depende da densidade de plantação e do manejo da água (irrigação), como é o caso do manejo intencional de stress hídrico.

[9] Os valores mais baixos referem-se a cultivo em sequeiro e com densidade de plantação menor.

[10] O valor mais elevado refere-se a colheita temporã e manual.

[11] Os dois valores de $K_{cb\ ini}$ para o trigo de inverno correspondem respectivamente a uma cobertura < 10% e ao período de dormência invernal se a vegetação cobre totalmente o solo e o solo não está gelado.

[12] Estes valores de $K_{c\ mid}$ e $K_{cb\ mid}$ para o milho correspondem a cultura saudável, em condições ideais e densidade de pelo menos 50000 plantas/ha. Para densidades de plantação inferiores ou crescimento não uniforme $K_{c\ mid}$ and $K_{cb\ mid}$ podem ser reduzidos de 0.10 a 0.20.

[13] O primeiro $K_{c\ end}$ refere-se a colheita com o grão húmido (necessitando de secagem posterior). O segundo $K_{c\ end}$ é para colheita com grão seco, i.e., com cerca de 18% de humidade.

[14] Quando colhido fresco para consumo humano. Usar o $K_{c\ end}$ para milho grão se o milho doce seca no campo.

[15] O menor $K_{c\ mid}$ é para arrozais densos, uniformes, apresentando baixa rugosidade aerodinâmica (superfíce da canópia regular) e em condições de vento baixo a moderado (< 2 m s-1). O valor mais alto é para vegetação algo esparsa, o que provoca maior rugosidade e menor albedo, cultivada em condições de inundação e de vento mais forte.

[16] Este $K_{c\ mid}$ para forragens para feno é um $K_{c\ mid}$ médio que corresponde ao valor médio dos K_c relativos aos períodos que antecedem e seguem os cortes. Aplica-se a todo o período que vai desde o primeiro período de crescimento até ao ultimo período final.

[17] Estes valores de K_c para forragens para feno correspondem respectivamente aos períodos que seguem imediatamente um corte, de cobertura total, e imediatamente antes do corte. A estação vegetativa é descrita por uma série de períodos de corte.

[18] Este $K_{cb\ mid}$ é um valor médio dos K_{cb} que antecedem e seguem os vários cortes. Aplica-se a todo o período que vai desde o primeiro período de crescimento até ao ultimo período final.

[19] Baseia-se em medições de *ET* no Kansas por Verma et al. (1991) em pasto composto por *Panicum virgatum*, *Andropogon gerardii* e *Sorghastrum nutans*.

[20] Os gramados de clima temperado incluem populações densas de azevém, festuca e "bluegrass". Os gramados de clima quente incluem grama da Bermuda e grama de St. Augustine. Os valores apresentados referem-se a gramados com 0.06 a 0.08 m de altura. Os gramados, especialmente os de clima quente podem ser sujeitos a stress e manter aparência aceitável resultando valores de $K_{c\ real}$ de cerca de 0.8 para gramados de clima temperado e de 0.65 para gramados de clima quente.

[21] Estes valores para $K_{cb\ ini}$, $K_{cb\ mid}$ e $K_{cb\ end}$ foram modelados com recurso ao coeficiente de densidade

[22] Estes valores são semelhantes aos apresentados no FAO-56 (Allen et al., 1998).

[23] Esta planta possui um controlo estomático muito forte, fechando os estomas durante o dia e abrindo-os durante a noite. Resulta que larga fração da ET_c é evaporação do solo. Assim $K_{c\ mid} < K_{c\ ini}$ porque $K_{c\ mid}$ ocorre quando é maxima a cobertura do solo e, portanto, a evaporação do solo diminui. Os valores apresentados correspondem a 50% de cobertura do solo por plástico negro e irrigação por aspersão. Para gota-a-gota, com a tubagem debaixo do mulch de plástico, os K_c's podem ser reduzidos de 0.10.

[24] Inclui as necessidades de água das árvores de sombra.

[25] Estes valores são semelhantes aos apresentados por Johnson et al. (2005).

[26] Estes $K_{c\ mid}$ e $K_{c\ end}$ incluem implicitamente um factor de stress $K_s \approx 0.7$, valor comum em produção vinícola. Na prática, o valor de K_s a aplicar pode variar entre 0.5 e 1.0. Em condições sem stress, os $K_{c\ mid}$ e $K_{c\ end}$ para uvas de vinho pode ser igual ao das uvas de mesa, dependendo da densidade de plantas, idade, poda e condução.

[27] Estes valores de $K_{c\ end}$ correspondem ao K_c antes da queda das folhas. Após a queda de folhas, $K_{c\ end} \approx 0.20$ para um solo nu e seco ou com vegetação morta (resíduos da cobertura do solo) ou $K_{c\ end} \approx 0.50$ a 0.80 no caso de vegetação activa cobrindo o solo.

[28] Refere-se a todas a fruteiras conhecidas como frutos de caroço.

[29] Valores obtidos a partir de Girona et al. (2005).

[30] Valores semelhantes aos referidos por Paço et al. (2006).

[31] Vegetação não activa ou apenas moderadamente activa cobrindo o solo (activa indica verde e em crescimento activo com *LAI* aproximadamente > 2) implica que o K_c deve ser ponderado entre o K_c para condições de solo não vegetado e o K_c para cobertura active do solo, estimando "peso" conforme a cor e o *LAI* da cobertura do solo.

[32] As coníferas exibem forte controlo estomático quando sujeitas a deficit hídrico. O K_c pode facilmente ser inferior aos valores apresentados visto estes se referirem a condições de conforto hídrico em grandes areas florestadas.

[33] Valores obtidos a partir de Azevedo et al. (2003).

[34] Pastor & Orgaz (1994) referem K_c mensais para olivais com $f_c \sim 60\%$ semelhantes aos valores apresentados, excepto que o $K_{c\,mid} = 0.45$, com duração das fases = 30, 90, 60 e 90 dias, respectivamente para os períodos inicial, de desenvolvimento, intermédio e final e usando $K_c = 0.50$ durante o inverno ("off season"), de Dezembro a Fevereiro.

[35] Estes valores são semelhantes aos de Villalobos et al. (2000) quando se usa $f_{c\,eff} \sim 0.3$ a 0.4.

[36] Valores obtidos a partir de Testi et al. (2004).

Anexo 2. Altura máxima (h), profundidade radicular máxima (Z_r) e fração de esgotamento da água do solo em conforto hídrico (p) para diversas culturas (Fonte: Allen et al., 1998)

Cultura	Altura máxima das plantas[1] h (m)	Profundidade radicular máxima[2] Z_r (m)	Fração, p[3]
a. Hortícolas de pequeno porte	0.4		
Cenouras	0.3	0.5-1.0	0.35
Aipo	0.6	0.3-0.5	0.20
Cruciferas (couves)	0.4	0.4-0.6	0.40
Alho	0.3	0.3-0.5	0.30
Alface	0.3	0.3-0.5	0.30
Cebola (seca)	0.4	0.3-0.6	0.30
Cebola (verde)	0.3	0.3-0.6	0.30
Espinafres	0.3	0.3-0.5	0.20
Rabanetes	0.3	0.3-0.5	0.30
b. Hortícolas tuberosas	0.5		
Beterraba de mesa	0.4	0.6-0.1	0.50
Mandioca 1ºano	1.0	0.5-0.8	0.60
Mandioca 2ºano	1.5	0.7-1.0	0.60
Pastinaca	0.4	0.5-1.0	0.40
Nabo	0.6	0.5-1.0	0.50
Beterraba açucareira	0.5	0.7-1.2	0.55
c. Leguminosas	0.5		
Feijão verde	0.4	0.5-0.7	0.45
Feijão (seco)	0.4	0.6-0.9	0.45
Feijão carrapato	0.5	0.6-0.9	0.45
Feijão frade (caupi)	0.4	0.6-1.0	0.50
Grão de bico	0.4	0.6-1.0	0.50
Amendoim	0.4	0.5-1.0	0.50
Lentilha	0.5	0.6-0.8	0.50
Ervilha verde	0.5	0.6-1.0	0.35
Ervilha seca	0.5	0.6-1.0	0.40
Soja	0.5-1	0.6-1.3	0.50
Fava verde	0.8	0.5-0.7	0.45
Fava seca	0.8	0.5-0.7	0.50
d. Solanáceas	0.8		
Beringela	0.8	0.7-1.2	0.45
Pimentão (fresco)	0.7	0.5-1.0	0.30
Batata	0.6	0.4-0.6	0.35
Batata doce	0.5	1.0-1.5	0.65
Tomate	0.6	0.7-1.5	0.40
e. Cucurbitáceas	0.4		
Meloa	0.3	0.9-1.5	0.45
Pepino (fresco)	0.3	0.7-1.2	0.50
Pepino (colheita mecânica)	0.3	0.7-1.2	0.50
Melão	0.4	0.8-1.5	0.40
Abóbora de Inverno	0.4	1.0-1.5	0.35
Abóbora de mesa	0.3	0.6-1.0	0.50
Melancia	0.4	0.8-1.5	0.40

Continua na próxima página

Continuação do Anexo 2

Cultura	Altura máxima das plantas[1] h (m)	Profundidade radicular máxima[2] Z_r (m)	Fração, p[3]
f. Fruteiras e culturas tropicais			
Banana, 1º ano	3	0.5-0.9	0.35
Banana, 2º ano	4	0.5-0.9	0.35
Ananás (solo nu)	0.6-1.2	0.3-0.6	0.50
Ananás (solo com vegetação)	0.6-1.2	0.3-0.6	0.50
Tamareiras	8	1.5-2.5	0.50
Palmeiras	8	0.7-1.0	0.65
Cacau	3	0.7-1.0	0.30
Café (solo nu)	2-3	0.9-1.5	0.40
Café (solo com vegetação)	2-4		
Árvores de Borracha	10	1.0-2.0	0.60
Chá não sombreado	1.5	0.9-1.5	0.40
Chá sombreado	2	0.9-1.5	0.45
g. Hortícolas plurianuais			
Alcachofra	1.5	0.6-0.9	0.45
Espargo	0.2-0.8	1.2-1.8	0.45
Lúpulo	5	1.0-1.2	0.50
h. Fibras			
Algodão	1.2-1.5	1.0-1.7	0.60
Linho	1.2	1.0-1.5	0.50
Sisal	1.5	1.0-2.0	0.80
i. Oleaginosas	1.5		
Cártamo	0.8	1.0-2.0	0.60
Girassol	2.0	0.8-1.5	0.45
Sésamo	1.0	1.0-1.5	0.60
Rícino	0.3	1.0-2.0	0.50
Colza	0.6	1.0-1.5	0.60
j. Cereais	1.5		
Cevada	1.0	1.0-1.5	0.55
Aveia	1.0	1.0-1.5	0.55
Trigo	1.0	1.0-1.5	0.55
Trigo de Inverno	1	1.0-1.8	0.55
Milho (grão)	2.2	1.0-1.7	0.55
Milho doce	1.5	0.8-1.2	0.50
Milho painço	1.5	1.0-2.0	0.55
Sorgo (grão)	1-2	1.0-2.0	0.55
Sorgo doce	2-4	1.0-2.0	0.50
Arroz	1.0	0.5-1.0	(0.20)
k. Forragens			
Luzerna (feno)	0.7	1.0-2.0	0.55
Trevo corte de feno	0.6	0.6-0.9	0.50
Pastagem com pastoreio em rotação	0.15	0.5-1.5	0.60
Pastagem com pastoreio extensivo	0.10	0.5-1.5	0.65
Relvados (climas temperados)	0.10	0.5-1.0	0.40
Relvados (climas quentes)	0.10	0.5-1.0	0.50
Erva do Sudão, corte p/ feno	0.8-1.2	1.0-1.5	0.60
Gramíneas (rye grass), corte p/ feno	0.35	0.5-1.0	0.60
Erva da Bermuda, para semente	0.4	1.0-1.5	0.60.
Erva da Bermuda, corte p/ feno	0.35	1.0-1.5	0.55
l. Cana de açúcar	3-4	1.2-2.0	0.65
m. Hortícolas perenes			
Hortelã	0.60	0.4-0.8	0.40
Morangos	0.20	0.2-0.3	0.20
n. Bagas, uvas			
Bagas arbustivas (ex.: groselha)	1.5	0.6-1.2	0.50
Uva “concord”	2.0	1.0-2.0	0.35
Uva de mesa e de vinho	1.5-2	1.0-2.0	0.60

Continua na próxima página

Continuação do Anexo 2

Cultura	Altura máxima das plantas[1] h (m)	Profundidade radicular máxima[2] Z_r (m)	Fração, p[3]
o. Árvores de fruto[18]			
Amendoeiras, solo nu[19]	4	1.0-2.0	0.60
Abacateiros, solo nu	3	0.5-1.0	0.70
Citrinos, solo nú[20]			
70 % de coberto	4	1.2-1.5	0.50
50 % de coberto	3	1.1-1.5	0.50
20 % de coberto	2	0.8-1.1	0.50
Citrinos, com solo revestido[20]			
70 % de coberto	4	1.2-1.5	0.50
50 % de coberto	3	1.1-1.5	0.50
20 % de coberto	2	0.8-1.1	0.50
Coníferas	10	1.0-1.5	0.70
Pomares de caducifólias[19]			
Pomóideas, solo nu	4	1.0-2.0	0.50
Prunóideas, solo nu	3	1.0-2.0	0.50
Pomóideas, solo coberto	4	1.0-2.0	0.50
Prunóideas, solo coberto	3	1.0-2.0	0.50
Pomares de caducifólias sem vernalização[19]			
Pomóideas, solo nu	4	1.0-2.0	0.50
Prunóideas, solo nu	3	1.0-2.0	0.50
Pomóideas, solo coberto	4	1.0-2.0	0.50
Prunóideas, solo coberto	3	1.0-2.0	0.50
Kiwi	3	0.7-1.3	0.35
Oliveiras (40% - 60% de coberto)	3-5	1.2-1.7	0.70
Pistacheiros, solo nu	3-5	1.0-1.5	0.60
Nogueiras[19]	4-5	1.7-2.4	0.50

[1] A altura máxima h tabelada é frequentemente superior à altura correspondente observada no campo já que h depende da variedade e das condições reais de crescimento . Assim, o ajustamento do K_c deve ser realizado utilizando nos cálculos os valores de h adequados ao caso em estudo, nomeadamente alturas observadas no campo.

[2] Os valores mais baixos indicados para a profundidade máxima radicular referem-se às culturas regadas e os mais elevados a condições de sequeiro, quando o solo não impõe restrições ao desenvolvimento radicular.

[3] Os valores tabelados para p referem-se a ET_c da ordem dos 5 mm dia^{-1} e para condições de não salinidade. Normalmente, deverá aumentar-se o valor de p quando ET_c < 5 mm dia^{-1} e diminuir-se quando ET_c > 5 mm dia^{-1}

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

20 Manejo do solo-água-planta em áreas afetadas por sais

José F. de Medeiros[1], Hans R. Gheyi[2], Andréa R. F. C. da Costa[1] & Halan V. de Q. Tomaz[1]

[1] Universidade Federal Rural do Semi-Árido
[2] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Introdução

Para atender ao acelerado crescimento populacional mundial, surge, a cada dia, a necessidade de maior produção de alimentos. Com isso, expandiram-se as áreas agricultáveis em todo mundo, impulsionadas pelo uso da irrigação, para tornar produtivas as regiões áridas e semiáridas, bem como complementar as necessidades hídricas das regiões úmidas. No Brasil, de acordo com estimativas da Agência Nacional de Águas, a área irrigada corresponde a 6,11 milhões de hectares, ocupando a 9ª posição mundial em termos de área irrigada (ANA, 2015). Segundo dados da FAO, o Brasil está entre os quatro países com maior área potencial para irrigação, embora apenas uma pequena parte seja utilizada. Em 1970, a irrigação correspondia a apenas 2,3% da área cultivada, chegando a 6,0% em 1995 e alcançando o patamar de 8,3% em 2012. O grande potencial se deve tanto à extensão territorial quanto ao conjunto de fatores físico-climáticos favoráveis ao desenvolvimento da atividade (ANA, 2013). Por essa capacidade produtiva e maior necessidade de se produzir por unidade de área, a tendência atual é de um crescimento acelerado das áreas irrigadas.

Por outro lado, a expansão das áreas irrigadas tem causado alguns problemas, dentre eles, destaca-se a salinização do solo. Isso ocorre devido a água de irrigação apresentar sais dissolvidos que, mesmo em baixa concentração, podem ser incorporados ao solo, o qual pode se tornar salino em poucos anos (Medeiros, 2001). Segundo Ayers & Westcot (1999), quanto maior o conteúdo de sais no solo, maior será o esforço que a planta terá para absorver a água; assim, ocorre a diminuição no consumo de água pela planta à medida que cresce a concentração de sais na região da zona radicular das culturas (Allen et al., 2006; Medeiros, 1998).

Na agricultura irrigada, o impacto da qualidade da água deve ser avaliada antes do início do cultivo, pois se trata de um dos fatores que tem limitado ou impossibilitado a expansão da produção agrícola principalmente nas regiões áridas e semiáridas do mundo. Além da qualidade da água, a alta taxa de evapotranspiração, a baixa pluviosidade, o menor grau de intemperização e a drenagem deficiente também contribuem para a salinização do solo (Holanda et al., 2007). Embora as águas salinas tenham sido consideradas inadequadas para a irrigação, existem amplas evidências em todo mundo, que seu uso pode ser viabilizado, desde que sejam adotadas técnicas de manejo adequadas e culturas tolerantes à salinidade (Steppunh, 2001).

Para a utilização de águas salinas na agricultura, deve ser feito manejo racional e economicamente viável, de modo que a cultura atinja a produtividade esperada e, boa qualidade dos seus produtos, sem proporcionar riscos mínimos de salinização para os solos (Medeiros et al., 2007). A possibilidade do uso dessas águas para irrigação também está ligada diretamente com a tolerância da cultura à salinidade.

No mundo, numerosos exemplos de empreendimentos agrícolas com sucessos sob condições salinas podem ser citados (Hoffman et al., 1992). Nos Estados Unidos, alfafa, sorgo e trigo são irrigados nos vale de Arkansas e Colorado com água contendo de 1500 a 5000 mg L^{-1} de sólidos dissolvidos totais (SDT). Bons rendimentos de algodão têm sido obtidos no Uzbekistão irrigando-se com água de drenagem contendo de 5000 a 6000 mg L^{-1} de SDT.

Neste contexto, o grande desafio mundial consiste em aumentar os níveis de produtividade na agricultura, mediante aproveitamento de águas marginais (qualidade inferior), atualmente disponíveis.

Considerando a salinização como fator de degradação dos solos em todo mundo, estima-se que aproximadamente 7,0% de toda superfície terrestre apresenta-se salinizada seja, devido a processos naturais intrínsecos ao próprio solo da

região de ocorrência ou causadas por atividades antrópicas (Szabolcs, 1979; Dudal & Purnell, 1986; Jain et al.,1989; Gupta & Abrol, 1990; Ahmed & Qamar, 2004), com uma superfície de 9.500.000 km^2, distribuídos na Austrália, Ásia, América do Sul e África.

No Brasil, estima-se que aproximadamente nove milhões de hectares de solos são afetados pela presença de sais. Os solos salinos ocorrem principalmente no Rio Grande do Sul, na região do Pantanal Mato-grossense e, com predomínio na região semiárida do Nordeste (Ribeiro et al., 2003). Na região do Nordeste brasileiro, a maior área afetada está localizada no estado da Bahia (44% do total), seguido pelo estado do Ceará, com 25% da área total (Gheyi & Fageria, 1997). Nesses estados, a salinidade tem sido apontada como um dos principais fatores responsáveis pela diminuição no crescimento e na produtividade das culturas (Pereira et al., 2005). Além de se caracterizar como um grave problema ambiental, a elevada concentração de sais no solo causa perdas consideráveis para agricultura ou por causar perdas em cultivos já estabelecidos ou por inviabilizar a exploração de novas áreas agricultáveis (Flowers, 2004; Munns et al., 2006).

Os efeitos negativos da salinidade podem ser observados no "stand" da cultura, no crescimento das plantas e em rendimentos, sendo que em casos extremos pode haver até perda total da cultura (Richards,1954). Portanto, o manejo de água nas áreas irrigadas, associado ao manejo do solo e das culturas é fundamental para agricultura irrigada sustentável.

Assim, em seguida serão apresentadas informações sobre a origem da salinização dos solos em áreas irrigadas, a importância da qualidade da água, os efeitos prejudiciais dos sais para o solo e as culturas, os fatores de manejo que controlam os efeitos da salinidade para planta, a previsão de salinização do solo em áreas irrigadas a partir da qualidade da água de irrigação e manejo da irrigação.

A Salinização em Áreas Irrigadas no Nordeste Brasileiro

A salinidade é um problema que atinge cerca de 45 milhões (19,5%) dos 230 milhões de hectares da área irrigada do globo terrestre. O excesso de sais limita severamente a produção agrícola principalmente nas regiões áridas e semiáridas, onde cerca de 25% da área irrigada encontra-se salinizada (FAO, 2011).

O processo de salinização do solo pode ser ocasionado por processo natural e o induzido (Ferreira, 1998). O natural ocorre por meio de intemperização das rochas, e os diversos constituintes destas que são liberados em forma de compostos simples. Já o processo induzido ocorre pela ação do homem, por meio do manejo inadequado da irrigação, excesso de fertilizantes e drenagem deficiente em regiões áridas e semiáridas.

Embora a fonte principal de todos os sais encontrados no solo seja a intemperização das rochas, no entanto, raros são exemplos onde esta fonte de sais tenha provocado problema de salinização do solo (Richards,1954).

A salinização induzida pelo homem é mais perceptível, principalmente em ambientes de elevada evapotranspiração e baixa precipitação pluviométrica no curso do ano, manifestando-se de forma mais acentuada nessas áreas em decorrência do manejo inadequado da irrigação, onde o controle da drenagem não é feito ou feito de forma ineficiente (Oliveira, 1997). Na região semiárida do Nordeste atualmente há grandes áreas com solos salinizados, devido à natureza física e química dos solos, ao déficit hídrico e à elevada taxa de evaporação, com maior incidência do problema nas terras mais intensamente cultivadas com o uso da irrigação, ou seja, nos pólos de agricultura irrigada (Silva et al., 2011).

De acordo com Barros et al. (2004), a salinidade em áreas irrigadas na região Nordeste é consequência da drenagem interna deficiente dos solos juntamente com a evaporação superior a precipitação, onde a excessiva evaporação produz o acúmulo de sais solúveis e o incremento do sódio trocável na superfície do solo.

Porém, o processo de salinização pode ser evitado ou desacelerado caso ocorram precipitações pluviométricas concentradas em quantidades suficientes, associadas à boa permeabilidade do solo ou sistema de drenagem eficiente, promovendo assim uma lavagem natural do perfil (Medeiros, 1998).

Estima-se que aproximadamente 30% da área dos projetos públicos de irrigação do Nordeste brasileiro é afetada por salinidade (Bernardo, 2006). Nesses perímetros irrigados do Nordeste, segundo Goes (1978), cerca de 25 a 30% das áreas irrigadas apresentam problemas de salinidade, percentagem esta considerada bastante conservadora, pois de acordo com levantamento detalhado realizado por Cordeiro et al. (1988), 24% da área do projeto de irrigação de São Gonçalo, PB, está afetada por sais, isto sem considerar as áreas já abandonadas.

Existem amplas evidências em todo o mundo, que águas de alta salinidade, classificadas como inadequadas para irrigação, podem ser usadas na irrigação de várias culturas selecionadas sob certas condições (Rhoades et al., 2000). Porém, a utilização indiscriminada de águas com concentração elevada de sais pode salinizar os solos, comprometendo a produção das culturas.

Normalmente, em regiões áridas e semiáridas, as águas superficiais e subterrâneas apresentam maior concentração salina do que em regiões úmidas e sub-úmidas, o que vai se somar ao problema de salinização e sodificação do solo (Medeiros, 1998).

De acordo com Medeiros et al. (2003), nas regiões áridas e semiáridas, como acontece mundialmente, o aumento da demanda por água tem levado a utilização da maioria das fontes de boa qualidade disponíveis, obrigando à utilização de águas que apresentem níveis de salinidade mais elevados. No nordeste brasileiro a maioria das fontes de água utilizada na irrigação apresenta boa qualidade, porém o volume de águas de qualidade inferior é bastante elevado e com custo de obtenção mais barato, que pode ser utilizado para o crescimento da área irrigada (Tabela 1).

Tabela 1. Composição química de águas utilizadas para irrigação no NE

	pH*	CE	Cátions ($mmol_c\ L^{-1}$)				Ânions ($mmol_c\ L^{-1}$)				RAS
		dS m^{-1}	Ca	Mg	Na	K	Cl	HCO_3	CO_3	SO_4	
Barragem de Pau dos Ferros/RN	8,2	0,49	1,55	1,30	2,02	0,22	2,40	2,45	0,00	-	1,79
Barragem de Assu – São Rafael/RN	8,1	0,29	0,95	0,80	1,01	0,13	1,60	1,60	0,00	-	1,08
Açude São Gonçalo – Sousa/PB	7,1	0,24	1,05	0,80	0,61	0,20	0,65	1,85	0,00	-	0,63
Rio S. Francisco - Petrolina/PE	-	0,07	0,40	0,25	0,25	0,00	0,38	0,63	0,00	0,17	0,44
Rio Açu – Ipanguaçu/RN	7,8	0,27	0,80	0,62	1,05	0,10	0,87	1,70	0,00	0,07	1,25
Açude Pequeno – Pombal/PB	7,7	0,28	0,87	0,52	1,23	0,10	0,99	1,78	0,00	0,06	1,46
Poço Amazonas – Angico/RN	7,6	4,80	8,97	12,06	28,01	0,30	43,72	3,12	0,32	1,13	8,64
Poço Amazonas – Condado/PB	8,1	0,53	1,88	1,04	3,07	0,07	3,17	2,25	0,15	0,11	2,78
Poço Tubular – Mossoró/RN	7,2	3,11	13,5	4,10	8,10	0,10	17,80	6,20	0,00	-	0,10
Poço Tubular – Baraúna/RN	6,7	1,53	8,50	3,60	4,69	0,10	6,10	9,60	0,00	1,10	3,96
Poço Tubular – Baraúna/RN	6,7	1,10	7,20	2,60	2,26	0,10	4,10	6,30	0,00	-	0,10
Rio Mossoró – Mossoró/RN	8,1	0,82	3,10	2,75	3,15	0,10	5,63	2,81	0,36	0,46	1,84

* As águas de poço, sobretudo as ricas em bicarbonatos, o pH, 24 horas após coletadas, podem passar para valor superior a 8,0. Fonte: Medeiros et al. (2003).

Para se determinar a viabilidade do uso de uma determinada água de irrigação, deve-se levar em consideração a concentração e composição química desta, a tolerância das culturas aos sais, as propriedades físicas e químicas do solo, as práticas de manejo do solo, água e culturas, as condições climáticas, o método de irrigação e as condições de drenagem (Medeiros, 1998).

Segundo Rhoades et al. (2000) a utilização das águas para irrigação depende das condições de uso, incluindo-se culturas, clima, solos, métodos de irrigação e práticas de manejo, o que torna as classificações de água quanto à salinidade não aconselhada para avaliar a adequabilidade da água de irrigação. No entanto, os mesmos autores sugerem que, com o propósito de identificar os níveis de salinidade de água, é necessário dispor de um esquema de classificação, sugerindo o mesmo em termos de concentração de sais, expressos em condutividade elétrica e o tipo de água correspondente dentro das classes (Tabela 2).

No Estado do Rio Grande do Norte, a água usada na região produtora de melão é proveniente de poços artesianos profundos que, embora de boa qualidade, apresenta alto custo de obtenção, impossibilitando o uso por grande parte dos pequenos e médios produtores, fazendo com que grandes produtores busquem fontes alternativas de água, como poços abertos no calcário Jandaíra, a um custo consideravelmente menor. Entretanto, essas fontes de água apresentam níveis elevados de sais, podendo causar a salinização dos solos e prejudicar o rendimento das culturas.

Segundo Medeiros (1992) e Oliveira & Maia (1998) são relativamente elevadas as concentrações de sais nas águas do aquífero calcário, às vezes superando 2000 mg L^{-1} (aproximadamente 3,0 dS m^{-1}). Neste caso, sua utilização fica condicionada à tolerância das culturas à salinidade e ao manejo da irrigação, com vistas ao controle da salinização das áreas.

Com o grande período de seca nesta década, as águas dos poços que exploram o aquífero calcário na região de Mossoró, no estado do Rio Grande do Norte, Brasil, nas áreas de recarga, têm secado, enquanto na região mais próxima ao litoral, embora não tenha sofrido rebaixamentos significativos do seu nível freático, a salinidade da água tem chegado a dobrar (Tabela 3).

As águas superficiais no semiárido nordestino, em sua maioria apresentam baixa condutividade elétrica (CE), mas por apresentar teores de cálcio abaixo dos de bicarbonato/carbonatos, quando são utilizadas na irrigação e sofre evaporação, o cálcio pode se precipitar, aumentando a concentração do Na na solução do solo em relação a de Ca, aumentando como consequência a porcentagem de sódio trocável (PST). Isto explica por que os solos afetados pelos problemas de salinidade nos perímetros irrigados na região Nordeste do Brasil são em sua maioria sódicos e não salinos.

Fatores que Afetam a Salinidade do Solo e Resposta das Culturas à Salinidade

Sendo a salinidade do solo expressa pela concentração dos sais no extrato de saturação, e o valor médio do perfil de salinidade na profundidade da zona radicular, o parâmetro utilizado para correlacionar com o rendimento da cultura, os fatores de manejo que interferem na distribuição dos sais no perfil e na diluição dos sais na solução do solo são preponderantes na resposta das plantas à salinidade.

Tabela 2. Classificação das águas em função da condutividade elétrica (CE) em dS m^{-1} e concentração de sais em mg L^{-1}

Classes de água	CE (dS m^{-1})	Concentração de sais (mg L^{-1})	Tipos de água
Não salina	< 0,7	< 500	Potável e água de irrigação
Ligeiramente salina	0,7 – 2	500 – 1.500	Água de irrigação
Moderadamente salina	2 – 10	1.500 – 7.000	Água de drenagem primária e subterrânea
Altamente salina	10 – 25	7.000 – 15.000	Água de drenagem secundária e subterrânea
Excessivamente salina	25 – 45	15.000 – 35.000	Água subterrânea altamente salina
Salmoura	> 45	> 35.000	Água do mar

Fonte: Rhoades et al. (2000)

Tabela 3. Evolução da salinidade (condutividade elétrica) da água de poços localizados na comunidade Pau Branco, município de Mossoró, utilizada para irrigação na região, no período compreendido entre 08/2013 e 02/2016

Data de coleta	Poço													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
ago/13	3,42	3,63	3,07	3,15	3,06	3,11	3,17	2,79	2,88	3,08	2,78	2,64	2,72	2,50
set/13	3,42	3,30	3,50	3,28	1,75	2,14	3,24	3,18	2,88	3,10	2,78	2,81	2,78	2,50
dez/13	3,03	3,14	2,87	3,18	1,75	2,87	3,80	3,20	2,88	3,17	2,26	2,18	2,27	2,50
jan/14	3,03	3,14	2,87	3,18	1,75	2,87	3,80	3,20	2,88	3,17	2,26	2,18	2,27	2,50
fev/14	3,80	3,34	3,80	4,13	4,05	3,88	3,95	3,77	3,78	3,98	3,18	3,26	3,65	2,50
jun/14	2,80	2,80	2,60	2,60	2,60	2,60	2,80	2,50	3,78	2,80	2,60	2,50	2,30	2,50
ago/14	2,90	2,70	2,50	2,70	2,60	2,50	2,60	2,60	2,50	2,70	2,50	2,50	2,30	2,50
dez/14	2,90	2,70	2,50	2,70	2,60	2,50	2,60	2,60	2,50	2,70	2,50	2,50	2,30	2,50
jan/15	2,90	2,90	2,70	2,70	2,60	2,50	2,70	2,60	2,50	2,70	2,50	2,50	2,30	2,50
jul/15	4,20	3,90	3,49	3,84	3,77	3,54	3,09	3,71	2,50	3,90	2,50	3,18	2,30	3,75
ago/15	4,90	4,71	4,16	4,60	4,50	3,54	4,45	4,40	4,40	4,70	4,45	4,50	4,40	4,41
out/15	4,91	4,73	4,22	4,83	4,59	3,80	4,50	4,33	4,29	4,87	4,54	4,62	4,00	3,92
nov/15	4,00	3,93	3,67	4,15	3,89	3,41	3,77	3,81	3,81	4,19	3,93	3,60	3,92	3,38
jan/16	4,32	4,25	3,94	4,70	3,91	3,74	3,85	4,00	4,16	4,00	4,36	4,52	3,88	3,65
fev/16	4,86	4,36	4,01	4,61	4,25	3,98	4,11	4,24	4,05	4,72	4,36	4,67	3,97	3,72

Fonte: Os autores

Conforme Rhoades et al. (2000), como foi mostrado pelo estudo de modelagem conceitual de Rhoades & Merrill (1976), a salinidade dos solos e resposta das plantas à salinidade são afetadas pelas características de retenção de água do solo, frequência de irrigação, fração de lixiviação adotada e salinidade da água de irrigação. Baseado nesse estudo para as condições de equilíbrio, Rhoades et al. (2000) obteve as seguintes conclusões:

i) A salinidade da água de irrigação e a FL são combinadas para se estabelecer a distribuição de estresse osmótico na zona radicular e o seu valor médio na zona radicular; ambos também afetando o potencial total médio;

ii) a fração de lixiviação tem pouco efeito no potencial mátrico médio, mas a frequência de irrigação afeta significativamente, devido a depleção de água entre irrigações e características de retenção de água do solo;

iii) a duração do estresse, tais como "dias de estresse", é afetado pela salinidade da água de irrigação, fração de lixiviação, frequência de irrigação e características de retenção de água do solo;

iv) embora a importância desses índices de "status" de água na resposta das culturas possa variar com a tolerância das plantas, a composição da água, propriedades do solo e condições de estresse climático parecem justificar a conclusão de que, onde águas salinas são usadas para irrigação, a FL deveria ser aumentada para elevar o potencial osmótico e, todos os outros fatores sendo mantidos constantes, a frequência de irrigação deveria ser aumentada para elevar o potencial mátrico, que combinados maximizam o potencial total e minimizam a duração dos "dias de estresse";

v) a salinidade média no espaço (profundidade) deveria ser um índice razoavelmente bom de resposta das plantas à salinidade da água do solo nos casos onde o estresse mátrico é significativo, como nas condições de irrigação pouco frequente, devido a dependência acentuada da duração de "dias de estresse" à fração de lixiviação. Isso é assim porque a FL primeiramente afeta o nível de salinidade no fundo da zona radicular; entretanto, um parâmetro de salinidade que está relacionado à distribuição da salinidade, especialmente da salinidade da parte inferior da zona radicular, deveria ser usada como um índice aproximado para estimar a resposta das culturas para o caso de irrigação pouco frequente.

vi) quando o intervalo entre as irrigações é prolongado, a duração de estresse aumenta e menos condições é dada para o desenvolvimento da cultura "vir equiparar-se" a irrigações frequentes. A diminuição do potencial osmótico associada a frações de lixiviação pequenas e ao uso de águas de irrigação salina, torna-se especialmente perigoso, porque o nível de "estresse crítico" do potencial total será alcançado mais rapidamente (para uma dada quantidade de uso de água), quanto maior for o potencial osmótico no começo da depleção de água;

vii) sob condições de irrigações mais frequentes, a resposta das plantas à salinidade deveria torna-se relativamente mais relacionada à salinidade da água de irrigação (CE_a) e potencial osmótico médio, do que à FL e salinidade média com a profundidade. Alguns resultados experimentais confirmam isso (Meiri, 1984; Bresler & Hoffman, 1986; Bresler, 1987).

Em seguida apresenta-se os diferentes fatores que afetam a salinidade do solo e resposta das plantas à salinidade.

Salinidade integrada no espaço e no tempo

Em campo, a distribuição dos sais não é uniforme no espaço (profundidade), nem constante com o tempo. A aplicação de resultados experimentais dos estudos de tolerância à salinidade das culturas para as condições de campo requer conhecimentos de resposta das plantas à salinidade variando com o tempo e profundidade. Até o momento, muitos experimentos de campo têm sido conduzidos considerando a hipótese que as plantas respondem à salinidade média da zona radicular a estação de crescimento.

Rhoades (1972) introduziu o conceito de salinidade média integrada da solução do solo, ao longo do ciclo de irrigação, para considerar as variações de salinidade entre irrigações. Conforme Rhoades & Merrill (1976), a salinidade média da água do solo, em determinado intervalo de tempo,

é maior em solos que são irrigados com menor frequência, quando se mantêm outros fatores constantes.

Ingvalson et al. (1976) correlacionaram rendimento de alfafa, obtido sob condições de salinidade e verificaram que o rendimento foi melhor correlacionado à salinidade da água de drenagem do que à da água de irrigação. Também, correlacionou-se melhor à salinidade média integrada no tempo e no espaço (profundidade), do que com a salinidade média da zona radicular e ponderada com a absorção de água, embora estes índices tenham mostrado correlações relativamente altas. Vale salientar que o método de irrigação adotado era inundação intermitente e a frequência das aplicações de água correspondia a de irrigações convencionais.

Para avaliação, a salinidade do solo é tipicamente medida no começo e no fim do ciclo da cultura e os valores são usados para determinar a salinidade média do solo. Em experimentos, a salinidade do solo é normalmente monitorada com maior frequência. Relacionar a resposta das culturas à salinidade do solo integrada no tempo é difícil porque para algumas culturas, a sensibilidade varia com o estádio de desenvolvimento (Medeiros, 1998).

Meiri & Polijakoff-Mayber (1970) observaram que a área foliar relativa do feijão, de diferentes experimentos de salinidade, decresceu linearmente com a salinidade. Assim, a resposta à salinidade média do período é provavelmente uma estimativa razoável, a não ser que a salinidade durante o ciclo inclua valores que sejam menores e maiores do que a salinidade limiar da cultura ou, como foi provavelmente o caso para o tomate, existam alguns valores de salinidade que excedam a faixa de resposta linear na curva de tolerância à salinidade (Hoffman et al., 1992).

Integração com a profundidade

Em experimento de campo, para estabelecer a tolerância à salinidade do milho, Hoffman et al. (1983), utilizando dois métodos de irrigação (microaspersão e subirrigação), obtiveram perfis de salinidade do solo diferentes para cada método de irrigação, entretanto, as curvas de resposta de tolerância à salinidade para os métodos de irrigação, usando a salinidade média linear do perfil para todos os níveis de salinidade testados durante os três anos de experimento não diferiram estatisticamente. Isso sugere que as plantas respondem a média aritmética dos valores de salinidade da zona radicular. Os resultados dos estudos de milho em solos orgânicos estão de acordo com os resultados de experimento de campo em Israel com solo mineral cultivado com amendoim e tomate e com resultados da Califórnia para alfafa (Hoffman et al., 1992).

Integração no tempo

Para avaliação, a salinidade do solo é tipicamente monitorada no começo e fim do ciclo da cultura e os valores são usados para determinar a salinidade média do solo. Em experimentos, a salinidade do solo é normalmente monitorada com maior frequência. Relacionar a resposta das culturas à salinidade do solo integrada no tempo é difícil, pois para algumas culturas, a sensibilidade varia com o estádio de desenvolvimento.

Bernstein & Pearson (1954), comparando a influência de um nível constante de salinidade com níveis crescendo e diminuindo, em vários ciclos, porém mantendo o valor médio do potencial osmótico idêntico ao produzido pelo nível constante, concluíram que o pimentão respondeu a salinidade média do período, independentemente se variava ou não durante o desenvolvimento da cultura, enquanto o tomate foi mais afetado por períodos de alta salinidade. Então, a resposta à salinidade média do período é provavelmente uma estimativa razoável, a não ser que valores de salinidade durante o ciclo oscilem ao redor da salinidade limiar da cultura ou, como foi provavelmente o caso para o tomate, existam alguns valores de salinidade que excedam a faixa de resposta linear na curva de tolerância à salinidade.

Avaliar a resposta de culturas perenes à salinidade no tempo é mais complexo do que para as anuais, porque o rendimento pode ser prejudicado pela salinidade do solo de anos anteriores. É difícil explicar como ocorre a compensação do efeito da salinidade devido períodos de dormência e mudanças drásticas do tempo como as monções, chuvas de inverno ou grandes mudanças da demanda evaporativa da atmosfera. Segundo Hoffman et al. (1992), o período de tempo apropriado para determinar a salinidade média dependerá da cultura e de seu ambiente.

Frequência de irrigação

Para o cultivo em solos salinos a frequência de irrigação é um fator muito importante, pois, quanto maior a frequência, menor será a concentração dos sais, devido ao efeito da diluição. Há poucas evidências experimentais existentes, entretanto, sustenta-se como recomendação comum, que o intervalo de irrigação seja diminuído quando se utiliza água salina (Hoffman et al.,1992).

Quando o solo seca devido à evapotranspiração, depois de uma irrigação, os potenciais mátrico e osmótico diminuem. A taxa de decréscimo depende da taxa de evapotranspiração e da relação entre o potencial mátrico e o teor umidade do solo. A taxa de secamento do solo decresce quando o potencial osmótico diminui, produzindo, assim, um maior potencial mátrico antes da próxima irrigação. Contrapondo a esse processo, o intervalo de irrigação influencia na forma da distribuição de sais no perfil e no nível total de salinidade do solo.

Conforme Ayers & Westcot (1999), o momento da lixiviação não é o fator decisivo, a menos que a concentração de sais exceda o limite de tolerância da cultura por tempo prolongado. Pelo suposto, isto não quer dizer que a lixiviação tenha menos importância relativa, pelo contrário, para evitar a acumulação excessiva e perigosa é imprescindível que se satisfaça a necessidade de lixiviação. A frequência de lixiviação deve ser tal que permita manter a salinidade abaixo da concentração que ocasionaria reduções inaceitáveis nos

rendimentos. Isso implica que a lixiviação pode ser praticada a cada irrigação, com irrigações intercaladas, ou ainda, com menos frequência, como em cada período (estação) ou intervalos ainda maiores. Em muitos casos, as irrigações de aplicações aceitáveis, satisfazem as necessidades de lixiviação e, portanto, aplicar água adicional para lixiviar sais poderá ser desnecessário.

A lâmina de lixiviação, que controla a acumulação de sais na zona radicular das culturas irrigadas, depende da concentração salina da água, do método de aplicação, da precipitação pluviométrica e das peculiaridades do solo (Kelley, 1963). Segundo Bower et al. (1969), frações de lixiviações maiores produzem perfis de salinidade mais uniformes. Shalhevet & Reiniger (1964), durante o ciclo de culturas anuais, observaram que com lixiviações elevadas houve aumento gradativo da salinidade com a profundidade, enquanto pequenas frações de lixiviação induziram maior concentração na parte intermediária da zona radicular.

Considerando a salinidade do solo, Meire & Shalevet (1973) concluíram que lixiviações mais frequentes proporcionam maiores salinidades na zona radicular no final do experimento, no cultivo de pimentão.

Necessidade de lixiviação

A forma de controlar o acúmulo de sais no solo é pela lixiviação, que pode ser proporcionada pela precipitação pluvial ou pela aplicação de uma lâmina de água de irrigação superior àquela requerida pela cultura, fazendo com que uma fração da água aplicada percole abaixo da zona radicular, lixiviando parte dos sais acumulados.

A lixiviação é a chave da irrigação bem sucedida, em solos onde a salinidade é excessiva, é também considerada como o único meio pelo qual a salinidade do solo pode ser mantida em níveis aceitáveis sem riscos às culturas. Pois, quanto mais salina é a água de irrigação ou mais sensível é a cultura à salinidade, mais lixiviação deve existir para manter o rendimento da cultura explorada.

A necessidade de lixiviação (NL) é a fração mínima da quantidade total de água aplicada que deve passar através da zona radicular, para prevenir a redução no rendimento da cultura. Devido à condutividade elétrica (CE) ser facilmente medida e quase linearmente relacionada com a concentração salina de uma solução do solo relativamente diluída, comumente substitui-se a concentração salina de uma solução do solo relativamente diluída, pela CE.

Para Rhoades et al. (2000), a necessidade de lixiviação é outro aspecto do manejo da irrigação, além da frequência de irrigação, que influencia na resposta das culturas à salinidade da água de irrigação. Bower et al. (1969) considera que quando o solo está em condições de equilíbrio com a salinidade da água de irrigação, a interação entre concentração de sais da água de irrigação e a fração de lixiviação é quem primeiramente determina a concentração e a distribuição de sais na zona radicular, assim, como o valor médio do potencial osmótico da água do solo. A fração de lixiviação é também o principal fator de manejo que afeta a salinidade ponderada com a absorção de água. Isso pode ser verificado na Eq. (1), desenvolvida por Bernstein & François (1973) para descrever a concentração média de sais considerando a absorção de água pela planta, $\hat{C}$, que é independente do padrão de absorção de água pelas raízes (Hoffman & Genuchten, 1983; Smith & Hancock, 1986):

$$\hat{C} = \frac{-1}{V_a - V_r}\int_{V_a}^{V_r} C_{ad} = \frac{C_a}{1-FL}\cdot \ln\left(\frac{1}{FL}\right) \qquad (1)$$

em que:

V_a e V_r - volume de água de irrigação infiltrado e drenado, respectivamente;

C_a e C_{ad} - concentração das águas de irrigação e drenada, respectivamente;

FL - fração de lixiviação, que é a relação entre a lâmina drenada e a irrigação.

A equação acima aplica-se somente para a condição em que ocorre conservação de massa, ou seja, $C_a.V_a = C_r.V_r$ (Medeiros, 1998). Entretanto, segundo Ingvalson et al. (1976), pode ser modificada para considerar efeitos de precipitação ou dissolução de sais, como segue:

$$\hat{C} = a - \frac{b}{1-FL}\ln(FL) - \frac{c}{FL} \qquad (2)$$

em que, "a", "b" e "c" são consideradas constantes empíricas da equação polinomial de segunda ordem, que descreve a concentração da solução do solo para uma dada água de irrigação como função de (1/F) derivada do modelo "Watsuit" (Rhoades et al., 1992).

Segundo Raats (1974), $\hat{C}$ não é corretamente descrito pelas equações acima, quando a dispersão hidrodinâmica e difusão afetam apreciavelmente a distribuição de sais na zona radicular.

De acordo com Rhoades (1974), para culturas específicas e aproximações mais exatas de NL, pode-se utilizar a seguinte equação:

$$NL = \frac{CEa}{5\cdot CEes^{*} - CEa} \qquad (3)$$

em que:

NL - necessidade de lixiviação mínima que se necessita para controlar os sais dentro do limite de tolerância da cultura, empregando-se métodos de irrigação convencional;

CEa - salinidade da água de irrigação, em dS m^{-1};

CEes* - salinidade média do extrato de saturação do solo, em dS m^{-1}, que representa a salinidade tolerada pela cultura considerada.

Shalhevet & Reiniger (1964) observaram, durante o ciclo de culturas anuais que, com lixiviações elevadas, ocorreu aumento gradativo da salinidade com a profundidade,

enquanto pequenas frações de lixiviação induziram uma concentração maior na parte intermediária da zona radicular.

Para Rhoades et al. (2000) o nível de sais na zona radicular deve ficar abaixo do nível nocivo às plantas cultivadas. Assim, o monitoramento direto da salinidade na zona radicular é recomendado para se avaliar a eficiência dos diversos programas de manejo na área irrigada.

Frequência de lixiviação

Altas concentrações de sais na porção inferior da zona radicular das culturas podem ser toleradas com efeitos mínimos no rendimento, quando a porção superior é mantida com teor de sais relativamente baixo (Bernstein & Francois, 1973). As plantas compensam reduzindo a absorção de água da região mais salina e aumentando a absorção da parte menos salina (Shalhevet & Bernstein, 1968). Embora essa compensação possa ocorrer sem redução de rendimento, questões frequentemente levantadas são: (i) quanto de sais pode ser armazenado na zona radicular antes que a lixiviação seja necessária e (ii) quantas vezes água em excesso deve ser aplicada para proporcionar lixiviação.

A maioria das águas de irrigação apresenta salinidade que, mesmo sem lixiviação, muitas irrigações possam ser aplicadas antes que a salinidade atinja níveis prejudiciais às culturas. Esse atraso na lixiviação depende da tolerância da cultura; mais tolerante a cultura, maior o atraso. Um exemplo de atraso da lixiviação, foi o experimento de lisímetro em casa de vegetação com alfafa usando água de irrigação de 1 dS m^{-1}, em perfis de solo franco arenoso de 0,6, 1,2 e 1,8 m de profundidade, durante 9, 14 e 20 meses, respectivamente (Francois, 1981). O rendimento foi reduzido menos de 25%, embora mais de 14, 30 e 45 Mg ha^{-1} de sais fossem armazenados na metade inferior dos três perfis sem lixiviação. Assim, quanto mais profundo for o solo, maior será a capacidade de armazenar sais, com redução mínima de rendimento. Reduções drásticas de rendimento somente ocorreram quando os sais começaram a se acumular na porção superior da zona radicular.

Considerando a salinidade do solo, Meiri & Shalhevet (1973) concluíram que lixiviações mais frequentes proporcionaram maiores salinidades no final do experimento.

Sendo assim, para irrigações de alta frequência, o problema do pico de salinidade mais raso pode ser resolvido aplicando-se as lâminas de lixiviação apenas quando a salinidade do solo atinge valores críticos para as culturas.

Previsão de Salinidade em Áreas Irrigadas

Balanço de sais na zona radicular

A água de irrigação contém sais solúveis e seu uso constante, na ausência de lixiviação, faz com que o sal se deposite na zona do sistema radicular devido à evaporação. A remoção de sais da zona radicular para manter a solução do solo a um nível de salinidade compatível como sistema de cultivo depende da manutenção do balanço de sais. Essa lixiviação dos sais é o fator mais importante para evitar a salinização de uma área irrigada. Além disso, vários outros fatores podem ainda afetar o processo de salinização, como a drenabilidade do solo, a precipitação dos sais de baixa solubilidade, manejo da irrigação e manejo agronômico.

A salinidade do solo pode aumentar consideravelmente em apenas um período de irrigação com água salina, quando não ocorrem chuvas nesse período (FAO/UNESCO, 1973). Em Israel, o uso de água com uma condutividade elétrica variando entre 0,70 e 4,00 dS m^{-1} tem aumentado a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo de 0,20 a 2,50 dS m^{-1} após um período de irrigação (Medeiros, 1992). O Comitê de Terminologia da Sociedade Americana de Ciência do Solo classifica um solo de sódico quando este apresenta RAS > 15 $(mmol\ L^{-1})^{0,5}$ e salino para CEes > 2 dS m^{-1} a 25ºC (Glossary of Soil Science Terms, 1975).

Segundo Medeiros (1998), sendo conhecido o teor de sais no início, na zona radicular, pode-se calcular a variação de armazenamento de sais (Z) no intervalo de tempo considerado, como:

$$\Delta Z = \frac{I \cdot C_a - \frac{R^* \cdot Z_1}{W_{cc}}}{1 + \frac{R^*}{2 \cdot W_{cc}}} \qquad (4)$$

em que:

Z_1 - quantidade de sais na zona radicular ($Z = CE_{cc}.W_{cc}$), no início da irrigação ou período considerado, expresso como CE mm, dS m^{-1} mm;

W_{cc} - lâmina de água que o solo retém à capacidade de campo (θ_{cc}) na profundidade da zona radicular, mm;

R* - lâmina de percolação, mm;

I - lâmina de irrigação, mm;

C_a - concentração de sais na água de irrigação, dS m^{-1}.

Medeiros (1998) considera que a variação de CE da água do solo à capacidade de campo, num período de tempo, pode ser obtida, dividindo-se a variação de armazenamento de sais (Z) pela lâmina de água à capacidade de campo (W_{cc}).

Avaliação da água de irrigação por meio da simulação e previsão da salinidade do solo

Segundo Rhoades et al. (2000), as condições de equilíbrio não ocorrem na maioria das situações encontradas na agricultura irrigada. Nesse caso, são necessários modelos dinâmicos complexos (Bresler, 1987; Bresler & Hoffman, 1986; Letey & Dinar, 1986; Letey et al., 1990) que consideram as variáveis climáticas, culturas, solos, água, atmosfera, manejo de irrigação e tempo, relacionando as variáveis que influenciam o potencial total da água e seus componentes. Entretanto, a maioria dos dados de entrada requeridos por esses modelos não está disponível para muitas aplicações práticas e existem muitas incertezas a respeito de como relacionar a resposta das culturas à salinidade e ao potencial

mátrico variável no tempo e espaço, tal como pode ser previsto por estes modelos.

Por estas razões, modelos conceitualmente simplificados, como os existentes para condições de equilíbrio, podem ser mais apropriados para avaliar a adequabilidade da água de irrigação. Estes modelos, provavelmente, fornecem a pior situação que resultaria da irrigação com uma determinada água (Rhoades et al., 2000).

Assim, Rhoades & Loveday (1990) e Rhoades et al. (2000) recomendam um modelo para condições de equilíbrio relativamente simples desenvolvido por Rhoades & Merrill (1976). A sequência básica é a seguinte: (1) prever a salinidade, sodicidade e concentração de íons tóxicos da água do solo em uma zona radicular simulada, resultante do uso de uma determinada água de irrigação de dada composição, aplicada com uma fração de lixiviação especifica e (2) avaliar o efeito deste nível de salinidade (ou concentração iônica) no rendimento da cultura e do nível de sodicidade sobre a permeabilidade do solo. Também existe uma versão deste modelo, com mais sofisticação, em forma de programa para computador, denominado "Watsuit" (Rhoades & Merrill, 1976).

A tendência atual é desenvolver modelos capazes de prognosticar os riscos de salinização e/ou sodificação a partir de dados meteorológicos do local e as características do solo, água e cultura a serem utilizadas. No Brasil, de nosso conhecimento, essa linha de pesquisa ainda encontra-se na fase inicial de adaptação. Os técnicos da CODEVASF elaboraram um mapa de riscos relativos de salinização para bacia do rio São Francisco utilizando dados climatológicos (evapotranspiração e precipitação) e a qualidade da água disponível para irrigação.

Por outro lado, a Universidade Federal da Paraíba com base em balanço de sais no solo tem verificado boas correlações entre os resultados simulados e experimentais obtidos em cultivo de banana (Santos, 1997), o mesmo tem sido verificado em plantio de melão, em Mossoró-RN (Costa, 1999), e por Medeiros (1998), sob cultivo em estufa, que verificou, que em termos médios a salinidade simulada ficou próxima da medida (Tabela 4), divergindo apenas na evolução ao longo do tempo. O valor médio simulado 15 a 20% acima do valor medido pode ser atribuído a posição das coletas das amostras de solo, que foi feita na região central do bulbo, onde a salinidade tendeu a ser menor.

Tabela 4. Média ao longo do tempo da salinidade medida e simulada, assumindo a média aritmética para a profundidade da zona radicular de 60 cm, e salinidade medida no final do ciclo

Fator	Medida		Simulada
	Média	Final	Media*
Salinidade			
CE = 1,29	1,37	1,68	1,63
CE = 2,54	2,25	2,71	2,80
CE = 4,45	3,41	3,94	4,19
Lâmina			
L0 = ETc	2,30	2,72	3,10
L1 = 1,15ETc	2,35	2,86	2,97
L2 = 1,30ETc	2,38	2,76	2,56
Média	2,34	2,78	2,88

Fonte: Medeiros (1998)

O exemplo seguinte apresenta uma versão adaptada por Medeiros & Gheyi (1997) para cálculo em planilha eletrônica para simular a salinidade no perfil do solo para diferentes valores CE da água e valores de fração de lixiviação, considerando a irrigação convencional e alta frequência. Este procedimento apresenta boa precisão para as águas do Brasil, pois as mesmas, em sua grande maioria são pobres em SO_4, não havendo formação de precipitados de sulfato de cálcio. E ainda pode identificar culturas que possam ser exploradas na área em estudo. A mesma planilha utiliza um procedimento, sugerido por Suarez (1981), que é o cálculo da RAS ajustada ou corrigida (RAS_{aj} ou RAS_c) para predizer potenciais problemas de infiltração devido a alta concentração de Na ou a baixa concentração de Ca na água de irrigação, como também estimar a sodicidade do solo no seu perfil, conforme a equação:

$$RAS_{aj} = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Mg + Ca_e}{2}}} \quad (5)$$

em que:

Na e Mg - concentrações de sódio e magnésio na água de irrigação, em $mmol_c\ L^{-1}$;

Ca_e - teor de cálcio da água, modificado pela pressão parcial do dióxido de carbono (Pco_2) exercida no perfil do solo.

O valor de Ca_e representa a concentração final de cálcio que permaneceria na solução do solo, como resultado da aplicação de uma água de determinada salinidade (CEa) e teor relativo de bicarbonato em relação ao cálcio (HCO_3/Ca) e foram apresentados por Suarez (1981), na forma de tabela. Medeiros & Gheyi (1997) desenvolveram a partir de um ajustamento matemático dos valores da tabela apresentada por Suarez (1981), adaptando-a às grandezas e unidades a equação seguinte:

$$X = \left(9{,}32 + 2{,}47CE^{1/2} - 0{,}136CE\right) \cdot \left(\frac{HCO_3}{Ca}\right)^{-2/3} \quad \left(R^2 = 0{,}999\right) \quad (6)$$

em que:

X - concentração molar de cálcio dissolvido ou precipitado na solução do solo para alcançar o equilíbrio com a calcita, em $mmol\ L^{-1}$;

(HCO_3/Ca) - teor relativo de bicarbonato em relação ao cálcio, com concentração expressa em $mmol_c\ L^{-1}$.

O valor da concentração de cálcio em equilíbrio na solução do solo, em $mmol_c\ L^{-1}$, é obtido por:

$$Ca_e = 0{,}43 \cdot X \cdot \left[P_{(CO_2)}\right]^{1/3} \quad (7)$$

em que:

$P_{(CO_2)}$ - pressão de CO_2 no perfil do solo, em kPa.

Para a superfície do solo, usa-se $P_{(CO_2)}$ = 0,03 a 0,07 kPa; para a parte da zona radicular mais profunda, na ausência de informações específicas, usa-se valores de 1 e 3 kPa para solos arenosos e argilosos, respectivamente (Rhoades et al., 2000). Segundo Rhoades & Loveday (1990), o programa "Watsuit" adota para $P(co_2)$ na superfície do solo e nos quatro quartos subsequentes, de abrangência do sistema radicular, respectivamente, os seguintes valores: 0,07; 0,5; 0,15; 2,3 e 3,0 kPa.

As perdas (ou ganhos) em concentração de Ca são iguais a diferença $[(Ca_a.Fc) - Ca_e]$, todos em $mmol_c\ L^{-1}$, e a perda (ou ganho) correspondente em CE ($dS\ m^{-1}$) é igual ao produto de 0,1 vezes esta diferença.

Exemplo de aplicação

Avaliar a qualidade da água de irrigação, baseado nas condições de manejo, sabendo-se que vai ser utilizada para irrigar tomate. A composição da água é a seguinte: Cl = 15,3; HCO_3 = 7,0; Ca = 9,3; Mg = 4,0 e Na = 10,0 $mmol_c\ L^{-1}$, CE = 2,3 $dS\ m^{-1}$ e pH =7,0. O solo é um Latossolo Vermelho Amarelo Eutrófico com boa drenagem. A área irrigada se localiza em Mossoró-RN, cuja precipitação pluviométrica média é de 700 mm, com uma precipitação efetiva de 420 mm.

O padrão de absorção radicular, assumindo quatro camadas, será 60-30-7-3%, que é típico para irrigação de alta frequência, e a pressão parcial de CO_2 nas interfaces de cada camada são: 0,07; 0,5; 1,5; 2,3 e 3 kPa.

O tomateiro tolera a uma salinidade de 2,5 $dS\ m^{-1}$ e a partir daí há uma redução no rendimento da ordem de 10% por aumento unitária de salinidade do solo (CE_{es}).

Pede-se:

a) Utilizar a planilha eletrônica para simular o comportamento da salinidade do solo para condições de equilíbrio, aplicando diferentes frações de lixiviação.

a.1) Estimar o perfil de salinidade sem considerar precipitação de sais para FL = 0,10.

a.2) Estimar a composição da solução do solo, assumindo precipitação da calcita, para FL = 0,10.

a.3) Determinar a necessidade de lixiviação para se obter rendimento potencial e 90% para irrigação convencional e de alta frequência.

Solução:

a.1) Previsão do perfil de salinidade para as condições de equilíbrio, sem considerar precipitação de sais:

Os cálculos de balanço de sais serão feitos por camada, conforme procedimento mostrado para elaboração da Tabela 4.

A lâmina de irrigação necessária para suprir a demanda hídrica da cultura e a fração de lixiviação será:

$$I = (E-P)\frac{1}{1-FL} = (E-P)\frac{1}{0,9} = 1,1111(E-P) \quad (8)$$

A lâmina percolada abaixo da zona radicular para a FL proposta será:

$$R = (E-P)\frac{FL}{1-FL} = 1,1111(E-P) \quad (9)$$

Camada	$\frac{I}{(E-P)}$	Absorção[1]	$\frac{R^*}{(E-P)}$	CE_a	CE_r[2] $(=CE_{cc})$	$\overline{CE}_{cc}$	$\overline{CE}_{es}$
1	1,1111	0,6(E-P)	0,5111	2,30	5,00	3,65	1,83
2	0,5111	0,3(E-P)	0,2111	5,00	12,11	8,55	4,28
3	0,2111	0,07(E-P)	0,1411	12,11	18,11	15,11	7,55
4	0,1411	0,03(E-P)	0,1111	18,11	23,00	20,56	10,28
Média aritmética ($\overline{CE}_{es}$)							5,98
Média ponderada com a absorção ($\overline{\overline{CE}}_{es}$)							3,21

[1] (E-P) representa a quantidade da água de irrigação líquida consumida pela cultura.

[2] Assume-se que a CE da água percolada é igual a CE da solução do solo à capacidade de campo.

a.2) Assumindo a precipitação do Ca

Como a concentração do sulfato na água de irrigação é baixa e o maior fator de concentração da água no solo é 10, o sulfato irá se concentrar abaixo da solubilidade do sulfato de cálcio. Assim a ocorrência de precipitados deve ocorrer apenas como carbonato de cálcio.

Os quadros seguintes apresentam os resultados para cada posição da zona radicular.

Prof. Z.R. em quartos	CE_r	Fc	Na	Mg	Ca	Cl	HCO_3	RAS
0	2,30	1,00	10,00	4,00	9,30	15,30	7,00	3,88
1	5,00	2,17	21,74	8,70	20,22	33,26	15,22	5,72
2	12,11	5,26	52,63	21,05	48,95	80,53	36,84	8,90
3	18,11	7,87	78,74	31,50	73,23	120,47	55,12	10,88
4	23,00	10,00	100,00	40,00	93,00	153,00	70,00	12,26
Média aritmética[1]						79,60		8,39
Média ponderada com a absorção						42,77		6,11

Prof. Z.R. em quartos	$P(CO_2)$ (kPa)	HCO_3/Ca	X	Ca_e	RAS_{aj}	CE_{as}	$CE_{es}aj$
0	0,07	0,753	15,41	2,73	5,45	1,64	0,82
1	0,50	0,753	17,12	5,84	8,06	3,56	1,78
2	1,50	0,753	19,66	9,68	13,43	8,18	4,09
3	2,30	0,753	20,99	11,91	16,90	11,98	5,99
4	3,00	0,753	21,80	13,51	19,33	15,05	7,53
Média[1]					12,70	8,02	4,01
Média ponderada com a absorção					8,88	4,43	2,22

[1] Valor calculado fazendo-se a média de cada camada e posterior média das médias parciais.

Os procedimentos de como se calcular os valores apresentados nestes dois últimos quadros estão apresentados em seguida:

CE_r - CE da água percolada das respectivas camadas, sem considerar ocorrência de precipitações. O valor para a posição "0" (entrada de água) corresponde a CE da água de irrigação.

Fc - fator de concentração da solução do solo, obtido pela razão entre CE_r de cada posição da zona radicular e CE_a.

Na, Mg, Ca, HCO_3 e Cl - concentração dos elementos contidos na água de irrigação vezes o fator de concentração de cada posição.

RAS determinada pela equação: RAS =Na/ [(Ca+Mg)/2]0,5

RASaj determinada pelas Eq. 17; 18 e 19

CE_{as} - CE da solução do solo na capacidade de campo, corrigida pela precipitação ou dissolução da calcita, ou seja, $CE_{as}=CE_r$ - 0,1.(Ca - Ca_e).

CE_{es}aj - CE da solução do solo (CE_{as}) expressa como do extrato de saturação, obtido por:

$$CE_{es}aj = \frac{U_S}{U_{cc}} CE_{as} \quad (10)$$

Assim, CE_{es} e CE_{as}, assumindo a precipitação do $CaCO_3$, foram respectivamente 2,22 e 4,01 dS m^{-1}, representando uma redução de 30,8 e 33,9% em relação aos valores obtidos sem considerar as precipitações. Por outro lado, as médias aritmética e ponderada da RAS apresentaram um aumento de 51,3 e 45,3%, quando se efetuou a correção da precipitação do Ca.

a.3- Necessidade de lixiviação para se obter o rendimento potencial de 90%.

Considerando os parâmetros de tolerância para o tomate, aplicando a Eq. (1), a salinidade do solo para o rendimento de 90% é de 3,5.

Utilizando a planilha de cálculo acima, para FL de 0,02 a 0,30, têm-se os seguintes valores de salinidade do solo (CEes) para irrigação convencional e de alta frequência:

Tipo	Fração de lixiviação								
de irrigação	0,02	0,03	0,04	0,05	0,07	0,10	0,15	0,20	0,30
Convencional	10,2	8,08	6,86	6,03	4,95	4,01	3,14	2,63	2,06
Alta frequência	3,55	3,18	2,93	2,75	2,48	2,22	1,93	1,75	1,50

Assim, para irrigação convencional, a necessidade de lixiviação deve ficar por volta de 12%, e para irrigação de alta frequência, 2%.

Manejo da água e tolerância das culturas considerando os valores de CE das águas dos poços na região de Mossoró

A área explorada sob condições de irrigação no Nordeste do Brasil ainda é pequena (aproximadamente 663.672 ha, em 2001), mas existe potencial para chegar a 1.304.000 ha (Christofidis, 2001). Embora a irrigação seja apontada como uma das alternativas para o desenvolvimento socioeconômico das regiões semiáridas, ela deve ser manejada racionalmente, a fim de evitar problemas de salinização dos solos e de degradação dos recursos hídricos e edáficos, uma vez que as condições climáticas dessas regiões são extremamente favoráveis à ocorrência desses problemas (Medeiros, 2008).

Souza et al. (2000) reforçam que, em áreas irrigadas, o processo de salinização pode acontecer mesmo em solos com boas características, em especial nas situações em que não existe manejo de solo e água adequado. Na realidade, a concentração de sais nos solos irrigados apresenta relação direta com a precipitação total anual, com as características físicas do solo e com as condições de drenagem.

Sabe-se que todas as águas utilizadas na irrigação contêm sais, que se concentram no solo à medida que as plantas retiram a água deste. Uma lâmina de 100 mm mesmo com baixo teor de sais (condutividade elétrica de 0,50 dS m^{-1} ou 320 mg L^{-1} de sólidos dissolvidos totais), pode incorporar no solo cerca de 320 kg ha^{-1} de sais, sendo que cada irrigação ou lâmina adicional provocaria um aumento progressivo se estes sais não forem lixiviados ou sofrerem qualquer outra transformação - precipitação ou retirada pelas plantas. Na presença do lençol freático alto, a água ascende por capilaridade na zona radicular à medida que esta é evapotranspirada. A rapidez deste processo depende do manejo da irrigação, da concentração de sais na água do lençol, da profundidade do lençol freático, do tipo de solo e do clima (Ayers & Westcot, 1999).

Na agricultura irrigada, a utilização indiscriminada de águas com concentração elevadas de sais pode salinizar os solos, comprometendo a produção das culturas. Porém, existem amplas evidências em todo o mundo, que águas de alta salinidade, classificadas como inadequadas para irrigação, podem ser usadas na irrigação de várias culturas selecionadas sob certas condições (Rhoades et al., 2000).

Alguns autores (Medeiros et al., 2003; Maia, 1996) verificaram a existência de relações entre diferentes características da água. Na Tabela 5 são apresentadas relações existentes entre a CE e as concentrações de íons (Ca^{2+}+ Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^+ e Cl^-) que podem ser estimadas com razoável precisão ($R^2 > 0,69$) a partir da CE, crescendo todos proporcionalmente com a salinidade da água, enquanto o HCO_3^- não apresentou correlação significativa, mas podendo ser obtido por diferença (HCO_3 = Ca+Mg+Na-Cl). De forma geral, as relações similares entre as épocas, exceto para a relação Na x CE, cujas águas mais salina tenderam a apresentar maiores teores de Na.

O uso da irrigação com águas de qualidade inferior em regiões semiáridas exige manejo adequado, com aplicação de frações de lixiviação e o uso de sistemas de drenagem como estratégia para minimizar a acumulação de sais na área do sistema radicular das culturas.

Na Figura 1 verifica-se que as culturas classificadas como tolerantes (algodão, coqueiro, grama) podem ser irrigadas sem nenhuma restrição pelo método convencional quando se utiliza águas com CE ≤ 3,5 dS m^{-1}. Já as águas com CEa > 4,5 dS m^{-1} apresentam restrição para o uso convencional

Tabela 5. Relação entre condutividade elétrica e as concentrações de diferentes íons

Relação	Primeira coleta	
	Equação	R^2
(Ca + Mg) x CE	y = 6,188x+2,539	0,971
Ca x CE	y = 3,856x+2,830	0,931
Na x CE	y = 3,874x - 2,699	0,697
Cl x CE	y = 11,298x- 10,183	0,944

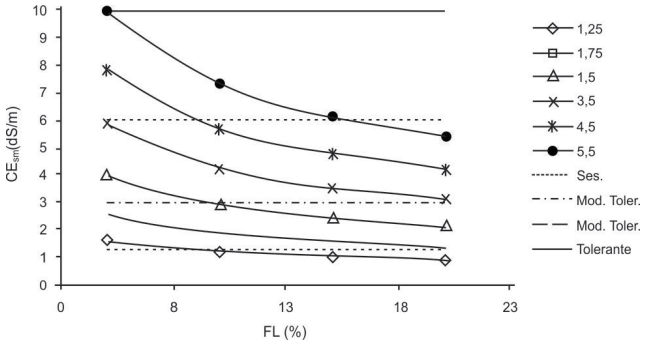


Figura 1. Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes) em função da condutividade elétrica de água (CEa) e da fração de lixiviação (FL) aplicada por meio de métodos de irrigação convencional

em culturas tolerantes, recomendando-se uma lixiviação de ≥ 8% .

Nas culturas moderadamente tolerantes (mamão, abobrinha, sorgo, etc) a irrigação convencional pode ser utilizada sem nenhuma restrição quando se utilizar águas com CE_a ≤1,75 dS m^{-1}, contudo estas culturas não suportam irrigação com águas de CE_a ≥ 5 dS m^{-1}, sem que haja prejuízo. Para se utilizar águas com CE_a de 2,5; 3,5 e 4,5 dS m^{-1} sem redução do seu rendimento, é preciso adicionar lâmina de irrigação com frações de lixiviação ≥ 5%, 10% e 18%, respectivamente.

Utilizando-se irrigação de alta frequência (Figura 2), observa-se que todas as águas avaliadas podem ser aplicadas na irrigação das culturas tolerantes. Para moderadamente tolerantes, existem restrições para águas com CE_a > 3,5 dS m^{-1}.

A cultura do melão, considerada moderadamente sensível, não pode ser irrigada sem que haja prejuízo pela água de CEa ≥ 3,5 dS m^{-1} (Figura 2). Já as águas de 2,5 dS m^{-1} podem ser utilizadas sem prejuízos na produção, desde que se aplique fração de lixiviação ≥ 14%.

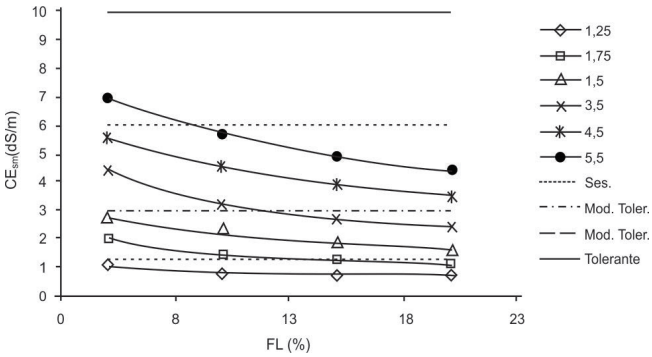


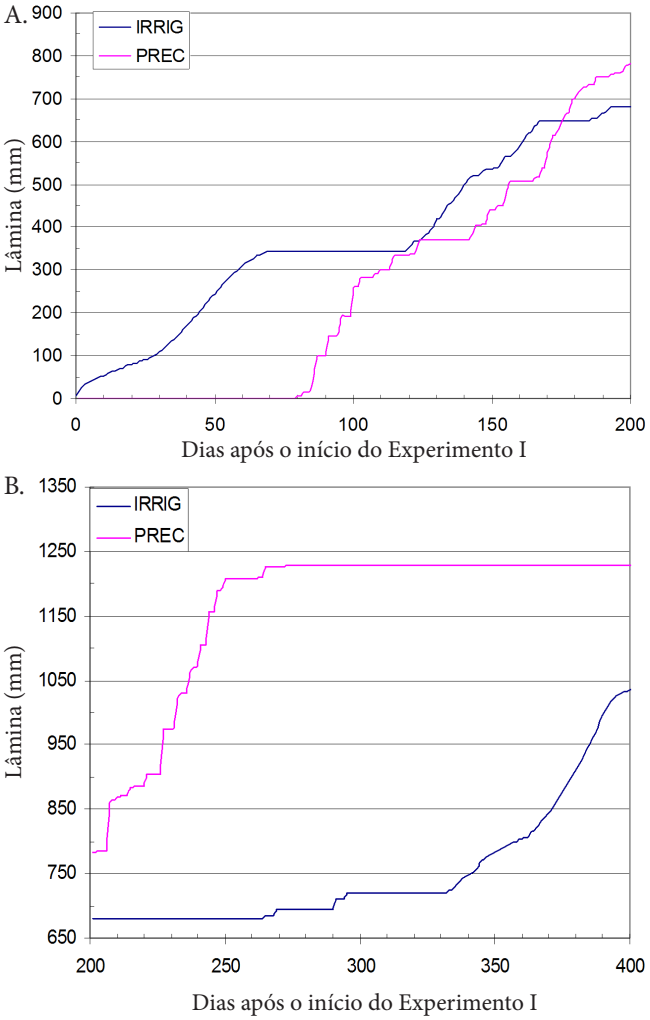
Figura 2. Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes) em função da condutividade elétrica de água (CEa) e da fração de lixiviação (FL) aplicada por meio de métodos de irrigação de alta frequência

Experiências no Nordeste Brasileiro com Água Salina

Na área semiárida do Brasil, embora exista uma boa disponibilidade de água doce, há uma má distribuição espacial, muitas vezes distante dos bons solos para irrigação. Um exemplo concreto disso ocorre na área da Chapada do Apodi, no estado do Rio Grande do Norte, onde existe uma área significativa de solos apropriados para culturas irrigadas, sem problemas de drenagem, mas a água que tem disponibilidade a custo relativamente barato apresenta salinidade alta (1,0 a 4,0 dS m^{-1}). Mesmo assim, cerca de 50% do melão produzido pelo país é produzido nesta área.

Estudando o risco de salinização em quatro solos do Rio Grande do Norte sob irrigação com águas salinas Silva et al. (2007) verificaram que o uso de águas de condutividade elétrica crescente promoveu a elevação do pH, da CEes e da RAS no extrato de saturação dos solos. O aumento na relação de adsorção de sódio das águas promoveu o incremento dos efeitos das soluções salinas sobre os solos, indicando a necessidade do monitoramento da qualidade da água e das propriedades físico-químicas dos solos submetidos à irrigação com águas salinas.

Os solos da região de Mossoró são solos sedimentares que apresentam na sua maioria boa drenagem e que a precipitação média na região fica ao redor 700 mm, o que tem sido suficiente para lixiviar os sais que se acumulam durante o período seco, com irrigações. Na Figura 3 são apresentadas



Observação: O Cultivo de milho foi realizado 120 dias após o início do Exp. I e o segundo ciclo do melão 335 dias após o início do Exp. I.

Figura 3. Lâmina de irrigação e de chuva ocorrida durante o cultivo de melão, milho e melão

as lâminas de irrigação e precipitação pluviométrica que ocorrem durante dois ciclos de melão intercalado com o cultivo de milho no período das chuvas, enquanto na Figura 4 observa-se a salinidade do solo durante esse período para a área irrigada com quatro níveis de sais. Verifica-se que o período chuvoso foi suficiente para reduzir os sais do solo, acumulando no período seco valores similares aos níveis existentes antes do cultivo. Resultados similares podem ser observados em Barros (2002).

Na perspectiva de aproveitamento de água salina irrigada podemos destacar várias pesquisas com intuito de minimizar o problema de salinidade, por meio da utilização de espécies mais tolerantes. Sabe-se que as espécies e cultivares se comportam diferentemente em relação à salinidade. Costa et al. (2008) estudando a emergência de plântulas de melões híbridos Goldex e Vereda, em diferentes níveis de salinidade (CE= 0,45; 1,30; 2,15; 3,00; 3,85; 4,70 dS m^{-1}) da água de irrigação observaram que a salinidade interferiu em todos os parâmetros estudados: índice de velocidade de emergência (IVE), emergência das plântulas em casa de vegetação, altura da parte aérea da plântula e massa da matéria seca da parte aérea das plântulas, sendo que concentrações a partir de 2,15 dS m^{-1} são mais prejudiciais ao híbrido Goldex que o Vereda. Em melão tipo 'Honey Dew', Pereira et al. (2007) verificaram redução de 6,2% na fotossíntese entre a menor (0,57 dS m^{-1}) e a maior (4,50 dS m^{-1}) salinidade da água de irrigação.

Objetivando avaliar o crescimento e o desenvolvimento do híbrido Gold mine, submetido a dois níveis de salinidade da água de irrigação (0,55 e 2,65 dS m^{-1}), em Mossoró (RN), Farias et al. (2003) verificaram que o acúmulo de fitomassa seca foi afetado pela água de maior salinidade ao longo de todo o ciclo da cultura.

Em vários trabalhos conduzidos na região do Agropólo Mossoró-Assu foram avaliados os efeitos da salinidade da água de irrigação no crescimento, produção e qualidade pós-colheita do meloeiro (Dutra et al. 2000; Porto Filho et al., 2006a, 2006b; Queiroga et al., 2006; Silva Júnior et al., 2007). Gurgel et al. (2005) mostraram que é viável, economicamente, produzir melões de cultivar Orange Flesh, utilizando água salina (CEa=3,02 dS m^{-1}), mas para a cultivar Goldex só houve viabilidade econômica quando essa cultivar foi irrigada com água de máxima salinidade equivalente CEa= 2,4 dS m^{-1} e adubada com doses maiores de K_2O.

No caso do coqueiro admite-se que possua elevada tolerância aos sais, levando em consideração os cultivos existentes na orla marítima. De acordo com Ferreira Neto et al. (2002) a água de irrigação com CE de até 10 dS m^{-1} pode ser utilizada no cultivo de coqueiro anão, para coco verde sem alterar a qualidade do fruto comercialmente.

Várias pesquisas têm demonstrado que a tolerância das culturas à salinidade pode variar entre espécies e cultivares de uma mesma espécie. Para as cucurbitáceas, pôde-se constatar este fato nos trabalhos desenvolvidos por Costa et al. (2013), com as cultivares de melancia Quetzali e Leopard, e por Pereira (2010), com as cultivares de melão Sancho e Medellín (Pele de Sapo), Mandacaru (Amarelo), Néctar (Gália) e Sedna (Cantaloupe).

O estudo conduzido por Kusvuran et al. (2011), com 31 genótipos de melão, apresentou grande variação genotípica do meloeiro, em resposta aos efeitos da salinidade. Segundo Botía et al. (2005), esta variabilidade genética está associada aos mecanismos de adaptação ao estresse salino, desenvolvidos por genótipos de espécies tolerantes aos sais, e, no caso do meloeiro, os autores relatam que as plantas de meloeiro, quando tolerantes à salinidade, acumulam Na e Cl^- no caule, evitando altas concentrações destes íons nas folhas e, consequentemente, a toxidez. Porém, no caso das cultivares estudadas, pode-se considerar que não há variabilidade genética entre elas associada aos efeitos da

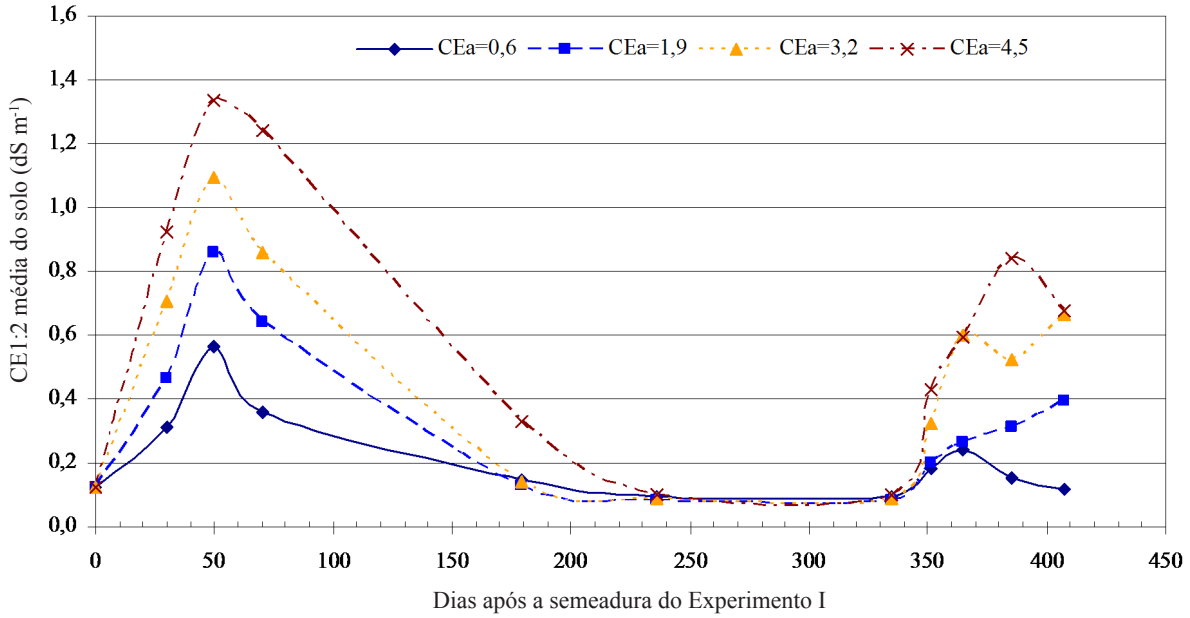


Figura 4. Curvas de salinidade do solo durante um período de um ano e meio, onde se cultivou dois ciclos de melão e um de milho

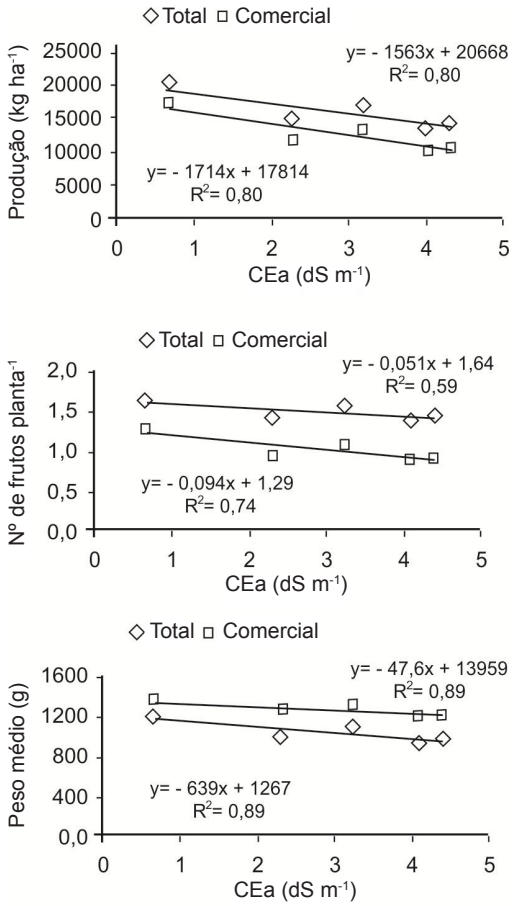
salinidade, uma vez que não há diferença significativa entre a interação estratégias de manejo x cultivares.

Terceiro Neto et al. (2013) observaram que a estratégia de manejo referente à irrigação com água de baixa salinidade (alto custo de exploração), aplicada durante dois dias, e com água de alta salinidade, destacou-se na produção total e comercial de frutos do meloeiro, proporcionando economia de, aproximadamente, 33% de água de baixa salinidade, o que poderá ser uma estratégia de manejo de irrigação economicamente viável (Tabela 6). O fato da irrigação com água salina viabilizar a produção de melão demonstra que a água salina é um recurso potencial para a irrigação em áreas semiáridas do Nordeste do Brasil.

Em relação à qualidade pós-colheita dos frutos, Dias et al. (2010) constataram que os níveis de salinidade da solução nutritiva afetaram, significativamente ($p < 0,05$), a qualidade química dos frutos, no que se refere aos conteúdos médios de sólidos solúveis (SS), observando acréscimo linear desta variável, com o incremento da CE da solução.

Zong et al. (2011) também observaram efeitos da salinidade na produção e qualidade de duas espécies de cucurbitáceas chinesas. Para o melão (cv. Huanghe), os autores registraram decréscimo na produtividade e no teor de ácido glutâmico, à medida em que se aumentou a salinidade da água de irrigação, embora a concentração da maioria dos aminoácidos não tenha diferido significativamente. Já o rendimento da melancia diminuiu significativamente, com o incremento da salinidade da água, enquanto o número de frutos, firmeza de polpa, teor de proteína bruta e aminoácidos essenciais da melancia aumentaram significativamente, com o incremento da salinidade da água. De acordo com os autores, o estresse salino, em ambas as espécies de cucurbitáceas, resultou em aumento no teor de SS.

A utilização de água de qualidade inferior nas plantas além de promover efeito osmótico ocasiona também desbalanceamento dos nutrientes essenciais. Carmo (2010) estudando o efeito de cinco níveis de salinidade da água de irrigação (S1 - 0,66, S2 - 2,21, S3 - 3,29, S4 - 4,11 e S5 - 4,38 dS m^{-1}) associados com três doses de N aplicadas em fertirrigação (26, 51 e 76 kg ha^{-1}) na produção de abóbora e nos seus componentes, verificaram que a salinidade da água de irrigação diminuiu a produtividade, número de frutos por planta e peso médio de frutos (Figura 5), quer



Fonte: Carmo (2010)

Figura 5. Produtividade, número de frutos por planta e peso médio de frutos totais e comerciais de abóbora, híbrido atlas, em função do nível de salinidade da água de irrigação (CEa)

Tabela 6. Médias dos números de frutos comercial (NFC) e total (NFT) por planta, produção comercial (PC) e total (PT) e massa média de frutos comercial (MMC) e total (MMT), em função de estratégias de manejo de irrigação com água de baixa (S1 = 0,61 dS m^{-1}) e alta (S2 = 4,78 dS m^{-1}) salinidade, utilizada na irrigação de meloeiros das cultivares Sancho e Medellín

Tratamento	NFC	NFT	PC	PT	MMC	MMT
	frutos pl^{-1}		Mg ha^{-1}		kg fruto^{-1}	
Estratégia de manejo						
$T_1 – S_1S_1S_2S_2$	1,43 a	1,99 a	36,53 a	46,06 a	2,55 a	2,31 a
$T_2 – S_2S_1S_2S_2$	1,14 ab	1,55 b	32,37 a	40,67 a	2,72 a	2,61 a
$T_3 – S_2S_2S_1S_2$	1,04 b	1,63 ab	30,84 a	42,20 a	2,91 a	2,61 a
$T_4 – S_1$2d + $S_2$1d	1,40 ab	1,85 ab	40,42 a	49,66 a	2,83 a	2,69 a
$T_5 – S_2S_2S_2S_2$	1,15 ab	1,68 ab	33,86 a	43,46 a	2,83 a	2,56 a
$T_6 – S_0S_0S_0S_0$	1,22 ab	1,75 ab	34,92 a	45,48 a	2,79 a	2,60 a
Cultivar						
Sancho	1,26 a	1,81 a	33,79 a	43,78 a	2,62 b	2,42 b
Medellín	1,20 a	1,67 b	35,86 a	45,39 a	2,93 a	2,71 a
CV 1 (%)	21,56	14,00	24,27	17,94	11,17	11,65
CV 2 (%)	19,13	12,15	18,49	12,94	5,98	6,56

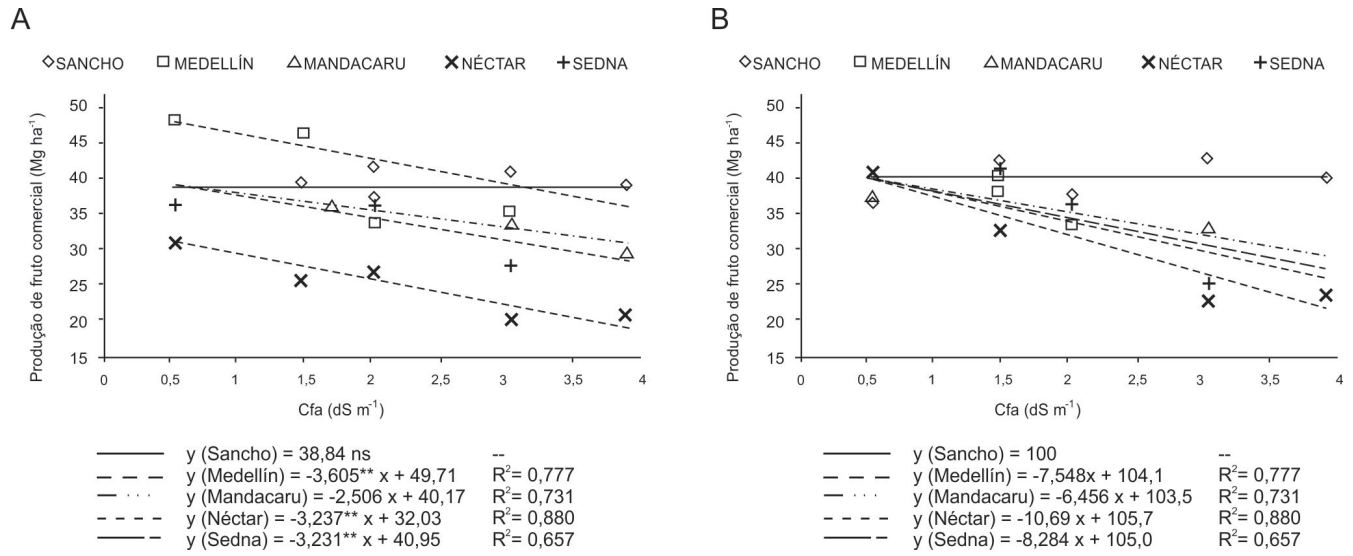
Fonte: Terceiro Neto et al. (2013)

Médias seguidas pela mesma letra, na vertical, não diferem entre si, a 5%, pelo teste Tukey. S_1 = água de poço profundo (CE = 0,61 dS m^{-1}); S_2 = água de poço raso (CE = 4,78 dS m^{-1}); S_0 = mistura de S1 com S2 (CE = 3,21 dS m^{-1})

Tabela 7. Valores médios dos componentes de produção para o milho verde

TRAT	PRESCP	PMESCP	PRESSP	NMES	PMESSP	PRG15%
1-1-1	8,89A	125,75A	7,82A	1,05A	110,46A	4,84A
1-2-2	7,26A	105,87AB	6,29A	1,03A	91,71AB	4,31A
1-3-3	5,83A	102,27AB	4,99A	0,84A	87,43AB	3,68A
2-2-2	7,15A	120,2AB	5,98A	0,89A	100,63AB	4,29A
1-2-3	5,71A	90,92B	4,85A	0,93A	77,25B	3,58A
3-3-3	7,54A	111,44AB	6,33A	1,01A	93,3AB	4,57A
Média	7,06	109,41	6,04	0,96	93,46	4,21

Médias seguidas pela mesma letra, na vertical, não diferem entre si, a 5%, pelo teste Tukey. PRESCP e PRESSP - t ha^{-1} de espigas com e sem palha; PMESCP e PMESSP - g/espiga com e sem palha; NMES - espigas por planta; e PRG15% - t ha^{-1} de grãos com 15% de umidade. A ordem dos números representa a salinidade da água de irrigação aplicada entre 1 e 30 dias, 31 e 60 e 61 e 90 dias, sendo: 1- água de CE 0,75 dS m^{-1}; 2 - água de CE 2,5 dS m^{-1} e 3 - água de CE 5,0 dS m^{-1})



Fonte: Pereira (2010)

Figura 6. Produção de frutos comerciais (A) e Produção relativa de frutos comerciais (B), para cultivar Sancho, Medellín, Mandacaru, Néctar e Sedna em função da condutividade elétrica da água de irrigação (CEa)

seja da produção total quer seja da produção comercial, entretanto, na produção total as perdas relativas por unidade de salinidade acima do menor nível utilizado para produtividade, número de frutos por planta e peso médio de frutos foram respectivamente de 8,0, 3,2 e 3,5%/(dS m^{-1}), enquanto para a produção comercial os respectivos valores foram 10,3, 7,9 e 3,2%/(dS m^{-1}). Constatou ainda que as doses de nitrogênio incrementaram a produção, exceto para peso médio de frutos comerciais.

Alternativas podem ser utilizadas no caso de existir águas de baixa e alta salinidade, como a mistura de água de elevada concentração de sais com água de boa qualidade, que vem sendo uma alternativa para melhorar a qualidade e aumentar a disponibilidade de água nessas regiões, principalmente nas áreas em que as águas apresentam elevados teores de sais, ou se irrigar nas fases iniciais de cultura com água doce e posteriormente utilizar as águas de maior salinidade (Porto Filho, 2003).

Galvão (2014) estudando a combinação de água com três níveis de salinidade (S1 - 0,75 dS m^{-1}, água oriunda do poço profundo que explora o aquífero arenito Açu; S2 - 2,5 dS m^{-1} e S3 - 5,0 dS m^{-1}), aplicadas em diferentes épocas (E), ao longo do ciclo da cultura. (E1 - 0 a 30 DAE, E2 - 31 a 60 DAE e E3 - 61 a 90 DAE) não observou diferença na produção de milho verde aos 76 DAS e de grãos aos 115 DAS em relação ao manejo diferenciado de águas de alta concentração salina, exceto o peso médio das espigas secas com e sem palha (Tabela 7).

Pereira (2010) analisando o efeito de cinco condutividades elétricas da água de irrigação (0,54; 1,48; 2,02; 3,03 e 3,90 dS m^{-1}) na produção de frutos comerciais de cinco cultivares de melão (Sancho e Medellín -pele de Sapo; Mandacaru - amarelo; Néctar - Gália; Sedna - cantaloupe) verificou que a tolerância das cultivares à condutividade elétrica da água de irrigação, em ordem decrescente foi: Sancho > Mandacaru > Medellín > Sedna > Néctar, com as respectivas perdas por incremento unitário de salinidade 0; 6,46; 7,55; 8,28 e 10,69%, respectivamente (Figura 6).

Considerações Finais

Devido à presença de sais nas águas utilizadas em irrigação existem riscos de salinização do solo, caracterizado pelo aumento da concentração de sais solúveis, de sódio trocável e de íons tóxicos para as plantas, o que podem comprometer a sustentabilidade da agricultura irrigada. A aplicação de práticas adequadas de manejo de água, solo e planta pode minimizar esses riscos, garantindo a manutenção da produtividade. Além disso, atualmente

existem ferramentas que permitem avaliar e simular os riscos de salinização do solo e prever os rendimentos das culturas para diferentes situações. Experiências de uso de água salina na irrigação na região Nordeste têm mostrado que é possível se ter uma agricultura rentável, embora haja necessidade que o solo tenha boa drenagem, que as culturas tolerem os níveis de salinidade resultantes do uso de determinada água e que o manejo da irrigação da cultura seja ajustado às condições existentes. Resultados de pesquisas obtidos na região têm caracterizado as águas existentes na região com potencial de uso para irrigação, determinado o nível de tolerância de diversas culturas à salinidade e técnicas de manejo da água de irrigação visando o controle da salinidade.

Literatura Citada

Ahmed, M.; Qamar, I. A. Rehabilitation and productive use of salt affected lands through afforestation. Science Vision. v.9, p.178-191, 2004.

Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Evapotranspiración del cultivo: Guias para la determinación los requerimientos de agua de los cultivos. Roma: FAO, 2006. 298p.

ANA - Agência Nacional de Águas.. Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos traz balanço da situação e da gestão das águas no Brasil 2013. Brasília, 2013. http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia. aspx?id_noticia=12365. 25 nov. 2016.

ANA - Agência Nacional de Águas. ANA divulga relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2015. Brasília, 2015. http: http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/ noticia. aspx?id_noticia=12683. 25 nov. 2016.

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. 2.ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.

Barros, A. D. de. Manejo da irrigação por gotejamento, com diferentes níveis de salinidade da água, na cultura do melão. Botucatu: FCA/UNESP, 2002. Tese Doutorado

Barros, M. de F. C., Fontes, M. P. F., Alvarez, V. H. Recuperação de solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil. Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental, v.8, p.59-64, 2004.

Bernardo, S.; Soares, A. A.; Mantovani, E. C. Manual de irrigação. 8. ed. Viçosa: UFV, 2006. 625p.

Bernstein, L.; Francois, L. E. Leaching requirement studies: Sensitivity of alfalfa to salinity of irrigation and drainage waters. Soil Science Society of America Proceedings, v.37, p.931-943, 1973.

Bernstein, L.; Pearson, G. A. Influence of integrated moisture stress achieved by varying the osmotic pressure of culture solutions on growth of tomato and pepper plants. Soil Science, v.77, p.355-368, 1954.

Botía, P.; Navarro, J. M.; Cerdá, A.; Martinez, V. Yield and fruit quality of two melon cultivars irrigated with saline water at different stages of development. European Journal of Agronomy, v.23, p.243-253, 2005.

Bower, C. A.; Ogata, G.; Tucker, J. M. Rootzone salt profiles and alfalfa growth as influenced by irrigation water salinity and leaching fraction. Agronomy Journal, v.61, p.783-785, 1969.

Bresler, E. Application of a conceptual model to irrigation water requirement and salt tolerance of crops. Soil Science Society of America Journal, v.51, p.788-793, 1987.

Bresler, E.; Hoffman, G. J. Irrigation management for salinity control: Theories and tests. Soil Science Society of America Journal, v.50, p.1552-1560, 1986.

Cordeiro, G. G.; Barreto, A. N; Carvajal, A. C. N. Levantamento das condições de salinidade e sodicidade do projeto de irrigação de São Gonçalo (2ª parte). Petrolina: EMBRAPA, 1988. 57p.

Costa, A. R. F. C. da, Medeiros, J. F. de, Porto Filho, F. de Q., Silva, J. S. da, Costa, F. G. B., Freitas, D. C. Produção e qualidade de melancia cultivada com água de diferentes salinidades e doses de nitrogênio. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.947-954, 2013.

Costa, A. R. F. C. da., Torres, S. B., Oliveira, F. N. de., Ferreira, G. S. Emergência de plântulas de melão em diferentes níveis de salinidade da água de irrigação. Revista Caatinga, v.21, p.89-93, 2008.

Costa, M. da C. Efeitos de diferentes lâminas de água com dois níveis de salinidade na cultura do meloeiro. Botucatu: FCA/UNESP, 1999. Tese Doutorado

Christofidis, D. Os recursos hídricos e a prática da irrigação no Brasil e no mundo. Irrigação e Tecnologia Moderna – ITEM, n.49, p.8-13, 2001.

Dias, N. S.; Lira, R. B. de; Brito, R. F. de; Souza Neto, O. N. de; Ferreira Neto, M.; Oliveira, A, M. de. Produção de melão rendilhado em sistema hidropônico com rejeito da dessalinização de água em solução nutritiva. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.1-5, 2010.

Dudal, R.; Purnell, M. F. Land resources: Salt affected soils. Reclamation and Revegetation Research, v.5, p.1-10, 1986.

Dutra, I.; Medeiros, J. F. de; Porto Filho, F. de Q.; Costa, M. da C. Determinação do fator de cobertura do melão cultivado sob diferentes lâminas e salinidades da água de irrigação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, p.146-151, 2000.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of the world's land and water resources for food and agriculture. Rome: FAO. 2011. 50p.

FAO/UNESCO - Food and Agriculture Organization of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Irrigation, drainage and salinity. An international sourcebook. Paris: Hutchison, 1973. 510p.

Farias, C. H. de. A.; Espínola Sobrinho, J.; Medeiros, J. F. de; Costa, M. da C.; Nascimento, I. B.; Silva, M. C. de C. Crescimento e desenvolvimento da cultura do melão sob diferentes lâminas de irrigação e salinidade da água. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, p.445-450, 2003.

Ferreira, P. A. Manejo de água: Planta em solos salinos. Viçosa,: UFV, 1998. 93 p.

Ferreira Neto, M.; Gheyi, H. R.; Holanda, J. S. de; Medeiros, J. F. de; Fernandes, P. D. Qualidade do fruto verde de coqueiro em função da irrigação com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.6, p.69-75, 2002.

Flowers, T. J. Improving crop salt tolerance. Journal of Experimental Botany, v.55, p.307-319, 2004.

Francois, L. E. Alfalfa management under saline conditions with zero leaching. Agronomy Journal, v.73, p.1042-1046, 1981.

Galvão, D. de C. Estratégia de uso de água salina na irrigação do milho. Mossoró: UFERSA, 2014. 62p. Dissertação Mestrado

Goes, G. S. O problema de salinidade e drenagem em projetos de irrigação do Nordeste e a ação da pesquisa com vistas a seu equacionamento. In: Reunião sobre Salinidade em Áreas Irrigadas. Anais... Fortaleza, 1978. p.1-34.

Gupta, R. K.; Abrol, I. P. Salt-affected soils: Their reclamation and management for crop production. Advances in Soil Science, v.11, p.223-288, 1990.

Gurgel, M. T.; Gheyi, H. R.; Oliveira, F. H. T.; Uyeda, C. A.; Fernandes, P. D.; Almeida Filho, F. D. Análise econômica do uso de água salina no cultivo de meloeiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.258-262, 2005.

Hoffman, G.J.; Genuchten, M. T. van. Soil properties and efficient water use: water management for salinity control In: Taylor, H. M.;. Jordan, W. R; Sinclair, T. R. (ed.) Limitations to efficient water use in crop production. Madison: ASA, CSSA, SSSA, 1983. p.73-85.

Hoffman, G. J.; Howell, T. A.; Solomon, K. H. Management of farm irrigation systems. St. Joseph: ASAE, 1992. Cap.18, p.667-715. ASAE Monograph, 9

Hoffman, G. J.; Maas, E. V.; Prichard, T. L.; Meyer, J. L. Salt tolerance of corn in the Sacramento-San Joaquin Delta of California. Irrigation Science, v.4, p.31-44, 1983a.

Hoffman, G. J.; Rhoades, J. D.; Letey, J.; Sheng, F. Salinity management. In: Hoffman, G. J.; Howell, T. A.; Solomon, K. H. (ed.) Management of farm irrigation systems. St. Joseph: ASAE, 1992. Cap. 18, p. 667-775.

Holanda, A. C.; Santos; R. V.; Solto, J. S.; Rocha, A. R. Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em ambientes degradados por sais. Revista de Biologia e Ciências da Terra, v.7, p. 39-50, 2007.

Ingvalson, R. D.; Rhoades, J. D.; Page, A. L. Correlation of alfalfa yield with various index of salinity. Soil Science, v.122, p.145-153, 1976.

Jain, P. K.; Paliwal, K.; Dixon, R. K.; Gjerstad, D. H. Improving productivity of multipurpose tree on substandard soil in India. Journal Forestry, v.87, p.38-42, 1989.

Kelley, W. P. Use of saline irrigation water. Soil Science, v.95, p.385-391, 1963.

Kusvuran, S.; Dasgan, H. Y.; Abak, K.; Aydoner, G. Determination of genotypical differences of melons to salt tolerance. Acta Horticulturae, v.918, p.777-783, 2011.

Letey, J.; Dinar, A. Simulated crop-water production functions for several crops when irrigated with saline Waters. Journal California Agriculture, v. 54, p.1-32, 1986.

Letey, J.; Dinar, A.; Woodring, C.; Oster, J. D. An economic analysis of irrigation systems. Journal Irrigation Science, v.11, p.37-43, 1990.

Lima, L. A. Efeitos de sais nosolo e na planta. In: Gheyi, H. R.; Queiroz, J. E.; Medeiros, J. F. de (ed.) Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: SBEA/UFPB, 1997. p. 113-136.

Maia, C. E. Qualidade da água para fertirrigação nas regiões da chapada do Apodi e baixo Açu-RN. Mossoró: ESAM. 1996, 122p. Monografia Especialização

Medeiros, J. F. de. Qualidade da água de irrigação e evolução da salinidade nas propriedades assistidas pelo "GAT" nos Estados do RN, PB e CE. Campina Grande: UFPB, 1992, 173p. Dissertação Mestrado

Medeiros, J. F. de. Manejo da água de irrigação salina em estufa cultivada com pimentão. Piracicaba: ESALQ/USP, 1998. 152p. Tese Doutorado

Medeiros, J. F. de. Salinização em áreas irrigadas: Manejo e controle. In: Folegatti, M.V.; Casarini, E.; Blanco, F. F. Fertirrigação: Flores, frutas e hortaliças. Guaíba: Agropecuária, 2001. Cap.2, p. 201-240.

Medeiros, J. F. de.; Gheyi, H. R. Manejo do sistema solo-água-planta em solos afetados por sais. In: Gheyi, H. R.; Queiroz, J. E.; Medeiros, J. F. de (ed.) Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB/SBEA, 1997. Cap. 8, p.239-284.

Medeiros, J. F. de; Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Carmo, G. A. do. Riscos e medidas mitigadoras para a salinidade em áreas irrigadas. In: Reunião Sulamericana para Manejo e Sustentabilidade da Irrigação em Regiões Áridas e Semiáridas. Cruz das Almas, 2008. p.249-279.

Medeiros, J. F. de; Lisboa, R. de A.; Oliveira, M. de. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, p. 469-472. 2003.

Medeiros, J. F. de.; Silva, M. C. C.; Sarmento, D. H. A.; Barros, A. D. Crescimento do meloeiro cultivado sob diferentes níveis de salinidade, com e sem cobertura do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, p.248-255, 2007.

Meiri, A. Plant response to salinity: experimental methodology and application to the field. In: Shainberg, I.; Shalhevet, K. Soil salinity under irrigation. Berlin: Springer-Verlag, 1984. p.284-297. Ecological Studies, 51

Meiri, A.; Poljakoff-Mayber, A. Effect of various salinity regimes on growth, leaf expansion, and traspiration rate of bean plants. Soil Science, v.109, p.26-34, 1970.

Meiri, A.; Shalhevet, J. Pepper plant response to irrigation water quality and timing of leaching. In: Hada, A.; Swartzendruber, D.; Rijtema, P. E.; Fuchs, M.; Yaron, B.; Physical aspects of soil water and salts in ecosystems. Berlin: Springer-Verlag, 1973. P.284-297. Ecological Studies, 4

Munns, R.; Richard, A. James, R. A.; Lauchli, A. Approaches to increasing the salt tolerance of wheat and other cereals. Journal of Experimental Botany, v.57, p.1025-1043, 2006.

Oliveira, M. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. In: Gheyi, H. R.; Queiros, J. E.; Medeiros, J. F. de (ed.) Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB, 1997. Cap.1, p.1-35.

Oliveira, M.; Maia, C. E. Qualidade físico-química da água para irrigação em diferentes aquíferos na área sedimentar do Estado do Rio Grande do Norte. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.2, p.42-46, 1998.

Pereira, F. A. L. Tolerância de cultivares de melão à salinidade. Mossoró: UFERSA, 2010. 76p. Dissertação Mestrado

Pereira, F. H. F.; Espinula Neto, D.; Soares, D. C.; Olivia, M. A. Trocas gasosas em plantas de tomateiro submetidas a condições salinas. Horticultura Brasileira, 2, Campo Grande, 2004. CDRom

Pereira, F. H. F; Medeiros, J. F.; Dombroski, J. L. D.; Figueiredo, V. B.; Oliveira, C. J. S.; Freitas, L. D. A. Alterações fisiológicas em plantas de melão tipo 'honey-dew' submetido a diferentes níveis de salinidade da água de irrigação. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, Mossoró, 2007. CD Rom

Porto Filho, F. de Q. Rendimento e qualidade do melão em função do nível e da época de aplicação de águas salinas. Campina Grande: UFCG, 2003. 133p. Tese Doutorado

Porto Filho, F. de Q.; Medeiros, J. F.; Gheyi, H. R.; Matos, J. de A.; Souza, E. R.; Souza Neto, E. R. Crescimento do meloeiro irrigado com águas de diferentes salinidades. Horticultura Brasileira, v.24, p.334-341, 2006a.

Porto Filho, F. de. Q.; Medeiros, J. F. de; Souza Neto, E. R. de; Gheyi, H. R.; Matos, J. de A. Viabilidade da irrigação do meloeiro com águas salinas em diferentes fases fenológicas. Ciência Rural, v.36, p.453-459, 2006b.

Queiroga, R. C. F. de; Andrade Neto, R. de C.; Nunes, G. H. de S.; Medeiros, J. F. de; Araújo, W. B. M. de. Germinação e crescimento inicial de híbridos de meloeiro em função da salinidade. Horticultura Brasileira, v.24, p.315-319, 2006.

Raats, P. A. C. Steady flows of water and salt in uniform soil profiles with plant roots. Soil Science Society of America Proceedings, v.38, p.717-722, 1974.

Rhoades, J. D. Quality of water for irrigation. Soil Science, v.113, p.277-284, 1972.

Rhoades, J. D. Drainage for salinity control. In: van Schilfgaarde, J. Drainage for Agriculture. Madison: ASA, 1974. Cap.15, p.433-461. ASA. Agronomy, 17

Rhoades, J. D.; Kandiah, A.; MashalI, A. M. Uso de águas salinias para produção agrícola. Campina Grande: UFPB, 2000. 117p.

Rhoades, J. D.; Loveday, J. Salinity in irrigated agriculture. In: Stewart, D. R.; Nielsen, D. R. (ed.) Irrigation of agricultural crops. Madison: ASA, CSSA, SSSA, 1990. p.1089-1142. Agronomy, 30

Rhoades, J. D.; Merrill, S. D. Assessing the suitability of water for irrigation: Theorical and empirical approaches. In: Prognosis of salinity and alkalinity. Rome: FAO, 1976. p.69-110. Soils Bulletin, 31

Ribeiro, M. R.; Freire, F. J.; Montenegro, A. A. A. Solos halomórficos no Brasil: Ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. In: Curi, N.; Marques, J. J.; Guilherme, L. R. G.; Lima, J. M.; Lopes, A. S; Alvarez, V. H. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003, p.165-208.

Richards, L. A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: USDA, 1954. 160p. Agriculture Handbook, 60

Santos, J. G. R. dos. Desenvolvimento e produção da bananeira Nanica sob diferentes níveis de salinidade e lâminas de água. Campina Grande: UFCG, 1997. 173p. Tese Doutorado

Shalhevet, J.; Bernstein, L. Effects of vertically heterogeneous soil salinity on plant growth and water uptake. Soil Science, v.106, p.85-93, 1968.

Shallevet, J.; Reiniger, P. The development of salinity profiles following irrigation of field crops with saline water. Journal of Agricultural Research, v.14, p.187-196, 1964.

Silva, J. L. A.; Alves, S. S. V.; Nascimento, I. B.; Silva, M. V. T.; Medeiros, J. F. Evolução da salinidade em solos representativos do Agropólo Mossoró-Assu cultivado com meloeiro com água de deferentes salinidades. Agropecuária Científica no Semiárido, v.7, p.26-31, 2011.

Silva, M. O.; Freire, M. B. G. S.; Mendes, A. M. S.; Freire, F. J.; Duda, G. P.; Sousa, C. E. S. Risco de salinização em quatro solos do Rio Grande do Norte sob irrigação com águas salinas. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.2, p.8-14, 2007.

Silva Júnior, M. J. da; Medeiros, J. F. de; Oliveira, F. H. T. de; Dutra, I. Balanço da fertirrigação em meloeiro "pele-de-sapo". Irriga, v.12, p.63-72, 2007.

Smith, R. J.; Hancock, N. H. Leaching requirement of irrigated soil. Agricultural and Water Management, v.11, p. 13-22, 1986.

Souza, L. C. de; Queiroz, J. E.; Medeiros, J. F.; Gheyi, H. R. Variabilidade espacial da salinidade de um solo aluvial no semi-árido paraibano. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, p.35-40, 2000.

Steppunh, H. Pre-irrigation of a severely-saline soil with in situ water to establish dry land oranges. Transactions of the ASAE, v.44, p.1543-1551, 2001.

Suarez, D. L. Relation between pHc and sodium adsorption ration (SAR) and an alternate method of estimating SAR of soil or drainage waters. Journal Soil Science Society America, v.45, p. 469-475, 1981.

Szabolcs, I. Salt affected soils as world problem. In: The Reclamation of Salt Affected Soils. Proceedings Interntional Symposio, Jiman: Beijing Agriculture University, 1985. p.30-47.

Terceiro Neto, C. P. C.; Gheyi, H. R.; Medeiros, J. F. de; Dias, N. da S.; Campos, M. de S. Produtividade e qualidade de melão sob manejo com água de salinidade crescente. Pesquisa Agropecuária Tropical, v.43, p.354-362, 2013.

Zong, L.; Tedeschi, A , Xue, X.; Wang, T.; Menenti, M.; Huang, C. Effect of different irrigation water salinities on some yield and quality components of two field-grown cucurbit species. Turkish Journal of Agriculture and Forestry, v.35, p.297-307, 2011.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

21 Estratégias de manejo para uso de água salina na agricultura

Claudivan F. de Lacerda[1], Raimundo N. T. Costa[1], Marlos A. Bezerra[2], Antônia L. R. Neves[1], Geocleber G. de Sousa[3] & Hans R. Gheyi[4]

[1] Universidade Federal do Ceará
[2] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Agroindústria Tropical
[3] Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira
[4] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Introdução

Em regiões áridas e semiáridas, devido a baixa e a irregularidade da precipitações pluviais, a prática da irrigação constitui a única maneira de garantir a produção agrícola com segurança. Isso decorre do fato de que elevadas produtividades das culturas somente são obtidas quando se tem o suprimento hídrico adequado, notadamente em condições de elevadas temperaturas (Lucak et al., 2012).

Os bons resultados obtidos no setor da agricultura irrigada no semiárido nordestino têm contribuído para o fortalecimento de outros aspectos da economia através de práticas de cultivos diversificados, da estimulação da agroindústria e da exportação de produtos. No entanto, a agricultura no semiárido brasileiro e em várias partes do mundo está enfrentando o problema com a escassez de recursos hídricos. Esse problema associado ao grande consumo de água na agricultura irrigada e a escassez de água de boa qualidade para atender a demanda crescente da população (consumo, indústrias, entre outros), tem aumentado a pressão sobre o setor e até inviabilizado diversos empreendimentos agrícolas, notadamente aqueles com culturas perenes.

Os problemas mencionados acima conduzem a sociedade, naturalmente, a uma nova mentalidade, que deve vislumbrar a economia e o uso eficiente da água, nos diferentes ambientes e nos diversos setores da economia. No setor agrícola, por exemplo, podemos destacar o aumento no uso da irrigação localizada, a qual garante maior eficiência no uso da água. Também se verifica notadamente impulsionada pela crise hídrica atual, o interesse crescente pelo aproveitamento de águas de qualidade inferior e pelo uso múltiplo de fontes de água para irrigação. Isso envolve, dentre outras coisas, o uso de fontes de águas salobras, comuns em regiões semiáridas, a reutilização de água de drenagem com elevados teores de sais, a utilização de rejeitos de dessalinizadores, o uso de águas residuárias e cultivo de espécies capazes de apresentarem elevada rentabilidade quando irrigadas com esses tipos de água (Seckler et al., 1998; Ayers & Westcot, 1999; Rhoades et al., 2000; Rebouças et al., 2013; Boari et al., 2016).

As fontes hídricas podem ser enquadradas como doces (até 0,05% de sais), salobras (0,05 a 3,0% de sais) e salinas (acima de 3,0% de sais), sendo que no presente capítulo os dois termos são utilizados indistintamente. No Nordeste brasileiro é comum a ocorrência de águas subterrâneas (poços) e superficiais (açudes e lagoas) com problemas de salinidade (Medeiros, 1992), a maioria destas se enquadrando como salobras, que restringe seu uso para irrigação e também para outros fins (consumo humano, animal, e, ou indústria, entre outros). Além disso, a concentração salina nestas águas aumenta durante o período seco, quando o volume de água é significativamente reduzido. Já as águas de rios ou riachos podem, também, apresentar problemas de salinidade, dependendo dos solos por onde ele passa ou, ainda, do retorno da água de drenagem (mais salina do que a água de irrigação). De uma maneira geral, os reservatórios de água de maior capacidade de armazenamento contêm água de boa qualidade para irrigação, com pequena variação na composição ao longo do ano. Por outro lado, em pequenos e médios açudes, em poços amazonas e em leitos de rios e riachos, existe considerável variação ao longo do ano, com os valores mais elevados sendo encontrados no final da estação seca. Essas variações podem se tornar mais destacadas, inclusive nos reservatórios médios e grandes, em épocas de crise hídrica provocadas pelos anos seguidos de seca, como as observadas entre 2012 e 2016.

A utilização de fontes de água salobras, depende de estratégias de longo prazo que garantam a sustentabilidade socioeconômica e ambiental dos sistemas agrícolas (Beltrán, 1999). Essas estratégias devem contribuir para a melhoria das condições químicas, físicas e biológicas do solo, a redução da concentração e a entrada de sais no ambiente radicular, a redução dos impactos sobre a planta e o aumento da eficiência do uso da terra e da água (Malash et al., 2005; Murtaza et al., 2006; Lacerda et al., 2011a).

As estratégias de manejo utilizadas para cultivo sob condições de salinidade podem ser divididas em dois grupos quanto ao problema de salinidade, a saber: 1. não específicas e 2. específicas (Lacerda, 2009). As estratégias não específicas são utilizadas em diferentes condições de cultivo, e podem aumentar a produtividade e o aproveitamento da terra tanto sob condições salinas quanto sob condições não salinas. Dentre essas estratégias, destacamos: aplicação de matéria orgânica, aplicação de biofertilizantes líquidos (bovino e de caranguejo), uso de melhoradores químicos (adubos e corretivos), micorrização, aplicação foliar de substâncias orgânicas e inorgânicas, rotação de culturas, aumento da densidade de plantio, sistema de consórcio, dentre outras. Por outro lado, as estratégias específicas são aquelas que estão diretamente relacionadas ao problema da salinidade, e que normalmente não se aplicam aos cultivos em condições não salinas. Dentre essas estratégias, destacamos: uso de glicófitas tolerantes e moderadamente tolerantes, cultivo de halófitas, mistura de águas de diferentes salinidades, uso cíclico de água, uso de águas salinas nos estádios em que a cultura apresenta maior tolerância, biodrenagem, estabelecimento de condições específicas para a germinação (pré-tratamentos de sementes, usar quantidade de sementes além da necessidade), dentre outras (Barbosa et al., 2012).

Embora existam muitos estudos relacionados às estratégias de convivência com o problema da salinidade, no Brasil eles ainda são escassos, particularmente no que se refere aos trabalhos de campo. A seguir são discutidas algumas estratégias que visam a utilização sustentável de águas salobras na irrigação.

A Essência das Estratégias de Manejo das Águas Salinas e Salobras

Quando se pensa na utilização de águas salobras na irrigação certamente, muitas perguntas surgem: o processo de salinização será acelerado? Uma água com condutividade elétrica de 20 dS m^{-1} pode ser utilizada na irrigação? A escolha da cultura depende da qualidade da água? Enfim, são essas e muitas outras perguntas e as respostas não são tão simples, embora a princípio possamos optar pelo sim nas três perguntas mencionadas.

As respostas podem se tornar mais complexas quando verificamos primeiramente que o problema da salinidade da água não está isolado do mundo, aliás, devemos lembrar que a maior parte do nosso planeta é coberta de água de elevadíssima concentração de sais, ou seja, a maior parte da Terra está ao nível do mar. Além disso, devemos lembrar que a existência de inúmeras condições de solo, centenas de milhares de espécies vegetais e diferentes condições de salinidade, conforme mencionam Esptein & Rains (1987).

Um segundo aspecto que tornam as respostas mais complexas é a própria existência humana que, utilizando sua inteligência, modifica uma condição original e produz uma nova realidade que permite o sucesso da sociedade humana na terra. É possível associar, por exemplo, uma condição de água de elevada salinidade com uma cultura tolerante à salinidade. Portanto, as estratégias que mencionamos nesse capítulo são modificações promovidas ou pensadas pelo homem, no sentido específico de permitir o uso de águas salobras na irrigação de culturas.

Três fatores estão na essência das estratégias definidas para conviver o problema da salinidade da água, que são: a qualidade da água, as condições de solo e a tolerância da planta à salinidade. A princípio podemos imaginar que solos rasos e sem uma boa drenagem natural seriam pouco recomendados na grande maioria das situações que se vislumbra o uso de águas salobras na irrigação. Por outro lado, culturas muito sensíveis poderiam já ser evitadas nessas situações, pois já seria uma forma de reduzir o insucesso no empreendimento.

Do ponto de vista da qualidade da água é preciso verificar que sua adequação não pode ser vista de forma

Tabela 1. Características de águas de diferentes fontes e locais, utilizadas na irrigação

Características	*A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7
CE (dS m^{-1})	1,3	0,5	1,9	3,2	2,3	15,5	8
pH (em água)	6,9	7,5	7,3	7,1	7	7,5	7,1
Ca^{2+} ($mmol_c$ L^{-1})	3,5	1,5	16	13,4	3,3	13	6
Mg^{2+} ($mmol_c$ L^{-1})	2,8	1,6	1,5	3,8	3,6	16,8	5
Na^{+} ($mmol_c$ L^{-1})	5,7	1,7	1,4	15,9	16	93,4	50
K^{+} ($mmol_c$ L^{-1})	0,1	0,2	0,5	0,1	0,1	1,8	0,7
HCO_3^{-} ($mmol_c$ L^{-1})	5,8	2,3	2,8	6,6	4,2	2,7	1,8
Cl^{-} ($mmol_c$ L^{-1})	6	2,9	2	25,9	14	227,5	90
SO_4^{2-} ($mmol_c$ L^{-1})	-	-	15,6	-	1,8	2,5	-
RAS(mmol $L^{-1})^{1/2}$	3,2	1,4	0,5	5,4	8,6	24,4	21,3
Classe segundo Richards (1954)[1]	C3S1	C2S1	C3S1	C4S2	C4S2	C4S4	C4S4

*A1 = Água de poço tubular em aluvião (Pentecoste, CE); A2 = Água de canal de irrigação proveniente do Açude General Sampaio (General Sampaio, CE); A3 = Água de poço do Aquífero Serra Grande (Simplício Mendes, PI);A4 = Água de poço do Aquífero Calcário Jandaíra, profundidade de 80 m (Porto Filho et al., 2006); A5 = Água de poço amazonas no município de Iguatu, CE; A6 = Água de poço amazonas no município de Choró Limão, CE; A7 = Amostra proveniente de rejeitos de dessalinizador, no município de Pentecoste, CE

isolada, sem considerar o solo, a planta e as estratégias de manejo empregadas. Para analisar esse aspecto, vejamos os resultados da Tabela 1. Verifica-se que dentre as fontes de água apresentadas na tabela, apenas a A2 (água do açude General Sampaio, em 2011) é considerada água sem nenhuma restrição para irrigação, conforme definem Ayers & Westcot (1999). Isso, no entanto, não inviabiliza a utilização das demais fontes hídricas, pois ainda existem outros três aspectos a considerar, o solo, a planta e as estratégias de manejo, a serem definidas pelo técnico e, ou agricultor. É preciso, portanto, avaliar caso a caso e, o conhecimento da qualidade da água e dos demais fatores envolvidos é de fundamental importância na implantação de um empreendimento sustentável.

Escolha da Espécie ou Cultivar e Formação do Estande

As espécies vegetais podem ser agrupadas em halófitas e glicófitas em relação às suas respostas à salinidade. As halófitas são nativas de ambientes salinos e, obviamente, toleram elevadas concentrações de sais no ambiente radicular. Por outro lado, as glicófitas ou não halófitas incluem a maioria das espécies cultivadas, as quais sofrem inibições no crescimento mesmo em baixos níveis de sais (Greenway & Munns, 1980). No entanto, esta distinção não é absoluta, visto que as espécies variam desde altamente tolerantes até muito sensíveis.

O nível máximo de salinidade média da zona radicular que pode ser tolerado pelas plantas cultivadas, sem afetar negativamente o seu desenvolvimento, denomina-se de salinidade limiar (SL), em que o rendimento potencial da cultura é 100%. A partir da salinidade limiar, o crescimento diminui linearmente com o aumento da salinidade do solo (Maas & Hoffman, 1977), conforme detalhado no Capítulo 11 (Efeitos dos sais na planta e tolerância das culturas à salinidade).

Os valores de salinidade limiar (do solo e da água de irrigação) e as taxas de decréscimo no rendimento das culturas tornam possível classificar as diferentes espécies cultivadas de acordo com o seu grau de tolerância à salinidade (ver tabelas no Capítulo 11). Entre as mais sensíveis encontram-se, principalmente, as hortaliças e algumas árvores frutíferas, como a laranjeira e o abacateiro. Já o algodão e a cevada estão entre as mais tolerantes. No entanto, muitos dos dados de classificação de tolerância relativa à salinidade foram obtidos em condições climáticas diferentes daquelas observados no semiárido brasileiro e utilizando-se genótipos também diferentes. Por exemplo, de acordo com o manual 29 da FAO (Ayers & Westcot, 1999) o milho é considerado uma espécie moderadamente sensível, enquanto, o feijão de corda é considerado uma espécie moderadamente tolerante. Entretanto, quando a utilização de água salobra é iniciada após o estabelecimento das plantas, tem sido verificada uma maior sensibilidade do feijão de corda, em comparação com milho, tanto em termos de crescimento vegetativo como em termos de produção de grãos (Bezerra et al., 2010; Lacerda et al. 2011a; Sousa et al., 2012).

Além das variações na tolerância relativa das culturas, também podemos encontrar variações na tolerância absoluta, sendo que essa última varia com as condições climáticas, de solo, além de diversas práticas de cultivo (Medeiros et al., 2009). Em outras palavras, uma espécie ou cultivar poderá apresentar maior crescimento e produtividade para um mesmo nível de salinidade, desde que as condições de cultivo sejam mais favoráveis ao seu desenvolvimento. Por exemplo, quando as plantas estão crescendo em ambiente com alta umidade relativa do ar, o efeito da salinidade no crescimento é menor. Este resultado tem sido observado em diversas culturas. Altos níveis de umidade relativa do ar resultam em menores taxas de transpiração e, portanto, menores efeitos sobre o desbalanceamento hídrico causado pela salinidade. Além disto, a relação peso fresco/peso seco é também aumentada sob condições úmidas, e isto reduz a concentração de eletrólitos nas folhas.

Do ponto de vista prático, isto significa que plantas crescendo sob alta umidade relativa do ar podem ser irrigadas com água moderadamente salina ou cultivadas em solos relativamente salinos sem perdas significativas na produção. Infelizmente, em áreas onde geralmente ocorrem problemas com água e solos salinos, a umidade relativa do ar é usualmente baixa na maior parte do ano.

Quando comparamos espécies que têm a mesma finalidade, muitas vezes deparamos com um questionamento interessante: O que é mais importante; a tolerância relativa ou a tolerância em termos absolutos? Para entender essa questão vamos supor que temos duas gramíneas forrageiras irrigadas com águas com 0,5 e 5,0 dS m^{-1}. A forrageira "A" produz 15 e 7,5 toneladas por hectare de biomassa seca quando irrigada com água de baixa e alta salinidade, respectivamente, apresentando uma redução de 50%. A forrageira "B" produz 7,0 e 5,0 toneladas por hectare de biomassa seca quando irrigada com água de baixa e alta salinidade, respectivamente, apresentando uma redução de 28%.Conclui-se que, do ponto de vista relativo, a forrageira "A" é mais sensível, pois o grau de queda no rendimento é maior, quando se comparam os dois níveis de salinidade. Mas do ponto de vista do agricultor ela pode ser mais interessante para ser irrigada com água de elevada salinidade (5,0 dS m^{-1}), pois produz cerca de 50% a mais que a forrageira "B" nessa condição.

Outro aspecto bastante importante no cultivo sob condições salinas é o estabelecimento do estande (Melo et al., 2006). Sabe-se que a fase inicial da cultura que vai da emersão da radícula ao estabelecimento da plântula é bastante sensível na grande maioria das espécies. Portanto, deve-se buscar minimizar os impactos da salinidade nessa fase e garantir um estande composto de plantas vigorosas capazes de enfrentarem o estresse salino (Coelho et al., 2014). Para a obtenção desse estande deve-se utilizar um número de sementes além do recomendado sob condições não salinas, o que favorece a seleção de plantas mais vigorosas por ocasião do desbaste, além de procurar utilizar genótipos mais tolerantes durante esse estádio (Melo et al., 2006). A colocação de solo arenoso na cova de plantio, ou de outros substratos não salinos, e a manutenção do solo com alto teor de umidade também reduzem os efeitos da salinidade e favorecem o estabelecimento das plântulas.

Dentre as espécies cultivadas, o coqueiro pode ser uma daquelas com maior potencial para cultivo sob irrigação com águas salobras, notadamente entre as espécies perenes. Na verdade, muitos estudos com plantas jovens e adultas dessa cultura têm demonstrado que salinidade da água até 5,0 dS m^{-1} não causa efeitos significativos no crescimento e na produção (Ferreira Neto et al., 2002; Marinho et al., 2006; Ferreira Neto et al., 2007; Lima, 2014; Silva et al., 2016). É possível que essa maior tolerância do coqueiro esteja associada à ocorrência natural da espécie em zonas costeiras, caracterizadas por apresentarem um acentuado gradiente de salinidade do solo e onde as plantas estão constantemente expostas à maresia.

Em algumas circunstâncias, no entanto, o cultivo de glicófitas é praticamente inviável, particularmente em áreas onde somente água de alta salinidade é disponível, nas áreas em que rejeitos de dessalinizadores são liberados, ou quando o lençol freático é salino e raso e a permeabilidade do solo é baixa. Em alguns desses casos, o uso de práticas culturais, como aração profunda ou subsolagem, que favorecem a penetração de água no perfil e diminuem a salinidade na camada superficial do solo, pode ser recomendado (Sousa et al., 2014a). Em outros, no entanto, a melhor alternativa é a utilização de espécies altamente tolerantes, definidas como halófitas. O uso potencial dessas espécies para produção de energia, óleo e forragem tem sido avaliado em algumas regiões semiáridas do mundo, tanto em condições de alta salinidade do solo como sob irrigação com água altamente salina (Brown & Glenn, 1999; Gomes et al., 2015).

Uma halófita bastante estudada é a erva-sal, nome vulgar dado, no Brasil, às plantas do gênero Atriplex. Esse gênero pertence à família *Chenopodiacea*, a qual conta com mais de 400 espécies distribuídas em diversas regiões áridas e semiáridas do mundo, sendo que cerca de 15% interessam à produção animal, sendo a *Atriplex nummularia* uma das mais importantes como forrageira (Porto et al., 2001). Essa espécie se destaca por conseguir produzir e manter uma abundante fitomassa, mesmo em ambientes de alta aridez e salinidade, adaptando-se muito bem a regiões com precipitação ao redor de 100 a 250 mm ano^{-1}. Mais recentemente, as plantas de Atriplex têm-se destacado na perspectiva de seu uso em áreas salinas ou sob irrigação com água salina, apresentando alta produtividade de forragem com elevado teor de proteínas sob estas condições. Essa espécie também se comporta como hiperacumuladora de Na^+, com potencial de uso na fitoextração deste elemento no solo (Leal et al., 2008). Qadir et al. (2007) relatam que a fitoextração é uma estratégia eficiente de recuperação de solos salino sódicos, com performance comparável à utilização de corretivos químicos. Da mesma forma, Souza et al. (2011) constataram efeito promissor da *Atriplex nummularia* em um Neossolo Flúvico Sódico salino.

Misturas e Substituição de Águas

O aumento de áreas irrigadas na região Nordeste vem proporcionando estudos sobre estratégias de manejo que podem ser utilizadas de modo a reduzir os impactos da salinidade, proporcionando aumento na eficiência do uso de água de boa qualidade. Nesse sentido, Terceiro Neto et al. (2013) afirmam que nos cultivos irrigados dessa região, tem sido comum a substituição de água de boa qualidade, isto é, de baixa condutividade elétrica, por água salobra de poços rasos, devido ao baixo custo de captação (bombeamento). Uma alternativa para esta situação pode ser a mistura de águas de boa qualidade e água salobra, visando a aumentar a disponibilidade hídrica das propriedades agrícolas às culturas.

Outra alternativa a ser inserida nessa região é a produção de forragem ou de grãos o ano inteiro, utilizando águas salinas na estação seca e água de chuva na estação úmida, sem alterar significativamente o ambiente (Vieira et al., 2005; Murtaza et al., 2006). O acúmulo de sais durante a irrigação de culturas na estação seca pode ser revertido, total ou parcialmente, durante o período chuvoso, sendo que esse processo de lavagem dependerá do total de precipitação anual, da intensidade das precipitações e das características físicas do solo (Assis Júnior et al., 2007; Vasconcelos et al., 2013). Os dados da Figura 1 mostram que a prática da irrigação na estação seca provocou acúmulo de íons sódio no solo, especialmente quando se utilizou água salina, e esse efeito foi revertido, em grande parte, pelos totais de chuvas na região de Fortaleza, Ceará, durante os meses de fevereiro a maio. É importante destacar, no entanto, que nas condições de clima semiárido o total de chuvas pode ser insuficiente para a lavagem dos sais do solo (Meireles et al., 2003), porém, estudo realizado em Pentecoste, CE, mostrou resultado semelhante aos estudos realizados em Fortaleza (Neves et al., 2015). Ademais, sempre que se utilizam águas ricas em sódio é recomendável o uso de condicionadores químicos, de forma preventiva, no sentido de aumentar a eficiência do processo de lixiviação desse íon e reduzir os impactos sobre as propriedades físicas do solo.

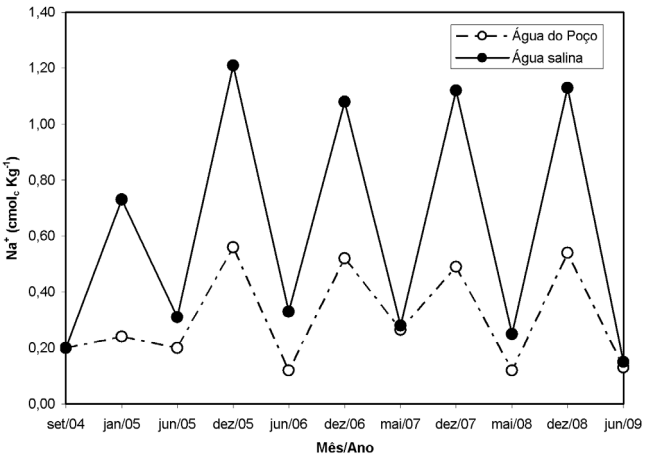


Figura 1. Teores médios de Na^+ na camada de 0,0 a 0,6 m, no período de setembro de 2004 a maio de 2009, em Fortaleza, Ceará. Durante as estações secas foram realizados cultivos irrigados por sulcos (sorgo e feijão-de-corda) com água do poço (CEa de 0,8 dS m^{-1}) e salina (CEa de 5,0 dS m^{-1}); durante as estações chuvosas foram realizados cultivos de sequeiro

Uma alternativa que pode reduzir a concentração de sais e aumentar a disponibilidade de água para irrigação é a mistura de águas de diferentes qualidades (Malash et al., 2005). A qualidade final da água obtida na mistura pode ser estimada pela fórmula:

$$CE_{af} = \frac{(CE_{a1} \cdot V_{a1})}{(V_{a1+a2})} + \frac{(CE_{a2} \cdot V_{a2})}{(V_{a1+a2})} \quad (1)$$

em que:

CE_{af} - concentração final da mistura, dS m^{-1};

CE_{a1} - condutividade elétrica da água de menor salinidade, em dS m^{-1};

CE_{a2} - condutividade elétrica da água de maior salinidade, em dS m^{-1};

V_{a1} - volume de água de menor salinidade;

V_{a2} - volume de água de maior salinidade;

$V_{a1 + a2}$ - volume final da mistura;

$V_{a1}/V_{a1 + a2}$ - representa a proporção da água de menor salinidade (Pa_1); e,

$V_{a2}/V_{a1 + a2}$ - representa a proporção da água de maior salinidade (Pa_2).

A equação pode ser reescrita:

$$CE_{af} = (CE_{a1} \cdot P_{a1}) + (CE_{a2} \cdot P_{a2}) \quad (2)$$

sendo que $P_{a1} + P_{a2} = 1$.

Como exemplo prático, imagine que um agricultor dispõe de uma cisterna com capacidade de 52 m^3 e que foi cheia com água de chuva, e que ele utiliza essa água para irrigação de um "quintal produtivo". Considere que a condutividade elétrica da água na cisterna ficou em torno de 0,1 dS m^{-1}. No mês de setembro a cisterna está em uso e o volume de água é agora de 37 m^3. Na propriedade ele tem um poço (cacimbão) com água salobra (CE_a = 2,3 dS m^{-1}). Ele então decide completar o volume da cisterna com essa água salobra e passa a ter novamente a cisterna com 52 m^3 de água. Utilizando-se a fórmula acima se conclui que a condutividade elétrica final será de 0,7 dS m^{-1}, água que não apresenta restrição para uso na irrigação. Você pode alegar que o volume é pequeno, mas em termos relativos ele teve um aumento de 40% do volume de água para a irrigação.

Evidentemente que a mistura de águas somente pode ser viável quando se dispõe de mais de uma fonte de água, sendo isso possível em muitas situações práticas, como no exemplo mostrado acima e quando se dispõe de fontes de água superficiais e subterrâneas.

Alternativamente pode-se optar pelo uso cíclico de fontes de água com diferentes concentrações de sais (Flowers et al., 2005). Essa estratégia reduz os impactos da salinidade sobre o solo e sobre a planta, além de aumentar a eficiência do uso de água de boa qualidade. Barbosa et al. (2012) verificaram que o uso cíclico da água de alta e baixa salinidade na irrigação da cultura do milho reduziu a salinidade do solo na profundidade de 0 a 30 cm e não influenciou negativamente a produtividade da cultura (Tabela2). Resultados semelhantes foram obtidos por Neves et al. (2015) com a cultura do feijão-de-corda.

Um aspecto importante que deve ser considerado quando da utilização de fontes de água com diferentes níveis de salinidade é que genótipos de uma mesma espécie podem responder de modo diferente aos efeitos salinos, nas várias fases de seu desenvolvimento. Além disso, a maioria das espécies cultivadas de importância econômica é relativamente sensível à salinidade na fase de estabelecimento da plântula e quase todas as culturas não toleram condições permanentes de salinidade no solo. De uma maneira geral, a sensibilidade das culturas é maior nos estádios iniciais de crescimento, sendo que a tolerância torna-se maior durante as fases de floração e frutificação (Fageria et al., 2010; Sharma & Minhas, 2005). No entanto, as informações sobre os estádios mais sensíveis e mais tolerantes são desconhecidas para a maioria das culturas, principalmente em condições de campo (Shannon & Grieve, 1999). Além disso, não está claro se os efeitos observados se devem à sensibilidade da cultura à salinidade em um determinado estádio ou à duração do estádio em que a planta ficou exposta ao substrato salino, ou ainda se isso se deve a combinação destes fatores (Gheyi et al., 2005).

Resultados de experimentos conduzidos em casa de vegetação mostram que o sorgo, o trigo e o feijão-de-corda são mais sensíveis durante o estádio de crescimento vegetativo e no início da fase reprodutiva, menos sensíveis no estádio de floração e insensíveis durante o enchimento de grãos (Shalhevet et al., 1995). Outros trabalhos têm mostrado que os efeitos da salinidade sobre a produção de trigo, algodão e feijão-de-corda podem ser sensivelmente reduzidos, quando a irrigação com águas salinas é iniciada após o estabelecimento da plântula (Murtaza et al., 2006; Chauhan & Singh 2008; Neves et al., 2009a). Desse modo, é possível irrigar muitas culturas anuais com água salina durante os estádios menos sensíveis e usar água de baixa salinidade no estádio de maior sensibilidade, ou seja, na fase inicial e no

Tabela 2. Níveis de salinidade do solo e produtividade da cultura do milho irrigada com água de baixa e alta salinidade

Tratamentos[1]						
T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
$CE_{1:1}$ (dS m^{-1})						
0,5	0,6	0,7	0,7	1,2	0,6	0,6
Produtividade (kg ha^{-1})						
8480 a	8609 a	8449 a	8225a	6068 b	8544 a	7139 ab

[1] T1: Água de baixa salinidade (A1), durante todo o ciclo; T2: Água com CE de 2,5 dS m^{-1} (A2), durante todo o ciclo; T3: Uso cíclico de A1 e A2 (iniciando com seis irrigações com A1 a partir da semeadura seguidas de seis irrigações com A2), alternando-se entre A1 e A2 até o final do ciclo; T4: Uso cíclico de A2 e A1, iniciando com A2 na semeadura e alternando com A1 até o final do ciclo; T5: Água com CE de 5 dS m^{-1} (A3), durante todo o ciclo; T6: Uso cíclico de A1 e A3 (iniciando com seis irrigações com A1 na semeadura seguidas de seis irrigações com A3), alternou-se entre A1 e A3 até o final do ciclo; T7: Uso cíclico de A3 e A1, iniciando com A3 na semeadura e alternando com A1 até o final do ciclo. Fonte: Barbosa et al. (2012).

período de crescimento vegetativo. De acordo com Mitchell et al. (2000) o uso de água de baixa salinidade na fase de estabelecimento da cultura pode reduzir os impactos sobre a produtividade final, mesmo que seja utilizada água salina no restante do ciclo.

Diversos trabalhos têm mostrado que a tolerância à salinidade em plantas de melão varia de acordo com o estádio de desenvolvimento (Botía et al., 2005; Porto Filho et al., 2006), sendo que a aplicação de águas salinas na fase de frutificação pode melhorar a qualidade dos frutos (Botía et al., 2005). Os resultados obtidos por esses últimos autores demonstraram que a aplicação de água salina durante a frutificação não afeta a produção comercial da cultura, sendo observadas melhorias na qualidade dos frutos com incremento no teor de sólidos solúveis totais.

De acordo com Rhoades et al. (2000) a produção de algodão não é afetada quando se irriga com água salina (6.000 mgL^{-1} de sais dissolvidos) nas fases do ciclo da planta que sejam tolerantes à salinidade e, com água de melhor qualidade (300 mg L^{-1} de sais dissolvidos), nas fases susceptíveis, principalmente as fases de germinação e estabelecimento da cultura. Ainda, segundo estes autores, a rotação de culturas de diferentes tolerâncias e o manejo de águas de diferentes qualidades pode permitir o cultivo por vários anos sem prejuízos ao solo e às produções.

Na cultura do feijão-de-corda, cv. Epace 10 se verificou que o uso de água salina apenas nos estádios de maior tolerância pode limitar os impactos da salinidade sobre o ambiente e sobre o desenvolvimento das plantas, aumentando as eficiências de uso de água e de nutrientes (Lacerda et al., 2009). As plantas que foram continuamente irrigadas com água salina após a germinação receberam 92,1% de água salina, apresentaram redução tanto da MST como da MSGR, implicando na redução tanto da EUA_P como na da EUA_{GR}. Por outro lado, a aplicação de água salina nos períodos de intenso crescimento (33,9% de água salina) e nas fases de floração e frutificação (39,4% de água salina) não afetou o crescimento vegetativo e a produção de grãos pelas plantas (Tabela 3) em relação à irrigação somente com água de poço, resultando na manutenção das eficiências de utilização de água, calculadas tanto com base na produção primária (MST) como na base de produção de interesse agronômico (MSGR). Isso demonstra a eficiência dessa estratégia de uso de águas de diferentes qualidades, levando em conta a tolerância de cada estádio de desenvolvimento da cultura (Murtaza et al., 2006).

Tabela 3. Matéria seca total (MST), matéria seca de grãos (MSGR) e eficiência no uso da água considerando a produção de matéria seca total (EUA_P) e a produção de grãos (EUA_{GR}) ao final do ciclo da cultura

Tratamento[1]	MST (kg ha^{-1})	MSGR	EUA_P (kg MS mm^{-1})	EUA_{GR}
1	4526,4 a[2]	1864,5 a	13,9 a	5,7 a
2	2586,3 b	984,8 b	7,9 b	3,0 b
3	3956,1 a	1241,4 b	12,1 a	3,8 b
4	4524,3 a	1827,3 a	13,9 a	5,6 a
5	4693,9 a	1877,4 a	14,4 a	5,8 a

[1] T1(testemunha) - plantas irrigadas com água de poço com condutividade elétrica (CEa) em torno de 0,8 dS m^{-1} durante todo o ciclo; T2 - água salina com CEa de 5,0 dS m^{-1}, com aplicação iniciada após a germinação e permanecendo até o final do ciclo; T3 - aplicação de água salina da semeadura até 22 dias após o plantio (DAP), correspondendo às fases de germinação e crescimento inicial, e água de poço no restante do ciclo; T4 - água salina aplicada de 23 a 42 DAP (fase de intenso crescimento vegetativo até a pré-floração), e água de poço nas demais fases do ciclo; T5 - água de poço da semeadura até 42 dias após o plantio e água salina aplicada a partir de 43 DAP (floração e frutificação). [2] Médias seguidas de mesma letra, nas colunas, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($P \geq 0, 05$). Fonte: Lacerda et al. (2009)

Práticas de Manejo do Solo e da Irrigação

Em muitos cultivos em solos salinos, as reduções na produção são maiores do que as previstas com base nos dados de tolerância. De acordo com Maas (1984) isto ocorre devido à maior sensibilidade à salinidade durante a fase de estabelecimento da plântula, o que acarreta grandes reduções no estande. Uma alternativa pouco econômica para resolver tal problema seria usar uma quantidade de sementes acima da necessária para o plantio, uma prática aceitável em Israel (Ayers & Westcot, 1999). Outra alternativa seria a manutenção de baixos níveis de sais na zona de plantio, pelo menos nos estágios iniciais do crescimento da plântula. Assim, a escolha do método de irrigação é de fundamental importância para cultivo sob condições de salinidade. No caso da irrigação por sulcos, os sais se acumulam no topo do sulco, assim, o semeio sendo realizado na rampa do mesmo favorece a formação de um bom estande de plantas. Por outro lado, a irrigação por gotejamento mantém um alto nível de umidade na zona radicular da planta, o que reduz os efeitos dos sais na germinação e estabelecimento da plântula.

Quando a irrigação é feita com água salina, os métodos de aplicação por gotejamento, sulcos, inundação e microaspersão apresentam melhores resultados do que a aspersão, visto que este método pode acarretar o acúmulo e toxidez de sais nas folhas em algumas espécies (Sharma & Minhas, 2005). Além disto, na aspersão observam-se ciclos de umedecimento e secagem o que resulta em maiores prejuízos à planta. Neste aspecto, o gotejamento torna-se o melhor sistema de irrigação, visto que o potencial mátrico é mantido próximo de zero no ambiente radicular, o que reduz os efeitos osmóticos dos sais na planta. No entanto, neste caso, pode ocorrer um acúmulo de sais no solo em longo prazo. Uma saída para este problema seria utilizar os sistemas por gotejamento e inundação ou aspersão de forma alternada. É importante destacar que a escolha do método e do sistema de irrigação depende, em grande parte, do tipo de cultura. A irrigação por gotejamento, por exemplo, é, em geral, utilizada principalmente para fruteiras e algumas hortaliças de alto valor comercial. Desta forma, deve-se analisar com cautela o uso desta alternativa de manejo.

Quando se utiliza águas salinas na irrigação, o uso de frações de lixiviação pode também contribuir para reduzir o acúmulo de sais no solo (Ayers & Westcot, 1999; Bertrán,

1999). A fração de lixiviação consiste na lâmina de água que atravessa e percola a zona radicular da cultura, sendo calculada pela seguinte equação:

$$FL = \frac{Lx}{Ln} \quad (3)$$

em que:

FL - fração de lixiviação;

Lx - lâmina de lixiviação ou lâmina que percola abaixo da zona radicular; e,

Ln - lâmina de irrigação necessária para satisfazer a demanda hídrica da cultura mais a lixiviação.

Assis Júnior et al. (2007), avaliaram o acúmulo de sais no perfil do solo em função da fração de lixiviação e da salinidade da água de irrigação. Os autores verificaram que nos tratamentos com frações de lixiviação de 0,14 e 0,28, ocorreram distribuições mais uniformes dos sais no perfil do solo, enquanto no tratamento sem fração de lixiviação ocorreu maior acúmulo de sais e de sódio na camada superior, bem como a maior percentagem de sódio trocável na profundidade de 0 a 30 cm. Isto pode ser explicado por conta desse tratamento ter sido irrigado com uma água de CE alta (5,0 dS m^{-1}) sem nenhuma fração de lixiviação.

O problema de uso de frações de lixiviação é que o valor é crescente com o nível de salinidade e pode se observar lixiviação de nutrientes importantes no solo, além dos sais em excesso (Lacerda et al., 2016). De acordo com esses autores, o emprego de elevadas frações de lixiviação pode aumentar consideravelmente as perdas de nutrientes em plantas irrigadas com águas salobras, notadamente para elementos de elevada mobilidade no solo, como o nitrato, e principalmente se elevadas doses de nutrientes forem utilizadas.

A lavagem dos íons cloreto, sódio e boro pode contribuir na redução dos efeitos da salinidade sobre o desenvolvimento das culturas. A facilidade de lavagem, desses íons, normalmente segue a ordem: Cl > Na > B. Para a eliminação dos cloretos pode-se seguir a mesma fórmula usada para eliminar o excesso de sais solúveis. Para o caso do sódio, necessita-se uma fração de lixiviação de 0,3 ou maior quando a RAS da água é superior a 9, pelo que às vezes é preferível aplicar corretivos. O boro é mais difícil de lixiviar que o cloreto e o sódio, requerendo uma necessidade de lavagem três vezes superior a dos cloretos e sais em geral.

Os problemas de salinidade acarretam, em muitas situações, alterações nas propriedades físicas do solo que afetam de forma negativa o estabelecimento da cultura e a produtividade final da área cultivada. Para minorar tais problemas algumas práticas aplicadas conjuntamente, como a aplicação de gesso, a rotação de culturas, a incorporação de restos culturais e o uso cíclico de água de baixa e alta salinidade têm sido testado (Mitchell et al., 2000). Esses autores verificaram efeitos benéficos dessas estratégias na estabilidade de agregados e no estabelecimento e produtividade de tomate e algodão, quando irrigadas principalmente com águas salinas, porém os efeitos benéficos diminuíram ao longo do tempo, principalmente para a cultura do tomate. Também se verificou acúmulo progressivo de sais, mesmo após a lixiviação natural dos sais durante a estação chuvosa.

O uso de diferentes estratégias de manejo para garantir o uso sustentável de águas salinas na irrigação parece algo consensual entre diferentes grupos de pesquisa. No entanto, a viabilidade econômica também precisa ser levada em consideração. Um estudo desenvolvido durante três anos no Paquistão buscou avaliar os efeitos benéficos do uso do gesso, de adubo orgânico e do uso cíclico de água de alta e baixa salinidade/sodicidade em cultivo de trigo e algodão em sistema de rotação (Murtaza et al., 2006). Verificou-se que a irrigação apenas com água salina/sódica reduziu a produtividade das culturas e os tratamentos testados foram eficientes na redução dos impactos da salinidade da água sobre a produtividade das culturas e sobre o acúmulo de sais no solo. No entanto, considerando-se os aspectos econômicos verificou que o uso cíclico de água de baixa e alta salinidade foi o que apresentou a melhor relação benefício/custo, seguido dos tratamentos com uso de água do canal (controle), com água salina/sódica + gesso, água salina/sódica + adubo orgânico e por último o tratamento em que usou apenas água salina/sódica.

Cultivos Adensados, Rotação de Culturas e Sistemas Consorciados

Embora a diminuição da área foliar das plantas sob condições de estresse salino seja um mecanismo importante para a redução das perdas de água pela planta, o mesmo não é de todo benéfico, pois o processo fotossintético depende da interceptação da energia luminosa e sua conversão em energia química, sendo este um processo que ocorre diretamente na folha, atuando na formação de carboidratos, que são alocados para os órgãos vegetativos e reprodutivos. Estudo desenvolvido por Assis Júnior et al. (2007) mostrou que a salinidade reduz mais o crescimento vegetativo do que a produção de feijão-de-corda, sendo que cada planta nessa condição ocupa uma área menor do que aquelas irrigadas com água de baixa salinidade. Como consequência, as plantas sob estresse salino apresentam taxas de fotossíntese médias superiores àquelas de plantas irrigadas com água de baixa salinidade (Lacerda, 2009). Isso ocorre devido ao menor tempo de exposição e ao sombreamento das plantas cultivadas sob estresse salino (Lacerda et al., 2011b; Freitas et al., 2013) sugerindo que, nessa condição, seu cultivo pode ser realizado utilizando-se um menor espaçamento(Gomes et al., 2011).

Plantas de milho e de feijão-de-corda cultivadas em diferentes espaçamentos e irrigadas com água de baixa e alta salinidade apresentaram taxa fotossintética diferenciada em função da salinidade e localização da folha na planta (Gomes et al., 2011; Lacerda et al., 2011a).Isso decorre do fato das

plantas sob estresse salino apresentarem menor crescimento vegetativo e menor índice de área foliar, o que altera a distribuição da radiação dentro da cultura. Nas folhas apicais a fotossíntese é limitada somente pelo estresse salino causado pela água de irrigação, já que a radiação não variou entre os tratamentos (Lacerda et al., 2011a). Por outro lado, o uso de água salina na irrigação aumentou a radiação interceptada pelas folhas basais, aumentando a taxa fotossintética (A) e a temperatura foliar (TF) destas (Tabela 4). Dessa forma, os valores de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) variaram entre as folhas analisadas, em função do espaçamento e do nível de salinidade da água de irrigação (Tabela 4).

De acordo com os dados da Tabela 4, é possível cultivar feijão-de-corda com maior densidade de plantio sob condições de salinidade, mantendo o índice de área foliar (IAF) e a distribuição da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) em valores adequados ao processo fotossintético. Nessas condições, a redução do espaçamento de plantio resulta em ganhos de rendimento e na eficiência do uso da água do feijão-de-corda, aumentando a eficiência do uso da terra (Lacerda, 2009; Lacerda et al., 2011a). Essa é uma estratégia bastante promissora para culturas anuais, podendo contribuir para aumentar a eficiência do uso da terra. A mesma pode ser associada com a rotação de culturas e com outras estratégias de manejo; é aplicável sob condições salinas (solo e água). No entanto, se faz necessário conhecer as respostas sob diferentes níveis de salinidade; no caso da irrigação por sulcos, o espaçamento pode influenciar no acúmulo de sais no solo. Por fim, a sua utilização requer a realização de uma análise econômico/financeira (Lacerda et al., 2011a).

O uso da rotação de culturas na produção agrícola, prática que consiste em alternar, anualmente, espécies vegetais,

Tabela 4. Taxas de fotossíntese líquida (A), temperatura foliar (TF) e radiação fotossinteticamente ativa (RFA) medidas aos 36 DAP em folhas de plantas de feijão-de-corda submetidas a diferentes espaçamentos de plantio e irrigadas com água de baixa e alta salinidade

CEa (dS m^{-1})	ESP (m)	A	RFA	TF
		(mmol m^{-2} s^{-1})		(ºC)
		2ª folha a partir da base		
0,8	0,5	5,4 Bb*	275,5	38,3 Aa
0,8	0,7	7,8 Bb	350,3	38,6 Aa
0,8	0,9	13,1 Ba	471,5	39,5 Aa
5,0	0,5	18,3 Ab	1004,8	39,4 Aa
5,0	0,7	21,5 Aab	1974	39,5 Aa
5,0	0,9	23,4 Aa	1939,5	40,6 Aa
		1ª folha madura a partir do ápice		
0,8	0,5	33,7 Aa	2061	40,5 Aa
0,8	0,7	31,9 Aa	2025,5	40,8 Aa
0,8	0,9	32,0 Aa	1963	40,8 Aa
5,0	0,5	20,5 Bc	2020,8	40,4 Aa
5,0	0,7	27,9 Ba	2039,8	40,1 Aa
5,0	0,9	24,5 Bb	1994	40,8 Aa

* Médias nas colunas seguidas de mesma letra minúscula para o mesmo nível de CEa, não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p \geq 0, 05$); Médias nas colunas seguidas de mesma letra maiúscula para o mesmo espaçamento, não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p \geq 0, 05$). Fonte: Lacerda et al. (2011a)

numa mesma área agrícola, tem recebido, através do tempo, reconhecimento acentuado, do ponto de vista técnico, como um dos meios indispensáveis ao bom desenvolvimento de uma agricultura mais estável. Diversos estudos têm demonstrado os efeitos benéficos da rotação de culturas, tanto sobre as condições de solo quanto sobre a produção das culturas subsequentes (Fontaneli et al., 2000).

A adubação orgânica mediante rotação de culturas, adubação verde e consorciação de culturas pode proporcionar melhor aproveitamento de adubos mineral e reduzir custos com adubação nitrogenada mineral, uma vez que propicia aumento da atividade biológica do solo.

O uso de rotação de culturas pode ser mais uma alternativa para regiões de ambientes semiáridos, que apresentam problemas de salinidade (Murtaza et al. 2006; Lacerda et al., 2011a; Sousa et al., 2014a; Feitosa et al., 2016). Essa estratégia se mostra bastante promissora para culturas anuais, principalmente para solos de boa drenagem ou que esteja associada a outras estratégias que favoreçam a lixiviação, podendo contribuir para aumentar a eficiência do uso da terra e a conservação do solo. Para obtenção de melhores resultados com uso de rotação de culturas utilizando-se águas salinas, deve-se cultivar a espécie reconhecidamente mais tolerante durante a estação seca, quando se utiliza principalmente águas de maior salinidade.

Com o uso de rotação de culturas em regiões semiáridas é possível obter produção de forragem ou de grãos o ano inteiro, utilizando águas salinas na estação seca e água de chuva na estação úmida, sem alterar significativamente o ambiente (Rhoades et al., 2000; Murtaza et al., 2006; Bezerra et al., 2010; Lacerda et al., 2011b; Neves et al., 2015). O acúmulo de sais durante a irrigação de culturas na estação seca pode ser revertido, total ou parcialmente, durante o período chuvoso, sendo que esse processo de lavagem dependerá do total de precipitação anual, da intensidade das precipitações e das características físicas do solo. Não se pode descartar, no entanto, que os sais acumulados no período seco podem afetar o desenvolvimento inicial das culturas na estação chuvosa, afetando a sua produtividade final. Além disso, se considerarmos a variabilidade temporal da estação chuvosa nas regiões semiáridas, particularmente, no semiárido brasileiro, deve-se trabalhar com culturas que apresentem ao mesmo tempo, bons graus de tolerância à salinidade e de resistência à seca, além da utilização de práticas que auxiliem na lavagem do solo evitando a degradação do mesmo pela salinização(Sousa et al., 2014a; Neves et al., 2015)

Estudo conduzido na Índia durante sete anos mostrou a viabilidade do uso da rotação de culturas, associada ao emprego de um sistema de drenagem subsuperficial (Sharma & Rao, 1998). Nesse trabalho, a cultura do trigo foi irrigada com água de crescentes salinidades (0,5, 6, 9, 12 e 18,8 dS m^{-1}), obtidas pela mistura de água de canal de irrigação e água de drenagem, durante a estação seca, enquanto as culturas do sorgo e do milheto foram cultivadas durante a estação chuvosa. Para garantir a formação do estande, em todos os cultivos foram realizadas irrigações com água de

baixa salinidade antes da semeadura. Os resultados obtidos mostraram que a redução do rendimento do trigo atingiu o valor de até 22,2% no maior nível de salinidade empregado, enquanto que os efeitos residuais da salinidade sobre sorgo e milheto somente foram observados nas áreas que haviam sido irrigadas com água de CE superior a 12 dS m^{-1}. A quantidade de chuvas, associada ao sistema de drenagem instalado na área, foi suficiente para lixiviar os sais acumulados durante o cultivo da estação seca. Os resultados mostraram que o uso desse conjunto de estratégia permite o uso sustentável de águas salinas, sem reduções significativas na produtividade e sem a degradação do solo.

Estudos desenvolvidos no Brasil, particularmente no Estado do Ceará, para avaliar ciclos de rotação cultural entre feijão-de-corda e milho demonstraram que o cultivo na estação seca utilizando-se águas salinas na irrigação provocou aumento da condutividade elétrica e da porcentagem de sódio trocável (PST) no solo; no entanto, os valores de condutividade elétrica medidos após o cultivo do período chuvoso decresceram em todos os tratamentos, em consequência das chuvas ocorridas de janeiro a abril de 2008 (Sousa, 2008; Lacerda et al., 2011a). O efeito de lavagem do solo, em decorrência da estação chuvosa, foi similar ao observado em outro estudo similar com algodão e trigo, realizado no Paquistão (Murtaza et al., 2006).

A irrigação com água salina nos cultivos da estação seca também provocaram reduções na produtividade de milho e feijão-de-corda, porém, o acúmulo de sódio e de sais no solo durante o cultivo da estação seca não foi o bastante para causar efeitos significativos na produtividade das culturas durante a estação chuvosa (Tabela 5). A elevada precipitação antes e durante o cultivo da estação chuvosa, cerca de 1300 mm, proporcionou boa lixiviação dos sais, tanto antes como durante o cultivo na estação chuvosa. Porém, o excesso de água reduziu drasticamente a produtividade de grãos do feijão-de-corda (Lacerda et al., 2011a), fato não observado para o milho (Bezerra et al., 2010).

De acordo com Santos et al. (2005) e Assis Júnior et al. (2007), o excedente da água de irrigação ou da chuva lixivia o excesso de sais no perfil do solo, resultando em menor efeito da salinidade no ambiente radicular, o que favorece o crescimento e o desenvolvimento da cultura. Resultados semelhantes foram observados em estudos com rotação entre feijão-de-corda e girassol (Neves et al., 2015), girassol e milho (Feitosa et al., 2016) e algodão e trigo (Murtaza et al., 2006). No entanto, os resultados podem ser alterados pelas condições ambientais, principalmente as chuvas no início do cultivo da estação chuvosa (Feitosa et al., 2016).

Tabela 5. Produtividades de milho e feijão-de-corda em sistema de rotação cultural, utilizando-se águas salinas na irrigação

Tratamentos CEa (dS m^{-1})	Produtividades (kg ha^{-1})	
	Rotação 1*	Rotação 2**
	Milho	Feijão-de-corda
0,8	4362,0	1758,0
2,2	4366,0	1458,0
3,6	3606,0	1358,0
5,0	3110,0	1266,0
	Feijão-de-corda	Milho
0,8 (residual)	160,0	5212,0
2,2 (residual)	181,0	5181,0
3,6 (residual)	168,0	5093,0
5,0 (residual)	169,0	5350,0

Fonte: * Lacerda et al. (2011a); ** Bezerra et al. (2010)

Os sistemas consorciados consistem na prática de se cultivar numa mesma área, e no mesmo período, duas ou mais culturas. Em função dessa associação, é possível se verificar alterações no microclima e nas respostas fisiológicas das plantas envolvidas (Lima Filho, 2000), dependendo da densidade, do sombreamento, da área foliar, estação do ano, hora do dia e do ponto de amostragem dos elementos microclimáticos (Pezzopane et al., 2007). Essas alterações no microclima em um cultivo consorciado podem também alterar as respostas a alguns fatores abióticos, dentre eles, a salinidade. Embora existam algumas experiências com uso de halófitas cultivadas em consórcio com fruteiras em ambientes salinos (Kilic et al., 2008) e um estudo com consórcio envolvendo sorgo e feijão-de-corda sob irrigação com água de moderada salinidade (Tanwar et al., 2014), a quase totalidade das pesquisas sobre as respostas das plantas à salinidade é realizada em condições de monocultivo.

Em um dos raros estudos realizados nessa área com o consórcio milho/feijão-de-corda irrigados com águas salobras, Araújo (2015) demonstrou que os efeitos dos sais sobre a produção de biomassa total e produtividade das plantas se mostraram mais expressivos nas plantas sob monocultivo, notadamente na cultura do feijão-de-corda. De acordo com a autora, a condição microclimática do sistema de consórcio pode ter contribuído para reduzir a influência da salinidade na produtividade, principalmente da cultura do feijão-de-corda, resultando em maiores valores do uso eficiente da terra. É importante ressaltar que o estudo da tolerância de plantas em associação (consórcio) representa uma nova abordagem em relação aos trabalhos tradicionais de pesquisas na área (monocultivo), destacando-se a necessidade de mais estudos para melhor compreensão das respostas das plantas.

Cultivos em Sistemas Hidropônicos

O aproveitamento de águas salobras em cultivos hidropônicos é uma estratégia interessante para pequenos agricultores, principalmente no sistema da técnica do fluxo laminar de nutrientes (NFT), e que pode ser associada a outras estratégias mencionadas nesse capítulo. O uso dessa técnica minimiza os efeitos de se aplicar água salobra diretamente no solo, minimizando os efeitos negativos sobre o meio ambiente. Nesse sistema os íons em solução estão prontamente disponíveis, inclusive os elementos potencialmente tóxicos, como Na e Cl. Acredita-se, no entanto, que os efeitos da salinidade são menores em meio hidropônico, visto que não se tem o efeito do potencial matricial do solo (Santos et al., 2010). Além disso, parte dos nutrientes, tais como Ca e Mg, já estão contidos na água, o que reduz os custos com fertilizantes.

As experiências com sistemas hidropônicos têm sido relativamente promissoras, com resultados disponíveis para as seguintes culturas: alface (Santos et al., 2010; Alves et al, 2011), tomate cereja (Santos et al, 2016), coentro (Rebouças et al., 2013), rúcula (Silva et al., 2012), melão (Dias et al., 2010), manjericão (Bione et al., 2014) e girassol ornamental (Maciel et al., 2012; Santos Junior et al., 2016). Para a maioria dessas culturas pode-se utilizar um módulo hidropônico de baixo custo, o qual pode contribuir para aumentar a renda líquida do pequeno agricultor (Santos Junior et al., 2016).

Práticas que Favorecem a Absorção de Minerais pelas Plantas

As interações iônicas que afetam a disponibilidade, absorção e transporte de nutrientes são altamente complexas mesmo na ausência de salinidade e de outros estresses. A salinidade adiciona um novo nível de complexidade para a nutrição mineral das culturas, afetando a atividade dos íons em solução e os processos de absorção, transporte, assimilação e distribuição. Essa complexidade é explicada pelas diferenças na concentração e na composição iônica dos meios salinos aos quais as plantas são submetidas, pelo número de nutrientes essenciais envolvidos e pelas diferentes respostas das plantas tanto em relação à salinidade como em relação à eficiência na aquisição de minerais do solo. Isso gera uma gama de interações que não podem ser facilmente explicadas. As dificuldades na interpretação dos resultados são aumentadas em face das diferentes condições de cultivo utilizadas, do tempo de exposição ao estresse e do tipo de tecido amostrado (Lacerda, 2005).

Os resultados mais prováveis dos efeitos da salinidade na nutrição mineral podem ser a redução no crescimento e as alterações na qualidade do produto vegetal, como aumento no grau brix de frutos, acúmulo excessivo de sais em plantas forrageiras, acúmulo de nitrato e de outros nutrientes, alterações na forma e no tamanho de frutos e redução na concentração de Ca^{2+} e K^{+}. Por outro lado, é possível sugerir que a redução no crescimento e na produtividade das plantas em meios salinos pode reduzir o requerimento de alguns nutrientes essenciais, ou seja, a quantidade de fertilizantes requerida por plantas cultivadas em solos salinos pode ser menor do que a requerida por plantas cultivadas em solos não salinos (Neves et al., 2009b). Isso pode acarretar a contaminação do lençol freático, visto que menor quantidade de nutrientes será absorvida e maior quantidade ficará disponível para lixiviação (Lacerda et al., 2016).

De acordo com a maioria dos autores, a salinidade reduz o crescimento das plantas em decorrência dos efeitos osmóticos, tóxicos e nutricionais. No entanto, alguns estudos mais específicos têm mostrado que a redução no crescimento é inicialmente afetada pelos efeitos osmóticos e posteriormente pelo acúmulo excessivo de íons tóxicos (Munns, 2002). Embora seja óbvio que o excesso de determinados íons influencia na aquisição de nutrientes pela planta não se sabe, com certeza, se as alterações nos teores de nutrientes minerais contribuem para a redução no crescimento associada à salinidade, ou se são meras consequências da redução no crescimento.

Observa-se, na grande maioria dos casos, que a adubação em áreas salinas promove o crescimento, mas não é aumentado o grau de tolerância à salinidade e essas respostas de crescimento são óbvias apenas em solos pobres em nutrientes minerais (Grattan & Grieve, 1999; Lacerda et al., 2003; Lacerda et al., 2016). Sob condições de baixa fertilidade do solo as plantas estão limitadas pelo estresse nutricional, de modo que a aplicação de fertilizantes favorece o seu crescimento. No entanto, as respostas à adubação tendem normalmente a serem maiores em plantas não estressadas, conforme mostra o modelo hipotético apresentado na Figura 2A e os dados apresentados na Figura 2B, e conforme demonstraram Lacerda et al. (2016).

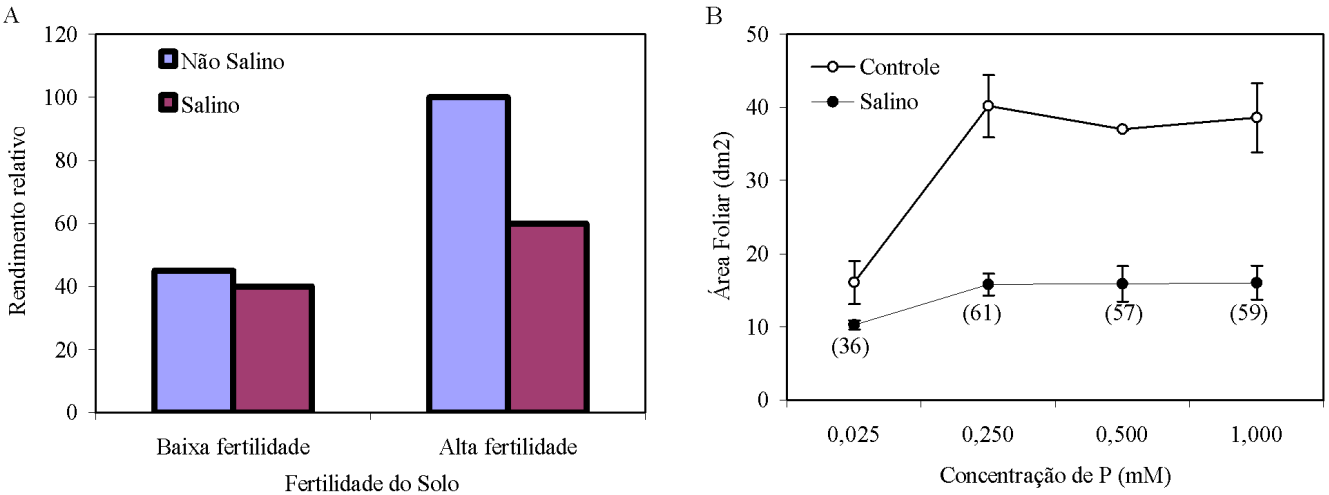


Figura 2. A. Respostas hipotéticas de plantas em função da salinidade e da fertilidade do solo. (Fonte: Lacerda, 2009). B. Área foliar de plantas de feijão-de-corda em função da concentração de fósforo, na ausência (controle) ou presença de NaCl 72 mM. Os valores apresentados entre parênteses indicam a percentagem de redução em relação ao tratamento controle. As plantas foram cultivadas em casa-de-vegetação em vasos contendo 3 litros de solução nutritiva, na ausência (controle) ou presença de NaCl 72 mM (salino). A colheita foi realizada após 20 dias do início da adição dos sais. O fósforo foi aplicado na forma de KH_2PO_4 e a concentração de K^{+} foi ajustada para 2,0 mM, utilizando-se KCl. Os dados são médias de quatro repetições ± desvio padrão. (Fonte: Lacerda, 2005)

Por outro lado, elevados níveis de nutrientes em meios salinos e a manutenção da absorção poderiam levar ao acúmulo do nutriente nos tecidos, em consequência de um efeito de concentração. Isso pode resultar em uma falta de ajuste entre a aquisição e a assimilação de um determinado nutriente, acarretando toxidez e intensificando os efeitos deletérios causados pela salinidade. É possível, portanto, que o nível ótimo de alguns nutrientes, como o fósforo, para a produção vegetal, na ausência de sais, possa ser tóxico para algumas plantas quando cultivadas em meio salino (Grattan & Grieve, 1999; Lacerda et al., 2006a, 2006b; Sousa et al., 2010), ou seja, pode ocorrer um desajuste por excesso que pode alterar a curva dose x resposta (Figura 3). Além disso, pode ocorrer redução nos retornos econômicos, visto que a produtividade é reduzida pelo excesso de sais, mesmo quando se utilizam elevadas doses de fertilizantes (Feitosa et al., 2016).

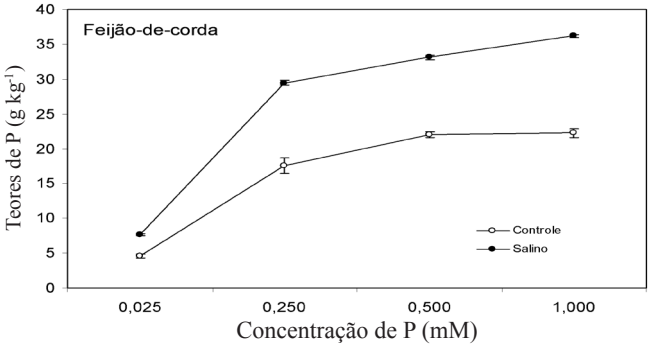
Além das técnicas convencionais de adubação com base no emprego de fertilizantes minerais, um aspecto que vem sendo recentemente estudado é o emprego de formas alternativas que favorecem a aquisição de nutrientes pelas plantas em condições de salinidade, como a aplicação de biofertilizantes líquidos, o aporte de matéria orgânica e a inoculação das raízes de plantas com fungos micorrízicos.

Estudos recentes indicam que a associação simbiótica de plantas com os fungos micorrízicos arbusculares promovem maior tolerância das plantas aos vários tipos de estresses abióticos, dentre eles o salino. Essa maior tolerância das plantas micorrizadas à salinidade deve-se a possíveis mecanismos de proteção proporcionados pelos fungos, dentre eles a maior absorção de nutrientes, alteração na morfologia da raiz (maior número de raízes adventícias) e a influência do FMA na condutividade elétrica do solo (Giri et al., 2003; Bezerra et al., 2010; Lucio et al., 2013). Em estudo desenvolvido com plantas de melão irrigadas com águas salinas verificou-se que a associação simbiótica entre os FMA e as plantas de meloeiro proporcionou aumento nos totais extraídos de N, P e K, principalmente nos níveis baixos e médios de salinidade, e redução na absorção dos íons potencialmente tóxicos (Na e Cl) a partir da salinidade da água de irrigação de 3 dS m^{-1} (Lúcio et al., 2013). A associação com os FMA também proporcionou um incremento no crescimento vegetativo e na taxa de fotossíntese, porém o efeito benéfico da micorriza decresceu com o incremento da salinidade. A salinidade reduziu a colonização micorrízica, especialmente nos níveis superiores a 3 dS m^{-1} (Figura 4), o que pode justificar, em parte, a redução da eficiência da associação com o incremento da salinidade.

Diversos estudos têm demonstrado que o uso de biofertilizantes em ambientes salinos pode atenuar parcialmente os efeitos da salinidade sobre o crescimento das plantas (Cavalcante et al., 2004; Campos, et al., 2009; Lima Neto, et al., 2009; Rodolfo Júnior et al., 2009; Silva et al., 2011; Sousa et al., 2012; Diniz et al., 2013; Sousa et al., 2014b; Gomes et al., 2015). A importância do uso de biofertilizantes líquidos, na forma de fermentados microbianos simples ou enriquecidos, está nos quantitativos dos elementos, na diversidade dos nutrientes minerais quelatizados e disponibilizados pela atividade biológica e como ativador enzimático do metabolismo vegetal.

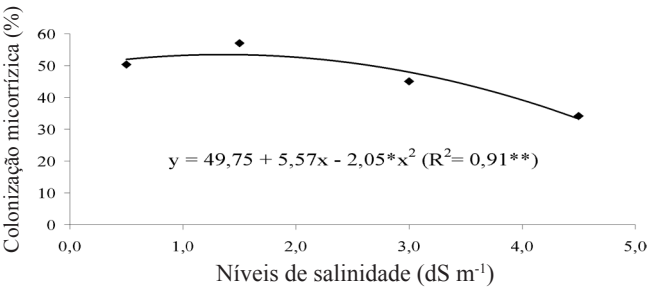
Essas estratégias podem atenuar o efeito do estresse salino através de substâncias húmicas presentes no solo, induzindo o aumento do ajustamento osmótico às plantas pela acumulação dessas substâncias, facilitando a absorção de água e nutrientes em meios adversamente salinos. Os resultados obtidos nesses estudos revelam resultado satisfatório sobre o crescimento e a produtividade em algumas culturas, embora esses aumentos sejam inferiores aos obtidos em ambientes não salinos (Lúcio et al., 2013; Sousa et al., 2014b; Gomes et al., 2015; Mesquita et al., 2015).

Estudos desenvolvidos com feijão-de-corda submetido à salinidade mostraram que a aplicação de biofertilizante bovino e de caranguejo melhorou o desempenho em todos as variáveis analisadas (crescimento e fotossíntese), quando comparada aos que não receberam biofertilizante (Silva et al., 2011; Sousa et al., 2014b). Os tratamentos que receberam biofertilizante bovino e caranguejo tiveram a área foliar superior aos que não recebem biofertilizante aos 45 dias após a semeadura (Figuras 5 e 6), porém, os efeitos benéficos do biofertilizante decresceram com o aumento da salinidade da água de irrigação. Apesar disso, verifica-se que o uso do biofertilizante pode ser uma alternativa viável permitindo o aumento da produtividade em condições de salinidade



Fonte: Lacerda et al. (2006a)

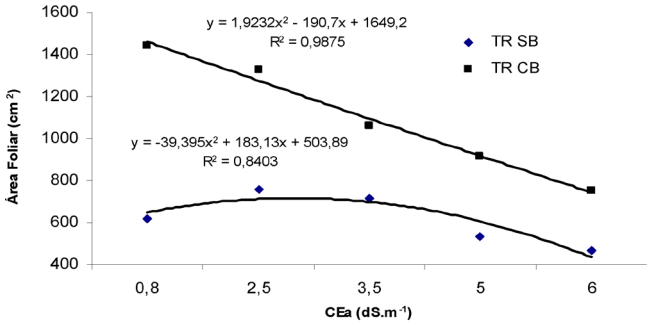
Figura 3. Teores de P em folhas de feijão-de-corda em função da concentração de fósforo, na ausência (controle) ou presença de NaCl 72 mM. Para maiores informações ver legenda da Figura 2



** Significativo a 1% pelo teste F.

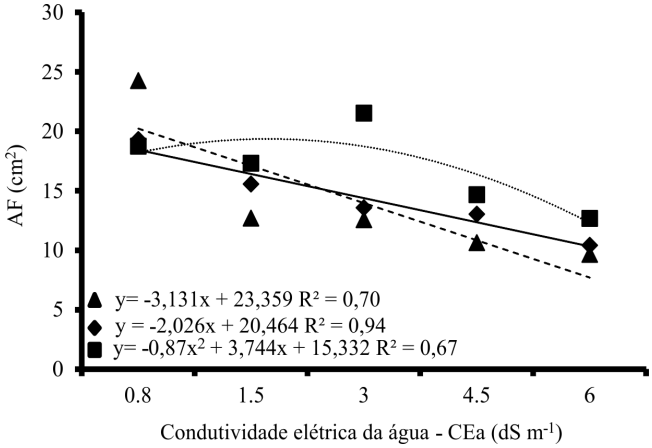
Fonte: Lúcio et al. (2013).

Figura 4. Percentagem de colonização micorrízica arbuscular em raízes de meloeiro cultivado em diferentes níveis de salinidade de água de irrigação



Fonte: Silva et al. (2011)

Figura 5. Área foliar de plantas de feijão-de-corda irrigadas com diferentes níveis salinos, na ausência e presença de biofertilizante bovino

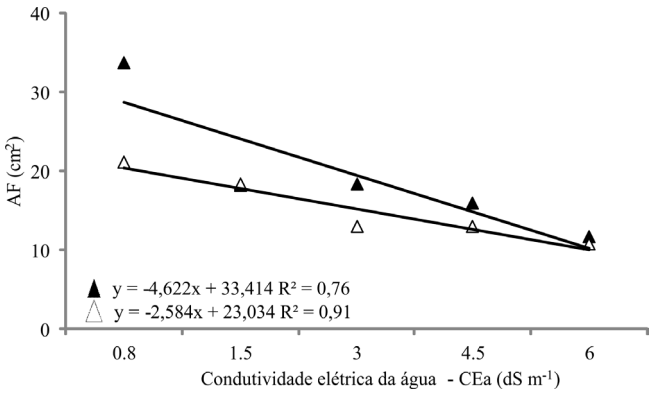


Fonte: Sousa et al. (2014b)

Figura 6. Área foliar de feijão-de-corda irrigado com água salina em solo sem biofertilizante - B0 (♦), com biofertilizante bovino - B1 (▲) e biofertilizante de caranguejo - B2 (■)

moderada, sendo necessários novos estudos que busquem aumentar a eficiência desse insumo em condições de campo.

Gomes et al. (2015) avaliando o efeito do estresse salino na cultura do girassol em solo adubado com biofertilizante bovino, também evidenciaram efeito positivo desse insumo sobre a área foliar (Figura 7). Nesse caso, fica evidente que o efeito do biofertilizante se deu claramente apenas nos níveis baixos de salinidade.



Fonte: Gomes et al. (2015)

Figura 7. Área foliar (AF) de girassol, irrigadas com águas salinas no solo com (▲) e sem (Δ) biofertilizante bovino

Muitos estudos demonstram que as respostas das plantas aos biofertilizantes diminuem com o aumento da salinidade, o que está em conformidade com a hipótese levantada na Figura 2 e com dados obtidos em estudos com nutrientes minerais (Lacerda, 2005; Lacerda et al., 2006a; 2016). Em outras palavras, os resultados evidenciam que o uso de adubos orgânicos aumenta a disponibilidade de nutrientes e a resposta da planta será maior quanto mais pobre é o solo e será menor em níveis elevados de salinidade. Por outro lado, os demais papéis atribuídos aos biofertilizantes ainda estão para serem cientificamente comprovados.

Aplicação de Substâncias Exógenas

Diversas substâncias exógenas, de natureza química e orgânica, têm sido utilizadas na forma de pulverizações, em solução nutritiva ou no pré-tratamento de sementes, no sentido de minorar os efeitos da salinidade sobre as plantas, tais como: prolina, glicinabetaína, ácido ascórbico, filmes a base de caulim, peróxido de hidrogênio, dentre outras.

Caulim é um minério composto de silicatos hidratados de alumínio e alguns produtos a base desse minério, no formato de partículas, formam um filme quando aplicado sobre frutos e folhas que tem ação de proteção contra insetos e mitiga o efeito do estresse térmico, promovendo maior reflexão da radiação solar incidente (Boari et al., 2014). Essa proteção também resulta em menores taxas de transpiração, o que pode reduzir o acúmulo de sais nas folhas de plantas sob estresse salino, mitigando assim parcialmente os efeitos do estresse. Os benefícios de filmes a base de caulim foram demonstrados em plantas de tomate sob estresse salino, tendo sido observado melhoria nas respostas fisiológicas e na produção de plantas de tomate, em condições de campo. De acordo com Boari et al. (2016), os filmes a base de Caulim podem ser uma importante ferramenta para reduzir os efeitos do estresse salino em tomate, particularmente em condições de climas secos, além de atuarem na proteção contra pragas, radiação excessiva e estresse térmico. Os autores deixam claro, no entanto, que o caulim não deve ser usado especificamente para melhorar a tolerância à salinidade, ou seja, os principais objetivos são limitar o estresse do calor e o controle de pragas.

Prolina e glicinabetaina são dois solutos que se acumulam em plantas sob estresse salino e, conforme muitos autores, elas têm o papel de auxiliar no ajustamento osmótico da célula e na proteção de enzimas e membranas. Admite-se que o acúmulo dessas substâncias no citoplasma pode ajudar no balanço osmótico da célula, uma vez que os íons inorgânicos predominantes nos ambientes salinos tendem a se acumular nos vacúolos. Aqui aparecem dois problemas: o primeiro é que a capacidade de compartimentalização dos íons nos vacúolos é muito baixa na maioria das glicófitas; o segundo é que a taxa de síntese e acúmulo dessas substâncias é bastante variável entre as espécies. Baseado nesse último item, alguns pesquisadores têm testado a aplicação exógena de prolina e glicinabetaina, como forma de minorar os efeitos do estresse salino (Ashraf & Foolad, 2007).

Embora muitos trabalhos tenham mostrado sucesso na aplicação exógena de prolina e glicinabetaina como forma de reduzir os efeitos dos estresses abióticos, conforme citam Ashraf & Foolad (2007), eles não são unanimidade. Por exemplo, pulverizações foliares com prolina, nas concentrações de até 20 mM não reverteram os efeitos da salinidade em plantas de duas cultivares de berinjela (Shahbaz et al., 2013). Além disso, em alguns trabalhos verifica-se que o efeito positivo não é tão significativo quanto alardeiam os autores, o que possivelmente pode comprometer a aplicação prática desses produtos pelos agricultores, levando-se em conta a relação custo benefício.

Dentre os processos de aclimatação ao estresse salino, o do pré-tratamento das plantas com pequenas quantidades de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) tem se mostrado promissor (Gondim et al., 2011). Esse produto tem sido testado em solução nutritiva (Azevedo Neto et al., 2005; Carvalho et al., 2011), no pré-tratamento de sementes (Gondim et al., 2010) e via pulverização foliar (Gondim et al., 2011). A utilização de peróxido de hidrogênio em sementes tem resultado na aceleração do processo de germinação o que parece conferir maior vigor à semente quando da exposição das plântulas ao estresse salino. Além disso, têm sido verificadas alterações nas respostas das enzimas do sistema de proteção anti-oxidativo, contribuindo para aumentar a tolerância das plântulas ao estresse salino. Por outro lado, o pré-tratamento de pulverização das plantas de milho com H_2O_2 induziu aclimatação das plantas de milho ao estresse salino, revertendo parcialmente os efeitos deletérios da salinidade no crescimento (Gondim et al., 2011).

Considerações Finais

Nos últimos seis anos verificou-se um incremento significativo dos estudos relacionados às estratégias que podem ser utilizadas no manejo da salinidade em cultivos irrigados, nas condições do semiárido brasileiro. Apesar do aumento dos estudos nessa área, verifica-se uma grande compartimentalização que muitas vezes não permite acompanhar a complexidade das condições de salinidade em situações de campo, o que muitas vezes limita o uso de determinadas estratégias de manejo. Acreditamos que é preciso ampliar os estudos que busquem uma avaliação conjunta de diferentes estratégias, de preferência em estudos de longo prazo, que possam resultar no melhor aproveitamento da terra e dos recursos salinos (solo e água). Esses estudos devem contribuir para o alcance dos seguintes objetivos: reduzir os impactos da salinidade sobre a planta, evitar a degradação do solo, reduzir o uso de fertilizantes químicos em plantas sob estresse salino, permitir o uso de águas salinas na irrigação, substituindo parcialmente o uso de água de boa qualidade e aumentar a eficiência do uso da terra e a sustentabilidade por água salobra de sistemas agrícolas sob condições de salinidade.

Literatura Citada

Alves, M. S.; Soares, T. M.; Silva, L. T.; Joseane P. Fernandes, J. P.; Oliveira, M. L. A.; Paz, V. P. da S. Estratégias de uso de água salobra na produção de alface em hidroponia NFT. Revista Braseira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.491-498, 2011.

Araújo, A. P. B. Influência da irrigação com água salina em sistema consorciado milho / feijão de corda. Fortaleza: UFC, 2015. 100p. Tese Doutorado

Ashraf, M.; Foolad, M. R. Roles of glycine betaine and proline in improving plant abiotic stress resistance. Environmental and Experimental Botany, v.59, p.206-216, 2007.

Assis Júnior, J. O.; Lacerda, C. F.; Silva, F. B.; Silva, F. L. B.; Bezerra, M. A; Gheyi, H. R. Produtividade do feijão-de-corda e acúmulo de sais no solo em função da fração de lixiviação e da salinidade da água de irrigação. Engenharia Agrícola, v.27, p.702-713, 2007.

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. 2. ed. Campina grande, UFPB, 1999, 153p. FAO Estudos Irrigação e Drenagem, 29

Azevedo Neto, A. D.; Prisco J. T.; Enéas Filho, J.; Medeiros, J. R.; Gomes Filho, E. Hydrogen peroxide pre-treatment induces salt-stress acclimation in maize plants. Journal of Plant Physiology, v.162, p.1114-1122, 2005.

Barbosa, F. S.; Lacerda, C. F.; Gheyi, H. R.; Farias, G. C.; Silva Júnior, R. J. C.; Lage, Y. A.; Hernandez, F. F. F. Productivity and ion content in maize irrigated with saline water in a continuous or alternating system. Ciência Rural, v.42, p.1731-1737, 2012.

Beltrán, J. M. Irrigation with saline water: Benefits and environmental impact. Agricultural Water Management, v.40, p.183-194, 1999.

Bezerra, A. K. P.; Lacerda, C. F.; Hernandez, F. F. F.; Silva, F. B.; Gheyi, H. R. Rotação cultural feijão caupi/milho utilizando-se águas de salinidades diferentes. Ciência Rural, v.40, p.1075-1082, 2010.

Bione, M. A. A.; Paz, V. P. da S.; Silva, F.; Ribas, R. R.; Soares, T. M. Crescimento e produção de manjericão em sistema hidropônico NFT sob salinidade. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.18, p.1228-1234, 2014.

Boari, F.; Cucci, G.; Donadio, A.; Schiattone, M. I.; Cantore, V. Kaolin influences tomato response to salinity: Physiological aspects. Acta Agricultura e Scandinavica, v.64, p.559-571, 2014.

Boari, F.; Donadio, A.; Pace, B.; Schiattone, M. I.; Cantore, V. Kaolin improves salinity tolerance, water use efficiency and quality of tomato. Agricultural Water Management, v.167, p.29-37, 2016.

Botía, P.; Navarro, J. M.; Cerdá, A.; Martínez, V. Yield and fruit quality of two melon cultivars irrigated with saline water at different stages of development. European Journal of Agronomy, v.23, p.243-253, 2005.

Brown, J. J.; Glenn, E. P. Reuse of highly saline aquaculture effluent to irrigate a potential forage halophyte, *Suaeda esteroa.* Aquacultural Engineering, v.20, p.91-111, 1999.

Campos, V. B.; Cavalcante, L. F.; Rodolfo Júnior, F.; Sousa, G. G.; Mota, J. K. M. Crescimento inicial da mamoneira em resposta à salinidade e biofertilizante bovino. Magistra, v.21, p.41-47, 2009.

Carvalho, F. E. L.; Lobo, A. K. M.; Bonifácio, A.; Martins, M. O.; Lima Neto, M. C.; Silveira, J. A. G. Aclimatação ao estresse salino em plantas de arroz induzida pelo pré-tratamento com H_2O_2. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.416-423, 2011.

Cavalcante, L. F.; Silva, P. S V.; Santos, G. D.; Mesquita, E. F.; Alves, G. S.; Cavalcante, Í. H. L; Gondim, S. C.; Oliveira, A. P. Crescimento do maracujazeiro - amarelo em substrato envasado com aplicação de biofertilizantes bovino. Anais do CPG em Manejo de Solo e Água, v.26, p.51-71, 2004.

Chauhan, C. P. S.; Singh, R. B. Suplemental irrigation of wheat with saline water. Agricultural Water Management, v.95, p.253-258, 2008.

Coelho, D. S.; Simões, W. L.; Mendes, A. M. S.; Bárbara F. D.; Rodrigues, J. A. S.; Souza, M. A. Germinação e crescimento inicial de variedades de sorgo forrageiro submetidas ao estresse salino. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.18, p.25-30, 2014.

Dias, N. S.; Lira, R. B.; Brito, F. R.; Sousa Neto, O. N.; Ferreira Neto, M.; Oliveira, A. M. Produção de melão rendilhado em sistema hidropônico com rejeito da dessalinização de água em solução nutritiva. Revista Braseira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.755-761, 2010.

Diniz, B. L. M. T.; Cavalcante, L. F.; Mesquita, F. O.; Lima Neto, A. J.; Nunes, J. C.; Diniz Neto, M. A. Crescimento inicial e consumo hídrico de nim submetido ao estresse salino e biofertilizante bovino. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.8, p 470-475, 2013.

Epstein, E.; Rains, D. W. Advances in salt tolerance. Plant and Soil, v.99, p.17-29, 1987.

Fageria, N. K.; Soares Filho, W. S.; Gheyi, H. R. Melhoramento genético vegetal e seleção de cultivares tolerantes à salinidade. In: Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda. C.F. (ed.) Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicado. Fortaleza: INCTSal, 2010. p.212-225.

Feitosa, H. O.; Lacerda, C. F.; Carvalho, C. M.; Costa, R. N. T.; Barbosa, A. B.; Gheyi, H. R. Productivity and economic analysis of sunflower/maize crop rotation under different levels of salinity and nitrogen. African Journal of Agricultural Research, v.11, p.1999-2006, 2016.

Ferreira Neto, M.; Gheyi, H. R.; Fernandes, P. D.; Holanda, J. S.; Blanco, F. F. Emissão foliar, relações iônicas e produção do coqueiro irrigado com água salina. Ciência Rural, v.37, p.1675-1681, 2007.

Ferreira Neto, M.; Gheyi, H. R.; Holanda, J. S.; Medeiros, J. F.; Fernandes, P. D. Qualidade do fruto verde de coqueiro em função da irrigação com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.6, p.69-75, 2002.

Flowers, T. J.; Ragab, R.; Malash, N.; Gawad, G. A.; Cuartero, J.; Arslan, A. Sustainable strategies for irrigation in salt-prone Mediterranean: SALTMED. Agricultural Water Management, v.78, p.3-14, 2005.

Fontaneli, R. S.; Santos, H. P.; Voss, M.; Ambrosi, I. Rendimento e nodulação de soja em diferentes rotações de espécies anuais de inverno sob plantio direto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.35, p.349-355, 2000.

Freitas, V. S.; Marques, E. C.; Bezerra, M. A.; Prisco; J. T.; Gomes-Filho, E. Crescimento e acúmulo de íons em plantas de cajueiro anão precoce em diferentes tempos de exposição à salinidade. Semina, v.34, Suplemento 1, p.3341-3352, 2013.

Gheyi, H. R.; Correia, K. G.; Fernandes, P. D. Salinidade do solo e crescimento e desenvolvimento das plantas. In: Nogueira, R. J. C.; Araújo, E. L.; Willadino, L. G.; Cavalcante, U. M. T. (ed.) Estresses ambientais: Danos e benefícios em plantas. Recife: UFRPE, 2005, p.138-148.

Giri, B.; Kapoor, R.; Mukerji, K. G. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi and salinity on growth, biomass, and mineral nutrition of *Acacia auriculiformis*. Biology and Fertility of Soils, v.38, p.70-75, 2003.

Gomes, K. R.; Amorim, A. V.; Ferreira, F. J.; Assis Filho, F. L.; Lacerda, C. F.; Gomes-Filho, E. Respostas de crescimento e fisiologia do milho submetido a estresse salino com diferentes espaçamentos de cultivo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.365-370, 2011.

Gomes, K. R.; Sousa, G. G.; Lima, F. A.; Viana, T. V. A.; Azevedo, B. M.; Silva, G. L. Irrigação com água salina na cultura do girassol (*Helianthus annuus*l.) em solo com biofertilizante bovino. Irriga, v.20, p.680-693, 2015.

Gondim, F. A.; Gomes-Filho, E.; Lacerda, C. F.; Prisco, J. T.; Azevedo Neto, A. D.; Marques, E. C. Pretreatment with H_2O_2 in maize seeds: Effects on germination and seedling acclimation to salt stress. Brazilian Journal of Plant Physiology, v.22, p.103-112, 2010.

Gondim, F. A.; Gomes-Filho, E.; Marques, E. C.; Prisco, J. T. Efeitos do H_2O_2 no crescimento e acúmulo de solutos em plantas de milho sob estresse salino. Revista Ciência Agronômica, v.42, p.373-381, 2011.

Grattan, S. R.; Grieve, C.M. Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops. Scientia Horticulture, v.78, p.127-157, 1999.

Greenway, H.; Munns, R. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. Annual Review Plant Physiology, v.31, p.149-190, 1980.

Kilic, C. C.; Kukul, Y. S.; Anac, D. Performance of purslane (*Portulaca oleracea* L.) as a salt-removing crop. Agricultural Water Management, v.95, p.854-858, 2008.

Lacerda, C. F. Interação salinidade x nutrição mineral. In: Nogueira, R. J. C.; Araújo, E. L.; Willadino, L. G.; Cavalcante, U. (ed.) Estresses ambientais: Danos e benefícios às plantas. Recife: UFRPE, 2005. p.127-137.

Lacerda, C. F. Estratégias de manejo do sistema solo-água-planta sob condições de salinidade. . In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, 32, 2009, Fortaleza. Resumos... Viçosa: SBCS, 2009. CD Rom

Lacerda, C. F.; Assis Júnior, J. O.; Lemos Filho, L. C. A.; Guimarães, F. V. A.; Oliveira, T. S.; Gomes Filho, E.; Prisco, J. T.; Bezerra, M. A. Morpho-physiological responses of cowpea leaves to salt stress. Brazilian Journal of Plant Physiology, v.18, p.455-465, 2006a.

Lacerda, C. F.; Ferreira, J. F. S.; Liu, X.; Suarez, D. L. Evapotranspiration as a criterion to estimate nitrogen requirement of maize under salt stress. Journal of Agronomy and Crop Science, v.202, p.192-202, 2016.

Lacerda, C. F.; Morais, H. M. M.; Prisco, J. T.; Gomes Filho, E.; Bezerra, M. A. Interação entre salinidade e fósforo em plantas de sorgo forrageiro. Revista Ciência Agronômica, v.37, p.258-263, 2006b.

Lacerda, C. F.; Neves, A. L. R.; Guimarães, F. V. A.; Silva, F. L. B.; Prisco, J. T., Gheyi, H. R. Eficiência de utilização de água e nutrientes em plantas de feijão-de-corda irrigadas com água salina em diferentes estádios de desenvolvimento. Engenharia Agrícola, v.29, p.221-230, 2009.

Lacerda, C. F.; Oliveira, H. P. M.; Oliveira, T. S.; Gomes Filho, E. Crescimento e acúmulo de íons em folhas de sorgo forrageiro submetido a soluções iso-osmóticas de sais (NaCl + KCl). Revista Ciência Agronômica. , v.34, p.7-12, 2003.

Lacerda, C. F.; Silva, F. B.; Neves, A. L. R.; Silva, F. L. B.; Gheyi, H. R.; Ness, R. L. L.; Gomes Filho, E. Influence of plant spacing and irrigation water quality on a cowpea-maize cropping system. International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science, v.1, p.163-167, 2011a.

Lacerda, C. F.; Sousa, G. G.; Silva, F. L. B.; Guimarães, F. V. A.; Silva, G. L.; Cavalcante, L. F. Soil salinization and maize and cowpea yield in the crop rotation system using saline waters. Engenharia Agrícola, v.31, p.663-675, 2011b.

Leal, I. G.; Accioly, A. M. A.; Nascimento, C. W. A; Freire, M. B. G. S.; Montenegro, A. A. A.; Ferreira, F. L. Fitorremediação de solo salino-sódico por *Atriplex nummularia* e gesso de jazida. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.1065-1072, 2008.

Lima, B. L. de C. Respostas fisiológicas e morfométricas na produção de mudas de coqueiro anão irrigado com água salina. Fortaleza: UFC, 2014. 105p. Dissertação Mestrado

Lima Filho, J. M. P. Physiological responses to maize and cowpea to intercropping. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.35, p.915-921, 2000.

Lima Neto, A. J.; Rebequi, A. M.; Cavalcante, L. F.; Nunes, J. C.; Brehm, M. A. S.; Diniz, A. A. Água salina e biofertilizante bovino no crescimento inicial do maracujazeiro amarelo. In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, 32, 2009, Fortaleza. Resumos... Viçosa: SBCS, 2009, p.274.

Lúcio W. S.; Lacerda, C. F.; Mendes Filho, P. F.; Hernandez; F. F. F.; Neves, A. L. R.; Gomes-Filho, E. Crescimento e respostas fisiológicas do meloeiro inoculado com fungos micorrízicos arbusculares sob estresse salino. Semina Ciências Agrarias, v.34, n.4, p.1587-1602, 2013.

Lukac, M.; Pensa, M.; Schiller, G. 'Tree species' tolerance to water stress, salinity and fire. Irrigation Science, v.212, p.247-261, 2012.

Maas, E. V. Crop tolerance. California Agriculture, v.36, p.20 -21, 1984.

Maas, E. V.; Hoffman, G. J. Crop salt tolerance-current assessment. ASCE Journal of Irrigation Drainage Division, v.103, p.115-134, 1977.

Maciel, M. P.; Soares, T. M.; Gheyi, H. R.; Rezende, E. P. L; Oliveira, G. X. S. Produção de girassol ornamental com uso de águas salobras em sistema hidropônico NFT. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.16, p.165-172, 2012.

Malash, N.; Flowers, T. J.; Ragab, R. Effect of irrigation systems and water management practices using saline and non-saline water on tomato production. Agricultural Water Management, v.78, p.25-38, 2005.

Marinho, F. J. L.; Gheyi, H. R.; Fernandes, P. D.; Holanda, J. S.; Ferreira Neto, M. Cultivo de coco 'Anão Verde' irrigado com águas salinas. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.41, p.1277-1284, 2006.

Medeiros, J. F. Qualidade da água de irrigação utilizada nas propriedades assistidas pelo "GAT" nos Estados do RN, PB, CE e avaliação da salinidade dos solos. Campina Grande: UFPB, 1992. 175p. Dissertação Mestrado

Medeiros, J. F.; Gheyi, H. R.; Dias, N. S.; Carmo, G. A. Riscos e medidas mitigadoras para a salinidade em áreas irrigadas. In: Paz, V. P. S.; Oliveira, A. S.; Pereira, F. A. C; Gheyi, H. R. (org.). Manejo e sustentabilidade da irrigação em regiões áridas e semi-áridas. Cruz das Almas: UFRB, 2009. p.187-219.

Meireles, A. C. M.; Andrade, E. M.; Cruz, M. G. M.; Lemos Filho, L. C. A. Avaliação do impacto da fertirrigação em Cambissolos na Chapada do Apodi, Ceará. Revista Ciência Agronômica. v.34, p.207-212, 2003.

Melo, P. C. S.; Anunciação Filho, C. J.; Oliveira, F. J.; Bastos, G. Q.; Tabosa, J. N.; Santos, V. F.; Melo, M. R. C. S. Seleção de genótipos de arroz tolerantes à salinidade durante a fase vegetativa. Ciência Rural, v.36, p.58-64, 2006.

Mesquita, F. O.; Cavalcante, L. F.; Nunes, J. C.; Luna Souto, A. G.; Medeiros, R. F.; Rodrigues, R. M. Formação de mudas de nim com aplicação de biofertilizante bovino submetido à drenagem e estresse salino. Bioscience Journal, v.31, n.1, p.47-54, 2015

Mitchell, J. P; Shennan, C.; Singer, M. J.; Peters, D. W.; Miller, R. O.; Prichard, T.; Grattan, S. R.; Rhoades, J. D.; May, D. M.; Munk, D. S. Impacts of gypsum and winter cover crops on soil physical properties and crop productivity when irrigated with saline water. Agricultural Water Management, v.45, p.55-71, 2000.

Munns, R. Comparative physiology of salt and water stress. Plant Cell Environment, v.25, p.239-250, 2002.

Murtaza, G.; Ghafoor. A.; Qadir, M. Irrigation and soil management strategies for using saline-sodic water in a cotton-wheat rotation. Agricultural Water Management, v.81, p.98-114, 2006.

Neves, A. L. R.; Lacerda, C. F.; Guimarães, F. V. A.; Hernandez, F. F. F.; Silva, F. B.; Prisco, J. T.; Gheyi, H. R. Trocas gasosas e teores de minerais no feijão-de-corda irrigado com água salina em diferentes estádios. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.13, suplemento, p.873- 881, 2009a.

Neves, A. L. R.; Lacerda, C. F.; Guimarães, F. V. A.; Hernandez, F. F. F.; Silva, F. B.; Prisco, J. T.; Gheyi, H. R. Acumulação de biomassa e extração de nutrientes por plantas de feijão-de-corda irrigadas com água salina em diferentes estádios de desenvolvimento. Ciência Rural, v.39, p.758-765, 2009b.

Neves, A. L. R.; Lacerda, C. F.; Sousa, C. H. C.; Silva, F. L. B.; Gheyi, H. R.; Ferreira, F. J.; Andrade Filho, F. L. Growth and yield of cowpea/sunflower crop rotation under different irrigation management strategies with saline water. Ciencia Rural, v.45, p.814 -820, 2015.

Pezzopane, J. R. M.; Pedro Júnior, M. J.; Gallo, P. B. Caracterização microclimática em cultivo consorciado café/banana. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, p.256-264, 2007.

Porto, E. R.; Amorim, M. C. C.; Silva Júnior, L. G. A. Uso do rejeito da dessalinização de água salobra para a irrigação da erva-sal (*Atriplex nummularia*). Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, p.111-114, 2001.

Porto Filho, F. Q.; Medeiros, J. F.; Sousa Neto, E. R.; Gheyi, H. R.; Matos, J. A. Viabilidade da irrigação do meloeiro com águas salinas em diferentes fases fenológicas. Ciência Rural, v.36, p.453-459. 2006.

Qadir, M.; Oster, J. D.; Schubert, S.; Noble, A. D.; Sahrawat, K. L. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. Advances in Agronomy, v.96, p.197-247, 2007.

Rebouças, J. R. L.; Ferreira Neto, M.; Dias, N. S.; Souza Neto, O. N.; Diniz, A. A.; Lira, R. B. Cultivo hidropônico de coentro com uso de rejeito salino. Irriga, v.18, p.624-634, 2013.

Rhoades, J. P.; Kandiah, A.; Mashali, A. M. Uso de águas salinas para a produção agrícola. Campina Grande: UFPB, 2000. 117p. FAO Estudos Irrigação e Drenagem, 48

Rodolfo Júnior, F.; Cavalcante, L. F.; Buriti, E. S. Crescimento e produção do maracujazeiro amarelo em solo com biofertilizantes e adubação mineral com NPK. Caatinga, v.22, p.149-160, 2009.

Santos, A. N.; Silva, E. F. F.; Silva, G. F.; Barnabe, J. M. C.; Rolim, M. M. ; Dantas, D. C. Yield of cherry tomatoes as a function of water salinity and irrigation frequency. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.20, p.107-112, 2016.

Santos, A. N.; Soares, T. M.; Silva, E. F. F.; Silva, D. J. R.; Montenegro, A. A. A. Cultivo hidropônico de alface com água salobra subterrânea e rejeito da dessalinização em Ibimirim, PE. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.961-969, 2010.

Santos, D. B.; Ferreira, P. A.; Oliveira, F. G.; Garcia, G. O.; Carneiro, J. E. S.; Cano. M. A. O. Estratégias de manejo da irrigação do feijoeiro com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, Suplemento, p.16-20, 2005.

Santos Júnior, J. A.; Gheyi, H. R.; Cavalcante, A. R.; Dias, N. S.; Medeiros, S. de S. Produção e pós-colheita de flores de girassóis sob estresse salino em hidroponia de baixo custo. Engenharia Agrícola. v.36, p.420-432, 2016.

Seckler, D.; Amarasinghe, U.; Moldem, D.; Silva, R.; Baker, R. World water demand and supply, 1990 to 2025: Scenarios and issues. Colombo: International Water Management Institute, 1998. 41p. Research Report 19

Shahbaz, M.; Mushtaq, Z.; Andaz, F.; Masood, A. Does proline application ameliorate adverse effects of salt stress on growth, ions and photosynthetic ability of eggplant (*Solanum melongena* L.)? Scientia Horticulturae, v.164, p.507-511, 2013.

Shalhevet, J.; Morris, G. H.; Scroeder, B. P. Root and shoot growth response to salinity in maize and soybean. Agronomy Journal, v.87, p.512-516, 1995.

Shannon, M. C.; Grieve, C. M. Tolerance of vegetable crops to salinity. Scientia Horticulturae, v.78, p.5-38. 1999.

Sharma, B. R.; Minhas, P. S. Strategies for managing saline/alkali waters for sustainable agricultural production in South Asia. Agricultural Water Management, v.78, p.136-151, 2005.

Sharma, D. P.; Rao, K. V. G. K. Strategy for long term use of saline drainage water for irrigation in semi-arid regions. Soil & Tillage Research, v.48, p.287-295, 1998.

Silva, A. O. ; Soares, T. M. ; Silva, Ê. F. F.; Santos, A. N.; Klar, A.E. Consumo hídrico da rúcula em cultivo hidropônico NFT utilizando rejeitos de dessalinizador em Ibimirim-PE. Irriga, v.17, p.114-125, 2012.

Silva, A. R. A.; Bezerra, F. M. L.; Lacerda, C. F. Estabelecimento de plantas jovens de coqueiro "anão verde" em solos afetados por sais e sob deficiência hídrica. Revista Brasileira de Fruticultura, v. , p.1-8, 2016.

Silva, F. L. B.; Lacerda, C. F.; Sousa, G. G.; Neves, A. L. R.; Silva, G. L.; Sousa, C. H. C. Interação entre salinidade e biofertilizante bovino na cultura do feijão-caupi. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.383-389, 2011.

Sousa, C. H. C.; Lacerda, C. F.; Silva, F. L. B.; Neves, A. L. R.; Costa, R. N. T.; Gheyi, H. R. Yield of cotton/cowpea and sunflower/cowpea crop rotation systems during the reclamation process of a saline-sodic soil. Engenharia Agrícola, v.34, p.867-876, 2014a.

Sousa, G. G. Avaliação de um ciclo de rotação cultural milho e feijão-de-corda, utilizando-se água de baixa e de alta salinidade. Fortaleza: UFC, 2008. 80p. Dissertação Mestrado

Sousa, G. G.; Azevedo, B. M.; Albuquerque, A. H. P.; Mesquita, J. B. R.; Viana, T. V. A. Características agronômicas do amendoinzeiro sob irrigação com águas salinas em solo com biofertilizantes. Revista Agro@mbiente, v. 6, p. 124-132, 2012.

Sousa, G. G.; Lacerda, C. F.; Cavalcante, L. F.; Guimarães, F. V. A.; Bezerra, M. E. J.; Silva, G. L. Nutrição mineral e extração de nutrientes de planta de milho irrigada com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.1143-1151, 2010.

Sousa, G. G.; Viana, T. V. A.; Lacerda, C. F.; Azevedo, B. M.; Silva, G. L.; Costa, F. R. B. Estresse salino em plantas de feijão-caupi em solo com fertilizantes orgânicos. Revista Agro@mbiente, v.8, p.359-367, 2014b.

Souza, E. R.; Freire, M. B. G. S.; Nascimento, C. W. A.; Montenegro, A. A. A.; Freire, F. J.; Melo, H. F. Fitoextração de sais pela *Atriplex nummularia* lindl. sob estresse hídrico em solo salino sódico. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.15, p.477-483, 2011.

Tanwar, S. P. S.; Rao, S. S.; Regar, P. L.; Praveen-Kumar, S. K; Jodha, B. S.; Santra, P.; Kumar, R.; Ram, R. Improving water and land use efficiency of fallow-wheat system in shallow Lithic Calciorthid soils of arid region: Introduction of bed planting and rainy season sorghum-legume intercropping. Soil & Tillage Research, v.138, p.44-55, 2014.

Terceiro Neto, C. P. C.; Gheyi, H. R.; Medeiros, J. F.; Dias, N. S. Campos, M. S. Produtividade e qualidade de melão sob manejo com água de salinidade crescente. Pesquisa Agropecuária Tropical, v.43, p.354-362, 2013.

Vasconcelos, R. R. A.; Barros, M. F. C.; Silva, E. F. F.; Graciano, E. S. A.; Fontenele, A. J. P. B.; Silva, N. M. L. Características físicas de solos salino-sódicos do semiárido pernambucano em função de diferentes níveis de gesso. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.1318-1325, 2013.

Vieira, M. R.; Lacerda, C. F.; Cândido, M. J. D.; Carvalho, P. L.; Costa, R. N. T.; Tabosa, J. N. Produtividade e qualidade da forragem de sorgo irrigadas com água salina. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, suplemento, p.42-46, 2005.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

22 SALTMED model for field management of water, crops and N-fertilizers

Ragab Ragab[1]

[1] Centre for Ecology & Hydrology

Introduction

Globally, agriculture on average is using 70% of the fresh water resources. Rainfed agriculture represents almost 75% of total agriculture area and produces 60% of the global production while irrigated agriculture represents nearly 25% of the total agricultural area but produces 40% of the global production. This fact shows the positive impact of irrigation. Farmers in areas dominated by rainfed agriculture started to apply supplemental irrigation after seeing the benefit of additional irrigation supplement to maximize the yield. Given such huge amount water is needed for food production, some regions are struggling to produce enough food and feed for the growing populations. In addition, the changing climate especially in semi-arid resulted in water shortage caused by frequent years of below-average rainfall and severe drought. Even in humid regions, drought events became very frequent and the rainfed agriculture is frequently supported by supplemental irrigation during the water shortage periods. Deficit irrigation is now in practice and drought tolerant varieties are sown to cope with the water scarcity. A truly integrated approach is essential to encourage the increased use of poor quality water for irrigation, in order to both minimise drainage disposal problems and maximise the beneficial use of multiple water sources.

At present, there is a competition among several sectors for fresh water. As a result, the agriculture sector in different parts of the world searched for alternative water resources sometimes known as non-conventional water resources, e.g. reuse of agriculture drainage water, use of brackish water (groundwater), use of seawater, desalinated saline water or treated waste water. In applying these non-conventional methods, a great deal of care should be exercised in order not to harm the environment or cause soil degradation (Ragab, 1998, 2002, 2004; Hamdy et al., 2003; Malash et al., 2008; Choukr-Allah et al., 2010, 2012). In addition, the concept of deficit irrigation (applying less water than the crop water requirement) by subjecting the plant to mild stress in the growth stages less sensitive to water stress is being adopted in different parts of the world.

The impact of using poor quality water on soil and the environment is a slow long term process and therefore short term experiments are unable to show the impact. For that reason, models to predict the long term effect on soil and environment, crop yield, soil water and salinity under different strategies of water management (deficit irrigation and alternative use of fresh and poor quality waters), and leaching requirements have been developed in parallel with the field and greenhouse experiments.

Models can be very useful tools in agriculture water management. Not only could they help in irrigation scheduling and estimating crop water requirements calculation but they could also be used to predict dry matter and yields, soil moisture deficit, soil salinity and soil nutrient status. SALTMED model has been developed for generic applications. It accounts for different irrigation systems, irrigation strategies (deficit irrigation, Partial Root Drying - PRD), presence of drainage systems and shallow groundwater, crop and soil types and N-fertilizer applications. The SALTMED model was developed to predict dry matter and yield, soil salinity and soil moisture profiles, salinity leaching requirements and soil nitrogen dynamics and nitrate leaching, soil temperature, plant water uptake and evapotranspiration. The model is friendly and easy to use benefiting from the Windows™ environment; however, it is a physically based model using the well-known water and solute transport, evapotranspiration, and water uptake equations.

The SALTMED model can be freely downloaded from the EU funded project "Water4Crops" web site at: http://www.water4crops.org/saltmed-2015-integrated-management-tool-water-crop-soil-n-fertilizers/.

Or from the following link at the International Commission on Irrigation and Drainage, ICID web site: http://www.icid.org/res_tools.html#saltmed_2015.

There is also an on line training course on how to use the SALTMED model and a forum to exchange knowledge and experience with users at the following links:

Forum:

- http://www.saltmed.createaforum.com

YouTube: all parts of the on line course are at:

- https://www.youtube.com/watch?v=JRMeUFzuBYU

The different so it reads chapters Playlist:

- https://goo.gl/mkaXDA

Individual Issues (8 Issues):

- https://www.youtube.com/watch?v=8NnpllMtSuE
- https://www.youtube.com/watch?v=3xvntZfomdA
- https://www.youtube.com/watch?v=qVf_mB2Eh9k
- https://www.youtube.com/watch?v=CSdl6w3oE4Y
- https://www.youtube.com/watch?v=s9js_Bmgg6k
- https://www.youtube.com/watch?v=RVe4_Z742gI
- https://www.youtube.com/watch?v=Q7DZvSLjYhM
- https://www.youtube.com/watch?v=vcOGQDjPQso

Brief Description of the Main Processes in the SALTMED Model

The SALTMED model includes the following key processes: evapotranspiration, plant water uptake, water and solute transport under different irrigation systems, nitrogen dynamics and dry matter and biomass production. A brief description of the above mentioned processes will be given in the following sections.

Evapotranspiration

Evapotranspiration has been calculated using the Penman-Monteith equation according to the modified version of Allen et al. (1998) in the following form:

$$ET_o = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} U_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(+0.34U_2)} \quad (1a)$$

where:

ET_o - reference evapotranspiration, mm day^{-1};
R_n - net radiation, MJ m^{-2} day^{-1};
G - soil heat flux density, MJ m^{-2} day^{-1};
T - the mean daily air temperature at 2 m height, ^oC;
Δ - slope of the saturated vapour pressure curve, kPa $^oC^{-1}$;
γ - psychrometric constant, 66 Pa $^oC^{-1}$;
e_s - saturated vapour pressure at air temperature, kPa;
e_a - prevailing vapour pressure, kPa; and,
U_2 - wind speed at 2 m height, m s^{-1}.

The calculated ET_o here is for short well-watered green grass. In this formula, a hypothetical reference crop with an assumed height of 0.12 m, a fixed surface resistance of 70 s m^{-1} and an albedo of 0.23 were considered.

In presence of stomata/canopy surface resistance data, one could use the widely used equation of Penman-Monteith (Monteith, 1965) in the following form:

$$\lambda Ep = \frac{\Delta R_n + \rho Cp \frac{(e_s - e)}{r_a}}{\Delta + \gamma\left(\frac{1 + r_s}{r_a}\right)} \quad (1b)$$

where:

r_s, r_a - bulk surface and aerodynamic resistances (s m^{-1}) , respectively;
ρ - mean air density at constant pressure, kg m^{-3}; and,
Cp - specific heat of the air, MJ kg^{-1} $^oC^{-1}$.

The r_s can be measured or calculated from environmental and meteorological parameters or from the leaf water potential and Absecic Acid, ABA.

In the absence of meteorological data (temperature, radiation, wind speed etc.) and if Class A pan evaporation data are available, the SALTMED model can use these data to calculate ET_o according to the FAO procedure (Allen et al., 1998). The model can also calculate the net radiation from solar radiation according to the FAO procedure if net radiation data are not available. The crop evapotranspiration ET_c is calculated as:

$$ET_c = ET_o (K_{cb} + K_e) \quad (2)$$

where:

K_{cb} - crop transpiration coefficient (known also as basal crop coefficient); and,
K_e - soil evaporation coefficient.

The values of K_{cb} and $K_{c,}$ (the crop coefficient) for each growth stage and the duration of each growth stage for different crops are available in the model's database. These data can be used in the absence of measured values. K_e is calculated according to FAO (Allen et al., 1998). K_{cb} and K_c are adjusted according to FAO (Allen et al., 1998) for wind speed and relative humidity if different from 2 m s^{-1} and 45%, respectively. The SALTMED model runs with a daily time step and uses K_{cb} and K_e. These parameter values are not universal and their values differ according to climatic conditions and other factors.

Plant water uptake in the presence of saline water

The actual water uptake rate

The formula adopted in the SALTMED model is that suggested by Cardon & Letey (1992), which determines the water uptake S (d^{-1}) as:

$$S(z,t) = \left[\frac{S_{max}(t)}{1 + \left(\frac{a(t)h + \pi}{\pi_{50}(t)}\right)^3}\right] \lambda(z,t) \quad (3)$$

where:

$S_{max}(t)$ - maximum potential root water uptake at the time t;

z - vertical depth taken positive downwards;

$\lambda(z,t)$ - depth-and time-dependent fraction of total root mass;

h - matric pressure head;

π - osmotic pressure head;

π_{50} (t) - time-dependent value of the osmotic pressure at which;

$S_{max}(t)$ - reduced by 50%; and,

a(t) - weighing coefficient that accounts for the differential response of a crop to matric and solute pressure.

The coefficient *a*(t) equals $\pi_{50}(t)/h_{50}(t)$ where $h_{50}(t)$ is the matric pressure at which $S_{max}(t)$ is reduced by 50%.

The maximum water uptake S_{max} (t) is calculated as:

$$S_{max}(t) = ET_o(t) * K_{cb}(t) \quad (4)$$

The values of h_{50} and π_{50} can be obtained from experiments or from literature (Rhoades et al., 1992).

The relative crop yield, RY

Due to the unique and strong relationship between water uptake and biomass production, and hence the final yield, the relative crop yield RY is estimated as the sum of the actual water uptake over the season divided by the sum of the potential water uptake (under no water and salinity stress conditions) as:

$$RY = \frac{\sum S(x,z,t)}{\sum S_{max}(x,z,t)} \quad (5)$$

where:

x, z - horizontal and vertical coordinates of each grid cell that contain roots, respectively.

The actual yield, AY

The actual yield, AY is simply obtainable by:

$$AY = RY * Y_{max} \quad (6)$$

where:

Y_{max} - maximum yield obtainable in a given region under optimum and stress-free condition.

This option assumes that, salinity and water are the only stressors and all other factors are at optimum level. It is also used for quick answers when one needs to run several "what if" scenarios. The other option to obtain the actual yield is by calculating the daily biomass production and obtaining the actual yield from the harvest index times the total dry matter as given hereunder.

Crop growth, biomass production and yield

The crop growth, biomass, dry matter production and yield have been calculated based on: radiation, photosynthetic efficiency, water uptake, air temperature, leaf nitrogen content, leaf area index, respiration losses and the harvest index.

The approach used is very much based on the work of Eckersten & Jansson (1991).

The assimilation rate "A" per unit of area

$$A = E * I * f(Temp) * f(T) * f(Leaf - N) \quad (7)$$

where:

E - photosynthetic efficiency (g dry matter MJ^{-1});

I - radiation input: = Rs (1- e^{-k*LAI});

Rs - global radiation (MJ m^{-2} day^{-1});

k - extinction coefficient and LAI is the leaf area index (m^2 m^{-2}); and,

Rs - given in climate data, LAI is interpolated in SALTMED assimilation rate, "A" per unit of area (g m^{-2} day^{-1}) = E* I* (stress factors related to temperature, transpiration and leaf nitrogen content).

The transpiration stress factor is taken as a ratio of actual plant water uptake to the potential water uptake. The temperature stress is taken as deviation of the average temperature of a given day from the optimum temperature for the growth. The leaf nitrogen stress is taken as the deviation of the leaf nitrogen content of a given day from the optimum leaf nitrogen content.

Fixed and variable growth stage periods

There are two options for crop growth. The first option is the crop to grow according to fixed sowing and harvest dates and each growth stage (initial, development, late) has a prefixed duration in days. The second option is to allow the crop to grow according to the accumulated heat units/ degree days (sum of the daily difference between average air temperatures minus minimum temperature required for growth). Each growth stage is completed when a certain number of degree days has been reached. The sowing date and harvest date could in this case vary. This is important when studying the impact of climate change on sowing and harvest date as well as the length of the growing season.

Crop rotation

The model can run with different rotations on different fields (up to 20 rotations). Each rotation could include a variety of different crops, including fallow.

Water and Solute Flow

The water flow in soils was described mathematically by the well-known Richard's equation.

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left[K(\theta)\frac{\partial(\psi + z)}{\partial z}\right] - S_w \quad (8)$$

where:

θ - volumetric soil moisture;
t - time;
z - depth;
K (θ) - hydraulic conductivity (a function of wetness);
ψ - matrix suction head; and,
S_w - sink term representing extraction by plant roots.

The movement of solute in the soil system, its rate and direction, depends greatly on the path of water movement, but it is also determined by diffusion and hydrodynamic dispersion. If the latter effects are negligible, solute flows by convection (Hillel, 1977). The one-dimensional transient movement of a non-interacting solute in soil can be expressed as:

$$\frac{\partial(\theta c)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_a \frac{\partial c}{\partial z}\right) - \frac{\partial(qc)}{\partial z} - S_s \qquad (9)$$

where:

c - concentration of the solute in the soil solution;
q - convective flux of the solution;
D_a - combined diffusion and dispersion coefficient; and,
S_s - sink term for the solute representing root adsorption/uptake.

Under irrigation from a trickle line source, the water and solute transport can be viewed as two-dimensional flow (Figure 1) and can be simulated by one of the following:

1) a "plane flow" model involving the Cartesian co-ordinates x and z. Plane flow takes place if one considers a set of trickle sources at equal distance and close enough to each other so that their wetting fronts overlap after a short time from the start of the irrigation.

2) a "cylindrical flow" model described by the cylindrical co-ordinates r and z.

Cylindrical flow takes place if one considers the case of a single trickle nozzle or a number of nozzles spaced far enough apart so that overlap of the wetting fronts of the adjacent sources does not take place. For a stable, isotropic and homogeneous porous medium, the two-dimensional flow of water in the soil can be described according to Bresler (1975) as:

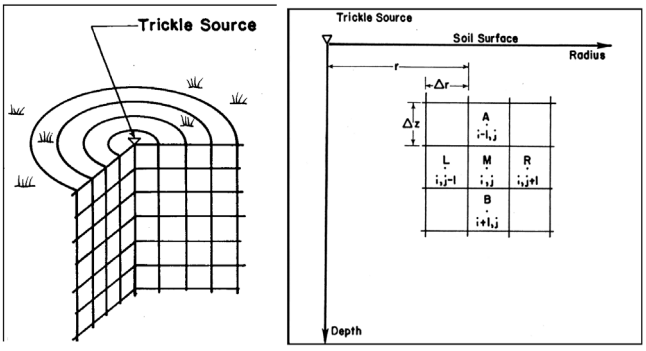


Figure 1. Example of the flow domain under drip irrigation, two dimensional flow

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left[K(\theta)\frac{\partial\psi}{\partial z}\right] + \frac{\partial}{\partial z}\left[K(\theta)\frac{\partial(\psi+z)}{\partial z}\right] \qquad (10)$$

where:

x - horizontal co-ordinate;
z - vertical-ordinate (considered to be positive downward); and,
K (θ) - hydraulic conductivity of the soil.

The two-dimension solute flow equation becomes:

$$\frac{\partial(C\theta)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(D_{xx}\frac{\partial C}{\partial x} + D_{xz}\frac{\partial C}{\partial z} - q_x C\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(D_{zz}\frac{\partial C}{\partial z} + D_{zx}\frac{\partial C}{\partial x} - q_z C\right) \qquad (11)$$

In the model, sprinkler, flood and basin irrigation are described by one-dimensional flow equations (e.g. Eqs 8 & 9). Furrow and trickle line source are described by 2-dimensional equations (e.g. Eqs 10 & 11). Trickle point source is described by cylindrical flow equations obtained by replacing x by the radius "r" and rearranging Equations 10 and 11 as given by Bresler (1975); Fletcher Armstrong & Wilson (1983). The water and solute flow equations were solved numerically using a finite difference explicit scheme (Ragab et al., 1984).

Soil hydraulic parameters

Solving the water and solute transport equations require two soil water relations, namely the soil water content - water potential relation and the soil water potential - hydraulic conductivity relation. They were taken according to Genuchten (1980) as:

$$\theta(h) = \theta_r + \left[\frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left(1 + |\alpha h|^n\right)^m}\right] \qquad (12)$$

$$K(h) = K_s K_r(h) = K_s Se^{1/2}\left[1 - \left(1 - Se^{1/m}\right)^m\right]^2 \qquad (13)$$

where:

θ_r and θ_s - denote the residual and the saturated moisture contents, respectively;
K_s and K_r - saturated and relative hydraulic conductivity respectively;
α and n - shape parameters; and,
m = 1 - 1/n and S_e - effective saturation or normalized volumetric soil water content. α, n and λ are empirical parameters.

Drainage

SALTMED has three options, free drainage at the bottom of the root zone (recharge) or subsurface drainage

system open or tile system and shallow groundwater with no drainage system. The drainage flow is based on Hooghoudt's drainage equation (Hooghoudt, 1940) which gives a mathematical relation of the parameters involved in the subsurface drainage of flat land by a system of horizontal and parallel ditches or pipe drains without entrance resistance, placed at equal depth and subject to a steady recharge evenly distributed over the area. The most widely known form of Hooghoudt's equation was presented by Wesseling (1973). In a slightly modified form, it reads:

$$qL = \left(\frac{8Hm}{L}\right)\left(Kb \times De + Ka \times Ha\right) \qquad (14)$$

where:

q - steady recharge of water percolating to the water table equal to the drain discharge (m day^{-1} or m hr^{-1});

L - drain spacing (m);

Hm - height of the water table midway between drains, taken with respect to the centre of the drain (m);

Kb - hydraulic conductivity of the soil below drain level (m day^{-1} or m h^{-1});

Ka - hydraulic conductivity of the soil above drain level (m day^{-1} or m h^{-1}); and,

De - Hooghoudt's equivalent depth to the impermeable layer below drain level, and Ha=Hm/2 is the average height of the water table above drain level.

The equivalent depth De depends on the depth D of the impermeable layer below the drains as follows:

$$\text{If } D < R: \quad De = D \qquad (15)$$

$$\text{If } R < D < \frac{L}{4}: \quad De = \frac{D \times L}{\left[\left(L - D2\right) + 8D \times L \times \ln\left(\frac{D}{R}\right)\right]} \qquad (16)$$

$$\text{If } D > \frac{L}{4}: \quad De = \frac{L}{8\ln\left(\frac{L}{R}\right)} \qquad (17)$$

where:

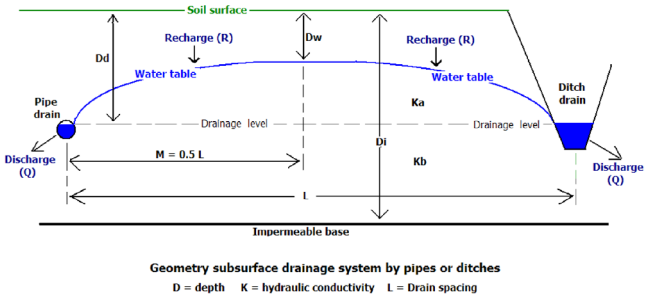
R - drain radius (m);

For L/8<D<L/2, Eqs. 16 and 17 give almost the same result;

Eq. 16 - outcome of an analysis of Hooghoudt's theory as reported by Wesseling (1973); and,

Eqs. 15 and 17 were given by Hooghoudt (1940).

If the drains are open ditches instead of buried pipes, the above equations are applicable with an equivalent radius calculated as R=W/π, where W is the wetted perimeter of the ditch. Further, if the coefficient 8 is changed into 6.4, the equations can be used for drainage with a falling water table (Oosterbaan et al., 1993). If drains are open ditches, the diameter needs to be calculated by the user as D=2W/π where W is the wetted perimeter of the ditch. W=B+2h for rectangular, W = b + 2h$\sqrt{1 + z^2}$ for trapezoidal & W = 2h$\sqrt{1 + z^2}$ for V shaped ditch. B is bottom breadth, h is height of water and Z is the horizontal distance at which the water height drops by a single unit (side slope), Z= 0.25 for rock, 0.5 for hard compact pan, 1.25 for gravel, 1.5 for loam, 2 for loose sandy loam, 2.5 for wet sand, 3 for light sand and wet clay http://www.ca.uky.edu/wkrec/openchannelflow.pdf.



Geometry subsurface drainage system by pipes or ditches
D = depth K = hydraulic conductivity L = Drain spacing

Soil Nitrogen Dynamics and Nitrogen Uptake

This is very much based on Soil N model of Johnsson et al. (1987). The following processes were implemented in SALTMED:

- Mineralization
- Immobilization
- Nitrification
- Denitrification
- Leaching
- Plant N Uptake

Nitrogen input included dry and wet deposition, incorporation of crop residues, manure application, chemical fertilizer application and with irrigation water as fertigation.

Mineralisation of humus, $N_h(z)$, is calculated as a first-order rate:

$$N_{h\rightarrow NH_4^+}(z) = k_h e_t(z) e_m(z) N_h(z) \qquad (18)$$

where:

k_h - specific mineralization constant and $e_t(z)$ and $e_m(z)$ are response functions for soil temperature and moisture, respectively;

$N_{h\rightarrow NH_4^+}$ - g nitrogen m^{-2} day^{-1}, k_h is in day^{-1}, e_t and e_m are dimensionless; and,

$N_h(z)$ - g nitrogen m^{-2}.

Decomposition of soil litter carbon, $C_l(z)$, is a function of a specific rate constant (k_l), temperature and moisture:

$$C_{l(d)}(z) = k_l e_t(z) e_m(z) C_l(z) \qquad (19)$$

where:

$C_{1(d)}(z)$ is expressed in g carbon m^{-2} day^{-1}; and,

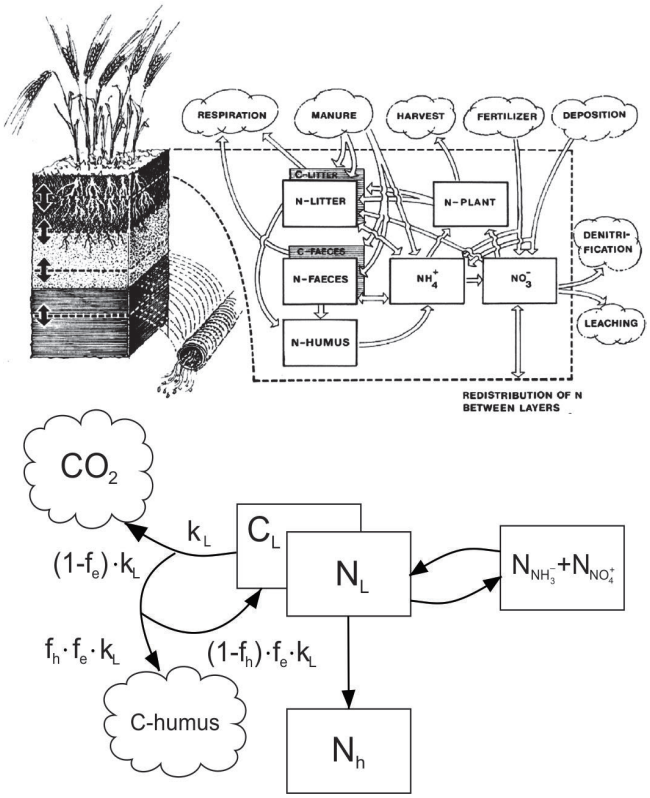


Figure 2. Soil nitrogen cycle and processes according to Johnsson et al. (1987)

k_l in day^{-1}, e_t and e_m are dimensionless and $C_l(z)$ is in g carbon m^{-2}.

The relative amounts of decomposition products formed:

$$C_{l\rightarrow CO_2}(z) = (1-f_e)C_{l(d)}(z) \quad (20)$$

$$C_{l\rightarrow h}(z) = f_e f_h C_{l(d)}(z) \quad (21)$$

and

$$C_{l\rightarrow l}(z) = f_e(1-f_h)C_{l(d)}(z) \quad (22)$$

are governed by a synthesis efficiency constant (f_e) and a humification factor (f_h).

$C_{l\rightarrow CO_2}$, $C_{l\rightarrow h}$ and $C_{l\rightarrow l}$ are expressed in g carbon m^{-2} day^{-1}, $C_{l(d)}$ is in g carbon m^{-2}, f_e and f_h are dimensionless.

From Eqs. (19), (21) and (22), net mineralization or immobilisation of nitrogen in litter ($N_l(z)$) is then determined:

$$N_{l\rightarrow NH_4}(z) = \left[\frac{N_l(z)}{C_l(z)} - \frac{f_e}{r_o}\right]C_{l(d)}(z) \quad (23)$$

where:

$N_{l\rightarrow NH_4}$ - g nitrogen m^{-2} day^{-1};

N_l - g nitrogen m^{-2};

C_l - g carbon m^{-2}; and,

f_e and r_o (the C-N ratio of microorganisms and humified products) are dimensionless.

The transfer rate of ammonium to nitrate:

$$N_{NH_4\rightarrow NO_3}(z) = k_n e_t(z) e_m(z)\left[N_{NH_4}(z) - \frac{N_{NO_3}(z)}{\eta_q}\right] \quad (24)$$

depends on the potential rate (k_n) which is reduced as the nitrate-ammonium ratio (η_q) is approached.

$N_{NH_4\rightarrow NO_3}$ is expressed in g nitrogen m^{-2} day^{-1}, N_{NH_4} and N_{NO_3} are in g nitrogen m^{-2}, k_n is in day^{-1}, and η_q, e_t and e_m are dimensionless.

$$e_t(z) = Q_{10}^{\left[\frac{T(z)-t_o}{10}\right]} \quad (25)$$

where:

$T(z)$ - soil temperature for the layer;

t_o - base temperature at which $e_t(z)$ equals 1; and,

Q_{10} - factor change in rate with a 10-degree change in temperature.

$$e_m(z) = e_s + (1-e_s)\left[\frac{\theta_s(z)-\theta(z)}{\theta_s(z)-\theta_{ho}(z)}\right]^m \quad \theta_s(z) \geq \theta(z) > \theta_{ho}(z) \quad (26a)$$

$$e_m(z) = 1 \quad \theta_{ho}(z) \geq \theta(z) \geq \theta_{lo}(z) \quad (26b)$$

$$e_m(z) = \left[\frac{\theta(z)-\theta_w(z)}{\theta_{lo}(z)-\theta_w(z)}\right]^m \quad \theta_{lo}(z) > \theta(z) \geq \theta_w(z) \quad (26c)$$

where:

$\theta(z)$ - saturated water content;

$\theta_{ho}(z)$ and $\theta_{lo}(z)$ - high and low water contents, respectively, for which the soil moisture factor is optimal; and,

$\theta_w(z)$ - minimum water content for process activity.

The coefficient e_s defines the relative effect of moisture when the soil is completely saturated and m is an empirical constant. The two thresholds, defining the optimal range are calculated as:

$$\theta_{lo}(z) = \theta_w(z) + \Delta\theta_1 \quad (27a)$$

$$\theta_{ho}(z) = \theta_s(z) + \Delta\theta_2 \quad (27b)$$

where:

$\Delta\theta_1$ - volumetric range of water content where the response increases; and,

$\Delta\theta_2$ - corresponding range where the response decreases.

The water content is in m^3m^{-3}, soil temperature is in ^oC and e_t and e_m are dimensionless. A logistic uptake curve is used to define the cumulative potential N demand during the growing season:

$$\int u(t)dt = \frac{u_a}{1+\frac{u_a-u_b}{u_b}e^{-u_c t}} \quad (28)$$

where:

u_a - potential annual N uptake;

u_b and u_c - shape parameters and t is days after the start of the growing season; and,

u_a - expressed in g nitrogen m^{-2} $season^{-1}$.

Daily uptake of nitrate is then calculated from the relative root fraction in the layer (f(z)), the proportion of total mineral N as nitrate and the derivative of the growth curve (u). u is obtained from Eq. 28 on daily basis expressed as gram nitrogen m^{-2} day^{-1}, $N_{NO_3}(z)$ and $N_{NH_4}(z)$ are in gram nitrogen m^{-2}.

$$N_{NO_3\rightarrow p}(z) - \text{MIN} \quad \text{of} \quad f_r(z)\frac{N_{NO_3}(z)}{N_{NO_3}(z)+N_{NH_4}(z)}u \quad (29a)$$

and

$$f_{ma}N_{NO_3}(z) \quad (29b)$$

The denitrification rate is expressed as a power function which increases from a threshold ($\theta_d(z)$) and is maximum at saturation ($\theta_s(z)$), where d is an empirical constant

$$e_{md}(z) = \left[\frac{\theta(z)-\theta_d(z)}{\theta_s(z)-\theta_d(z)}\right]^d \quad (30)$$

The denitrification rate for each layer depends on a potential denitrification rate ($k_d(z)$), the soil water/aeration status ($e_{md}(z)$) and the same temperature factor ($e_t(z)$) used for the other biologically-controlled processes.

$$N_{NO_3\rightarrow}(z) = k_d(z)e_{md}(z)e_t(z)\left\{\frac{\left[N_{NO_3}(z)\right]}{\left[N_{NO_3}(z)\right]+c_s}\right\} \quad (31)$$

$N_{NO_3\rightarrow}(z)$ and $k_d(z)$ are expressed in g nitrogen m^{-2} d^{-1}, $N_{NO_3}(z)$ is in g nitrogen m^{-2}, C_s is in mg l^{-1}, e_t and e_{md} are dimensionless.

The effect of nitrate concentration is controlled by half-saturation constant C_s (i.e. the concentration where the rate is 50% of the maximum, if all other conditions are optimal).

Calculating soil temperature from air temperature

The top soil layer is the most biologically active layer where most of the organic matter decomposition and mineralization takes place. The microbial activity is affected by the soil temperature of this layer. This temperature was found to be correlated to air temperature. The approach used here is to infer the soil temperature of the top layer (ploughing layer) from the air temperature based on the work of Kang et al. (2000) and Zheng et al. (1993).

For air temperature "A" and soil temperature "T", the relation can be described as:

For $A_j > T_{j-1}(z)$:

$$T_j(z) = T_{j-1}(z)+\left[A_j - T_{j-1}(z)\right]\times \times \text{Exp}\left\{-z\left[\frac{\pi}{(k_s\times p)}\right]^{0.5}\right\}\times \text{Exp}\left[-k\left(LAI_j + \text{litter}_j\right)\right] \quad (32)$$

For $A_j \le T_{j-1}(z)$:

$$T_j(z) = T_{j-1}(z)+\left[A_j - T_{j-1}(z)\right]\times \times \text{Exp}\left\{-z\left[\frac{\pi}{(k_s\times p)}\right]^{0.5}\right\}\times \text{Exp}\left[-k\left(\text{litter}_j\right)\right] \quad (33)$$

where:

A_j - average Air Temperature at day "j " in °C. This is calculated from Tmin and Tmax given as input in climate data file;

$T_{j-1}(z)$ - soil temperature at day "j-1" previous day at depth "z " below soil surface, °C;

$T_j(z)$ - soil temperature at day "j" and depth "z" below soil surface, °C;

Exp $\{-z\,[\pi / (k_s * p)]^{0.5}\}$ - a damping ratio;

k_s - thermal diffusivity as a function of soil water, air and mineral content, $m^2 s^{-1}$;

k_s - (thermal conductivity/(bulk density* specific heat capacity));

P - period of either diurnal or annual temperature variation, z is in meters; and,

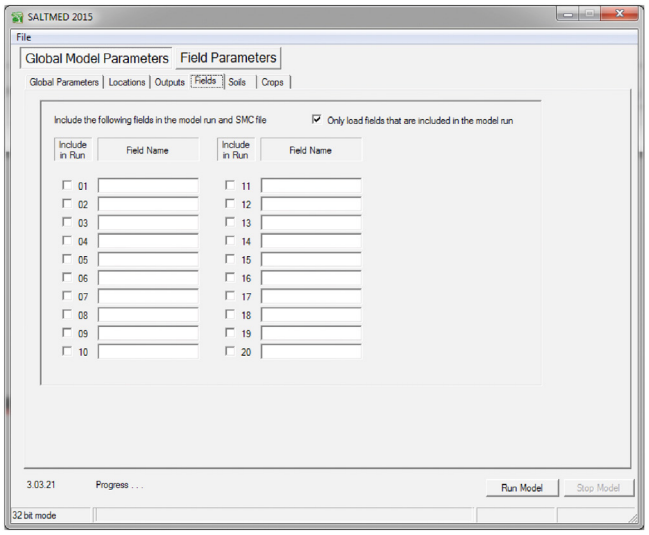
LAI - calculated already in the model on daily basis, Litter fraction is given as user input.

Multiple and Simultaneous Model Application

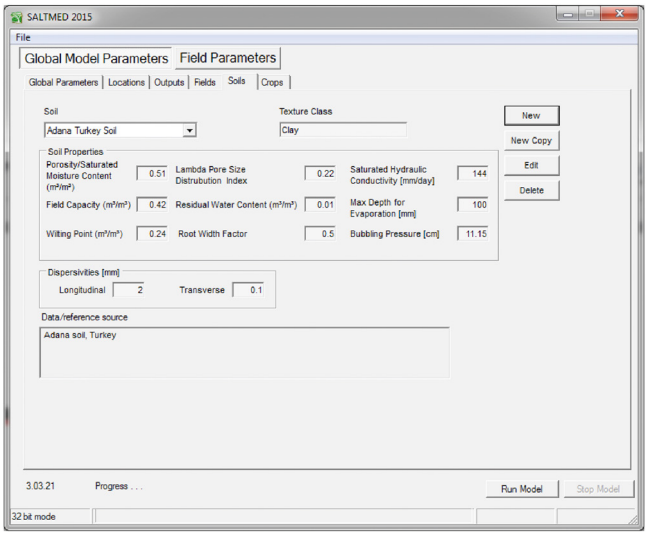
The SALTMED model runs with up to 20 fields or treatments or rotations. This facility allows simultaneous runs of different actual systems of soil, crop, irrigation, N-fertilizers and allows different "what if" scenarios as model application in forecasting / prediction mode. Some of the main model tabs and an example of output are shown here under.

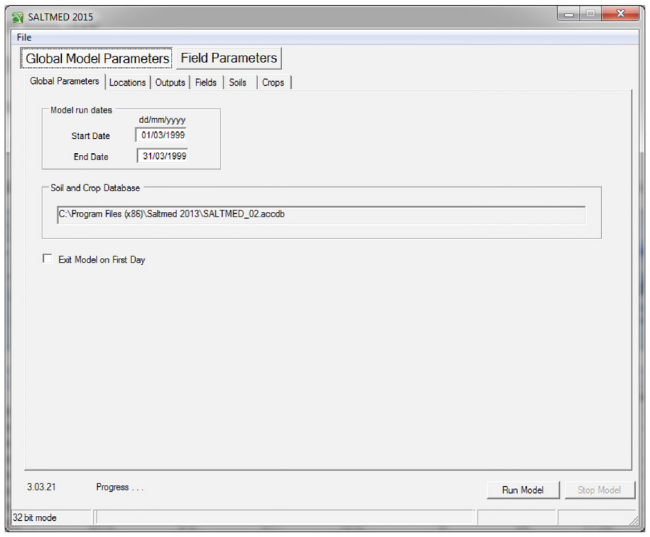
The model has two tabs, Global Parameters tab, where parameters are common to all field and not associated with any particular fields and Field parameters tab where parameters differ from a field to another. Under the Global parameters, the user can specify the fields or treatments up to 20 fields/treatments, decide on the name and location of the results folder where the model will be recording the results of

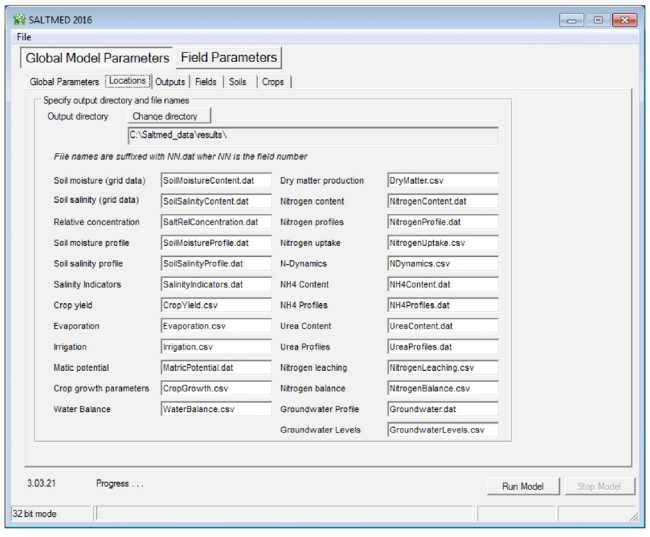


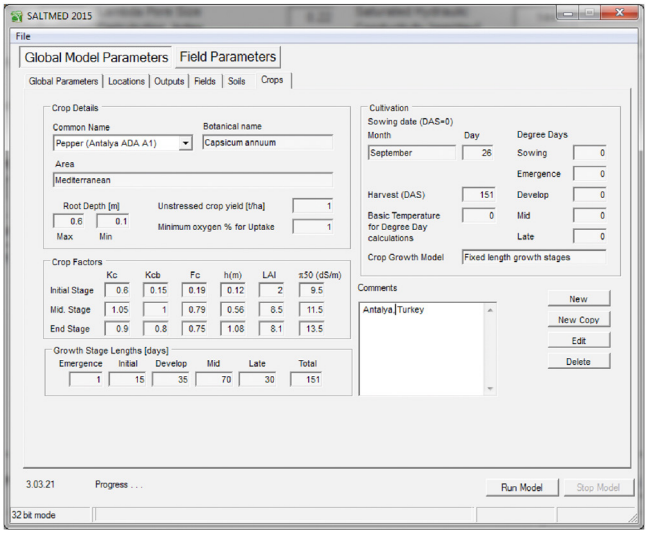


each field, specify the soil properties of the soil of the study site and specify the crop properties as shown below. Both soil and crop properties are saved into the input database and called within each field tab.

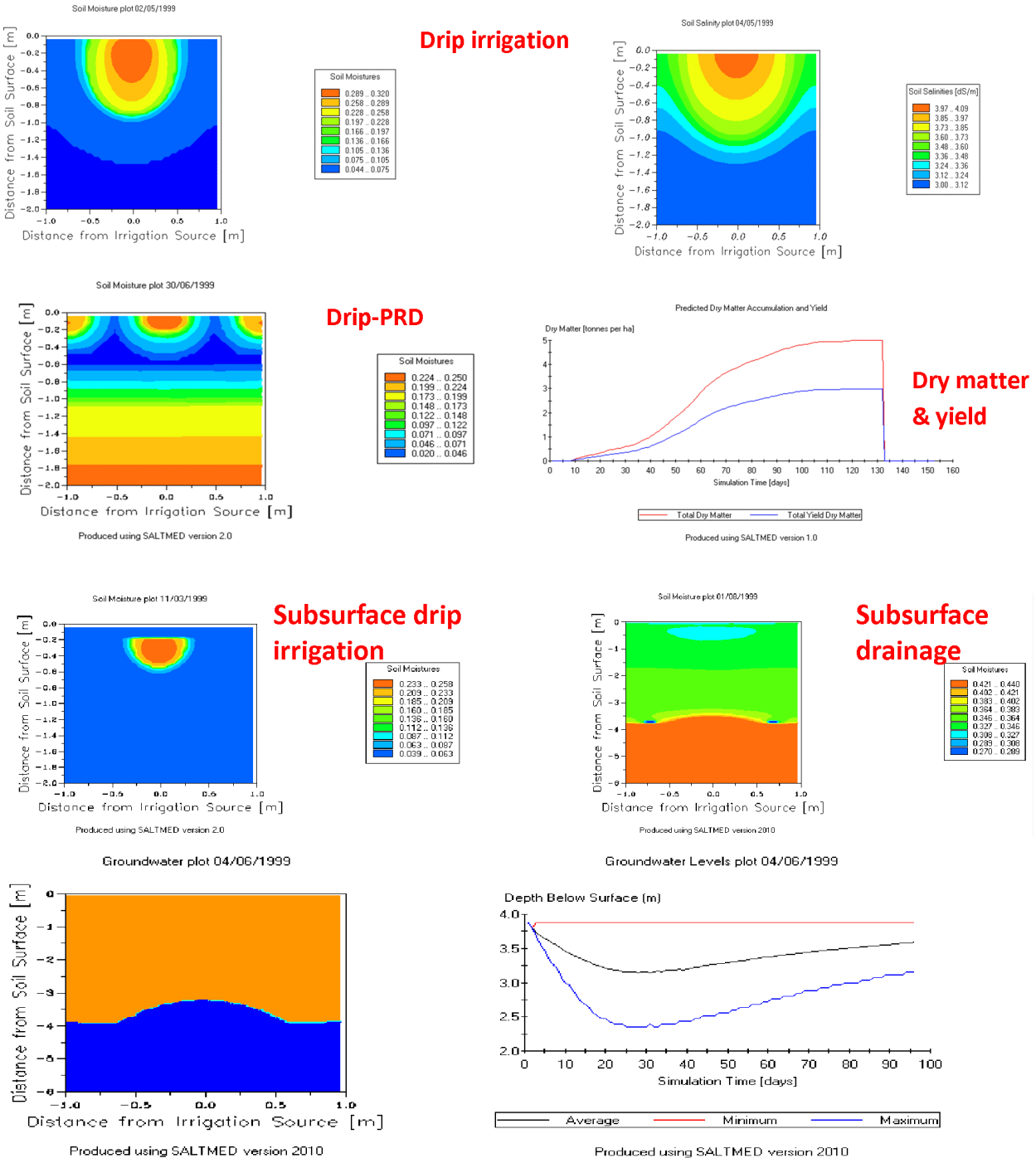








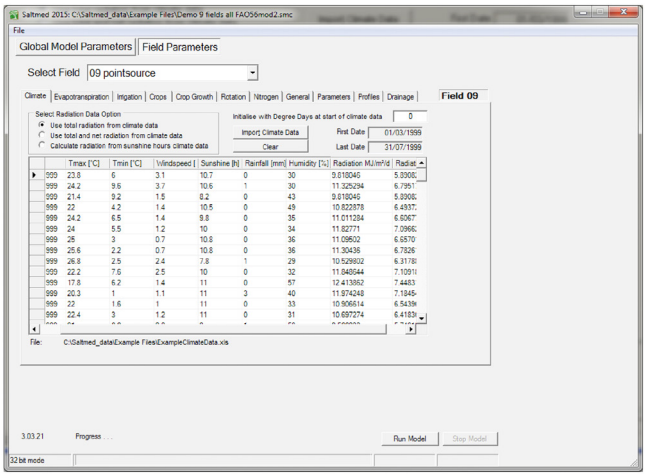
Example of output:



SALTMED 2015 Input Data Requirement

The data required depends on the selected application options and the interest of the user. The user does not need to provide all the information in the model tabs. For example, if no drainage system is present, the user does not need to fill in the data for the drainage tab. The model has more than one option for some applications, such as evapotranspiration, but the user does not need to provide data for all options and can just provide the necessary data and parameters for one evapotranspiration option. In the following sections, the model tabs will be shown and the data requirement for each tab will be highlighted. The model can run with up to 20 different fields or 20 treatments. Each field or treatment will require its own input, there is no input sharing among fields or treatments. The input data for the different model tabs will be discussed starting from left to right.

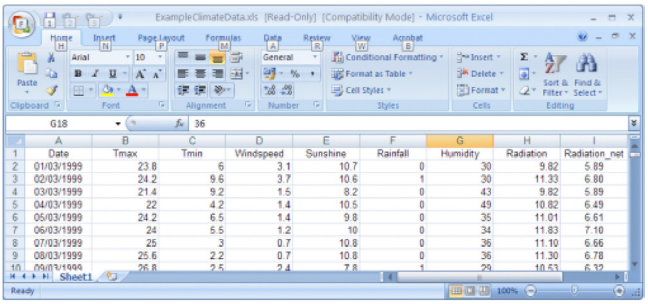
The climate data tab



As shown, the daily data required is:

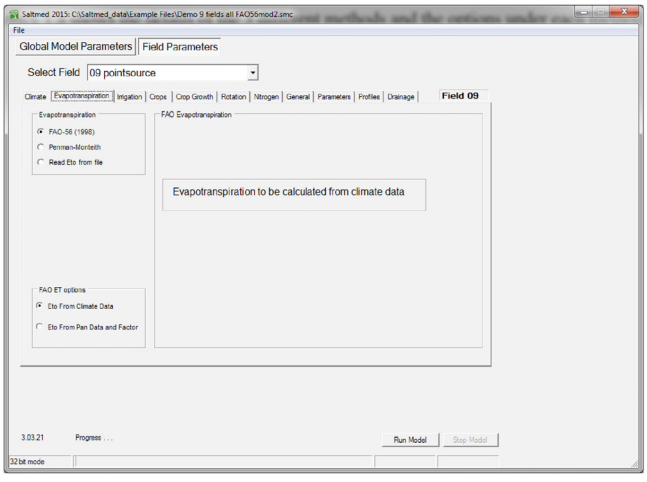
1. Maximum and minimum temperatures in °C;
2. Wind speed in meters/seconds;
3. Sunshine hours in hours (this is optional if radiation data is not available);
4. Rainfall in mm day^{-1};
5. Relative Humidity in %;
6. Total solar radiation in MJ m^{-2} day^{-1}; and,
7. Net radiation in MJ m^{-2} day^{-1}.

The data are imported from excel file (*.xls or *.xlsx) or from tables of Access database.



The evapotranspiration tab

The evapotranspiration is calculated by different methods. The user needs to select only one.

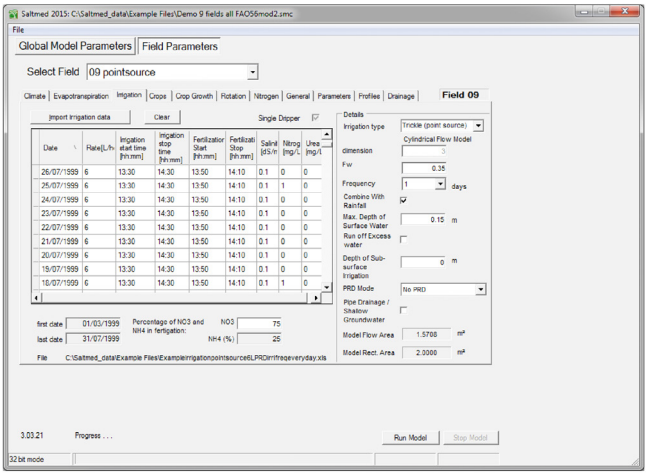


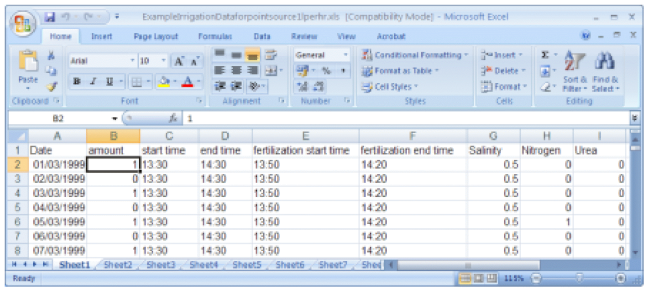
The irrigation tab

The data required are:

1. Irrigation rate (amount) in L h^{-1}, except for furrow and trickle line source in L m^{-1} of line or furrow length/hour;
2. Irrigation start time and stoppage time in format of hours and minutes: hh:mm;
3. Fertigation start and stoppage time (if fertigation is used): hh:mm;
4. Water salinity in dS m^{-1}; and,
5. Nitrogen in water in mg L^{-1}, if fertigation is used. If ammonium nitrate is used, specify the % of ammonium to nitrate, as shown at the bottom of the tab.

- Urea concentration in water in mg L^{-1} if urea is used in the fertigation.





Crop parameters tab

The parameters required are:

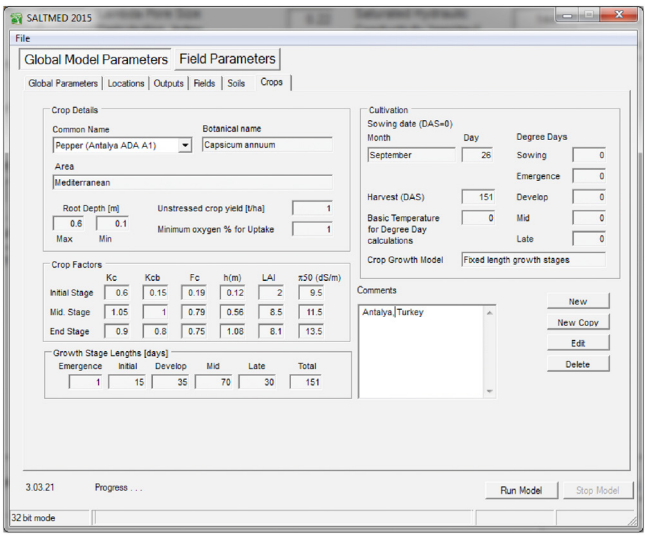
1. Minimum and maximum rooting depth in meters;
2. FAO-56 crop coefficients Kc, Kcb, fraction cover, Fc for initial, middle and late growth stages. FAO-56 Irrigation and Drainage paper (Allen et al., 1998) provides more information;
3. Crop height in meter, Leaf area index, LAI (total area of leaves in m^2/m^2 of soil area) and π50 (the osmotic pressure at which the water uptake is reduced to 50% of the maximum or potential water uptake) for each growth stage. This is an indicator of crop salinity tolerance. High values mean the crop is more tolerant to salinity; the crop salinity tolerance also varies according to the stage of growth;

4. Duration (days) of initial, development, mid and late growth stages according to FAO-56 (Allen et al., 1998);

5. Sowing date, harvest date, days from sowing to emergency;

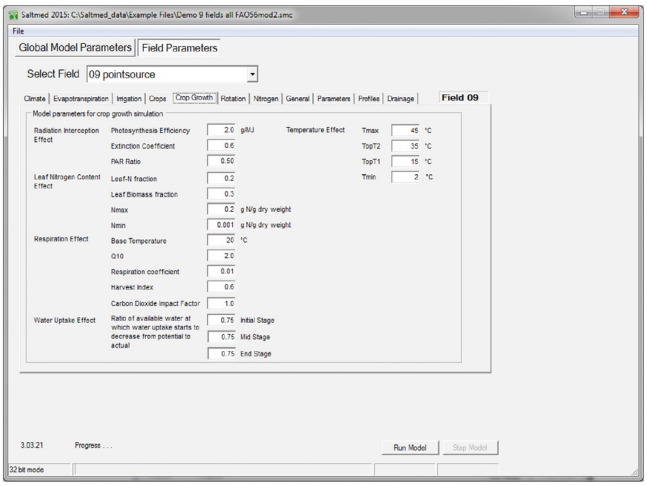
6. Minimum basic temperature for growth in °C; and,

7. Optional: In case the user is interested in using degree days /heat units for crop growth rather than fixed dates, the user will need to input the number of degree days/ heat units required to reach each growth stage until harvest. This is useful for those interested in climate change impact on sowing and harvest dates, total biomass and yield, water balance component, nitrogen dynamics, and other relevant output of the model.



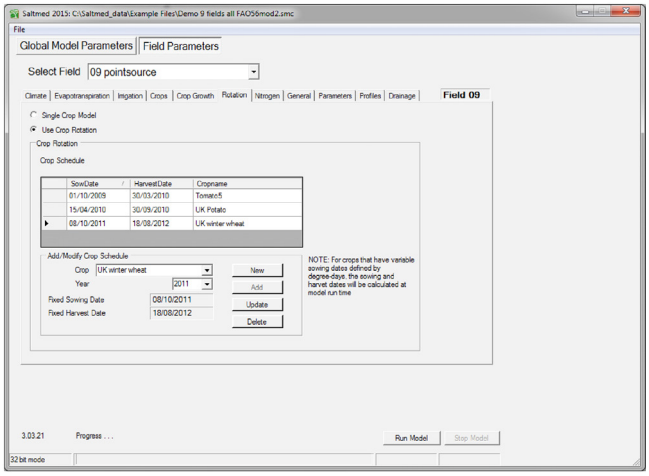
Crop growth tab

The crop growth is calculated as a function of radiation, photosynthesis efficiency (gram dry matter/MJ radiation), stress factors related to water availability, temperature, Nitrogen content of leaves, respiration losses (%), minimum, maximum and optimum temperatures (°C) for growth. These parameters are obtainable by measurements or from literature or by calibration using the default values as starting values. Measured values are always preferred.



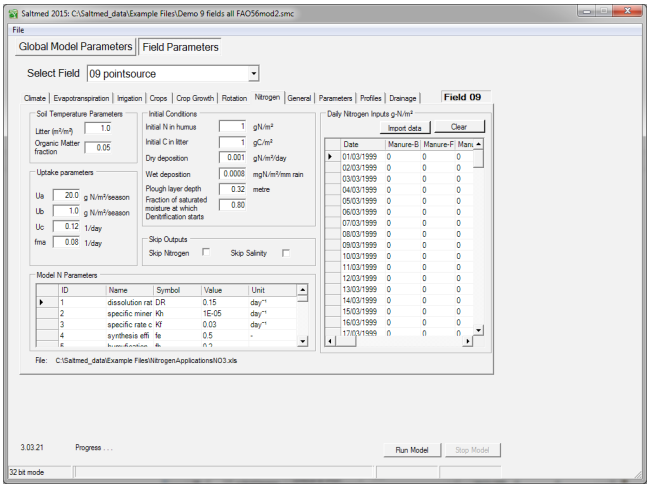
Crop rotation tab

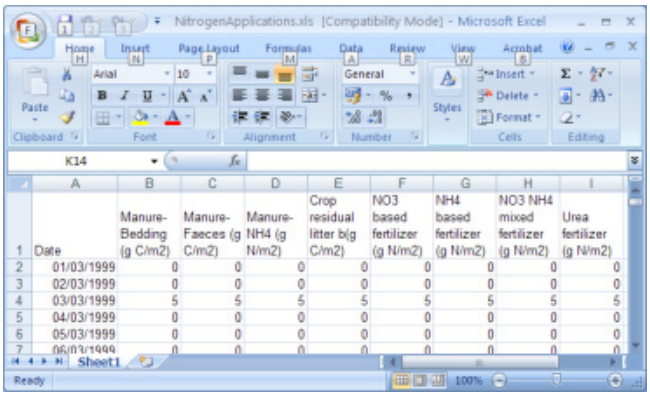
The user can select either single crop or select rotation from the drop down menu. For rotation, the user needs to select the name of the crop, sowing date and harvest date from the crop database. The crop parameters included in the rotation should have been stored in the database in advance using the crop tab editor under global parameters tab.

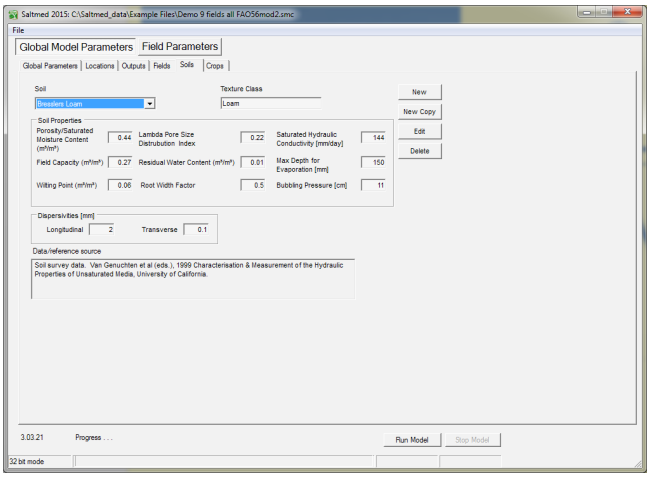


Nitrogen tab

If Nitrogen is added in dry form (organic or mineral) not with irrigation water (fertigation), the user needs to specify the amount of Nitrogen fertilizer in gram N m^{-2} of soil surface. The data should be given in Excel file that includes the date and amount given. The data should be organized using the format of the example file (see below). If Fertigation is used, the user can tick the box of 'skip Nitrogen' without a need to import a Nitrogen file. In addition to daily Nitrogen input, there are other parameters related to Nitrogen uptake by plant, dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, initial nitrogen content of soil humus (gram nitrogen m^{-2}) and initial carbon content in soil litter (gram carbon m^{-2} of soil), Litter distribution (m^2 litter m^{-2} soil) and soil organic matter percent (% of soil mass). In addition, there are other parameters related to rate constants (rate of mineralization, rate of denitrification, etc.), C/N ratios, dissolution rates, etc. are saved in the input database and can be edited through Microsoft Access.

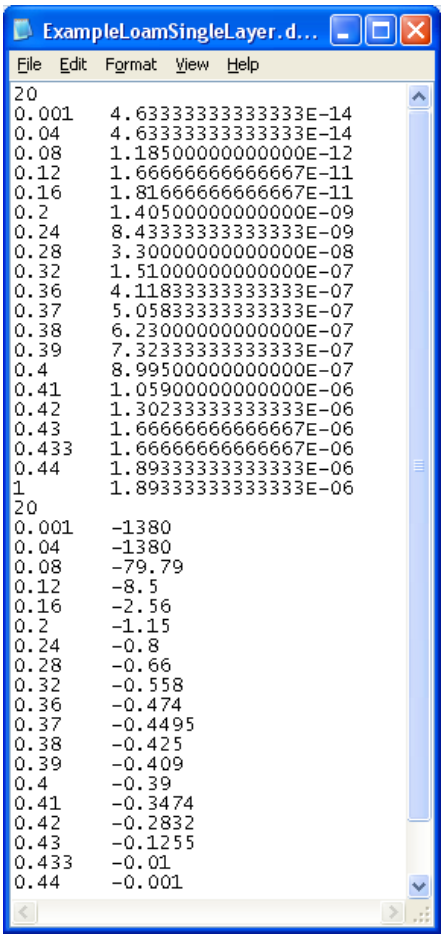


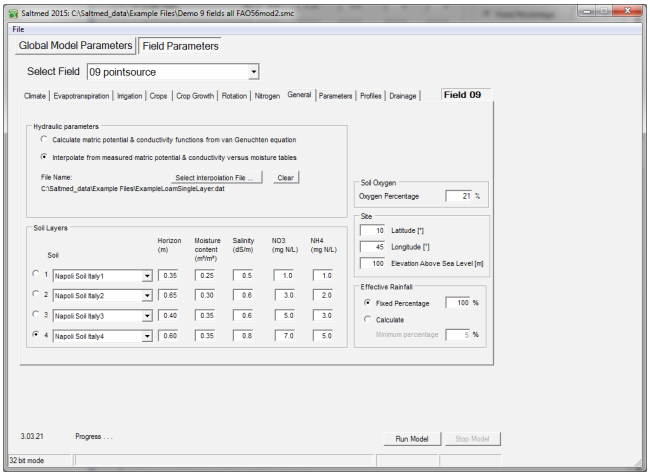




General tab

This tab allows the user to specify initial conditions (first day of model run) of soil moisture (m^3 water m^{-3} soil), soil salinity (dS m^{-1}) soil Nitrate NO_3 (mg N L^{-1}) and soil NH_4 (mg N L^{-1}) for each soil layer, maximum 4 layers. The thickness of each layer should be given. On the same tab, there are two options to obtain the water retention curve and hydraulic conductivity curve. These two functions can either be calculated from other soil parameters given in soil tab (under global parameters tab) or from measured and tabulated pair values: soil moisture (m^3 m^{-3}) versus water potential (m), and hydraulic conductivity (m s^{-1}) versus soil moisture (m^3 m^{-3}). Examples of these pair values are given in example files folder provided by the model.



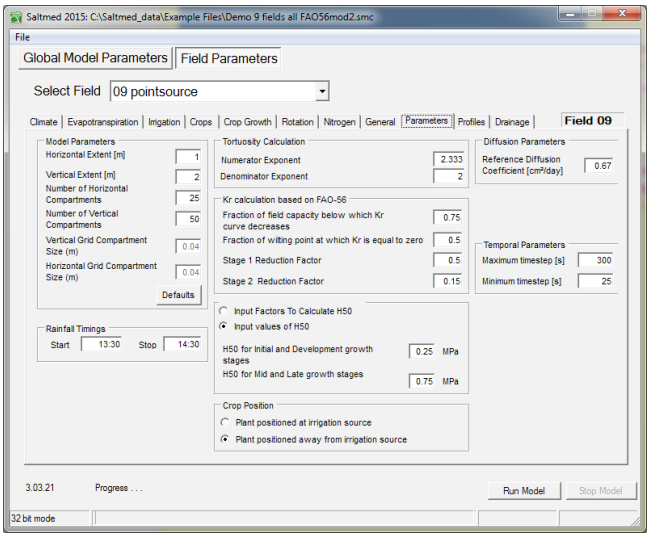


Soil parameters under global parameters tab

An example of water retention and hydraulic conductivity measured values to be used in SALTMED is shown hereunder. First row is number of pair values (20), followed by volumetric soil moisture, m^3 m^{-3} (left) versus hydraulic conductivity, m s^{-1} (right), then another 20 values of soil moisture, m^3 m^{-3}, versus water potential (m). This shown data is for a soil of single layer of loam. If more than one layer exists with different water retention and conductivity functions then using the same format, just add the other layers to the same file, one layer after the other (maximum 4 layers), see example files folder provided by the model.

Parameters tab

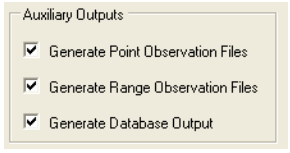
This tab includes a number of parameters. Depth and width of the model flow domain and size of each square in the flow domain. The model flow domain is divided into squares with default size of 4 cm by 4 cm. However, the size of flow domain and size of the squares can be changed by the user. The model calculates the flows (water, solute, nitrogen) in each square of the domain. There are other parameters related to solute diffusivity, H_{50}, (the water potential at which the water uptake is reduced to 50% of the potential water uptake), parameters related to Kr which controls the bare soil evaporation as given in FAO-56 (Allen et al., 1989). Apart

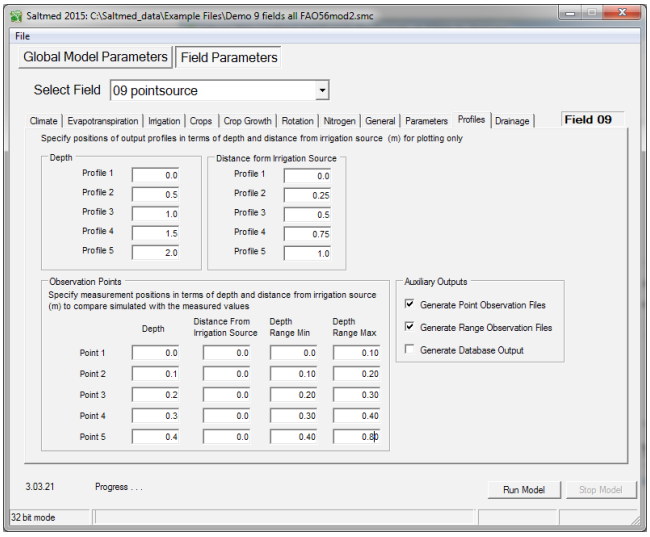


from the flow domain dimension, which is user input, the other parameters are default values but the user can change these values according to measurements or literature.

Profiles tab

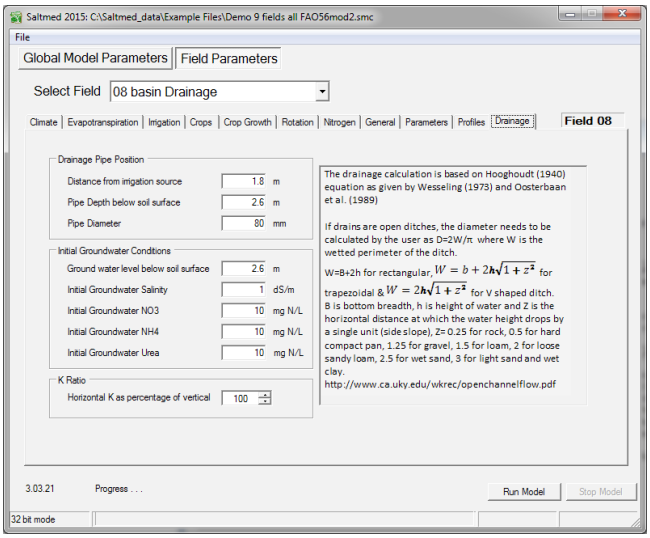
This tab allows the user to specify what depth and how far from irrigation source, the soil moisture, soil salinity, soil nitrogen profiles should be plotted in the figures that appear on the computer screen during model run. In addition, the tab allows the user to select how the data should be recorded in the output file in order to compare measured values with simulated values. In such case, the user can request the simulated values to be recorded at the same depth and distance from the irrigation source exactly like the measured values so that, a comparison can be made in minutes using Excel plotting facilities. The user can also request the same variables for certain layers (range values, e.g. 0-30 cm, 40-60 cm depth). The user can also request to save output in Access database if running huge data records (decades of years for climate change scenarios), these request options are shown below.





Drainage tab

This tab can only be used in the case of presence of tile drains, open drains or shallow groundwater. Parameters needed are: depth of drains, their diameters, initial ground water salinity and nitrogen content, ratio of horizontal hydraulic conductivity to the vertical conductivity (given in soil tab).



Pipe location and dimensions

The model allows for a single pipe to be positioned within a field, at a specified distance from the irrigation source and depth below the surface (this pipe is mirrored to the other side of the irrigation source). The diameter of the pipe may also be defined.

Initial groundwater conditions

It is generally assumed that the soil below the drainage pipe is saturated, i.e. it is nominally the groundwater level. For the model to function correctly, the groundwater must not be allowed to act as recharge to the geology below the bottom soil layer since this could result in the soil moisture dropping below saturation, and flow into the pipes would be reduced or stop. To prevent this situation, the bottom of the soil is assumed to be impermeable in pipe drainage model, and this means that the main exit route for water leaving the model is via the pipe.

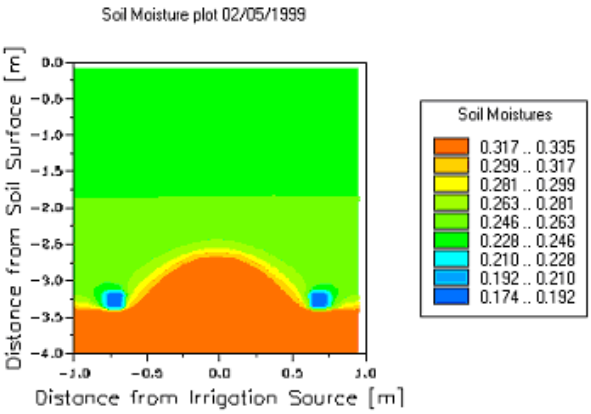
When a model runs with very dry soil it may take many weeks or months for irrigation to saturate the soil below the pipe and reach an equilibrium situation. To short cut this process, the model can be initialized with the groundwater below a specified depth. This means the model will start to function properly much more quickly.

The initial groundwater conditions also allow the specification of initial Salinity, Nitrogen and Urea.

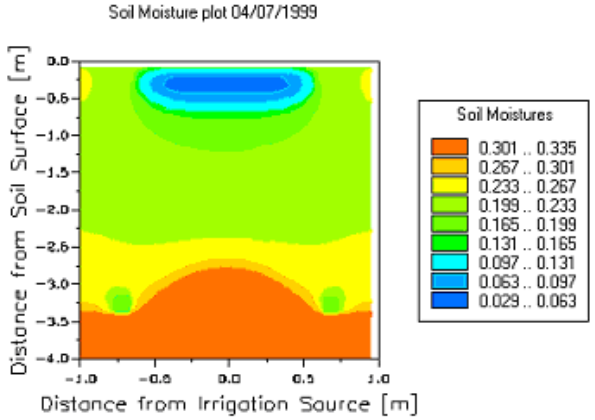
K Ratio

The conductivity of the soil layers may not be the same in the vertical and horizontal planes. The "K Ratio" field allows the horizontal conductivity to be defined as a percentage of the vertical conductivity. In absence of measurements or estimations, as a role of thump, the horizontal may be taken as one third of the vertical conductivity.

A drainage model will normally be expected to exhibit a "dome" in soil moisture rising to approximately half the distance between the two drainage pipes that appear on the output graphs. A typical example is shown below:



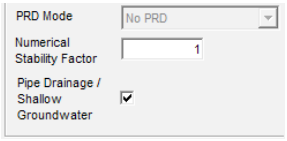
The pipe locations can be clearly seen. In the above example we have not used a crop in order to simplify the output. Adding a crop into the model will tend to reduce the moisture values above the "dome", as illustrated below:



Obtaining this characteristic in a specific model usually requires some fine tuning and repeated running of the model changing one parameter at a time. Some hints to aid this tuning are as follows:

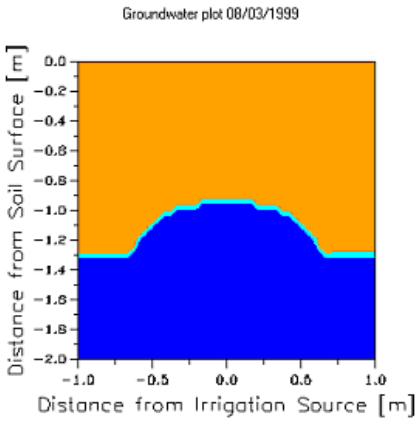
Enabling pipe drainage

For a model to use pipe drainage, it must be enabled via the "Irrigation" panel. Note that this option is only available for 2D and 3D models. This is a requirement in order to view proper moisture plots.



Groundwater output plots

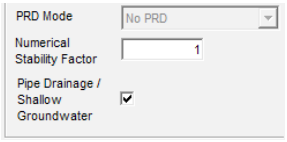
As an aid to setting up a pipe drainage model, an output "Groundwater" plot is provided. This does not show absolute moisture levels, but instead shows just which model cells are saturated. An example is shown below:



Shallow groundwater system

In absence of a pipe drainage system and presence of shallow groundwater, it is possible to simulate a shallow groundwater model using features provided for drainage systems. The method is as follows:

- Set the irrigation tab to use Pipe Drainage/Shallow Groundwater



This has the effect of making the bottom of the model impermeable and allows groundwater to build up.

- Set the diameter of the drainage pipe to zero.

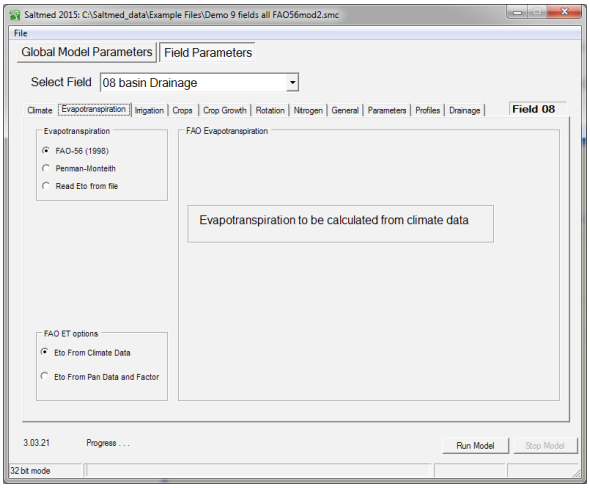
This means that no water can exit the model via the pipe, and groundwater will rise up and past the pipe location, simulating groundwater.

Limitations to the shallow groundwater option

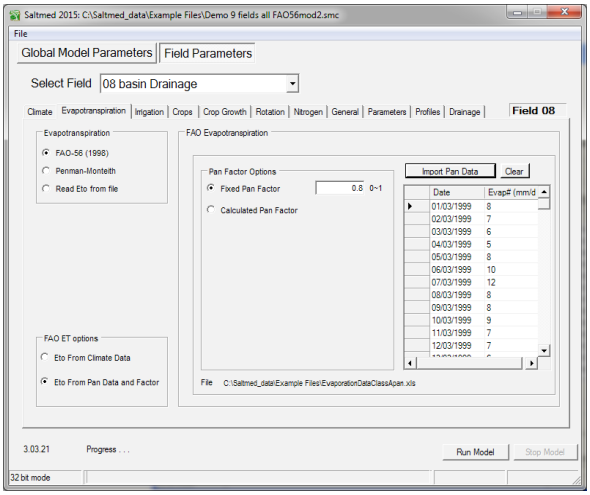
When using the shallow groundwater option, it is possible for the groundwater to rise and saturate the entire soil profile . If this happens, the model will show increased surface runoff (sometimes known as groundwater flooding), since water cannot infiltrate other than to replace evaporation and/or transpiration. Careful control of irrigation input values may be needed to get a model that maintains a groundwater level that is below the surface.

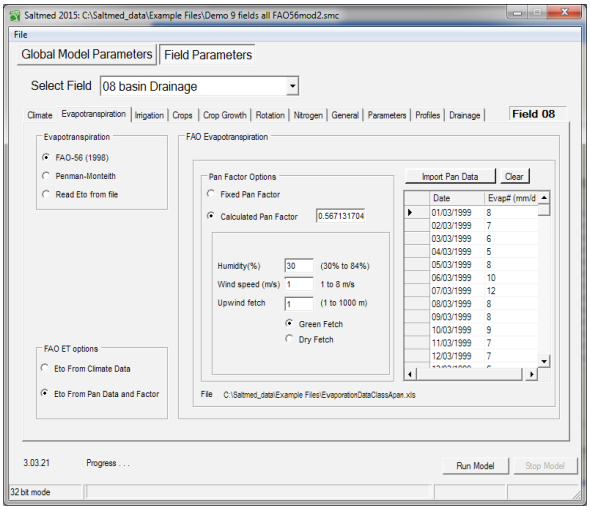
Evapotranspiration, ET, tab options

1. Option 1. Calculates the ET using climate data according to the FAO modified Equation of Penman Monteith (assumed stomata conductance of 70 m s^{-1}).



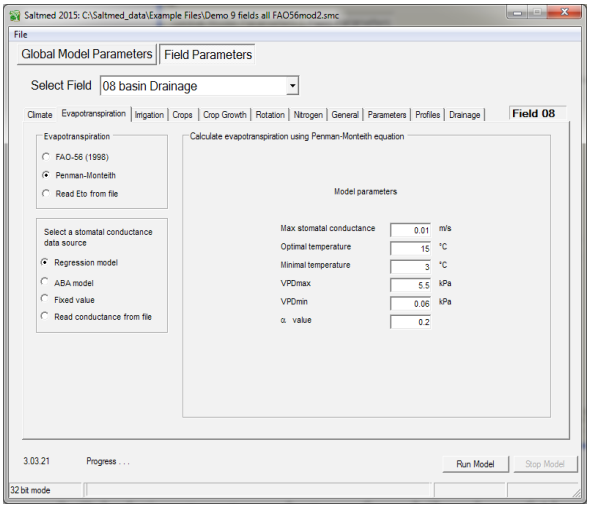
2. Option 2 calculates the ET from Class A pan, an excel file containing daily evaporation in mm/day is needed. Class A pan factor can be specified by the user or calculated using FAO formula, see FAO-Irrigation and Drainage Paper No 56 (Allen et al., 1998) for more information.



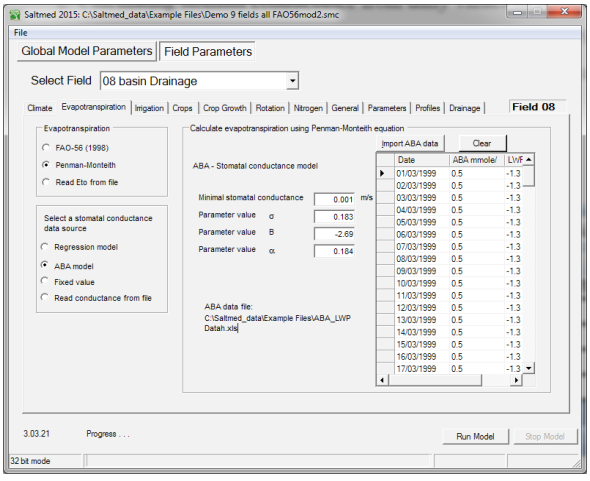


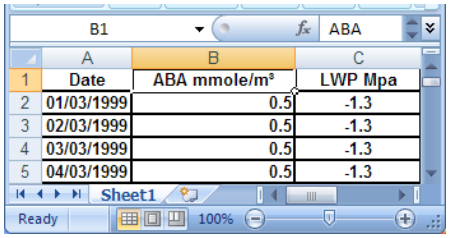
3. Option 3 is to calculate ET from the original Penman Monteith equation, with 4 options to calculate the stomata conductance. This conductance is needed in calculating ET using the original Penman Monteith equation. The four options are:

- Calculating stomata conductance from environmental parameters, using a regression model (Jarvis, 1976; Körner, 1994) and some fitting parameters as shown in the dialogue below.

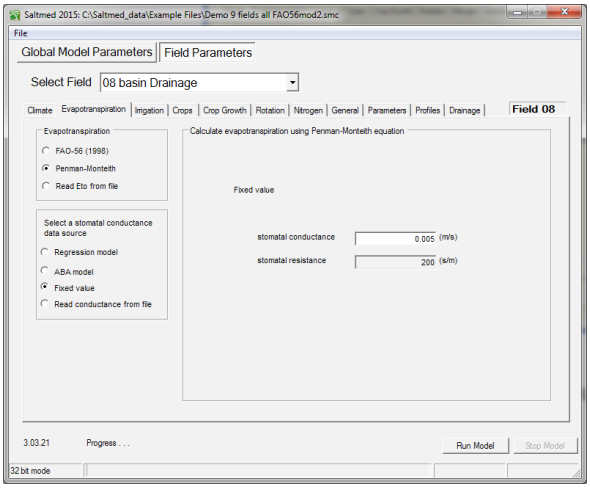


- Calculating stomata conductance from daily values of Absecic Acid (ABA) in mmole m^{-3} and leaf water potential in MPa according to Tardieu et al. (1993). Data are provided as Excel file (see example in the example files folder). Other fitting parameters values as suggested by the authors are given as default values in the dialogue below.



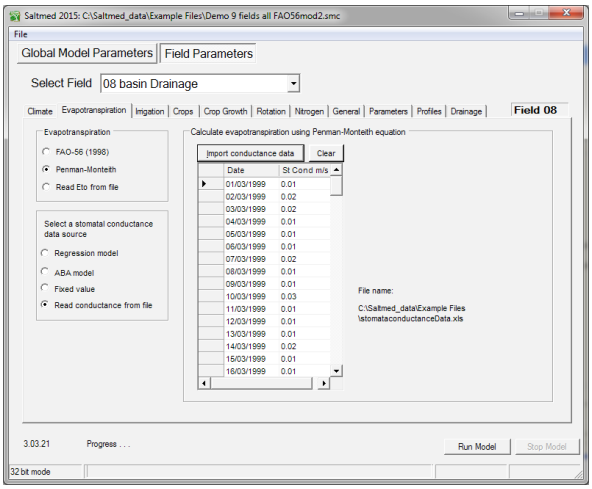


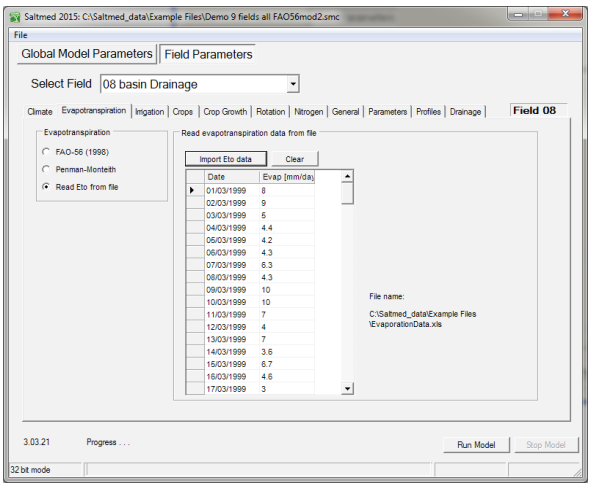
- Using measured or estimated seasonal average stomata conductance value as in the dialogue below.



- Use daily measured values of stomata conductance. Data are provided in meter/second in an Excel file, see example in the example files folder provided by the model.

4. Option 4: Use readily calculated or measured Reference ET in mm day^{-1} given as excel file. This allows the user to use own measured values or calculated values by other methods or equations different from those used in SALTMED, see example in the example files folder provided by the model.





'Goodness of Fit' Indicators

The SALTMED model performance was evaluated by quantitative (statistical) and qualitative (graphical) methods. In the graphical approach, the measured and simulated values of soil moisture were plotted against time. The response of the model can, therefore, be visually quantified. The statistical approach, involved the use of the 'goodness of fit' test proposed by Loague & Green (1991) to compare observed data with results predicted by the model. The 'goodness of fit' indicators are: the root mean square error (RMSE), coefficient of determination (R^2) and coefficient of residual mass (CRM).

The RMSE values show by how much the simulations under or over-estimate the measurements:

$$RMSE = \sqrt{\sum \frac{(y_o - y_s)^2}{N}} \qquad (34)$$

where:

y_s - predicted value;
y_o - observed value; and,
N - total number of observations.

The R^2 statistics demonstrate the ratio between the scatter of simulated values to the average value of measurements:

$$R^2 = \left[\frac{1}{N} \frac{\sum (y_o - \overline{y}_o)(y_s - \overline{y}_s)}{\sigma y_o - \sigma y_s} \right] \qquad (35)$$

where:

$\overline{y}_o$ - averaged observed value;
$\overline{y}_s$ - averaged simulated value;
σyo - observed data standard deviation; and,
σys - simulated data standard deviation.

The coefficient of residual mass (CRM) is defined by:

$$CRM = \frac{\left(\sum y_o - \sum y_s\right)}{\sum y_o} \qquad (36)$$

The CRM is a measure of the tendency of the model to overestimate or underestimate the measurements. Positive values for CRM indicate that the model underestimates the measurements and negative values for CRM indicate a tendency to overestimate. For a perfect fit between observed and simulated data, values of RMSE, CRM, R^2, should be equal 0.0, 0.0, and 1.0, respectively. All the analyses were made using Excel (Microsoft Inc.)

SALTMED Applications

The model has been calibrated and validated with field data of : drip irrigated tomato and potato crops in Syria,

Egypt, Crete, Serbia and Italy (Ragab et al., 2005b; 2015), sugar cane using sprinkler irrigation in Iran (Golabi et al., 2009), cotton using drip irrigation in Greece (Kalfountzos et al., 2009), quinoa using saline water in Denmark (Razzaghi, et al., 2011), quinoa, sweetcorn and chickpea using drip irrigation in Morocco (Hirich et al., 2012), vegetable crops in Brazil (Montenegro et al., 2010), quinoa using saline water in Italy (Pulvento et al., 2013), amaranth using saline water in Italy (Pulvento et al., 2015), rainfed and irrigated chickpea in Portugal (Silva et al., 2013), quinoa under deficit drip irrigation in Morocco (Fghire et al., 2015), sweet pepper in green houses using saline water in Turkey (Rameshwaran et al., 2015; 2016), legumes (lentil, chickpea and faba bean) using saline water in Syria (Arslan et al., 2016; Rameshwaran et al., 2016a), quinoa using fresh and saline water in Turkey (Kaya & Yazar, 2016) and potato using gated pipes in Egypt (El-Shafie et al., 2017). In all these studies the model proved its reliability and ability to predict the field measured yield, dry matter, soil moisture and salinity. The model was also used to derive the salinity-yield response function (Arslan 2016; Rameshwaran et al., 2015, 2016a, 2016b) and recently to predict the impact of climate change on the amaranth and corn water requirement, yield, sowing and harvest dates and the length of the growing season in two countries, Italy and Morocco (Pulvento et al., 2015; Hirich et al., 2016).

Final Considerations

Models can be very useful tools in agriculture water management. They could help in irrigation scheduling and crop water requirement estimation and to predict yields and soil salinization. SALTMED model is a generic model that can be used for a variety of irrigation systems, soil types, crops and trees, water application strategies and different water qualities. The early version was successfully tested against field experimental data (Ragab et al., 2005a; b).The current version, SALTMED 2015, includes additional sub-models, crop growth according to heat units/degree days, crop rotations, nitrogen dynamics, soil temperature, dry matter and yield, subsurface irrigation, deficit irrigation including the Partial Root Drying, PRD, drainage flow to tile or open drains systems, presence of shallow groundwater, evapotranspiration using Penman-Monteith equation, with different options to obtain the canopy conductance. The current version allows up to twenty fields or treatments to run simultaneously.

The model was applied on field experiments in different countries. These experiments included several crops, different water qualities, such as saline water, treated waste water and fresh water; different irrigation strategies, such as deficit irrigation (applying less water than the total crop water requirement) and applied water stress during certain growth stages.

Acknowledgment

The SALTMED model was developed under different EU funded projects: SWUP-MED, Sustainable Water Use securing food Production in dry areas of the Mediterranean (KBBE-2008-212337), SALTMED: A systems approach to a sustainable increase in irrigated vegetable crop production in salinity prone areas of the Mediterranean region. EU funded project. Contract No. ERB351PL972469, SAFIR: Safe and High Quality Food Production using Low Quality Waters and improved Irrigation Systems and Management. EU funded project. Contract No. Food-CT-2005-023168 and Water 4 crops "Integrating bio-treated wastewater with enhanced water use efficiency to support the Green Economy in EU and India" Grant agreement No. 11933. THEME [KBBE.2012.3.5-03] EU KBBE 2012.3.5-03.

Literature Cited

Allen, R G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Guidelines for computing crop water requirements. Crop evapotranspiration. Rome: FAO, 1998. 174p. Irrigation and Drainage Paper No. 56

Arslan, A.; Majid, G. A.; Abdallah, K.; Rameshwaran, P.; Ragab, R.; Singh, M.; Qadir, M. Evaluating the productivity potential of chickpea, lentil and faba bean under saline water irrigation systems. Irrigation and Drainage, v.65, p.19–28, 2016.

Bresler, E. Two-dimensional transport of solute during non-steady infiltration for a trickle source. Soil Science Society of America Proceedings, v.39, p.604-613, 1975.

Cardon, E. G.; Letey, J. Plant water uptake terms evaluated for soil water and solute movement models. Soil Science Society of America Journal, v.56, p.1876-1880, 1992.

Choukr-Allah, R. Water reuse: Experiences, constraints and policy recommendations. In: El-Ashry, M.; Saab, N.; Zeitoon, B. (ed.) Arab forum for environment and development: Arab environment water sustainable management of a scarce resource. Beirut: AFED, 2010. 227p.

Choukr-Allah, R.; El-Ashry, M.; Saab, N.; Zeitoon, B. Perspectives of wastewater reuse in the Mediterranean Region. In: Choukr-Allah, R.; Ragab, R.; Rodriguez-Clemente, R. (ed.) Integrated water resources management in the Mediterranean Region. Berlin: Springer Verlag, 2012. p.125-137.

Eckersten, H.; Jansson, P. E. Modelling water flow, nitrogen uptake and production for wheat. Fertilizer Research, v.27, p.313-329, 1991.

El-Shafie, A. F; Osama, M. A.; Hussein, M. M.; El-Gindy, A. M; Ragab, R. Predicting soil moisture distribution, dry matter, water productivity and potato yield under a modified ⍐ gated pipe irrigation system: SALTMED model application using field experimental data. Agricultural Water Management, v.184, p.221-233, 2017.

Fghire, R.; Wahbi, S.; Anaya, F.; Issa, A. O.; Benlhabib, O.; Ragab, R.. Response of quinoa to different water management strategies: Field experiments and SALTMED model application results. Irrigation and Drainage, v.64, p.29-40, 2015.

Fletcher Armstrong, C. F.; Wilson, T. V. Computer model for moisture distribution in stratified soils under trickle source. Transactions of American Society of Agricultural Engineers, v.26, p.1704-1709, 1983.

Genuchten, M. Th. van. A closed - form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, v.44, p.892-898, 1980.

Golabi, M.; Naseri, A. A.; Kashkuli, H. A. Evaluation of SALTMED model performance in irrigation and drainage of sugarcane farms in Khuzestan province of Iran. Journal of Food, Agriculture & Environment, v.7, p.874–880, 2009.

Hamdy, A.; Ragab, R.; Scarascia, M. E. Coping with water scarcity: Water saving and increasing water productivity. Journal of Irrigation and Drainage, v.52, p.3-20, 2003.

Hillel, D. Computer simulation of soil-water dynamics: A compendium of recent work. Hillel, D. (ed.). Otawa: IDRC, 1977. 214p.

Hirich, A.; Choukr-Allah, R.; Ragab, R.; Jacobsen, S.E.; El Youssfi, L.; Elomari, H. SALTMED model calibration and validation using field data from Morocco. Journal Materials and Environmental Science, v.3, p.342–359, 2012.

Hirich, A.; Fatnassi, H.; Ragab, R.; Choukr-Allah, R. Prediction of climate change impact on corn grown in the south of Morocco using the saltmed model. Irrigatiand Drainage, v..65, p. 9-18, 2016.

Hooghoudt, S. B. General consideration of the problem of field drainage by parallel drains, ditches, watercourses, and channels. Contribution to the knowledge of some physical parameters of the soil (titles translated from Dutch). Groningen: Bodemkundig Instituut, 1940. Publication No.7

Jarvis, P. G. The interepretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. Philosophical. Transactions of the Royal Society, B273: p.593-610, 1976.

Johnsson, H.; Bergstrom, L.; Jansson, P. E. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.18, p.333-356, 1987.

Kalfountzos, D.; Ragab, R.; Vyrlas, P.; Kalfountzos, P. Pateras, D. Calibration of SALTMED Model for a cotton plantation using a trickle irrigation system. In: National Congress of Agricultural Engineering - The agricultural and biosystems engineering in the era of biofuels and climatic change, 6, 2009, Thessaloniki. Proceedings…Thessaloniki: Society of Agricultural Engineers, 2009. p.43-50.

Kang, S.; Kim, S.; Oh, S.; Lee, D. Predicting spatial and temporal patterns of soil temperature based on topography, surface cover and air temperature. Forest Ecology and Management, v.136, p.173-184, 2000.

Kaya, C. I.; Yazar, A. SALTMED model performance for quinoa irrigate with fresh and saline water in a Mediterranean environment. Irrigation and Drainage, v.65, p.29–37, 2016.

Körner, C. Leaf diffusive conductance in the major vegetative types of the globe. In: Schulze, E. D.; Calwell, M. M. (ed.). Ecophysiology of photosynthesis. Ecological Studies, v.100. Berlin: SpringerVerlag, 1994. p.463-490.

Loague, K.; Green, R. W. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. Journal of Contaminant Hydrology, v.7, p.51–73, 1991.

Malash, N. M.; Flowers, T. J.; Ragab, R. Effect of irrigation methods, management and salinity of irrigation water on tomato yield, soil moisture and salinity distribution. Irrigation Science, v.26, p.313-323, 2008.

Monteith, J. L. Evaporation and the environment. In: Symposia of the Society for Experimental Biology, 19. 1965, Swansea. In the state and movement of water in living organisms, Swansea: University Press, 1965. p.205-234.

Montenegro, S. G.; Montenegro, A.; Ragab, R. Improving agricultural water management in the semi-arid region of Brazil: Experimental and modelling study. Irrigation Science, v.28, p.301–316, 2010.

Oosterbaan, R. J. Hooghoudt's drainage equation, adjusted for entrance resistance and sloping land. Wageningen: International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI). v.5, 1993.

Pulvento, C.; Ariccardi, M.; Lavini, A.; D'Andria, R.; Ragab, R. Assessing amaranth adaptability in a Mediterranean area of south Italy under different climatic scenarios. Irrigation and Drainage, v.64, p.50-58, 2015a.

Pulvento, C.; Ariccardi, M.; Lavini, A.; D'Andria, R.; Ragab, R. Parameterization and field validation of SALTMED model for grain amaranth tested in South Italy. Irrigation and Drainage, v.64, p.59-68, 2015b.

Pulvento, C.; Riccardi, M.; Lavini, A.; D'Andria, R.; Ragab, R. SALTMED model to simulate yield and dry matter for quinoa crop and soil moisture content under different irrigation strategies in south Italy. Irrigation and Drainage, v.62, p.229-238, 2013.

Ragab, R. The use of saline/brackish water for irrigation: Possibilities and constraints. In: International workshop on the use of saline and brackish water for irrigation- Implication for the management of irrigation, drainage and crops. Bali, 1998. p.12-41.

Ragab, R. A holistic generic integrated approach for irrigation, crop and field management: The SALTMED model. Environmental Modelling & Software, v.17, p.345-361, 2002.

Ragab, R. Proceedings of the International Workshop on "Management of poor quality water for irrigation: Institutional, health and environmental aspects". International Commission on Irrigation and Drainage, Moscow: ICID. 2004. 276p.

Ragab, R.; Battilani, A.; Matovic, G.; Stikic, R. Psarras, G.; Chartzoulakis, K. SALTMED model as an integrated management tool for water, crop, soil and N-fertilizer water management strategies and productivity: Field and simulation study. Irrigation and Drainage v.64, p.13-28, 2015.

Ragab, R.; Feyen, J.; Hillel, D. Simulating two-dimensional infiltration into sand from a trickle line source using the matric flux potential concept. Soil Science, v.137, p.120-127, 1984.

Ragab, R.; Malash, N.; Abdel Gawad, G.; Arslan, A.; Ghaibeh, A. A holistic generic integrated approach for irrigation, crop and field management. 2. The SALTMED model validation using field data of five growing seasons from Egypt and Syria. Agricultural Water Management, v.78, p.89–107, 2005b.

Ragab, R.; Malash, N.; Gawad, G. A.; Arslan, A.; Ghaibeh, A. A holistic generic integrated approach for irrigation, crop and field management. 1. The SALTMED model and its calibration using field data from Egypt and Syria. Agricultural Water Management, v.78, p.67–88, 2005a.

Rameshwaran, P.; Qadir, M.; Ragab, R.; Arslan, A.; A.; Majid, G. A.; Abdallah Khalaf, A. Tolerance of faba bean, chickpea and lentil to salinity: Accessions' salinity response functions. Irrigation and Drainage, v.65, p.49–60, 2016a.

Rameshwaran, P.; Tepe, A.; Ragab, R. The effect of saline irrigation water on the yield of pepper: Experimental and modelling study. Irrigation and Drainage, v.64, p.41-49, 2015.

Rameshwaran, P. Tepe, A.; Yazar, A.; Ragab, R. Effects of drip-irrigation regimes with saline water on pepper productivity and soil salinity under greenhouse conditions. Scientia Horticulturae, v.199, p.114–123, 2016b.

Razzaghi, F.; Plauborg, F.; Ahmadi, S. H.; Jacobsen, S. E.; Andersen, M. N.; Ragab, R. Simulation of quinoa (*Chenopodium quinoa* willd.) response to soil salinity using the SALTMED model in Denmark. In: International Congress on Irrigation and Drainage, 21, 2011, Tehran. Proceedings… R.56.3.02. Tehran: ICID, 2011. p.25-32.

Rhoades, J. D.; Kandiah, A. Mashali, A. M. The use of saline waters for crop production. Rome: FAO, 1992. 135p. Irrigation and Drainage Paper No. 48

Silva, L; Ragab, R.; Duarte, I.; Lourenço, E.; Simões, N.; Chaves, M. M. Calibration and validation of SALTMED model under dry and wet year conditions using chickpea field data from Southern Portugal. Irrigation Science, v.31, p.651-659, 2013.

Tardieu, F.; Zhang, J.; Gowing, D. J. G. Stomatal control by both [ABA] in the xylem sap and leaf water status: A test of a model for droughted or ABA-fed field grown maize. Plant, Cell and Environment, v.16, p.413-420, 1993.

Wesseling J. Subsurface flow into drains. In: Rithzema, H. P. (ed.) Drainage principles and applications v.II: Theories of field drainage and watershed runoff. Wageningen: ILRI, 1973. 56p. Publication 16

Zheng, D.; Hunt Jr., E. R.; Running, S. W. A daily soil temperature model based on air temperature and precipitation for continental applications. Climate Research, v.2, p.183-191, 1993.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

23 Uso de águas salobras em sistemas hidropônicos de cultivo

Tales M. Soares[1], Sergio N. Duarte[2], Ênio F. de F. e Silva[3], Vital P. da S. Paz[1] & Jorge L. B. Oliveira[4]

[1] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
[2] Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz'
[3] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[4] Universidade Federal de Santa Catarina

Introdução

O Nordeste do Brasil é apenas uma das muitas regiões com poucas chuvas no Globo, semiárido em mais de 50% de suas terras. É a mais chuvosa das terras consideradas secas no planeta, pois, recebe duas ou até três vezes mais água do que as norte-americanas e as argentinas, por exemplo. E esta relativa abundância de chuvas é a razão maior das catástrofes que se abatem na região em todas as secas periódicas. E explica-se: no largo período de chuvas mais abundantes, os habitantes adaptam a cultura e a pecuária a estas condições mais favoráveis, adaptação que falha fragorosamente nos anos de pluviosidade bem abaixo da média histórica (Gomes, 1984).

O presente capítulo é aberto com essa afirmação provocativa de Pimentel Gomes, porque ela é lúdica para contextualizar as razões pelas quais se deve buscar alternativas de produção agrícola para o semiárido. Um sistema de produção que pode ser uma dessas alternativas é a hidroponia, técnica de cultivo sem solo, e na qual as plantas são cultivadas em solução nutritiva. O semiárido abrange grande parte dos Estados da Região Nordeste, além da parte norte de Minas Gerais e do Espírito Santo, e nele as águas salobras tornam-se importantes por sua grande ocorrência nos poços perfurados e pela baixa disponibilidade de águas doces superficiais.

Inúmeros poços perfurados no semiárido estão abandonados ou subutilizados em função de duas restrições principais: a baixa vazão e a salinidade de suas águas. A inserção dessas águas em sistemas agrícolas produtivos pressupõe a superação dessas duas restrições, devendo existir viabilidade técnica, sócio-econômica e ambiental. Nesse sentido, aponta-se para sistemas intensivos de cultivo baseados no uso racional e otimizado da água disponível.

Quando se trata de uso de águas salobras, a irrigação localizada é vantajosa, uma vez que sua alta frequência de irrigação favorece a resposta das plantas em meio salino, pois, com a manutenção de maior umidade do solo, o aumento da concentração de sais entre um evento de irrigação e outro tende a ser menor. Além disso, na irrigação localizada não há o contato das águas salobras com as folhas, o que potencializa as injúrias foliares provocadas por íons tóxicos; o contato inexiste ou ocorre apenas eventualmente. Nesse sentido, em comparação com outros métodos de irrigação, a irrigação localizada deve ser mais apropriada ao aproveitamento de poços no semiárido que detenham águas salobras exploradas sob baixas vazões.

Entretanto, deve-se ponderar sobre três aspectos: o alto custo inicial, a suscetibilidade dos emissores ao entupimento em sistemas de irrigação localizada e o risco de salinização com águas salobras. A despeito de proporcionar melhores condições de desenvolvimento para as plantas em condições de salinidade, a irrigação localizada por si só não é capaz de evitar a salinização do solo irrigado com águas salobras. Assim, sistemas de irrigação localizada devem compulsoriamente ser associados às técnicas de controle da salinidade, sobretudo com o emprego de frações de lixiviação, o que torna imprescindível, na ausência de drenagem natural do solo, a presença de um sistema de drenagem artificial.

A hidroponia é quase sempre apresentada como um sistema de produção, mas também deveria ser encarada como um sistema de irrigação localizada. De fato, cultivos comerciais hidropônicos em substrato pouco se diferenciam dos cultivos convencionais irrigados por gotejamento,

incluindo as três desvantagens anteriormente ponderadas. Por outro lado, na hidroponia com recirculação da solução nutritiva, a salinização que ocorre nessa solução pode ser mais facilmente administrada, evitando-se a salinização de áreas adjacentes. Além disso, na hidroponia, a pouca oscilação da água disponível às plantas entre eventos sucessivos de irrigação potencializa a vantagem supracitada da irrigação localizada para o uso de águas salobras, somando-se a isso o fato de que alguns sistemas hidropônicos não têm partículas sólidas, como as do solo, as quais retêm a água e diminuem sua disponibilidade para as plantas. A associação da hidroponia com águas salobras sob a condição semiárida brasileira é um tema que merece considerações sobre suas potencialidades e limitações. Por essa razão, o presente texto foi elaborado com os seguintes objetivos: discutir as razões que tornam apreciável a alternativa da produção hidropônica no semiárido; informar sobre a importância da qualidade da água em cultivos sem solo; apresentar alguns resultados de pesquisas nacionais e linhas correntes de investigação sobre o uso de águas salobras para produção hidropônica; e apontar limitações para o uso de águas salobras visando a hidroponia comercial.

Hidroponia: Uma Alternativa de Produção com Água Salobra no Semiárido

Nesse momento do texto é interessante discutir a hidroponia como um novo sistema de produção para o semiárido, questionando-se: a hidroponia pode ser condizente com a realidade do semiárido? Para responder a esse questionamento torna-se importante definir a hidroponia e contextualizar suas vantagens para as condições semiáridas. Conceitualmente, hidroponia é uma técnica alternativa de cultivo de plantas com solução nutritiva na ausência ou na presença de substratos naturais ou artificiais. Ou seja, na hidroponia não se tem a presença do solo. A solução nutritiva é preparada com água e fertilizantes, devendo ter pH e concentração de nutrientes adequados para cada cultura. Um sistema hidropônico pode ser classificado como do tipo fechado (Figura 1A), em que há recirculação da solução nutritiva, e do tipo aberto (Figura 1B), no qual a solução nutritiva que passa além da zona radicular não é reaproveitada, podendo conduzir a prejuízos financeiros e à contaminação ambiental (Rodrigues, 2002).

Existe uma ampla gama de sistemas hidropônicos, mas, com viabilidade econômica comprovada até agora, destacam-se a técnica do fluxo laminar de nutrientes (NFT) e a técnica do fluxo profundo (DFT), ambos classificados como sistemas fechados (Rodrigues, 2002). Em países do Hemisfério Norte, como EUA, Canadá e boa parte da Europa, há uma predominância de cultivo em vasos ou canteiros com substrato, mas com reaproveitamento da solução nutritiva (sistema fechado). No Brasil, onde tem crescido o interesse nos últimos anos pela hidroponia, o sistema NFT é bastante consolidado entre os hidroponistas, sendo predominante (Mathias, 2008; Furlani et al., 1999). Conforme Furlani (1999), no País, ao final dos anos 90, a alface representava 80% da produção hidropônica e o restante da produção era distribuído entre as culturas de agrião, rúcula, salsa, cebolinha, morango, manjericão e menta.

Recentemente criada, a Associação Brasileira de Hidroponia (novembro de 2008), tem como um dos seus objetivos a organização de informações sobre a difusão territorial e a importância econômica da técnica hidropônica no Brasil. Os cultivos hidropônicos são mais comuns nas regiões Sul e Sudeste do País. Por outro lado, nos últimos anos se tem testemunhado o avanço da hidroponia nas diversas regiões do País, inclusive na Região Nordeste. Em Porto Velho - Rondônia, Região Norte, praticamente 100% das verduras comercializadas são cultivadas em sistema hidropônico.

No sistema NFT, a solução nutritiva é bombeada aos canais e escoa por gravidade formando uma fina lâmina de solução que irriga as raízes das plantas fixadas em orifícios presentes nos canais de cultivo (Furlani et al., 1999), daí o nome de batismo da técnica. O fluxo corrente de água não deve inundar as raízes por completo. Aproximadamente 2/3 delas devem estar submersas para absorver a água e os

A.



B.



Figura 1. Exemplos de sistemas hidropônicos fechado (A), em NFT, e aberto (B), em substrato

nutrientes, e 1/3 no ar, absorvendo oxigênio. Manter uma provisão constante de oxigênio é fator determinante para garantir o êxito desse método (Staff, 1997). Além disso, o sistema NFT opera, mediante um temporizador, fornecendo solução nutritiva em intervalos regulares. Para a cultura da alface, por exemplo, o controlador deve ser regulado para funcionar em intervalos de 15 minutos (15 minutos ligado, 15 minutos desligado), desde o amanhecer até o anoitecer e, durante a noite, 15 minutos a cada duas horas (Alberoni, 1998).

Respeitando-se as recomendações técnicas, a hidroponia pode propiciar inúmeras vantagens aos agricultores, as quais são citadas por Teixeira (1996): produção de melhor qualidade; maior produtividade; menor emprego de mão-de-obra; mínimo uso de defensivos; colheita precoce; maiores eficiências no uso da água e fertilizantes; melhoria da ergonomia nas atividades; dispensa da rotação de culturas; eliminação de alguns tratos culturais; e utilização racional de áreas sub-utilizadas pelo cultivo tradicional. Como desvantagens, citam-se: alto custo de instalação; dependência de eletricidade nos sistemas automáticos; necessidade de mão-de-obra especializada; possibilidade de negligência às atividades que são rotineiras; acúmulo de matéria orgânica; e rápida disseminação de patógenos.

A imagem mais típica que se tem de uma produção hidropônica é a de plantas sendo cultivadas apenas em solução nutritiva, no que se costumou denominar de cultivo em água, como no caso da hidroponia NFT. Em virtude disso, pode-se imaginar que a hidroponia requer água em abundância.

Entretanto, é justamente a alta eficiência de uso da água na hidroponia uma de suas principais vantagens, em relação ao cultivo tradicional em solo. Na hidroponia, as perdas por evaporação podem ser substancialmente menores (Sanjuán & Gavilán, 2004), o que implica em economia de água. Por outro lado, as condições controladas e o constante suprimento de água e nutrientes podem favorecer o aumento da produtividade da cultura. Portanto, com a hidroponia, pode-se ter a possibilidade de aumento do rendimento da cultura por unidade de volume de água consumida, constituindo-se uma vantagem muito desejável para o semiárido.

O volume de água requerido para uma produção hidropônica deve ser menor que no cultivo convencional, sendo essa a razão, conforme Schwarz (1995), para sua adoção em regiões áridas. E, se o cultivo hidropônico for associado a uma casa-de-vegetação, o consumo hídrico é ainda menor, pois nesse ambiente se pode ter uma redução de 20 a 40% no consumo de água em relação ao cultivo a céu aberto, em virtude da menor demanda evaporativa (Rodrigues, 2002).

Nesse particular, pode-se evidenciar o emprego e sucesso da hidroponia em condições de baixa disponibilidade hídrica e mesmo de aridez. São vários os exemplos encontrados na literatura (Douglas, 1987; Schwarz, 1995), como cultivos desde em Tucson e Phoenix (Arizona), até na África do Sul e em regiões central e leste da África.

Em algumas regiões áridas do mundo, tais como México e Oriente Médio, as instalações hidropônicas combinadas com unidades de dessalinização da água estão sendo desenvolvidas para usar água do mar como fonte de água para irrigação. Esses complexos estão localizados próximos ao oceano, e as plantações se fazem na areia da praia (Resh, 1992).

Ainda que a utilização de cultivos hidropônicos no Brasil seja criticada em razão da grande extensão de área cultivável no País, esse tipo de cultivo é uma opção para o emprego em pequenas áreas e também onde o cultivo convencional não seria possível (Teixeira, 1996). Particularmente para o semiárido, a hidroponia poderia em muitas oportunidades reverter o caráter lotérico da agricultura convencional extensiva, a qual ora dá retornos financeiros razoáveis, ora dá prejuízos irrecuperáveis.

Segundo o Ministério da Integração Nacional (Brasil, 2007), aproximadamente 500 mil propriedades rurais na área semiárida brasileira não dispõem de oferta adequada de água, aumentando sobremaneira sua vulnerabilidade às secas, cujo impacto se traduz, gravemente, na baixa-estima das comunidades atingidas. Nessa região, é muito recorrente testemunhar que a agricultura extensiva de sequeiro falha nas condições de seu característico regime pluvial irregular. Principalmente em climas áridos e semiáridos, a agricultura irrigada mal manejada pode implicar em salinização e degradação do solo (Medeiros & Gheyi, 2001). As áreas semiáridas do Nordeste não são exceção (Andrade et al., 2004; Lopes et al., 2008). Nessa região, as maiores incidências da salinização secundária se concentram nas terras mais intensamente cultivadas com o uso da irrigação, nos chamados Perímetros Irrigados (Oliveira, 1997), mesmo quando se utilizam águas de boa qualidade química; um dos principais motivos da salinização é a drenagem deficiente do solo.

A agricultura irrigada quando bem manejada pode contribuir significativamente para o desenvolvimento regional do Nordeste, o que tem sido verificado em pólos como Juazeiro/Petrolina. Entretanto, esse progresso nem sempre chega até comunidades difusas no território do semiárido. Para essas comunidades, a adução de água superficial pode ser bastante onerosa, assim como o abastecimento por caminhões-pipa. Além disso, a construção de açudes, ação por muito tempo priorizada, não garante a oferta regular de água, especialmente em virtude das altas taxas de evaporação, superiores a 2.000 mm anuais.

Uma alternativa razoável são as águas subterrâneas, que podem ter melhor qualidade sanitária (Steel, 1966) e também menor custo de exploração. Essas águas também podem ser exploradas em escala compatível com o crescimento de sua demanda, não onerando o investimento inicial, uma importante vantagem. Soma-se a isso o fato de o Brasil ser hoje um dos países mais desenvolvidos do mundo em tecnologia de poços profundos. Um litro de água proveniente de poço profundo, em alguns casos, pode custar até 15 vezes menos que um litro de água captada de recursos hídricos superficiais (Tomaz, 1998).

Por causas geológicas, águas salobras são comuns nas reservas subterrâneas no semiárido brasileiro (Zoby & Matos, 2002). Conforme Rebouças (1999), no contexto das rochas cristalinas do semiárido, os teores de sólidos totais dissolvidos (STD) nas águas subterrâneas são superiores a 2.000 mg L^{-1} em 75% dos casos.

No âmbito agrícola, a exploração dessas reservas subterrâneas somente se justificará caso haja tecnologia suficiente e disponível aos agricultores para lidar com águas salobras, seja com o seu emprego direto nas lavouras, seja via dessalinização para obtenção de água doce. Outra limitação à agricultura em extensas áreas, mediante o emprego dessas águas, diz respeito à reduzida vazão de muitos dos poços já perfurados: em média 4 m^3 h^{-1}, segundo Audry & Suassuna (1995). Baixas vazões podem ser incompatíveis para a agricultura irrigada em grandes áreas, mas suficiente para cultivos hidropônicos intensivos.

Diversas pesquisas tratam da possibilidade de utilização de águas salobras na agricultura. Quase sempre, entretanto, simulam o uso dessas águas nas mesmas condições de cultivo empregadas pelos agricultores. Novas alternativas de cultivo para o aproveitamento dessas águas são pouco estudadas. Dessa forma, aos agricultores geralmente estão disponíveis pesquisas que comprovam as substanciosas reduções da produtividade e a insustentabilidade da atividade com o uso de águas salobras.

Enquanto a técnica da dessalinização de águas subterrâneas no semiárido tem se mostrado viável economicamente para dessedentação de comunidades difusas, seu emprego para fins agrícolas é questionável. Conforme Medina (2006), a dessalinização para produção agrícola tem viabilidade econômica limitada.

Nos últimos anos, algumas pesquisas têm procurado avaliar a viabilidade de aproveitamento direto de águas salobras em cultivos hidropônicos (Soares et al., 2010; Paulus et al., 2010; Santos et al., 2010). Essas pesquisas são propostas com o intuito de gerar tecnologia para uso racional das águas subterrâneas salobras do semiárido e do rejeito da dessalinização por osmose reversa, sendo que nesse último caso o impacto tecnológico seria duplo, por mitigar aquela que é uma das maiores restrições a essa tecnologia: a destinação apropriada do seu rejeito, preferencialmente para um fim mais nobre, como a produção agrícola (Soares et al., 2006).

Trabalhos com águas salobras em hidroponia não são uma novidade. De fato, a hidroponia é uma técnica muito empregada e recomendada na pesquisa agrícola (Martinez, 1997), incluindo as avaliações da resposta das plantas à salinidade. Por outro lado, pesquisas como as supracitadas tentam trazer como diferencial as bases para viabilizar as produções de subsistência e comercial com o insumo águas salobras. Por isso mesmo, na medida do possível, tenta-se reproduzir as mesmas condições de cultivo comercial.

Para entender melhor a possível vantagem da hidroponia, como objeto de investigação, torna-se interessante utilizar uma abordagem Termodinâmica. Com base nesta Ciência, o potencial químico da água presente no solo pode ser estimado conforme a Eq. (1) (Reichardt & Timm, 2004). Nessa equação, fica explícito que o potencial químico da água é dado pelo somatório de componentes.

$$\psi_{TOTAL} = \psi_G + \psi_P + \psi_M + \psi_{OS} + \psi_T \quad (1)$$

em que:

ψ_{TOTAL} - potencial total da água, kPa;
ψ_G - potencial gravitacional da água, kPa;
ψ_P - potencial de pressão da água, kPa;
ψ_M - potencial mátrico da água, kPa;
ψ_{OS} - potencial osmótico da água, kPa; e,
ψ_T - potencial de temperatura da água, kPa.

Para um sistema isotérmico ($\psi_T = 0$), em equilíbrio com a referência gravitacional ($\psi_G = 0$), sem lâmina d'água acima do solo ($\psi_P = 0$), os componentes capazes de reduzir a energia livre da água são o ψ_M e o ψ_{OS}.

O componente potencial mátrico representa as forças de retenção entre a matriz do solo e as moléculas de água. Dessa maneira, está diretamente relacionado com a umidade do solo, sendo tanto menor quanto mais seco estiver o solo. Essa interação diz respeito aos fenômenos da capilaridade e da adsorção, os quais conferem à água menores estados de energia que o da água livre sob pressão atmosférica; assim, o seu valor é sempre negativo. Em condições de saturação, os poros presentes no solo estarão totalmente ocupados com água, não existindo, portanto, a interface ar-água, e anulando também as forças entre a matriz do solo e as partículas da água, o que torna o ψ_M nulo. À medida que o solo vai secando, a capilaridade começa a atuar, e o ψ_M vai se tornando mais negativo, contribuindo para diminuir a energia livre da água (Libardi, 2006; Miranda et al., 2001. As culturas respondem diferentemente à depleção da água disponível no solo e para cada cultura há um ψ_M crítico, que indica o momento de uma nova irrigação. Para a cultura da alface, por exemplo, que suporta uma depleção de cerca de 30 % na água disponível no solo, o ψ_M crítico é -20 kPa. Portanto, para seu cultivo, o ψ_M deve ser idealmente mantido entre - 20 kPa (Santos & Pereira, 2004) e o limite correspondente à capacidade de campo. Em condições de campo, não é incomum se ultrapassar o ψ_M crítico em virtude da rapidez com que o solo perde água, o que nem sempre se compatibiliza com sistemas de irrigação não automatizados. O importante é não permitir o prolongamento de níveis de ψ_M aquém do crítico. Por sua vez, no cultivo hidropônico do tipo NFT, as raízes estão em meio aquoso, não havendo os fenômenos de capilaridade e adsorção. Tal qual um solo saturado, na hidroponia NFT o ψ_M é nulo. E, portanto, a energia livre ponderada no tempo (entre um evento de irrigação e outro) é menor no cultivo convencional em solo que na hidroponia, mesmo sob o regime de irrigações frequentes.

O componente potencial osmótico em geral é desprezível na maioria das regiões agrícolas do Brasil, com exceção dos solos de regiões áridas e semiáridas do Nordeste (Miranda et

al., 2001). Em geral, diferenças de ψ_{OS} entre dois pontos não causam movimento significativo de água, mas sim de solutos. É o que usualmente ocorre entre dois pontos no solo. Por outro lado, quando há a presença de membrana semipermeável, há restrição de movimento para alguns íons e há movimentação de água para o ponto em que a concentração de água é menor. É o que ocorre entre a planta e o solo. O potencial osmótico é negativo; em cultivos comerciais, o ψ_{OS} precisa variar de um valor pouco negativo até um máximo negativo tolerado pelas culturas. Quando o ψ_{OS} está menos negativo que o limite superior, sinaliza-se a falta de nutrientes (solutos essenciais) às plantas, o que deverá implicar em menor nível de produtividade; daí a necessidade das adubações de fundação e de manutenção. Por outro lado, quando o ψ_{OS} se encontra mais negativo que o limite inferior, há indicação de problemas relacionados à salinidade, também implicando negativamente na produtividade. Em cultivo convencional baseado no solo, o ψ_{OS} equivalente ao nível ótimo de adubação não é estático, sendo estabelecido apenas quando o solo está na capacidade de campo. À medida que o solo seca, o ψ_{OS} torna-se mais negativo. Ao se cultivar com base no ψ_{OS} máximo medido na capacidade de campo, a oscilação entre esse limiar e valores de ψ_{OS} ainda menores poderá ser muito prejudicial à produtividade, à medida que se deixa o solo perder água entre as irrigações. No caso da hidroponia NFT, não há diminuição do ψ_{OS} por redução do volume de água (solvente), desde que o reservatório tenha abastecimento de água constante.

Dentro de uma gama considerável, há uma relação linear entre a concentração de sais e a condutividade elétrica da solução e, portanto, a condutividade elétrica (CE) é comumente usada como medida da salinidade da solução. Em termos práticos, 1cmol L^{-1} de solução tem cerca de 1 dS m^{-1} de CE e uma pressão osmótica de aproximadamente -0,355 atm (a 25 °C) (Silber & Bar-Tal, 2008). Muitos textos sobre salinidade indicam outra relação prática: 1 dS m^{-1} de CE equivalente a 640 mg L^{-1} de sais totais dissolvidos (para CE entre 0,1 e 5 dS m^{-1}). Essa relação, entretanto, foi determinada em outros países, para determinada condição de águas salobras; não necessariamente se valida para todo tipo de água salobra do Brasil e muito menos para soluções nutritivas.

Feitas essas considerações, espera-se que na hidroponia o ψ_{TOTAL} da água seja maior do que no solo quando se empregar água salobra com um mesmo nível de salinidade. A implicação prática disso pode ser um menor efeito dos sais sobre o rendimento das plantas em hidroponia, quando comparada ao plantio no solo.

A hipótese básica de estudos recentes conduzidos no Brasil é a de que na hidroponia a resposta das plantas em condições salinas é melhor, quando comparada com o cultivo convencional baseado no solo, visto que, na hidroponia, pode não existir o potencial mátrico, que no solo é uma das causas da diminuição da energia livre da água (Soares et al., 2007). Além disso, enquanto a tensão da água no solo aumenta entre um evento de irrigação e outro, o que se percebe no monitoramento com tensiômetros (Santos & Pereira, 2004), na hidroponia (em água) a tensão tende à nulidade, pois o meio é completamente saturado com água (forças de adsorção e capilaridade não se estabelecem) e neste cultivo os eventos de irrigação são repetíveis em alta frequência. Na hidroponia do tipo NFT (nutrient technique film), por exemplo, é usual que a irrigação se processe de 15 em 15 minutos (Zanella et al., 2008).

O maior potencial da água em hidroponia, em relação ao cultivo em solo, deve representar uma maior absorção de água e nutrientes pelas plantas, com menor gasto energético e menores prejuízos morfo-fisiológicos, para uma mesma quantidade de sais dissolvidos na água de irrigação.

A adição de ácidos em águas salobras ricas em bicarbonato e sódio ajustam um pH ótimo, previnem a precipitação de cátions bivalentes nutrientes (Ca e Mg), mas não eliminam a concentração de sódio. O efeito dispersante do sódio sobre a estrutura do solo é um dos mais graves problemas relacionados à salinidade da água e do solo (Ayers & Westcot, 1999). Como na hidroponia não há efeito da salinidade sobre a matriz, pois essa inexiste (hidroponia tipo NFT) ou é relativamente inerte (hidroponia em substrato), os prejuízos às plantas, como verificados nos sistemas convencionais e decorrentes das alterações da estrutura do solo (especialmente em função do íon Na^+), tornam-se nulos ou menores, sendo esse outro fator que, em hipótese, também contribuiria para o uso de águas salobras na hidroponia, em mais longo prazo de sustentabilidade do que aquele obtido em solo.

Partindo do princípio que as tecnologias existentes (Santos & Hernandez, 1997) para recuperação dos solos salinizados são laboriosas, dispendiosas e baseadas na aplicação de lâminas de lavagem, havendo aí, além do custo ambiental associado, os custos de oportunidade da água e corretivos empregados, dever-se-á, ao se aceitar utilizar águas salobras como recursos hídricos alternativos na realidade do semiárido brasileiro, manejá-las em sistemas de produção intensivos, baseados na maior produção vegetal em menor ocupação do solo, sistemas estes que garantam menor impacto ambiental.

Gerando-se tecnologia para uso de águas salobras em sistemas hidropônicos, poder-se-ia programar, desde que rentáveis, sequências de cultivo de modo a rebaixar o efeito do potencial osmótico e/ou se extrair íons específicos a partir de soluções nutritivas 'envelhecidas' (desbalanceadas e salinizadas). Amparando-se na premissa de que quanto menor o volume de águas residuárias com poder poluente, mais fácil seu manuseio e destinação, sendo idealizado o resíduo sólido, o rejeito líquido final de todo o processo poderia ser lançado em tanque de evaporação.

Devido à escassez de produtos registrados para controle fitossanitário em ambiente protegido e para hidroponia (Rodrigues, 2002), também se justificam pesquisas com águas subterrâneas salobras nos cultivos hidropônicos, considerando, a despeito de sua qualidade química, sua melhor qualidade fitossanitária que as águas superficiais (Steel, 1966), o que pode prevenir um dos gargalos deste tipo

de cultivo, as doenças disseminadas via água (Rodrigues, 2002), além de contribuir para menores contaminações, ambiental e alimentar, provocadas por defensivos.

Qualidade da Água para Cultivos Hidropônicos

Critérios de qualidade de água

Conforme Rodrigues (2002), a qualidade da água é um importante fator a ser considerado na seleção de áreas mais favoráveis para o cultivo hidropônico, sendo a análise química e microbiológica da água o primeiro passo a ser dado na elaboração de um projeto.

Entretanto, existe uma carência na sistematização de resultados sobre os efeitos da salinidade em cultivos hidropônicos. Talvez por tal carência, e também por segurança, Resh (1995) e Schwarz (1968) preconizem que se evite na hidroponia o uso de água que contenha mais do que 50 mg L^{-1} de cloreto de sódio, limite esse muito aproximado do indicado por Benoit (1992) (11,5 mg L^{-1} de Na e 35,5 mg L^{-1} de Cl).

Por outro lado, informa Rodrigues (2002) que algumas pesquisas realizadas no exterior indicam a possibilidade de se utilizar águas salobras com mais de 2.500 mg L^{-1} de sais, desde que a água se movimente livremente no sistema radicular e que haja drenagem. Para cultivo em lã de rocha em sistema fechado, Sonneveld (2004) informa que são sugeridas como concentrações máximas de Na e Cl (mmol L^{-1}): 12 para tomate; 10 para pepino e pimentão em crescimento vegetativo; 8 para berinjela e pimentão em plena produção de frutos. Outra recomendação apresentada por Silber & Bar-Tal (2008) é o uso de água com salinidade inferior a 1 dS m^{-1}.

Os padrões de qualidade da água recomendados por Benoit (1992) incluem ainda: 80,2 mg L^{-1} de cálcio; 12,2 mg L^{-1} de magnésio; 48,1 mg L^{-1} de sulfato; 244 mg L^{-1} de carbonato; 0,0027 mg L^{-1} de boro; 0,00063 mg L^{-1} de cobre; 0,00028 mg L^{-1} de ferro; 0,00549 mg L^{-1} de manganês; 0,00327 mg L^{-1} de zinco; 0,00475 mg L^{-1} de flúor; e CE de 0,5 dS m^{-1} a 25 °C.

Produtores em potencial podem perder a segurança em investir em sistemas hidropônicos no semiárido, pois tais exigências parecem ser muito rígidas e não enquadrariam como apta a maioria das águas subterrâneas da região, sejam as contidas nas rochas sedimentares, sejam, principalmente, no embasamento cristalino.

Nas bacias sedimentares do semiárido, águas de boa qualidade podem ser encontradas em grandes lençóis freáticos quando se trata de formação de arenitos. Pode não ocorrer o mesmo em rochas sedimentares ricas em minerais alteráveis ou solúveis, resultando na diversificação de tipos de águas, com o aparecimento de tipos bicarbonatados e mistos (praticamente os sulfatos não existem nas águas do Nordeste) e com vários equilíbrios entre sódio, cálcio e magnésio. No embasamento cristalino, por sua vez, as águas fissurais apresentam níveis de salinidade sempre elevados (CE sempre maior que 1,5 dS m^{-1}, atingindo frequentemente 4,5 dS m^{-1} e podendo ultrapassar muito esse valor). Apesar de protegidas da evaporação direta pela profundidade em que se encontram as águas fissurais, a aridez do clima é fator determinante de suas concentrações salinas elevadas. Há predominância do fator climático sobre o litológico e a prova disso é a ocorrência quase exclusiva do tipo de água cloretado sódico, já que se considera que o cloro, que é ausente das rochas cristalinas, é trazido pelas chuvas (Audry & Suassuna, 1995).

A composição química das águas subterrâneas depende, tanto em quantidade como em qualidade, da origem no qual ela flui, ou seja, depende da composição da rocha a qual ela tem contato, e da facilidade de dissolução desta rocha. De modo geral, os principais sais solúveis encontrados nas águas subterrâneas do cristalino são os ânions CO_3^{2-}, HCO_3^-, Cl^- e SO_4^{2-} e os cátions Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ e Na^+ (Silva Júnior et al., 1999).

Em seu trabalho, Audry & Suassuna (1995), ao analisarem águas superficiais (21,1% de rios e 25,4% de açudes) e os lençóis aluviais do cristalino (53,5% de poços) no semiárido dos Estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte, confirmaram que as águas menos concentradas são bastante diversificadas, mais frequentemente do tipo bicarbonatado cálcico e, possivelmente, de tipo misto sódico. As águas mais concentradas são sistematicamente do tipo cloretado sódico: acima de 1,5 dS m^{-1} não se observa mais praticamente qualquer ocorrência de tipo bicarbonatado ou misto.

Esse é um aspecto importante, pois diferentemente do que se possa imaginar, uma água com menor condutividade elétrica pode não necessariamente ser menos prejudicial aos cultivos; enquanto o efeito osmótico dos sais tende a ser maior quanto maior for sua solubilidade, problemas por toxicidade de íons específicos podem ser causados em baixa salinidade. Por exemplo, a depender das condições de cultivo, sais de bicarbonato de baixa solubilidade e, portanto, baixa salinidade, podem ser mais danosos que sais de cloreto, de maior solubilidade e salinidade.

Costa et al. (2006), estudando os aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no Estado do Rio Grande do Norte, observaram que a condutividade elétrica das águas das rochas cristalinas, no seu contexto geral (espacial), varia de 0,03 dS m^{-1} a 24,32 dS m^{-1}, com um valor médio de 4,36 dS m^{-1} e um desvio padrão de 4,49. Também podem ocorrer variações em função do período seco ou chuvoso. Por exemplo, a água de poço utilizada por Santos (2009) na região semiárida de Pernambuco para produção hidropônica, apresentou condutividade elétrica de 1,70 dS m^{-1} em março de 2008 (período chuvoso) e 3,50 dS m^{-1} em janeiro de 2009 (período seco). Outros exemplos bem documentados sobre a sazonalidade da qualidade da água subterrânea do semiárido brasileiro são apresentados por Audry & Suassuna (1995).

Águas salobras como fonte de íons para nutrição das plantas

Em 1936, Hoagland & Broyer formularam uma solução nutritiva que, com modificações, ainda é amplamente usada

(Epstein & Bloom, 2006). Conforme Schwarz (1995), já foram publicadas em todo o mundo aproximadamente 300 fórmulas de solução nutritiva hidropônica, para diversas culturas. Interessantemente, soluções nutritivas convencionais são relativamente concentradas em comparação com soluções do solo (Rodrigues, 2002; Epstein & Bloom, 2006). Na verdade, informam Epstein & Bloom (2006), Hoagland estabeleceu sua formulação com as maiores concentrações que a maioria das plantas tolerariam sem exibir estresse osmótico.

Seja qual for à recomendação para a solução nutritiva usada, concentrada ou não, sempre se deve ter para o cultivo hidropônico o emprego dos elementos essenciais às plantas, os quais são: N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Zn, Mn, Cu, B, Mo e Cl. Os nutrientes C, H e O são fornecidos pela atmosfera e pela própria água; outros elementos considerados benéficos (Co, V, Ni, Si e Na) podem ser considerados no preparo da solução nutritiva a depender da espécie a ser cultivada.

As quantidades de fertilizantes para o preparo da solução nutritiva devem obedecer aos requerimentos nutricionais da cultura, mas também, conforme Furlani et al. (1999), devem ser limitadas pelas quantidades já dissolvidas originalmente na água disponível. Nesse sentido, a análise química da água é fundamental para o preparo da solução nutritiva.

Schwarz (1995) ilustrou o ajuste de solução nutritiva para produção hidropônica comercial a partir de uma água salobra encontrada em Arava (Israel). Essa água apresentava os seguintes limites de concentração (mg L^{-1}): 700 a 900 de cloreto; 600 a 1.000 de sulfatos; 400 a 500 de sódio; 350 a 450 de cálcio; 120 a 180 de magnésio; e total de sais de 2.500 a 3.500. Segundo o autor, a água continha quase duas vezes a quantidade de Ca e Mg e mais que o dobro da quantidade de sulfato normalmente adicionados à água doce, além de Na e Cl em excesso. O ajuste dessa água foi feito apenas adicionando N, P e K; Ca, Mg e sais de sulfato não foram usados.

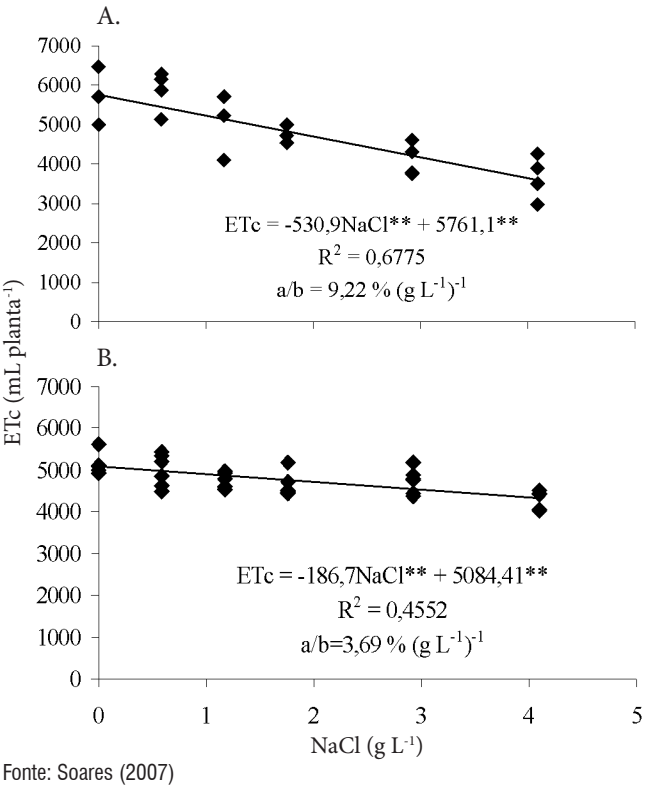
Segundo Furlani et al. (1999), quando a concentração de um dado macronutriente na água for superior a 25% da exigência da cultura, deve-se descontar a quantidade no cálculo do fertilizante da solução nutritiva. Para micronutrientes, os autores sugerem o limite de 50%. Nesse sentido, águas salobras podem ser vantajosas na economia de fertilizantes (Schwarz, 1995), a depender de sua composição química.

Águas salobras e seu efeito osmótico

Mesmo os íons nutrientes podem prejudicar as culturas quando sua concentração na água for superior ao requerimento da cultura. Nesse caso, têm-se dois tipos de efeito: o efeito osmótico e o efeito específico (os desequilíbrios nutricionais e a toxicidade).

O efeito osmótico é determinado pela pressão osmótica da solução. Esse efeito independe do tipo de partícula de soluto que provoca a osmose e, geralmente, não afeta a absorção de íons ou sua remobilização na planta (Sonneveld, 2004).

Na Figura 2 é apresentada a relação entre o consumo hídrico e a salinidade da água usada em dois tipos de

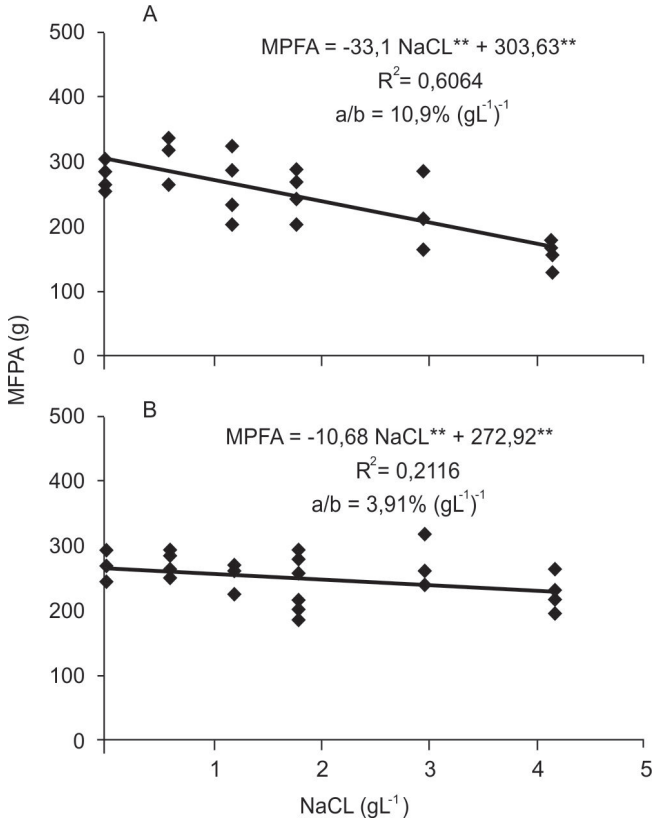


Fonte: Soares (2007)
(**) representa significativo a 0,01 de probabilidade
A relação a/b é a razão dos coeficientes angular e linear das equações de primeiro grau ajustadas.

Figura 2. Consumo de água (ETc) em função da salinidade da água quando se empregou águas salobras apenas no preparo da solução nutritiva (A) e ou apenas na reposição da evapotranspiração (B)

experimento com águas salobras. Para o experimento da Figura 2A, cada acréscimo unitário na salinidade da água (g L^{-1} de NaCl) representa uma redução de 9,22 % no consumo de água; nesse caso, a solução nutritiva foi preparada com água salobra e a reposição das perdas pela evapotranspiração foi feita com água doce. Para o experimento da Figura 2B, a redução foi menor, 3,69%, e nesse caso a água salobra foi usada apenas na reposição da evapotranspiração. Em ambos os casos, o consumo da alface foi reduzido com o aumento da salinidade, uma vez que quanto maior a salinidade do meio maior é a dificuldade para absorção de água; esta é uma assertiva fisiológica para todo tipo de cultivo, inclusive o hidropônico, no qual a abundância de água não impede a dificuldade de sua absorção na condição salina.

Para os experimentos descritos anteriormente, as reduções lineares das massas de matéria fresca da parte aérea da alface em função do aumento da salinidade seguiram a mesma ordem de valores percentuais encontrados para o consumo hídrico. Para o experimento correspondente ao consumo hídrico indicado na Figura 2A, a redução da produção foi de 10,9% para cada g L^{-1} de NaCl acrescida na água (Figura 3A), sendo o aspecto geral das plantas mostrado na Figura 4A; para o outro experimento, a redução foi de 3,91% (g L^{-1}) (Figura 3B), sendo o aspecto geraldas plantas mostrado na Figura 4B. A relação a/b é a razão dos coeficientes angular e



Fonte: Soares (2007)
(**) representa significativo a 0,01 de probabilidade
A relação a/b é a razão dos coeficientes angular e linear das equações de primeiro grau ajustadas.

Figura 3. Massa de matéria fresca da parte aérea (MFPA) da alface em função da salinidade da água quando se empregou águas salobras apenas no preparo da solução nutritiva (A) e ou apenas na reposição da evapotranspiração (B)

linear das equações de primeiro grau ajustadas, Figura 3A), sendo o aspecto geral das plantas mostrado na Figura 4A; para o outro experimento, a redução foi de 3,91% $(g\ L^{-1})^{-1}$ ((**) representa significativo a 0,01 de probabilidade. A relação a/b é a razão dos coeficientes angular e linear das equações de primeiro grau ajustadas, Figura 3B), sendo o aspecto geral das plantas mostrado na Figura 4B.

Em ambos os experimentos descritos anteriormente, não foram observados sintomas de toxicidade ou deficiência mineral ou injúrias foliares como manchas e queimaduras que pudessem ser atribuídos à salinidade e que levassem ao comprometimento da qualidade do produto. Nos maiores níveis de salinidade, as plantas de alface apresentaram coloração verde mais escuro, além de aspecto mais coriáceo. Esses sintomas foram menos evidentes quando se estabeleceu a salinização gradual, mediante ao uso das águas salobras apenas para reposição das perdas por evapotranspiração. Na Figura 4 se tem o exemplo do aspecto visual de plantas de alface cv. Verônica quando submetida à água doce e à água mais salobra (4,095 g L^{-1}): notou-se semelhança na magnitude de crescimento das plantas produzidas em condições salinas quando a salinização foi gradual (Figura 4B).

As mudanças na tonalidade do verde foliar e o aspecto coriáceo das plantas submetidas às maiores salinidades da



Fonte: Soares (2007)

Figura 4. Aspecto geral da alface produzida em condições não salinas (esquerda) e com água salinizada (4,095 g L^{-1}) (à direita) usada apenas no preparo da solução nutritiva (A) e aspecto geral da alface produzida com a mesma água salobra usada apenas na reposição da evapotranspiração (esquerda) em contraste com plantas em condições não salinas (à direita) (B)

água também foram verificadas por outros autores (Paulus, 2008; Tesi et al., 2003). Em análise de intenção de compras para plantas de alface produzidas com águas salobras em hidroponia, com os mesmos sintomas anteriormente descritos, Paulus (2008) não registrou efeito negativo da salinidade (Tabela 1 e Tabela 2). Não foi sentido pelos provadores sabor salgado nos níveis mais elevados de salinidade (T_5 e T_7), diferentemente dos resultados obtidos

Tabela 1. Resultados do teste de preferência aplicando escala hedônica, para amostras de alface cv. Verônica em função da salinidade da água

NaCl (g L^{-1})	Sabor	Textura (crocância)	Aparência	Impressão global
0	4,80 a	5,40 a	6,04 a	5,48 a
0,585	5,32 a	5,92 a	6,12 a	5,84 a
1,755	5,28 a	5,68 a	6,44 a	6,04 a
2,925	5,44 a	5,56 a	6,00 a	5,72 a
4,095	5,20 a	5,84 a	6,24 a	5,92 a

Fonte: Paulus (2008)
Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si ($p<0,05$).

Tabela 2. Frequência de intenção de compra (%) pelos provadores de alface "Verônica", em função dos níveis de salinidade da água usada para o preparo de solução nutritiva

Notas	Salinidade da água (g L^{-1} de NaCl)				
	0	0,585	1,755	2,925	4,095
1*	16,7	16,7	8,3	16,7	16,7
2	29,2	20,8	16,7	20,8	12,5
3	54,2	62,5	75,0	62,5	66,7

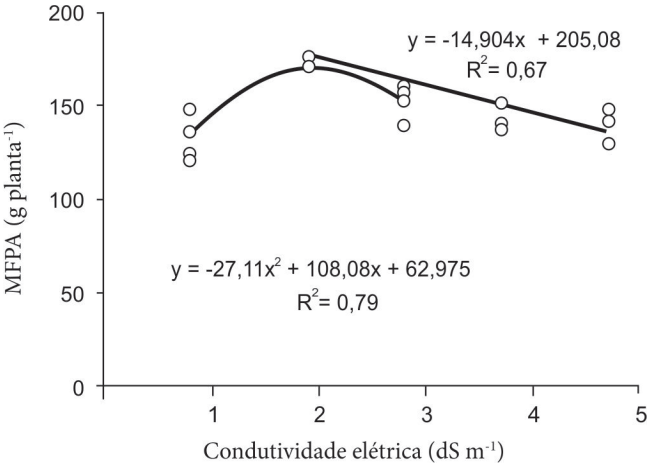
Fonte: Paulus (2008)
* Nota 1= Não; Nota 2 = Talvez; Nota 3=Sim

por Soares (2007) que registrou sabor levemente salgado para plantas de alface. Os resultados obtidos por Paulus (2008) estão de acordo com os obtidos por Mizrahi & Pasternak (1985) que não encontraram diferenças significativas no sabor de alface desenvolvida sob condições salinas.

Em hidroponia, o nível de oxigênio parece reduzir o efeito osmótico. Na Itália, Tesi et al. (2003) estudaram os efeitos da salinidade, provocada por NaCl, e do nível de oxigênio no cultivo da alface, utilizando solução hidropônica com CE de 2,5 dS m^{-1}. Observaram que os efeitos da salinidade são mais pronunciados na ausência de aeração da solução nutritiva, registrando, neste caso, diminuição no acúmulo de massa de matéria fresca e seca da parte aérea ao utilizarem, respectivamente, solução nutritiva com CE_s de 4,6 dS m^{-1} e 3,6 dS m^{-1}. Com aeração, estes autores não registraram diferenças nos acúmulos de massa de matéria seca da parte aérea e das raízes usando soluções nutritivas com até 5,8 dS m^{-1}. Drew et al. (1988) observaram interação entre a salinidade por NaCl e anoxia na solução nutritiva de plantas de milho cultivadas em hidroponia, sendo reportado aumento no transporte de sódio para a parte aérea, acompanhado de redução no transporte de K.

O efeito osmótico de íons nutrientes em excesso fica bem demonstrado em trabalhos como o de Andriolo et al. (2005) e Costa et al. (2001), que elevaram proporcionalmente a concentração dos nutrientes na solução nutritiva, visando estabelecer a concentração ou salinidade ideal para o cultivo hidropônico. Andriolo et al. (2005), por exemplo, observaram um aumento benéfico da concentração de solução nutritiva até um limite (2 dS m^{-1}), a partir do qual ocorre um efeito negativo do aumento da concentração de nutrientes sobre a produção (Figura 5). Também pode ser observado em outras pesquisas que, visando mitigar o efeito de íons tóxicos (como Cl^- e Na^+) aumentou-se o teor de íons nutrientes (NO_3, Ca^{+2}, K^+), mas estes acabaram por criar um efeito osmótico prejudicial.

A salinidade ótima da solução nutritiva, devido apenas aos nutrientes, deve ser maior no inverno do que no verão. Furlani et al. (1999), por exemplo, indicam para cultivo da alface uma solução com 2,0 dS m^{-1}, mas recomendam diluí-la para 1,0 ou 1,5 dS m^{-1} para regiões de clima quente como o Norte e o Nordeste do Brasil. Esse tipo de preconização diz respeito à concentração de absorção dos nutrientes (Sonneveld, 2004), que se obtém pela relação entre a quantidade de nutriente absorvido e o volume de água consumida. Como é esperado menor consumo hídrico no inverno ou em regiões de clima



Fonte: Andriolo et al. (2005)

Figura 5. Massa de matéria fresca da parte aérea (MFPA) da alface hidropônica cultivada com diferentes concentrações de solução nutritiva

mais ameno, deve-se concentrar mais a solução para essa condição. Em outras palavras, para que a planta absorva a mesma quantidade de nutrientes, a salinidade da solução básica deve ser menor se o consumo hídrico for alto (verão ou região quente como o semiárido). Nos experimentos de verão com rabanete avaliados por Sonneveld (2004), a melhor concentração de absorção dos nutrientes foi cerca de quatro vezes menor que no inverno.

As plantas não exigem as altas concentrações de nutrientes encontradas nas formulações usuais de soluções nutritivas. Numerosos estudos sobre potássio, fósforo e nitrogênio têm demonstrado que as plantas crescem normalmente e contêm concentrações normais desses nutrientes, se os mesmos estão disponíveis na faixa de 0,1 mg L^{-1}. Essa descoberta tem levado alguns pesquisadores a enfatizarem que a taxa de suprimento de nutrientes, não sua concentração, é o fator mais importante. Para contraste, observa-se na Tabela 3 que as concentrações de K, P e N são bastante superiores às concentrações no solo. A razão para a alta concentração de nutrientes nas formulações-padrão recai na dificuldade experimental de reabastecimento de nutrientes a partir de um depósito, à medida que as plantas os exaurem (Epstein & Bloom, 2006).

Soluções-padrão também devem ser concentradas por outro motivo: segundo Sonneveld (2004), o simples fornecimento dos nutrientes baseado nas concentrações de absorção não é suficiente para que se atinjam as produtividades máximas em cultivo sem solo, sendo essas, a rigor, alcançadas com maiores concentrações de solução nutritiva. Está bem registrado na literatura especializada que diferentes cultivos desenvolvidos em soluções nutritivas equilibradas, com concentrações iônicas com menos de 1,5 dS m^{-1}, frequentemente são menos produtivos.

O fato é que em hidroponia as soluções são mais concentradas que a solução do solo e geralmente a concentração ideal pode estar próxima do limite de tolerância das plantas. Isso pode imprimir uma menor amplitude

Tabela 3. Concentração de nutrientes usada no preparo da solução nutritiva para o cultivo hidropônico de alface

Fonte de nutrientes	$N\text{-}NH_4$	$N\text{-}NO_3$	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
	mg L^{-1}												
Nitrato de cálcio	7,5	108,75			142,5								
Nitrato de potássio		65		182,5									
Fosfato monoamônico	16,5		39										
Sulfato de magnésio						40	52						
Sulfato de cobre									0,02				
Sulfato de zinco													0,07
Sulfato de manganês											0,39		
Ácido bórico								0,31					
Molibdato de sódio												0,06	
Fe-EDTA -13% Fe										2,08			
Total	24	173,75	39	182,5	142,5	40	52	0,31	0,02	2,08	0,39	0,06	0,07

Fonte: Furlani (1998)

de trabalho para controle da adubação e da salinidade na hidroponia, representando um risco maior para as plantas sensíveis ao efeito osmótico.

Portanto, a hipótese básica de que em hidroponia o uso de águas salobras pode proporcionar melhor rendimento que no solo, pode não ser comprovada, a depender do procedimento metodológico empregado na pesquisa. O solo contrastado deve ter nível de salinidade equilibrado com seu poder tampão, o que demanda tempo; do contrário, pode haver atenuação da salinidade mediante neutralização de íons e melhor resposta das plantas à salinidade no solo do que na hidroponia, ao menos nos primeiros ciclos de cultivo. Esse procedimento é necessário para evitar subestimativas e superestimativas quanto às diferenças de resposta entre os cultivos tradicional e hidropônico. O solo contrastado deve ter um nível de fertilidade equivalente ao da hidroponia e para isso deve-se lançar mão de um princípio básico da fertirrigação (Alvarenga et al., 2004), qual seja, a correção do solo (saturação do complexo catiônico pela adubação de base).

Na condição de campo, o choque osmótico também deve ser evitado, e para isso se pode recorrer à mistura de águas doce e salobra para produção de uma água de salinidade mais moderada. Também é possível impor uma mistura gradativa dessas águas ao longo do ciclo. No já citado trabalho de Soares et al. (2010) ((**) representa significativo a 0,01 de probabilidade. A relação a/b é a razão dos coeficientes angular e linear das equações de primeiro grau ajustadas, Figura 3), por exemplo, apresenta-se um experimento em que se produziu a solução nutritiva com água doce e se fez a reposição das perdas pela evapotranspiração mediante águas salobras, fomentando a salinização gradual da solução.

Outra maneira de se utilizar uma fonte de água salobra em associação com uma fonte de água de boa qualidade foi testada por Soares (2007) para a cultura da alface crespa Verônica e da alface lisa Elisa. Foram avaliados períodos de exposição aos sais, alternando o uso de águas salobra e doce, conforme Tabela 4. O ciclo da cultura, estimado em 35 dias no inverno, foi dividido em fases de uma semana de duração. Em todos os tratamentos propostos, foi estudado um único nível de salinidade na solução nutritiva, qual seja, 4,4 dS m^{-1}, obtido com a adição de NaCl (2,048 g L^{-1}) à solução nutritiva (1,8 dS m^{-1}). Não se verificou períodos de menor sensibilidade das cultivares de alface Verônica e Elisa aos sais, tão pouco qualquer aclimatação das plantas que fosse manifestada em benefício à produção de massa foliar (Figura 6 e Figura 7).

Tabela 4. Descrição dos tratamentos aos quais foram submetidas as plantas de alface

Tratamento	Semanas de exposição à salinidade
Testemunha	Não exposta
P2	1ª e 2ª
P3	2ª, 3ª e 4ª
P4	3ª e 4ª
P5	4ª
P10	1ª, 2ª, 3ª e 4ª

A ineficácia da aclimatação de plantas de alface pode estar relacionada ao rápido ciclo da cultura, e também às condições da primeira exposição ao estresse salino, envolvendo idade da plântula, potencial osmótico utilizado, tipo de sal, etc. Pérez-Alfocea et al. (2002) observaram efeito significativo da aclimatação da alface e do tomate sobre o rendimento e o acúmulo de íons tóxicos no tecido foliar. Ao submeter plântulas de alface à salinidade promovida por polietileno glicol (PEG), observaram nas plantas produzidas menor acúmulo de íons Na^+ e Cl^- que nas plantas não tratadas. As plantas 'haloacondicionadas' por PEG, com -0,5 a -1,3 MPa por 12 horas no estádio de emergência das radículas, produziram de 20 a 35% mais biomassa que as plantas não

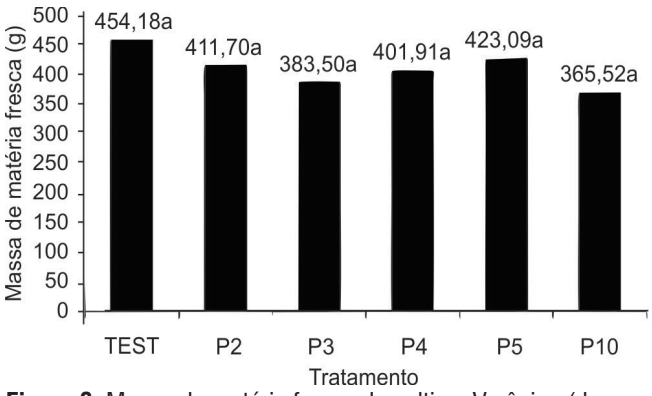


Figura 6. Massa de matéria fresca da cultivar Verônica (dms = 138,44 g; cv = 14,819 %) em função de diferentes períodos de exposição ao uso de água salobra

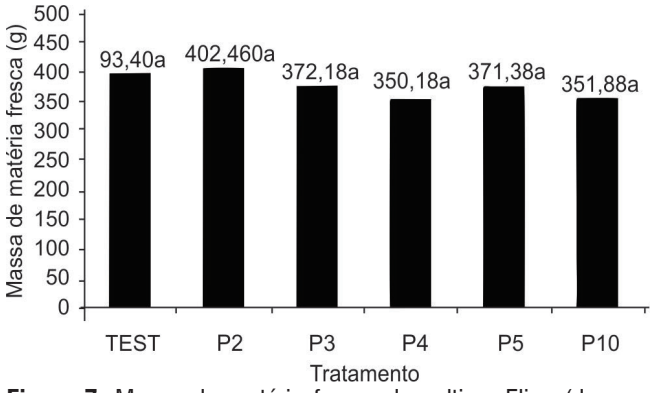


Figura 7. Massa de matéria fresca da cultivar Elisa (dms = 68,746 g; cv = 8,01 %) em função de diferentes períodos de exposição ao uso de água salobra

tratadas, após seu cultivo por 44 dias sob salinização em hidroponia, provocada por 50 mM de NaCl.

Para o agricultor que dispuser apenas de água salobra, a solução nutritiva preparada será naturalmente salinizada e o nível de salinidade aumentará significativamente à medida que se for repondo a água salobra de acordo com o consumo hídrico. Paulus et al. (2010) e Santos et al. (2010) simularam esse tipo de uso.

Conforme Schwarz (1968), pressões osmóticas extremamente altas (acima de 1010 kPa; ≈ 27 dS m^{-1}) durante curtos períodos de tempo na solução hidropônica são menos prejudiciais que as pressões moderadamente altas (404-505 kPa; ≈ 11-14 dS m^{-1}) durante longos períodos.

Outra possibilidade de atenuação do efeito osmótico é trabalhar com maiores volumes de solução disponível por planta. Quanto maior for o volume de solução por planta, menores serão as alterações ocorridas nas concentrações de nutrientes, fato que também leva à menor necessidade de correção da solução.

A vida útil da solução nutritiva de um sistema hidropônico fechado é de três a quatro semanas, dependendo da fase de desenvolvimento da planta e da estação do ano (Castellane & Araújo, 1995). E segundo Jones Jr. (1983), um maior volume por planta permite um maior contato dos elementos essenciais com o sistema radicular e uma diluição do efeito de substâncias tóxicas ou inibitórias que porventura possam estar inseridas no sistema. Essa é uma observação muito útil, quando se dispõe de água com qualidade inferior.

Soares (2007) trabalhou com uma disponibilidade de 5,3 L de solução nutritiva por pé de alface, o que não está de acordo com a recomendação para produção comercial dessa cultura, qual seja, de 1 a 2 L por planta (Furlani et al., 1999). Por outro lado, este autor observou menores taxas de salinização do que as obtidas por Soares et al. (2007), o que se atribuiu, dentre outras variáveis, às diferenças de volume, já que Soares et al. (2007) disponibilizaram apenas 1,1 L de solução nutritiva por planta. Em ambos os experimentos (Soares, 2007 e Soares et al., 2007), a solução nutritiva foi produzida com água doce, sendo a reposição da evapotranspiração efetuada com águas salobras.

A despeito dos aspectos negativos, o efeito osmótico produzido por águas salobras pode ser trabalhado para incrementar a qualidade dos produtos. Por exemplo, de acordo com Adams (2004), para cultivos precoces de tomate no Norte da Europa, a CE da solução nutritiva normalmente é aumentada de dezembro para fevereiro para restringir o vigor vegetativo e aumentar o crescimento reprodutivo sob condições de restrição de luz. Um nível alto de salinidade melhora a qualidade do fruto, já que a salinidade restringe a absorção de água, reduzindo seu teor no fruto, enquanto exerce menor efeito sobre a entrada de outros elementos no fruto. Em consequência, o tamanho dos frutos é menor, mas se promove aumento na concentração de açúcares e ácidos, os principais componentes do sabor. Essa resposta à salinidade é utilizada para conferir aos tomates cerejas seu distinto sabor.

Sonneveld (2004) também apresenta exemplos de benefícios à qualidade do produto comercializável em função do efeito osmótico. Esses benefícios incluem melhor coloração em crisântemo (*Dendranthema*) e na bromélia *Guzmania* sp; maior tempo de prateleira (pepino, tomate e morango); aumento da concentração de óleos essenciais em endro (aneto) e tomilho; obtenção de plantas compactas; melhoria nas propriedades organolépticas; entre outros.

Sonneveld & Burgh (1991) observaram que ao se elevar a CE de 2,5 para 5,2 dS m^{-1} a vida útil do tomate aumentou 2 dias e houve diminuição nos danos por 'russeting', uma desordem fisiológica caracterizada por fissuras na epiderme. Para o pepino, cultivado nas mesmas condições, o aumento da CE reduziu os danos por 'russeting'. Em ambos os casos, o aumento da CE promoveu maior incidência de podridão apical, outra desordem fisiológica, que será mais detalhada mais à frente no presente texto.

Mais uma vez, reitera-se que a extrapolação de dados, obtidos em condições de solo e com águas salobras, para o planejamento da implantação de cultivos hidropônicos, precisa ser avaliada com cuidado.

Sonneveld (2004) recomenda para as experimentações com salinidade em cultivos sem solo, iniciar a exposição à salinidade sempre a partir da concentração de nutrientes que promova o máximo desenvolvimento do cultivo. Segundo esse autor, no modelo de Maas & Hoffman não há lugar para a salinidade causada pelos nutrientes, pois o modelo começa com uma salinidade igual a zero atrelada à produção máxima, sendo isso compreensível já que foi desenvolvido para cultivo tradicional em solo.

Enquanto em cultivo sem solo a CE da solução nutritiva é quase exclusivamente promovida pelos nutrientes, no solo esses têm uma papel marginal sobre a CEes. E quando têm, nunca é durante um longo período de tempo (Sonneveld, 2004), valendo lembrar que as soluções nutritivas hidropônicas são muito mais concentradas que a solução o solo (Epstein & Bloom, 2006; Taiz & Zeiger, 2004). Sonneveld (2004) também informa que, enquanto a CEes é o parâmetro da salinidade limiar em cultivos em solo, na hidroponia frequentemente se utiliza a CE da solução no substrato

(considerada aproximadamente igual à da rizosfera) ou a própria CE da solução nutritiva.

Considerando o valor de salinidade mínima (Sm) para a hidroponia, reescreve-se a equação de Maas & Hoffman (1977), em conformidade às condicionais do modelo proposto por Sonneveld & Burq (1991) e apresentado na Eq. (4).

$$\begin{aligned} &Pr \le 100\% \;\; 0 \le CE \le SM \\ &Pr = 100\% \;\; SM < CE \le SL \\ &Pr = 100 - b(CE - SL) \;\; SL < CE \le Sz \\ &Pr = 100\% \;\; CE \ge Sz \end{aligned} \qquad (4)$$

em que:

Pr - produtividade relativa, %;

Sm - concentração mínima de nutrientes para o crescimento ótimo, dS m^{-1};

CE - salinidade da solução nutritiva ou do solo, dS m^{-1}; e,

Sz - salinidade acima da qual o rendimento é zero, dS m^{-1}.

Estudos envolvendo tolerância das plantas aos sais geralmente são conduzidos mantendo-se constantes os níveis de salinidade. Mais do que preferência dos pesquisadores, isto se deve às metodologias primordialmente empregadas em cultivos em solo. Ayers & Westcot (1999) atestam como tal procedimento faz jus à sua ampla aceitação: como o manejo das águas salobras diz respeito ao equilíbrio dos íons do meio, mediante o uso da fração de lixiviação, é natural que se busque repetir na pesquisa tal equilíbrio. Daí se justificar a busca dos níveis constantes nos estudos de tolerância (Silva, 2002; Eloi et al., 2007; Medeiros et al., 2009).

Por outro lado, para o cultivo hidropônico com águas salobras, a manutenção de níveis constantes de salinidade poderá ser alcançada apenas por duas vias: em sistemas abertos, com drenagem da solução e a correspondente poluição ambiental, e em sistemas fechados, desde que a reposição da evapotranspiração seja com água doce.

Para sistemas fechados como o NFT, do qual se espera maior segurança ambiental, o uso de águas salobras mais provável para o agricultor, qual seja, tanto no preparo da solução nutritiva quanto na reposição da evapotranspiração, leva compulsoriamente ao aumento da salinidade. Nesse

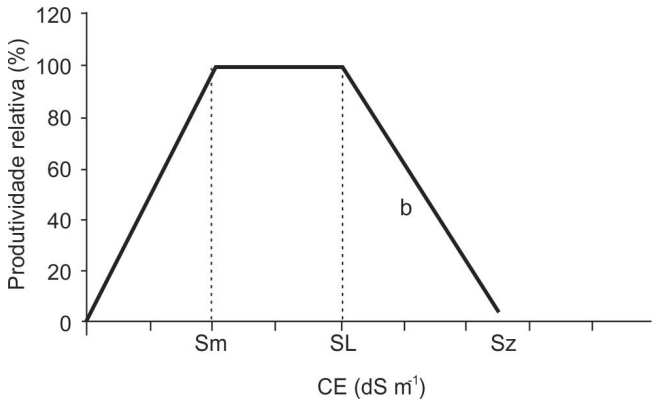


Figura 8. Representação do modelo de Sonneveld aplicado às respostas das plantas à salinidade

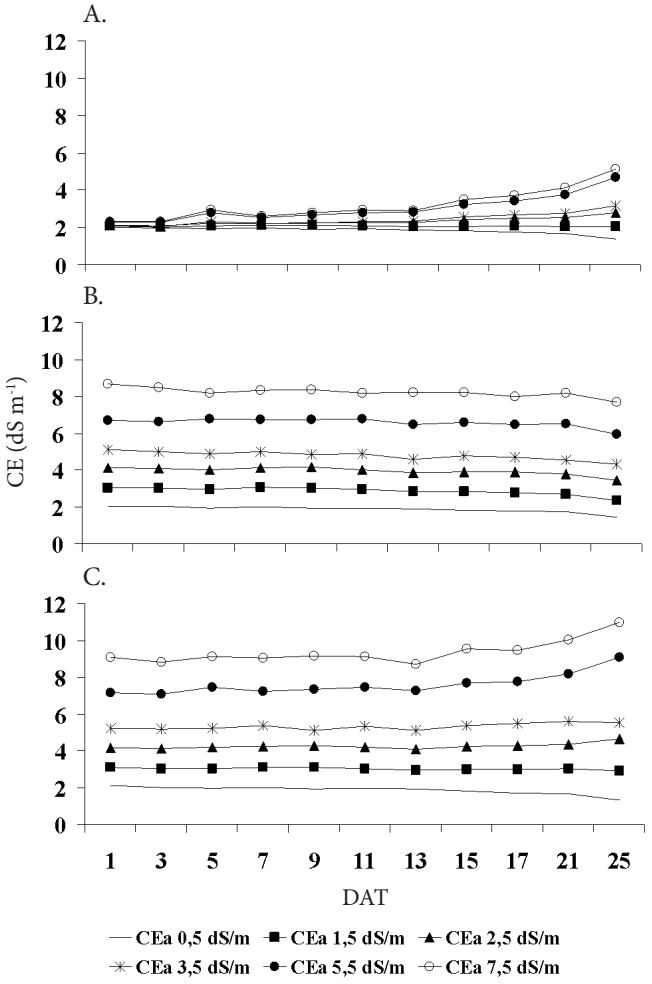
procedimento, perde-se a possibilidade de comparar valores de tolerância com cultivos em solo. Esse aspecto deve ser lembrado pelos produtores e consultores envolvidos com uso de águas salobras na hidroponia, pois em suas consultas à literatura devem se atentar para o tipo de metodologia empregada nas fontes de recomendação.

Para ilustrar esse problema, apresenta-se na Figura 10 as diferentes variações da CE da solução nutritiva e as respectivas produções de alface de três experimentos (em NFT) conduzidos concomitantemente sob as mesmas condições ambientais, nas instalações da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (em Cruz das Almas, BA). Nota-se que há um parâmetro comum entre os experimentos, que é a condutividade elétrica da água (eixo das abscissas); entretanto, a forma de aproveitamento dessas águas traz diferentes impactos na solução nutritiva que foram avaliados de três maneiras: salinização da solução nutritiva a partir da salinidade inicial exclusiva aos nutrientes, sendo feita a reposição das perdas por evapotranspiração com águas salobras (no caso do Experimento I); manutenção da salinidade a partir de diferentes valores iniciais de salinidade (Experimento II), sendo feita reposição das perdas por evapotranspiração com água doce; salinização da solução nutritiva a partir de diferentes salinidades iniciais, sendo feita a reposição das perdas por evapotranspiração com águas salobras (Experimento III). O tipo de informação que se obtém pode ser bastante distinto entre os experimentos. Por exemplo, ao se usar uma água salobra com salinidade de 7 dS m^{-1}, espera-se não ter prejuízo na produção de massa de matéria fresca das folhas (MFF) com o procedimento do Experimento I (sem efeito significativo); já com o procedimento do Experimento III (y=-21,196x + 328,74; R^2 = 0,7893), espera-se maior prejuízo que com o procedimento do Experimento II (y=-12,444x + 267,96; R^2 = 0,7893).

Tratando do aproveitamento de águas salobras em hidroponia, seu uso exclusivamente para a reposição da evapotranspiração pode ser menos prejudicial às culturas de ciclo curto do que o seu emprego apenas para o preparo da solução nutritiva, pois a salinização gradual seria menos danosa do que a salinidade constante, mas estabelecida desde o início do ciclo. Com base nessa hipótese e depois de analisar dois experimentos, Soares et al. (2010) concluiu que, levando em conta o curto ciclo da alface, quando houver interesse em se combinar águas doce e salobra, poderá ser mais produtivo usar a água doce no preparo da solução nutritiva e empregar a água salobra para a reposição do volume consumido.

A aclimatação das plantas à solução, sendo lentamente salinizada, pode promover melhor resposta que a obtida com o choque osmótico da submissão das plantas à solução de salinidade constante, especialmente se o ciclo da espécie é curto, a cultivar é precoce ou se a reposição de água é baixa.

Outro objeto de estudo econômico que merece atenção é a possibilidade de equiparação de produção mediante o aumento da densidade de plantio, uma vez que o menor porte das plantas sugere o uso de menores espaçamentos; esse é um ponto interessante a se explorar quando a água salobra exerce



Obs.: dados não publicados anteriormente

Figura 9. Variação da CE da solução nutritiva ao longo do tempo (DAT, dias após o transplantio) em função do emprego de águas salobras: apenas para reposição da evapotranspiração (A); apenas para preparo da solução nutritiva (B) e tanto para preparo da solução nutritiva quanto para reposição da evapotranspiração (C)

mais efeito sobre o tamanho e o volume da parte vendável do que sobre a qualidade do produto, o que provavelmente seja mais particular para águas de maior efeito osmótico do que outras com efeitos mais específicos (nutricional e/ou tóxico).

Em relação ao uso exclusivo de águas salobras para preparo da solução nutritiva e reposição das perdas por evapotranspiração, o aumento unitário na salinidade da água (em dS m^{-1}) promoveu as seguintes perdas: 7,81 % para alface crespa 'Verônica' (Paulus, 2008); 17,06 % para alface crespa 'Vera' e 15,74 % para alface lisa 'AF-1743' (Santos, 2008). As diferenças observadas podem ser decorrentes, não só das cultivares utilizadas, mas também das condições climáticas e das fontes de sais. Enquanto Paulus (2008), nas condições de Piracicaba, SP, empregou NaCl para salinizar suas águas, Santos (2009), no semiárido (Ibimirim, PE), utilizou águas salobras de origem subterrânea e concentradas pela rejeição da osmose reversa. Em todos esses trabalhos, simulou-se a disponibilidade exclusiva de águas salobras, mas as mudas foram preparadas com água doce.

Águas salobras e seu efeito específico

Segundo Sonneveld (2004), é difícil distinguir o efeito osmótico do efeito específico de um ou de mais íons; contudo, espera-se que para a maioria das culturas haja predominância do efeito osmótico.

A água salobra de um poço pode apresentar nível de salinidade e composição química bastante diferente das águas encontradas em outros poços, mesmo que todos estejam inseridos numa mesma região. Considerando poços com águas que tenham diferentes composições químicas, é razoável esperar diferentes respostas na produção, inclusive ao se pressupor águas com um mesmo nível de salinidade. Com base nessa hipótese, Santos (2009) conduziu um trabalho na cidade de Ibimirim (Pernambuco) no qual avaliou águas de cinco diferentes poços. As águas tiveram a CE ajustada para um mesmo nível de salinidade (2,2 dS m^{-1}), suprimindo assim o efeito osmótico oriundo de suas diferentes concentrações. As águas salobras dos cinco diferentes poços não produziram efeitos significativamente diferentes entre si, contrariando a hipótese. Entretanto, para o autor, é provável que não se encontre a mesma resposta ao se trabalhar com águas salobras iso-osmóticas em maiores níveis de salinidade.

Diferentemente do efeito osmótico, que pode ser rapidamente sentido pelas plantas (horas, minutos), os efeitos específicos da salinidade (distúrbios nutricionais e toxicidade) podem demorar a se evidenciar (dias, semanas). Ao se elevar a salinidade da água usada na solução nutritiva, tende-se a reduzir o crescimento e o rendimento comercial das culturas; por outro lado, a qualidade do produto comercial pode não necessariamente ser prejudicada. De fato, em muitos casos, o aumento da salinidade pode melhorar a qualidade. Silber & Bar-Tal (2008), Adams (2004) e Sonneveld (2004) fizeram uma ampla revisão sobre a interação da salinidade com a nutrição e a qualidade dos produtos em hidroponia, apresentando aspectos negativos e positivos.

Quando a qualidade da água é comprometida pela presença excessiva de certos íons (como os nutrientes Cl e B e os não essenciais Na e HCO_3), os efeitos da salinidade sobre as plantas podem ser ainda mais drásticos. Esses íons, além de provocar o efeito osmótico e produzir desequilíbrios nas relações ótimas de nutrientes, podem levar à toxicidade específica, outro agravante do efeito negativo da salinidade sobre a qualidade dos produtos.

O desequilíbrio nutricional provocado por águas salobras ocorre quando as relações entre as concentrações dos nutrientes na solução são modificadas, o que pode levar à maior absorção e/ou posterior maior translocação de um nutriente, em detrimento de outro(s), provocando desordens fisiológicas que muitas vezes comprometem irreversivelmente o rendimento da cultura. Em hidroponia são comuns os relatos de podridão apical em hortaliças frutíferas e também de queima dos bordos foliares (tip burn) em hortaliças folhosas, ambos os problemas relacionados à deficiência de Ca nos tecidos.

Benoit & Ceustermans (1989) citado por Koefender (1996) afirmaram que não é fácil estabelecer uma relação

segura entre a concentração de nutrientes estimada pela CE da solução e a produtividade de plantas tenras. Se a CE for alta, consegue-se obter plantas bem desenvolvidas mais quebradiças; se a CE for baixa as plantas desenvolvem-se bem, ficando mais macias, porém aparece queima dos bordos.

Trabalhando com CE variando de 1,5 a 3,5 dS m^{-1}, Burrage & Varley (1980) encontraram grande uniformidade em plantas de alface, sendo que as queimas nos bordos foliares diminuíram com o aumento da salinidade. Huett (1994) atribuiu à constante diminuição da salinidade a redução da severidade desse tipo de sintoma, demonstrando que diminuindo a relação K:Ca na solução nutritiva diminui-se a gravidade da queima. Cresswell (1991) e Huett (1994) provaram que o aumento do acúmulo de cálcio nas folhas leva à diminuição da queima dos bordos.

As folhas mais novas, que contêm as menores concentrações de cálcio, são as mais suscetíveis à queima dos bordos (Thibodeau & Minotti, 1969), pois o cálcio é pouco móvel na planta e sua redistribuição das folhas e tecidos mais velhos para as folhas novas é muito limitada. Segundo Cresswell (1991), baseado na presença consistente de sintomas em folhas jovens de alface, a concentração marginal de cálcio varia de 2,6 a 3,8 g kg^{-1}.

A falta de Ca pode estar relacionada com o ritmo de crescimento e a umidade do ar, dois fatores muito influenciados em ambiente protegido (Sonneveld, 2004). Esse é um ponto importante porque a hidroponia é normalmente conduzida nessa condição. A alta umidade do ar pode induzir à falta de Ca nas folhas (tip burn) por reduzir a absorção de água e, portanto, de Ca; já a baixa umidade pode ter o mesmo efeito em frutos (podridão apical), sendo esperados maiores prejuízos em condições mais salinas.

Adams (1991) relata maior preferência de provadores independentes para tomates cultivados com NaCl, em comparação com aqueles produzidos com aporte extra de macronutrientes, sendo que essa preferência foi detectada para a salinidade de 8 dS m^{-1} e se intensificou em 12 dS m^{-1}.

Outro resultado interessante foi apresentado no já citado trabalho de Tesi et al. (2003) com alface: os autores observaram maior rendimento em plantas submetidas à salinidade e à aeração da solução nutritiva, mas também maior incidência de 'tip burn' nessas plantas, em relação as não aeradas; esse resultado foi atribuído ao fato de que, sob salinidade, o crescimento da alface diminui e assim o suprimento de cálcio nas folhas jovens pode tornar-se adequado à taxa de crescimento e, paradoxalmente, ser prevenido esse distúrbio fisiológico. Esses resultados contrariam a hipótese de que quanto maior a salinidade, maior a ocorrência de 'tip burn', sendo concordantes com os reportados por Feigin et al. (1991) em aeroponia.

Soares (2007) reportou algo semelhante ao conduzir um experimento com alface (Piracicaba - SP) em hidroponia NFT. Segundo o autor, no dia da colheita, em algumas plantas isoladas, e pertencentes aos tratamentos menos salinos na hidroponia, foram observados sintomas iniciais de 'tip burn' (10). Esses sintomas foram caracterizados como pontuações necróticas presentes nas bordas das folhas mais novas. Quatro dias após a colheita (29 DAT), os sintomas observados nas plantas remanescentes foram evoluídos para a coalescência dos pontos necróticos, levando à queimadura do tecido foliar das bordas das primeiras folhas sintomáticas. As folhas mais novas apresentavam-se necróticas em quase todo o limbo (10). Para os níveis mais salinos não foram detectados quaisquer tipos de sintomas. Isso pode ser explicado pelas maiores taxas de crescimento e de esgotamento da solução de cultivo pelas plantas submetidas aos menores níveis de salinidade, com consequentes desequilíbrios nutricionais, levando à deficiência de cálcio.

Outro aspecto interessante da salinidade em cultivos hidropônicos diz respeito à segurança alimentar. A partir de amostras coletadas na Coréia, Chung et al. (2005) avaliaram a relação existente entre a salinidade do solo em ambiente protegido e o acúmulo de nitrato em alface. Os autores partiram da premissa que, sob ambiente protegido, onde não se tem lixiviação do excesso de sais fertilizantes, deve haver ajuste osmótico pelas plantas para facilitar a absorção de água. Em função da menor intensidade luminosa nesse tipo de ambiente, tem-se menor acumulação de fotoassimilados nas plantas, o que se compensa pela acumulação de nitrato. Em seu trabalho, Chung et al. (2005) demonstraram haver uma função osmótica regulatória do nitrato, em substituição aos compostos orgânicos, no desenvolvimento da alface onde a intensidade de luz e o potencial da água no solo são baixos. Esses resultados são importantes para estudos envolvendo salinidade e segurança alimentar, pois, o excesso de nitrato na dieta provoca riscos à saúde, considerando-se aceitável (Chung et al., 2005) um consumo diário máximo de 3,65 mg kg^{-1} de peso corpóreo.

O controle dos níveis de nitrato é importante para a hidroponia, pois uma propaganda negativa feita a esse tipo de cultivo se estabeleceu no suposto fato de que produtos hidropônicos contêm maiores teores de nitrato. Essa relação, posteriormente, não foi comprovada, mas com o marketing negativo à atividade restou a apreensão dos consumidores



Fonte: Soares (2007)

Figura 10. Planta não submetida à salinidade exibindo sintomas de tip burn nas folhas mais novas aos 29 dias após o transplantio

desatualizados. No Brasil, a alta radiação solar não favorece a acumulação de nitrato em níveis intoleráveis (Luz et al., 2008), um ponto favorável sobretudo para a região do semiárido. Considerando, porém, o possível papel osmorregulador do nitrato para as plantas, é importante que a pesquisa elucide a influência de águas salobras no acúmulo dessa substância.

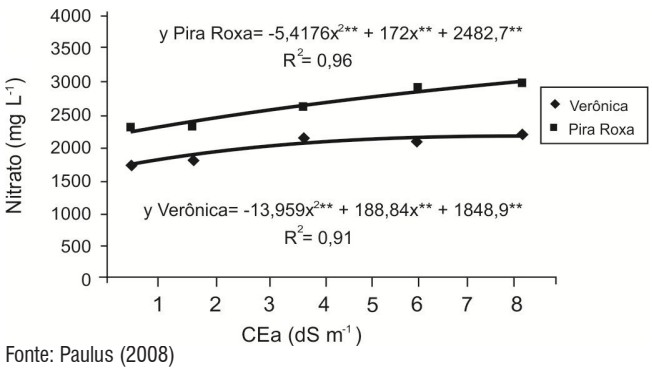
O limite máximo permitido para teores de nitrato na massa fresca de alimentos pela comunidade européia varia de 1500 a 4500 mg kg^{-1}, dependendo da época do ano (McCall & Willumsen, 1998). No Brasil, em Londrina, PR, Filgueiras et al. (2002) registraram aumento linear dos teores de nitrato à medida que a concentração da solução nutritiva aumentou. Já nas condições de Piracicaba, SP, Paulus (2008) observou aumento nos teores de nitrato na seiva de duas cultivares de alface em resposta ao aumento da salinidade da água (Figura 11).

Deficiências nutricionais podem ocorrer por mudanças no pH e por precipitação química. Nesse sentido, a análise da água quanto ao pH e aos teores de sulfatos, carbonatos, bicarbonatos e íons Ca e Mg é fundamental.

O pH é uma medida importante por estar intimamente relacionada com a concentração de outras substâncias presentes na água. Uma água que tenha pH acima de 8,3 contém altas concentrações de Na, carbonatos e bicarbonatos (Paterniani & Pinto, 2001).

A faixa ideal de pH nos cultivos hidropônicos normalmente é de 5 a 6. Conforme Furlani et al. (1999), variações na faixa de 4,5 a 7,5 são toleradas, sem problemas ao crescimento das plantas. No entanto, valores abaixo de 4 prejudicam a integridade da membrana celular. Quando o pH supera 6,5, deve-se ter cuidado com possíveis sintomas de deficiência de Fe, P, B e Mn. As variações no pH são reflexo da absorção diferenciada de cátions e ânions. Para esses mesmos autores, é mais conveniente manter a solução nutritiva equilibrada em cátions e ânions para atender a demanda da planta, que tentar manter o pH numa faixa estreita de valores mediante ácidos (sulfúrico, fosfórico, nítrico ou clorídrico) ou bases (hidróxido de sódio, de potássio ou de amônio) para diminuir ou aumentar o pH do meio.

Águas subterrâneas em estratos calcários e de rocha dolomítica podem conter altos níveis de carbonato de cálcio e



Fonte: Paulus (2008)
(ns), (*), (**) representam não significativo, significativo a 0,05 e a 0,01 de probabilidade, respectivamente.

Figura 11. Teor de nitrato na seiva de alface 'Verônica' e 'Pira Roxa' conduzida em sistema hidropônico, em função da salinidade da água

de magnésio. Águas duras normalmente têm níveis aceitáveis de sais de cálcio e magnésio para produção hidropônica, pois ambos os elementos são essenciais para o preparo da solução nutritiva. A maioria das águas duras contem o Ca e o Mg como carbonatos ou sulfatos. Ainda que o enxofre seja um nutriente, o carbonato não o é; não obstante, em baixas concentrações, o bicarbonato não é prejudicial às plantas (Resh, 1992).

Segundo Schwarz (1995), a toxicidade por bicarbonato ainda não tinha sido observada em cultivos sem solo. Mas, Bie et al. (2004) chamam a atenção para o fato de que íons como bicarbonato e o sulfato podem ser tóxicos quando em altas concentrações, em função do efeito seu específico.

Uma solução nutritiva preparada com água contendo bicarbonato provavelmente terá pH elevado e, quando isso ocorre, pode inativar quelatos de ferro e também precipitar parte dos íons de Ca e Mg, aparecendo carbonatos e sulfatos menos solúveis, que, além de não serem absorvidos pelas plantas, podem obstruir o sistema de irrigação (Rodrigues, 2002).

Segundo Silber & Bar-Tal (2008), além dos problemas com precipitados de carbonatos e sulfatos, águas salobras podem precipitar ortofosfatos. Em pH maior que 7,2, a proporção de HPO_4^- diminui em relação a de HPO_4^{-2}, que é um íon menos disponível para as plantas. Assim, valores altos de pH podem induzir deficiência de P, mesmo quando há um adequado aporte de P total na solução. Os mesmos autores lembram também que, nas condições de pH elevado, os micronutrientes são menos disponíveis devido às reações de precipitação.

Santos (2009), trabalhando com águas salobras no semiárido (Ibimirim, PE), reportou sintomas de deficiência nutricional em plantas de alface cultivadas com águas salobras no sistema NFT, atribuindo-os às precipitações por bicarbonato. Esse autor relatou também a dificuldade para manter o pH na faixa ideal. Para neutralizar o bicarbonato foi utilizado ácido nítrico. Na Figura 12 são mostradas imagens de precipitação química registradas pelo autor.

Apesar desses efeitos prejudiciais das águas salobras ricas em carbonatos e bicarbonatos, é aconselhável tirar vantagem da capacidade tampão sobre o pH, mantendo-se o nível da relação carbonato/bicarbonato em um valor entre 30 e 50 ppm, faixa suficiente para prevenir flutuações bruscas no pH (Rodrigues, 2002).

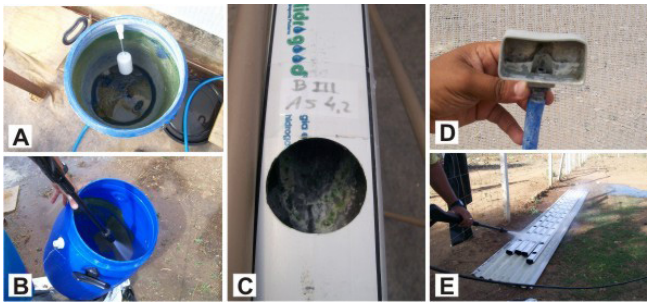


Figura 12. Deposição de sais no reservatório (A); limpeza do reservatório (B); depósito de precipitados na calha e no tampão de saída (C e D); limpeza das calhas (E)

Silber & Bar-Tal (2008) acrescentam que, para concentrações de bicarbonato maiores que de 2 a 3 mM, não é possível usar somente o ácido ortofosfórico (H_3PO_4) para ajustar o pH para de 5 a 5,5 sem acrescentar quantidades excessivas de fosfato na solução. Exemplificam os autores que, se a água contiver mais que 3 mM de bicarbonato, cerca de 2 a 2,5 mmol de H_3PO_4 deveriam ser adicionados por litro de solução, com o intuito de neutralizar tanto bicarbonato quanto necessário para alcançar o pH ideal. Porém, a concentração de H_2PO_4 na solução nutritiva normalmente não deveria exceder valores acima de 1 mM. O uso de ácido nítrico não se limita por tal consideração, pois a concentração de NO_3 almejada na solução nutritiva é normalmente maior que 10 mM e a concentração de bicarbonato jamais atinge esse nível.

Soares (2007), trabalhando com hidroponia em vasos com sílica, avaliou as respostas da alface 'Hortência' à salinidade provocada por NaCl e por uma mistura de $CaCl_2$ e KCl. Como estabeleceram-se níveis iguais de Cl para ambas as fontes de salinidade, trabalhou-se sob a hipótese de obter melhor rendimento com a mistura de fertilizantes, por conter dois nutrientes (Ca e K). Entretanto, não foram observadas diferenças significativas entre as fontes de salinidade.

Esse resultado está de acordo com a discussão apresentada por Sonneveld (2004), que, tratando da salinidade em cultivos sem solo, informa ser o efeito osmótico da salinidade predominante sobre o efeito de íons específicos. Sonneveld & Ende (1975) obtiveram produções semelhantes no cultivo do tomateiro ao acrescentarem $NaNO_3$, NaCl e Na_2SO_4 em idênticas concentrações iônicas à solução nutritiva. Nesse caso, foi contrastado o efeito dos ânions Cl^-, NO_3^- e SO_4^-, como acompanhantes do cátion Na^+. Em trabalho posterior e com a mesma cultura, Kafkafi (1984) demonstrou resultado semelhante.

Por outro lado, trabalhando com alface do tipo romana, na Grécia, Tas et al. (2005) observaram redução no crescimento da parte aérea das plantas quando aumentaram a salinidade da solução nutritiva (2,2 dS m^{-1}) mediante aplicação de NaCl (3,2 e 5,0 dS m^{-1}), não reportando efeitos significativos quando aplicaram $CaCl_2$ visando níveis iso-osmóticos de salinidade (3,1 e 4,7 dS m^{-1}). Em relação ao seu controle (2,2 dS m^{-1}), os autores obtiveram 76 e 62 % de rendimento para os níveis crescentes de NaCl, e 93 % de rendimento para ambos os níveis de $CaCl_2$. Nesse sentido, concluíram que, para a alface romana, a resposta à salinidade depende principalmente da fonte de sais, mais do que do nível de potencial osmótico na solução.

Os resultados de Soares (2007) diferem dos apresentados por Tas et al. (2005) para a alface. Também diferem dos resultados de Bie et al. (2004), conduzidos na Ásia com duas cultivares de alface lisa. Esses últimos autores, apesar de não trabalharem com soluções iso-osmóticas, encontraram grandes diferenças no rendimento da alface quando submetida aos efeitos de Na_2SO_4 e $NaHCO_3$. E justamente o mais surpreendente no trabalho de Bie et al.(2004) é o fato de terem investigado Na_2SO_4 adicionado à solução nutritiva (0; 20; 40 e 60 mM) com maiores valores de CEsol (1,9; 5,7; 9,3 e 12,6 dS m^{-1}), em contraste às concentrações de $NaHCO_3$ aplicado à solução (0; 2,5; 5,0 e 7,5 mM) com menores valores de CEsol (1,9; 2,1; 2,3; 2,5 dS m^{-1}), sendo o efeito do $NaHCO_3$ mais acentuado sobre a redução da produtividade. Segundo os autores, o maior dano da salinidade por $NaHCO_3$ provavelmente não foi causado pelo excesso de acúmulo de Na^+, já que as plantas apresentaram maiores concentrações no experimento com Na_2SO_4. Os autores concluem pelo efeito específico do íon bicarbonato.

Os resultados de Bie et al. (2004) parecem realmente comprovar uma exceção à predominância do efeito osmótico sobre os atribuíveis aos íons tóxicos. Tanto que Sonneveld (2004) informa que na 'Research Station for Floriculture and Glasshouse Vegetables', nos Países Baixos, os efeitos dos íons específicos na horticultura protegida têm sido determinados baseando-se em condições de igual concentração de íons na fertirrigação, sendo mostrada uma importante resposta, principalmente devido ao efeito osmótico, havendo relevante redução na produção somente com a adição de bicarbonato.

Considerando a predominância de águas cloretadas sódicas no semiárido, torna-se imprescindível dirimir a discrepância de resultados relatados com o de Tas et al. (2005). Não obstante, outros tipos de águas disponíveis da região deveriam ser investigados sob as mesmas condições de cultivo e com iguais potenciais osmóticos. A evolução dessa linha de pesquisa poderia permitir gerar recomendações mais generalistas para o emprego direto de diferentes tipos de águas salobras em hidroponia, utilizando-se ou não o abatimento dos íons essenciais que as constituem, e verificando as melhores alternativas de tratamento.

Como forma de empregar as cultivares de interesse em condições de salinidade, pode-se combinar a aplicação de corretivos químicos visando mitigar os efeitos de íons específicos, sobretudo do Cl^- e do Na^+. Esse tipo de controle foi postulado (Kafkafi, 1984; Ravikovitch & Yoles, 1971), e um dos fatos que suporta a hipótese é o antagonismo entre íons (K^+ e Na^+; Ca^{+2} e Na^+; NO_3^- e Cl^-). Para tanto, o incremento do efeito osmótico deve ser compensado pelo benefício dessa mitigação. Conforme Feigin et al. (1991), as diferenças nas respostas envolvendo a aplicação de corretivos, respostas positivas e negativas, parecem ser atribuídas às distintas combinações de salinidade e manejo nutricional. Nesse sentido, torna-se importante averiguar o efeito corretivo em cada situação.

Achilea (2003), cultivando alface 'Salinas' em sistema de aeroponia com solução nutritiva salinizada à 6 dS m^{-1} (34 e 9 mM de NaCl e $CaCl_2$, respectivamente), demonstrou que a aplicação de nitrato de potássio aos níveis de 1 e 5 mM resultou em produções de massa de matéria fresca equivalentes a 113 e 127%, em relação às plantas não tratadas com esse fertilizante. Apesar de não demonstrado pelo autor, a produtividade equivalente às plantas não salinizadas (CEsol = 1,8 dS m^{-1}), pode ser estimada em cerca de 90% quando se aplicou 5 mM de nitrato de potássio.

Apesar do grande número de estudos que demonstram que a salinidade reduz a absorção e a acumulação de

nutrientes ou afeta sua partição dentro da planta, pouca evidência existe de que a adição de nutrientes em níveis acima do que é considerado ótimo em condições não-salinas melhore a produtividade das culturas (Grattan & Grieve, 1999).

Considerações Finais

Inúmeras fatores têm limitado a viabilidade técnica e econômica do uso de águas salobras em hidroponia visando uma alternativa de agricultura intensiva para o semiárido, quais sejam:

a) A baixa escolaridade na região, em contrapartida ao nível tecnológico necessário em cultivos hidropônicos. De fato, a produção hidropônica por si só já pressupõe uma série de conhecimentos, que nem sempre estão sistematizados pelo agricultor típico do semiárido. O número de equipamentos incorporados à lida diária (condutivímetro, pHmetro, termômetro, temporizador, etc.), incluindo sua necessidade de leitura e interpretação, ajustes e calibração, é visto como um impedimento ao uso da hidroponia. Além disso, o insumo águas salobras pode tornar a produção ainda mais vulnerável e suscetível ao fracasso, mesmo para produtores experientes em cultivos hidropônicos;

b) A baixa renda dos agricultores, incompatível com os altos investimentos característicos de cultivos hidropônicos. É sabido que no semiárido os agricultores têm renda baixa, resultado do baixo faturamento com a agricultura convencional e das limitações de acesso ao crédito. Em contrapartida, a hidroponia exige considerável investimento. Essa restrição pode ser superada ao se implantar e ampliar a unidade de produção de maneira escalonada. Além disso, a hidroponia pode ser conduzida à céu aberto ou com ambiente protegido não tão hermético e oneroso quanto as casas-de-vegetação empregadas no eixo Sul-Sudeste.

c) A distância de grandes centros consumidores, incongruente com a instalação hidropônica em comunidades difusas e com a produção de hortaliças folhosas facilmente perecíveis. Essa consideração deve ser tratada sob dois aspectos: a finalidade da produção, se para abastecimento externo ou se para consumo próprio, sendo que nesse último caso, deixa-se de ter a restrição; as espécies cultivadas, podendo-se optar por implantar nessas comunidades culturas menos perecíveis.

d) A dependência da energia elétrica dos sistemas hidropônicos, frente ao fornecimento irregular na região. Apesar de ser uma restrição importante, é preciso considerar que há grande diversidade de dependência dos tipos de sistema hidropônico: enquanto para a hidroponia NFT, torna-se maior o prejuízo pela falta de energia, para a hidroponia em substrato, que retém a umidade por mais tempo na zona radicular, esse prejuízo torna-se menor. Trabalhando no sistema NFT pesquisadores da UFRPE testemunharam o comprometimento do cultivo da rúcula no semiárido em virtude da falta de energia elétrica. Alternativamente, têm-se outras opções, como a hidroponia no sistema pavio, onde a irrigação se processa mediante os princípios da capilaridade e dos vasos comunicantes aplicados em substratos. Pesquisas da UFRB deverão ser conduzidas nesse tipo de sistema, visando avaliar a resposta das plantas à salinidade.

e)As condições climáticas adversas. As altas temperaturas características do semiárido são apontadas como limitantes aos cultivos hidropônicos na região, pois os meios para amenizá-las muitas vezes são onerosos e proibitivos. Entretanto, deve-se atentar para o fato de que essa consideração muitas vezes pressupõe uma associação da hidroponia com ambiente protegido. Reconhece-se que essa associação é vantajosa, mas ela não é compulsória, sendo exemplificado, na literatura especializada, cultivos hidropônicos à céu aberto (Hochmuth & Hochmuth, 2007). Outro equívoco é considerar que o tipo de ambiente protegido para hidroponia é a "estufa plástica". Mesmo em outras regiões do País, estruturas simplificadas, muitas vezes sem uso de laterais, ou com teto telado ao invés de coberto com filme plástico, são estudadas e empregadas. Visando oferecer uma casa-de-vegetação de baixo custo, adaptada à condição tropical, Leal et al. (2006) apresentam a descrição de uma com 280 m^2, orçada em R$ 2.525,40.

Críticas como essas precisam ser elencadas e submetidas à apreciação geral dos pesquisadores e potenciais agricultores. A troca de informações, sobretudo partindo da experiência em experimentos de caráter extensivo, é fundamental para avaliar a viabilidade dessas críticas, buscando-se soluções e novos objetos de estudo, como: a viabilidade da hidroponia à céu aberto; sistemas hidropônicos passivos (sem gasto de energia elétrica) ou circulantes, mas sem gasto de energia elétrica; seleção de culturas/cultivares menos perecíveis e adaptadas à condição climática local.

Como o objetivo principal dessas pesquisas recentes é apresentar uma nova alternativa para aproveitamento de águas salobras, a comparação com a agricultura convencional torna-se inevitável. Mas, a comparação direta entre os sistemas hidropônico e convencional (baseado no solo) não se pode processar sem um parâmetro comum de salinidade. A definição desse parâmetro deveria ser elucidada e acordada por um grupo de especialistas.

O foco principal de Soares (2007) foi demonstrar que na hidroponia NFT a tolerância à salinidade é maior que no cultivo convencional. Para isso, o autor cultivou alface crespa 'Verônica' tanto em NFT quanto em vasos. Para a produtividade comercial, baseada na massa de matéria fresca da parte aérea, a salinidade limiar em hidroponia tipo NFT foi de 4,03 dS m^{-1}, com base na salinidade da solução nutritiva. Sob as mesmas condições, a salinidade limiar para a alface em solo foi de 2,51 dS m^{-1}, mas com base no extrato de saturação do solo. Concluiu-se que a tolerância da alface à salinidade foi maior em cultivo hidropônico tipo NFT do que em Latossolo Vermelho Amarelo em vaso e sob mulch. Entretanto, parece equivocado comparar a tolerância mediante esses dados, pois não trazem uma base comum de comparação. Apesar de ser correto avaliar a resposta em hidroponia a partir da salinidade medida na solução nutritiva, pois ela representa

a salinidade na zona radicular, para o cultivo em solo, a despeito da salinidade no extrato de saturação ser o método padrão, não parece correto utilizá-lo, pois não representa a salinidade a salinidade na zona radicular.

Outra autocrítica do autor relaciona-se ao fato de que, em outro experimento conduzido na mesma unidade de pesquisa, obteve-se uma salinidade limiar de 2,69 dS m^{-1} para a mesma cultivar em hidroponia NFT. A despeito das variações climáticas e melhorias no sistema de produção que podem ter interferido nesse valor, trata-se de uma diferença considerável, o que merece a repetição dos experimentos. Outro ponto questionável é que, segundo alguns críticos, o sistema de produção, seja hidropônico ou convencional, apesar de poder influenciar no rendimento das culturas, não pode interferir em uma característica intrínseca, e que tem apenas um ótimo, como a tolerância à salinidade, sendo um equívoco falar em maior tolerância à salinidade em hidroponia.

Outro ponto a se debater são as estruturas de pesquisa, que deveriam ter o mesmo design das instalações comerciais, sem detrimento dos requisitos estatísticos. Nesse sentido, uma abordagem crítica da influência de componentes do sistema de produção sobre a resposta das plantas em condições salinas deve ser conduzida. Adicionalmente, as principais vantagens e limitações técnicas das mudanças estruturais impostas pelo rigor científico precisam ser discutidas (Soares et al., 2009). Se por um lado espera-se melhor resposta das plantas aos sais em hidroponia do que no solo, por outro espera-se diferenças nas respostas entre os diferentes tipos de sistemas hidropônicos.

A grande maioria das espécies cultivadas em hidroponia são glicófitas e, portanto, mais sensíveis à salinidade. Em função disso, a maioria dos estudos com águas salobras em hidroponia é com tais espécies. Isso se torna aceitável já que essas culturas são as que proporcionam melhor rendimento financeiro e conseguem boas relações benefício/custo frente ao investimento necessário ao empreendimento hidropônico. Por outro lado, a hidroponia pode ser bastante flexível, e essa característica pode ser adequada à produção de culturas menos tradicionais.

Por se tratar da hortaliça folhosa mais importante para os brasileiros, sendo também a mais cultivada em hidroponia no Brasil, a alface tem se tornado a principal cultura nos estudos envolvendo o uso de águas salobras em hidroponia, o que poderá repercutir na sobreposição de resultados. Nesse sentido, também visando aumentar a eficiência dos esforços científicos e dos recursos financeiros captados, é importante a proposição de estudos multi institucionais, com o planejamento de ações isoladas e coletivas e a repartição de linhas de pesquisa.

Um dos problemas históricos dos cultivos protegidos (incluindo a hidroponia) no Brasil foi que a pesquisa científica não acompanhou a expansão desse tipo de agricultura, o que resultou no abandono de áreas e descrédito na tecnologia. Sistemas hidropônicos são naturalmente atraentes aos agricultores, tendo a capacidade de chamar a atenção mesmo de pessoas não ligadas ao trabalho rural; entretanto, a simples empolgação não garante sucesso nesse tipo de cultivo, que exige qualificação e capacitação. O uso de águas salobras tende a complicar o manejo da hidroponia, pois os íons incorporados podem causar perdas produtivas pelo efeito osmótico, por toxicidade e por desequilíbrios nutricionais. Trabalhos envolvendo águas salobras podem ter resultados bastante discrepantes, daí a necessidade de pesquisas conduzidas com as águas salobras disponíveis e os tipos comerciais de estrutura de produção. Nesse sentido, a identificação das causas dessas discrepâncias e a ordenação criteriosa dos resultados de pesquisa, compendiando-os em informações técnicas acessíveis aos agricultores, poderão garantir confiabilidade ao uso das águas salobras como novo insumo de produção na hidroponia.

Agradecimentos

Às empresas METALCORTE/EBERLE (Leandra Sartori), HIDROGOOD (Carlos Banho e Carlos Orlandi), TIGRE (Olacir Martins Luciano), HANNA INSTRUMENTS (Marcio Siqueira) e SAKATA (João Totti Felix), pelo fornecimento de equipamentos e pela boa vontade em auxiliar pesquisas; à Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão das bolsas de estudo; aos órgãos de fomento à pesquisa Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pelo financiamento dos projetos; aos Programas de Pós-Graduação da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB). Os autores agradecem também aos Institutos Naionais de Ciência e Tecnologia em Salinidade e em Engenharia da Irrigação.

Literatura Citada

Achilea, O. Salinity-induced stress in greenhouse crops is alleviated by potassium nitrate-enhanced nutrition. Acta Horticulturae, n.609, p.341-347, 2003.

Adams, P. Effects of increasing the salinity of the nutrient solution with major nutrients or sodium chloride on the yield, quality and composition of tomatoes grown in rock-wool. Journal of Horticultural Science, v.66, p.201-207, 1991.

Adams, P. Aspectos de la nutrición mineral en cultivos sin suelo en relación al suelo. In: Gavilán, M. U. (coord.). Tratado de cultivo sin suelo. Madrid: Mundi Prensa, 2004. cap. 3, p.81-111.

Alberoni, R.B. Hidroponia. São Paulo: Nobel, 1998. 102p.

Alvarenga, M. A. R.; Lima, L. A.; Faquin, V. Fertirrigação. In: Alvarenga, M. A. R. (ed.) Tomate: Produção em campo, em casa-de-vegetação e em hidroponia. Lavras: UFLA, 2004. Cap. 6, p. 121-158.

Andrade, E. M.; D'Almeida, D. M. B. A.; Meireles, A. C. M.; Lemos Filho, L. C. A.; Arruda, F. E. R. Evolução da concentração iônica da solução do solo em áreas irrigadas na Chapada do Apodi, Ceará. Revista Ciência Agronômica, v.35, p.9-16, 2004.

Andriolo, J. L.; Luz, G. L.; Witter, M. H.; Godoi, R. S.; Barros, G. T.; Bortolotto, O. C. Growth and yield of lettuce plants under salinity. Horticultura Brasileira, v.23, p.931-934, 2005.

Audry, P.; Suassuna, J. A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão nordestino: Caracterização, variação sazonal, limitações de uso. Recife: CNPq, 1995, 128p.

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p. Estudos FAO. Irrigação e Drenagem, 29 revisado

Benoit, F. Practical guide for simple culture techniques. Sint-Katelijne-Waver: European Vegetable R e D Centre, 1992. 72p.

Bie, Z.; Ito, T.; Shinora, Y. Effects of sodium sulfate and sodium bicarbonate on the growth, gas exchange and mineral composition of lettuce. Scientia Horticulturae, v.99, p.215-224, 2004.

Brasil. Ministério da Integração Nacional. Cartilha do Programa de Desenvolvimento Integrado e Sustentável do Semi-Árido (Conviver). <http://www.integracao.gov.br/programasregionais/publicacoes/ conviver.asp> 10 jun. 2007.

Burrage, S. W.; Varley, M. J. Water relations of lettuce grown in nutrient film culture. Acta Horticulturae, v.98, p.79-86, 1980.

Castellane, P. D.; Araújo, J. A. C. Cultivo sem solo: Hidroponia. 3.ed. Joboticabal: FUNEP, 1995. 43p.

Chung, J.-B.; Jin, S.-J.; Cho, H.-J. Low water potential in saline soils enhances nitrate accumulation of lettuce. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.36, p.1773-1785. 2005.

Costa, A. M. B.; Melo, J. G. E.; Silva, F. M. Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. Águas Subterrâneas, v.20, p.67-82, 2006.

Costa, P. C.; Didone, E. B.; Sesso, T. M.; Cañizares, K. A. L.; Goto, R. Condutividade elétrica da solução nutritiva e produção da alface em hidroponia. Scientia Agricola, v.58, p.595-597, 2001.

Cresswell, G. C. Effect of lowering nutrient solution concentration at night on leaf calcium levels and the incidence of tipburn in lettuce (var Gloria). Journal of Plant Nutrition, v.14, p.913-924, 1991.

Douglas, J. S. Hidroponia, cultura sem terra. 2.ed. São Paulo: Nobel, 1987. 144p.

Drew, M. C.; Guenther, J.; Läuchli, A. The combined effects of salinity and root anoxia on growth and net Na^+ and K^+ accumulation in *Zea mays* grown in solution culture. Annals of Botany, v.61, p.41-53, 1988.

Eloi, W. M.; Duarte, S. N.; Soares, T. M. Níveis de salinidade e manejo da fertirrigação sobre características do tomateiro cultivado em ambiente protegido. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.2, p.83-89, 2007.

Epstein, E.; Bloom, A. Nutrição mineral de plantas: Princípios e perspectivas. 2.ed. Londrina: Editora Planta, 2006. 403p.

Feigin, A.; Pressman, E.; Imas, P.; Miltau, O. Combined effects of KNO_3 and salinity on yield and chemical composition of lettuce and chinese cabbage. Irrigation Science, v.12, p. 223-230. 1991.

Furlani, P. R. Hydroponic vegetable production in Brazil. Acta Horticulturae, n. 481, p.777-778, 1999.

Furlani, P. R.; Silveira, L. C. P.; Bolonhezi, D.; Faquin, V. Cultivo hidropônico de plantas. 1.ed. Campinas: IAC, 1999. 52p. Boletim Técnico, 180

Grattan, S. R.; Grieve, C. M. Salinity-mineral relations in horticultural crops. Scientia Horticulturae, v.78, p.127-157, 1999.

Gomes, P. Como agricultar as terras nordestinas. 3.ed. João Pessoa: 'A União' Editora, 1984. 125p.

Hochmuth, G.; Hochmuth, R. Open-field soilless culture of vegetables. < http://edis.ifas.ufl.edu/HS176>. 13 mar. 2007.

Huett, D. O. Growth, nutrient uptake and tipburn severity of hydroponic lettuce in response to electrical conductivity and K: Ca ratio in solution. Australian Journal of Agricultural Research, v.45, p. 251-267, 1994.

Jones Jr., J. B. A guide for the hydroponics and soilles culture grower. Portland: Timber Press, 1983. 124p.

Kafkafi, U. Plant nutrition under saline conditions. In: Shainberg, I.; Shalvet, J. (ed.) Soil salinity under irrigation: Processes and management. Berlin: Springer, 1984. p.319-338.

Koefender, V. N. Crescimento e absorção de nutrientes pela alface cultivada em fluxo laminar de solução. Pircicaba: ESALQ, 1996. 85p. Dissertação Mestrado

Leal, M. A. A.; Caetano, L. C. S.; Ferreira, J. M. Estufa de baixo custo. 2. ed. Niterói: PESAGRO-RIO, 2006. 30p. Informe Técnico, 33

Libardi, P. L. Dinâmica da água no solo. Piracicaba: EDUSP, 2006. 344 p.

Lopes, J. F. B.; Andrade, E. M.; Chaves, L. C. G. Impacto da irrigação sobre os solos de perímetros irrigados na Bacia do Acaraú, Ceará, Brasil. Engenharia Agrícola, v.28, p.34-43, 2008.

Luz, G. L.; Medeiros, S. L. P.; Manfron, P. A.; Amaral, A. D.; Müller, L.; Torres, M. G.; Mentges, L. A questão do nitrato em alface hidropônica e a saúde humana. Ciência Rural, v.38, p.2388-2394, 2008.

Maas, E. V.; Hoffman, G. J. Crop salt tolerance: current assessment. Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE, v.103, p. 115-134, 1977.

Martinez, H. E. P. O uso do cultivo hidropônico de plantas em pesquisa. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 1997. 47p. Cadernos Didáticos, 1

Mathias, M. NFT in Brazil. Practical hydroponics & greenhouses. Narrabeen, p.33-40, 2008.

McCall, D.; Willumsen, J. Effects of nitrate, ammonium and chloride application on the yield and nitrate content of soil-grown lettuce. Journal of Horticultural Science & Biotechnology. v.73, p.698-703, 1998.

Medeiros, J. F.; Gheyi, H. R. Riscos de salinidade em áreas irrigadas. In: Miranda, J. H.; Pires, R. C. M. (ed.) Irrigação. Piracicaba: FUNEP, 2001. Cap.5, p.255-314. Série Engenharia Agrícola, Irrigação

Medeiros, P. R. F.; Duarte, S. N.; Dias, C.T.S. Tolerância da cultura do pepino a salinidade em ambiente protegido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.13, p.406-410, 2009.

Medina, J. A. Feasibility of water desalination for agriculture. In: Martinez-Beltrán, J.; Koo-Oshima, S. (ed.) Water desalination for agricultural applications. Rome: FAO, 2006. p.37-44. FAO Land and Water Discussion Paper, 5. Disponível em: <http://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/lwdp5_e.pdf>. Accesso em: 08 jan. 2007.

Miranda, J. H.; Gonçalves, A. C.; Carvalho, D. F. Água e solo. In: Miranda, J. H.; Pires, R. C.M. (ed.) Irrigação. Piracicaba: FUNEP, 2001. v. 1, cap.1, p.1-62. Série Engenharia Agrícola, Irrigação

Mizrahi, Y.; Pasternak, D. Effect of salinity on quality of various agricultural crops. Plant and Soil, v.89, p.301-307, 1985.

Oliveira, M. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. In: Gheyi, H. R.; Queiroz, J. E.; Medeiros, J. F. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB, 1997. Cap. 1, p.1-35.

Paterniani, J. E. S.; Pinto, J. M. Qualidade da água. In: Miranda, J. H.; Pires, R. C. M. (ed.) Irrigação. Piracicaba: FUNEP, 2001. v.1, Cap.4, p.195-253. Série Engenharia Agrícola, Irrigação

Paulus, D. Produção, qualidade e parâmetros fisiológicos e bioquímicos de alface sob hidroponia com águas salinas. Piracicaba: ESALQ/USP. 2008. 267p.

Paulus, D.; Dourado Neto, D.; Frizzone, J. A.; Soares, T. M. Produção e indicadores fisiológicos de alface sob hidroponia com água salina. Horticultura Brasileira, v.28, p.29-35, 2010.

Pérez-Alfocea, F.; Balibrea, M. E.; Bolarín, M. C. Increasing salt tolerance in tomato and lettuce by inducing plant adaptation: Haloconditioning. Acta Horticulturae, n.573, p.369-375, 2002.

Ravikovitch, S.; Yoles, D. The influence of phosphorus and nitrogen on millet and clover growing in soil affected by salinity. I. Plant development. Plant and Soil, v.35, p.555–567, 1971.

Rebouças, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (ed.) Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 1999. Cap. 1, p.1-36.

Reichardt, K.; Timm, L. C. Solo, planta e atmosfera: conceitos e aplicações. Barueri: Manole, 2004. 478p.

Resh, H. M. Cultivos hidropônicos: nuevas técnicas de producción. 3.ed. Madrid: Mundi-Prensa, 1992. 369p.

Resh, H. M. Hydroponic food production: a definitive guidebook of soilless food-growing methods. 5. ed. California: Woodbridge Press, 1995. 527p.

Rodrigues, L. R. F. Técnicas de cultivo hidropônico e de controle ambiental no manejo de pragas, doenças e nutrição vegetal em ambiente protegido. Jaboticabal: FUNEP, 2002. 762p.

Sanjuán; M. C. S.; Gavilán, M. U. Métodos de riego y fertirrigación en cultivos sin suelo. In: Gavilán, M. U. (coord.). Tratado de cultivo sin suelo. Madrid: Mundi Prensa, 2004. Cap. 5, p.161-237.

Santos, A. N. Rendimento e avaliação nutricional do cultivo hidropônico de alface em sistema NFT no semiárido brasileiro utilizando águas salobras. Recife: UFRPE, 2009. 133p. Dissertação Mestrado

Santos, A. N.; Soares, T. M.; Silva, E. F. F.; Silva, D. J. R.; Montenegro, A. A. A. Cultivo hidropônico de alface com água salobra subterrânea e rejeito da dessalinização em Ibimirim, PE. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p. 961-969, 2010.

Santos, R. V.; Hernandez, F. F. F. Recuperação de solos afetados por sais. In: Gheyi, H. R.; Queiroz, J. E.; Medeiros, J. F. (ed.) Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB, 1997. Cap. 10, p.319-362.

Santos, S. R.; Pereira, G. M. Comportamento da alface tipo americana sob diferentes tensões da água no solo, em ambiente protegido. Engenharia Agrícola, v.24, p.569-577, 2004.

Schwarz, M. Guide to commercial hydroponics. Jerusalem: Israel Universities Press, 1968. 148p.

Schwarz, M. Soilless culture management. Berlin: Springer Verlag, 1995. 197p. Advanced Series in Agricultural Sciences, 24

Silber, A.; Bar-Tal, A. Nutrition of substrate-grown plants. In: Raviv, M.; Lieth, J. H. (ed.) Soilless culture: Theory and practice. Amsterdam: Elsevier, 2008. Cap. 8, p. 291-339.

Silva, E. F. F. Manejo da fertirrigação e controle da salinidade na cultura do pimentão utilizando extratores de solução do solo. Piracicaba: ESALQ/USP. 2002. 136 p. Tese Doutorado

Silva Júnior, L. G. A.; Gheyi, H. R.; Medeiros, J. F. Composição química de águas do cristalino do nordeste brasileiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.3, p.11-17, 1999.

Soares, T. M. Utilização de águas salobras no cultivo da alface em sistema hidropônico NFT como alternativa agrícola condizente ao semi-árido brasileiro. Piracicaba: ESALQ/USP 2007. 267p. Tese Doutorado

Soares, T. M.; Duarte, S. N.; Silva, E. F. F.; Jorge, C. Combinação de águas doce e salobra para produção de alface hidropônica. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.705-714, 2010.

Soares, T. M.; Duarte, S. N.; Silva, E. F. F.; Melo, R. F.; Jorge, C. A.; Oliveira, A. S. Experimental structure for evaluation of saline water use in lettuce hydroponic production. Irriga, v.14, p.102-114, 2009.

Soares, T. M.; Silva, E. F. F.; Duarte, S. N.; Melo, R. F.; Jorge, C . A.; Bonfim-Silva, E. M. Produção de alface utilizando águas salinas em sistema hidropônico. Irriga, v.12, p.235-248, 2007.

Soares, T. M.; Silva, I. J. O.; Duarte, S. N.; Silva, E. F. F. Destinação de águas residuárias provenientes de dessalinizadores por osmose reversa. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.730-737, 2006.

Sonneveld, C. La nutrición mineral y salinidad en los cultivos sin suelo: su manejo. In: Gavilán, M. U. (coord.). Tratado de cultivo sin suelo. Madrid: Mundi Prensa, 2004. Cap.8, p.305- 367.

Sonneveld, C.; Burg, A. M. M. van der. Sodium chloride salinity in fruit vegetable crops in soilless culture. Journal of Agricultural Science, v.39, p.115-122. 1991.

Sonneveld, C.; Ende, J. van den. The effect of some salts on head weight and tipburn of lettuce and on fruit production and blossom-end rot of tomatoes. Netherlands Journal of Agricultural Science, v.23, p.191-201, 1975.

Staff, H. Hidroponia. Cuiabá: SEBRAE/MT, 1997. 86p.

Steel, E. W. Abastecimento d'água, sistemas de esgotos. Rio de Janeiro: USAID, 1966. 866p.

Taiz, L.; Zeiger, E. Fisiologia vegetal. 3.ed. Porto Alegre: Artmed. 2004. 719p.

Tas, G.; Papadandonakis, N.; Savvas, D. Responses of lettuce (*Lactuca sativa* L. var. longifolia) grown in a closed hydroponic system to NaCl- or $CaCl_2$- salinity. Journal of Applied Botany and Food Quality, v.79, p.136-140, 2005.

Teixeira, T. N. Hidroponia – uma alternativa para pequenas propriedades. Guaiba: Agropecuária. 1996. 86p.

Tesi, R.; Lenzi, A.; Lombardi, P. Effect of salinity and oxygen level on lettuce grown in a floating system. Acta Horticulturae, n.609, p.383-387, 2003.

Tomaz, P. Conservação de água. São Paulo: Parma, 1998. 294p.

Zanella, F.; Lima, A. L. S; Silva Júnior, F. F.; Maciel, S. P. A. Crescimento de alface hidropônica sob diferentes intervalos de irrigação. Ciência e Agrotecnologia, v.32, p.366-370, 2008.

Zoby, J. L. G.; Matos, B. Águas subterrâneas no Brasil e sua inserção na política nacional de recursos hídricos. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 12., 2002, Florianópolis. Florianópolis: ABAS, 2002. CD Rom

Parte IV
Drenagem e recuperação

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

24 Drenagem agrícola no manejo dos solos afetados por sais

Vera L. A. de Lima[1], Maria S. S. de Farias[1] & João C. F. Borges Júnior[2]

[1] Universidade Federal de Campina Grande
[2] Universidade Federal de São João Del-Rei

Introdução

A necessidade do aumento da produção agrícola para atender a demanda por alimentos em harmonia com a manutenção da qualidade ambiental tem levado alguns setores a procurarem meios de produção mais eficientes. Neste contexto inscreve-se a ampliação das áreas irrigadas, sendo que essa ação na perspectiva da sustentabilidade ambiental deve contemplar um manejo eficiente da drenagem agrícola, minimizando os impactos da irrigação nos solos e nos recursos hídricos principalmente, no que diz respeito aos processos de salinização e ou sodificação.

O principal objetivo da drenagem agrícola é possibilitar condições ambientais propícias ao desenvolvimento das plantas, além de preservar propriedades físicas e químicas do solo. Em regiões de clima úmido, a drenagem propicia a retirada do excesso de água no perfil do solo, criando condições de aeração, que permitam o desenvolvimento adequado das culturas, e de execução de operações mecanizadas, como preparo de solo e colheita.

Em regiões irrigadas de clima árido ou semiárido, a drenagem é implantada como vistas à manutenção do lençol freático a profundidades suficientes para controle da concentração de sais na solução do solo em níveis adequados à produção agrícola, além da retirada de lâminas percoladas advindas de excedentes de irrigação ou chuva ou da aplicação de lâminas de lixiviação. Nestas regiões, portanto, verifica-se a expressiva retirada de sais de áreas produtivas ou em recuperação por meio da drenagem.

A drenagem deve ser vista, portanto, integrada a outros processos, como irrigação, de modo a promover um manejo adequado de água e de solo, orientado conforme objetivos diversos, como produção agrícola, saneamento e mitigação de impactos ambientais. Conceitos atuais, como de drenagem controlada, biodrenagem, têm sido consolidados.

Exemplos de insucesso, em Projetos de Irrigação pelo não uso da técnica de drenagem, podem ser citados como os casos ocorridos nas áreas do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), localizadas no Polígono das Secas, onde pelo menos 3.268 ha estão desativados, o que corresponde a 13,7% das superfícies irrigadas em operação nos projetos de irrigação. Em alguns perímetros, a área salinizada atinge porcentuais elevados, como Sumé, PB, com 30,1%, Vaza Barris, BA, com 29,4%, Jucurici, BA, com 23,l% e São Gonçalo,PB, com 22,0% (Barreto et, al. 2004).

Drenagem Agrícola e Salinidade

Embora os solos afetados por sais ocorram extensivamente, sob condições naturais, os problemas de maior importância econômica para a agricultura surgem, quando solos produtivos tornam-se salinizados (salinização secundária), como resultado da irrigação mal operacionalizada, uma vez que um projeto de irrigação envolve elevados custos para o produtor, seja na aquisição de equipamentos e obras de infraestrutura como na operação dos sistemas. Segundo Tanji (1990) e Rhoades et al. (1992), a ameaça de salinização antropogênica e elevação das superfícies freáticas, aliada às recentes descobertas de elementos tóxicos nas águas de drenagem, constituem-se a principal dificuldade para a sustentabilidade da agricultura irrigada.

As culturas, quando produzidas em regiões áridas consumem grandes quantidades de água segundo Smedema & Shiati (2002), enquanto a produção de 1,0 kg de grão em zona temperada consume menos do que 0,5 m^3 de água, nas zonas áridas são necessários de 1,5–2,5 m^3. O elevado consumo de água nesta atividade contribui para elevar a concentração de sais no solo e nas fontes de água.

A acumulação de sais, na rizosfera, prejudica o crescimento e desenvolvimento das culturas, provocando

um decréscimo de produtividade e, em casos mais severos, podendo levar a um colapso da produção agrícola. Isto ocorre em razão da elevação do potencial osmótico da solução do solo, por efeitos tóxicos dos íons específicos e alteração das condições físicas e químicas do solo.

Desta percepção, elucida-se que diante da problemática econômica e ambiental da salinização na agricultura, é essencial a indicação de medidas que apontem soluções concretas para o problema apresentado. Diversos pesquisadores afirmam que um dos meios mais efetivos para controlar o problema da salinidade consiste na lixiviação dos sais e no rebaixamento do lençol freático, o que pode ser viabilizado aplicando-se uma lâmina de irrigação extra e construindo sistemas de drenagem subterrânea, que possibilitem coletar e conduzir a água salina de drenagem para fora da área irrigada.

Sales et al. (2004) analisando o desempenho de um sistema de drenagem subterrânea em área cultivada com a cultura da videira no Ceará, constataram que o sistema de drenagem reduziu os níveis de salinidade do solo, que antes da instalação da drenagem alcançava valores de até 10 ds m^{-1} , para uma faixa de salinidade que não apresenta riscos para a cultura.

A fração da água de irrigação, que percola, normalmente, arrasta consigo sais solúveis, fertilizantes, resíduos de defensivos e de herbicidas, nutrientes e outros produtos químicos de modo que, o efluente da drenagem subterrânea constitui uma fonte de contaminação das águas a jusante do perímetro irrigado Lima (1998).

Frota Júnior et al. (2007) investigando a influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Rio Curu, Ceará, concluíram que as maiores alterações foram registradas quando as águas cruzavam perímetros irrigados e áreas urbanas, expressando a ação antrópica sobre a qualidade das águas superficiais na bacia do Curu, sendo que o íon que apresentou maior incremento na sua concentração foi o sódio.

Os impactos da irrigação na elevação da salinidade das águas dos rios é destacado por Smedema & Shiati (2002) como um problema que ocorre quase sempre nas áreas semiáridas ou áridas e que está diretamente relacionada com a retirada da água, de boa qualidade, do rio para atender a irrigação e o retorno da água de drenagem salina para o rio, ocasionando a degradação da qualidade da água à jusante da área irrigada.

A destinação adequada da água de drenagem inclui a redução dos volumes de água drenada, o uso de bacias de evaporação, o reuso da água de forma direta ou pela mistura com água de boa qualidade para a irrigação e o emprego da biodrenagem. Este sistema consiste em remover, por meio do uso de vegetação, a água perdida por percolação nos sistemas de irrigação. Thiyagarajan & Umadevi (2006) confirmam que o uso da vegetação ou biodrenagem pode ser combinado à drenagem convencional promovendo a disposição dos efluentes com menor custo e de forma ambientalmente adequada.

Na concepção de um projeto de irrigação, quando da etapa de diagnóstico da área, deve ser incluído na avaliação estudos de drenagem, com objetivo de elaborar um projeto considerando as necessidades de implantação da drenagem na área. O plano de monitoramento do sistema deve fazer parte do projeto, só assim é possível fazer uma retroalimentação de ações estratégicas que possam ser implantadas no projeto.

Manter uma produtividade satisfatória das culturas em áreas intensamente irrigadas depende de uma drenagem adequada. Em longo prazo, a sustentabilidade da atividade agrícola sem a drenagem é questionável, em termos de se manter não só a integridade ambiental e o lençol freático baixo mas, também, a própria produtividade das culturas, devido aos riscos acelerados de encharcamento e salinidade na zona radicular efetiva das culturas (Manguerra & Garcia, 1997). Esses riscos podem ser prevenidos por um controle melhor da água, assegurando-se que todo projeto de irrigação tenha uma drenagem adequada (Garcia et al., 1992; Datta et al ., 2000).

Diagnóstico de Problemas de Drenagem

O conhecimento e diagnóstico dos problemas de drenagem agrícola têm como principal finalidade determinar a extensão da área com problemas de drenagem, identificar as causas dos excessos de água, quantificar as entradas e saídas de água, a freqüência e duração das recargas, determinar a profundidade do nível freático e sua relação com a precipitação e os níveis das águas superficiais da área de entorno.

O diagnóstico compreende o estudo básico sobre o solo, precipitação, águas superficiais e subterrâneas, para tanto é necessário o levantamento de dados da área por meio de fotografias aéreas, mapas topográficos e de solos, e dados de clima e de cultivos, de modo a se obter informações técnicas que auxiliem a escolha e dimensionamento de drenagem que funcione com eficiência hidráulica e com elevada uniformidade (Sands, 2015).

O levantamento topográfico deverá fornecer informações sobre a localização de pontos de descarga do sistema de drenagem subterrâneo. A partir desta análise, sendo necessário implantação de um sistema de drenagem deverá ser realizado levantamento com escala adequada à área analisada; curvas de nível adequadas ao relevo / natureza do terreno; delimitação do terreno, demarcando as vias de entorno; referências topográficas e geográficas: edificações, cercas, estradas, caminhos e no mínimo dois pontos de referência com as respectivas cotas, de fácil identificação no campo, para fins de verificação do levantamento topográfico; delimitação das áreas onde ocorre vegetação de maior porte, se houver; detalhamento dos acidentes topográficos e geográficos levantados em campo.

Profundidade do lençol freático

Para um tratamento adequado dos problemas de drenagem é necessário o conhecimento das flutuações

do nível freático no espaço e no tempo. A profundidade do lençol freático pode ser determinada através do uso de poços de observação, piezômetros, sendo o poço de observação o mais utilizado nas pesquisas de drenagem.

A partir dos dados da profundidade do lençol em relação à superfície do terreno são construídos mapas de isoprofundidade, ISÓBATAS (profundidade do lençol) Figura 1A. Este é o mapa mais importante para mostrar áreas com problemas de drenagem subterrânea.

Os mapas de elevação do lençol freático em relação a um plano de referência ou de ISOHYPSAS, Figura 1B fornecem dados de gradiente hidráulico, direção do fluxo, área de recarga ou de descarga e o valor relativo da condutividade hidráulica, além da possibilidade de estimativa de fluxo subterrâneo.

Poços de observação

São poços perfurados com trado manual, revestidos ou não com tubos de 1 a 2 polegadas, perfurados ou recortado de modo a permitir a entrada da água do lençol freático, devendo ser envelopados com tela de material sintético ou em sua ausência com cascalhos. Recomenda-se deixar uma

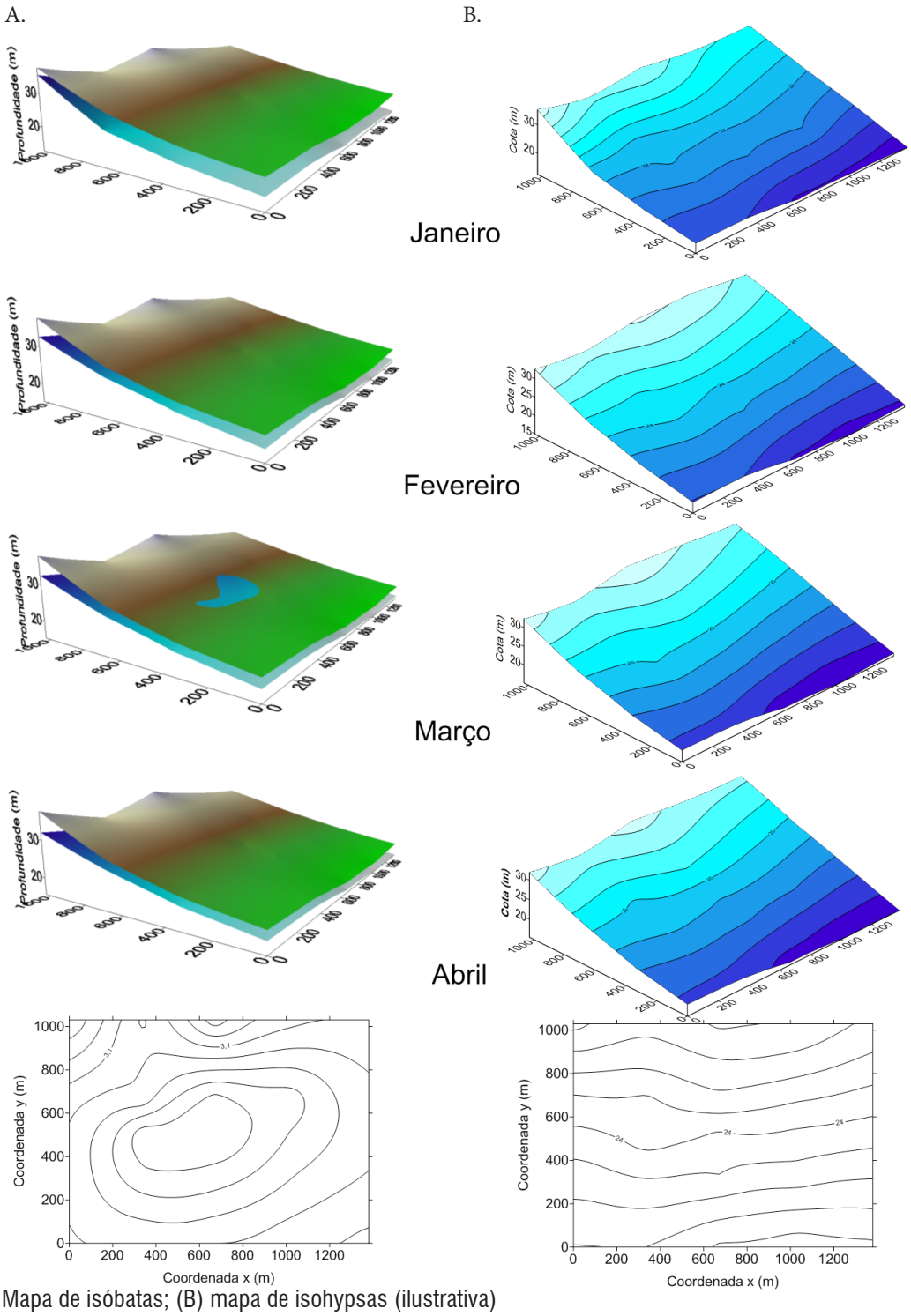


Figura 1. (A) Mapa de isóbatas; (B) mapa de isohypsas (ilustrativa)

sobra no tubo a partir da superfície do terreno de 0,50m e usar um tampão na extremidade superior.

Entretanto, devido à sua simplicidade podem sofrer obstruções e outros efeitos destrutivos que os inutilizam especialmente se o solo for instável. Assim convém tomar certos cuidados a fim de preservar a sua funcionalidade por um tempo prolongado. A Figura 2 mostra o esquema de um poço de observação.

Para se conhecer a situação do lençol freático em uma área são necessárias informações de vários pontos, motivo pelo qual se deve instalar uma rede de poços na área em estudo. Recomenda-se que sejam instalados em locais de fácil acesso em qualquer tempo e sua posição deve ser imediatamente identificada a fim de não prejudicar a coleta sistemática de dados. Recomenda-se a seguinte densidade de pontos de observação em função da área (Tabela 1), segunda Millar (1998).

As medições da profundidade do lençol freático podem ser realizadas com periodicidades semanais, quinzenais ou mensais, dependendo do objetivo do estudo, podendo ser utilizada uma sonda que emita um som ao entrar em contato com a água ou uma sonda elétrica, entre outros.

Os níveis de água de superfície em contato com a água subterrânea não podem ser esquecidos nesse tipo de levantamento. A água de um curso natural é alimentada basicamente pelo lençol freático. Quando isso ocorre continuamente, o curso é perene ou efluente. Quando o nível freático é rebaixado durante certo tempo, o curso passa a ser intermitente ou afluente. A verificação do nível de um curso d'água ou lago que estejam em contato com o lençol freático é de grande utilidade.

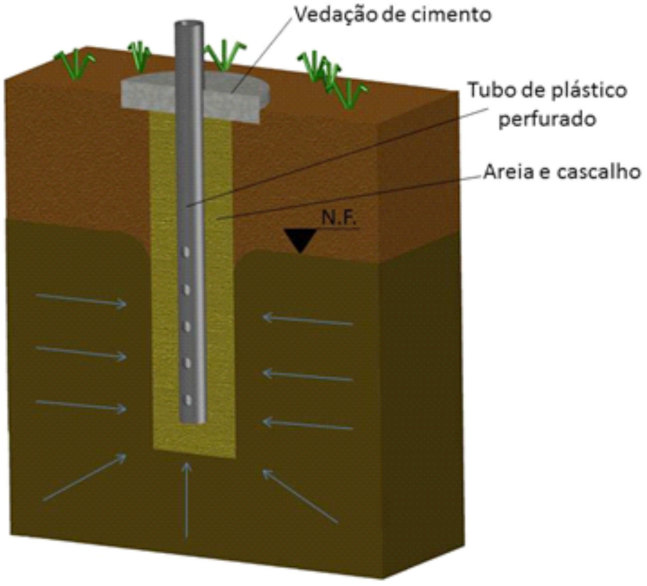


Figura 2. Esquema de um poço de observação

Tabela 1. Número de poços de observação por área

Área (ha)	Número de pontos de observação
100	20
1.000	40
10.000	100
100.000	300

Farias (1999) avaliando a profundidade do lençol freático no Perímetro Irrigado de São Gonçalo-PB, verificou que aproximadamente 80% da área avaliada, encontrava-se com o lençol freático próximo a superfície, indicando a necessidade de implantação de um sistema de drenagem na área.

Com base no diagnóstico, deverão ser identificadas e apresentadas as áreas de solo que necessitam a implantação de sistema de drenagem subterrânea, imediata, ou seja, juntamente com a implantação do projeto de irrigação; áreas que poderão necessitar drenagem subterrânea após o início da irrigação da área e áreas que não necessitarão de drenagem subterrânea, mesmo após a introdução de irrigação.

Condutividade hidráulica do solo

Back et al. (1990) afirmam, que para a aplicação das equações de drenagem, deve-se conhecer a condutividade hidráulica do solo saturado, a macroporosidade, a estratigrafia do perfil, os parâmetros geométricos do sistema, o critério de drenagem e a recarga do lençol freático; entretanto, essas variações podem, também, estar associadas a efeitos de outros parâmetros físicos de solo. A condutividade hidráulica depende da textura, do arranjo das partículas (estrutura), da dispersão das partículas finas e da sua densidade, e da massa sólida.

Entre os parâmetros físicos de solo para fins de drenagem, a condutividade hidráulica do solo saturado K_0, medida no campo, tem a maior importância no dimensionamento e planejamento da drenagem interna, particularmente importante quando se busca a eficácia do domínio hidrológico para uma decisão correta dos critérios de drenagem, em termos de espaçamento entre drenos, uma vez que o valor de K_0 representa a constante de proporcionalidade entre o gradiente hidráulico e o fluxo de um meio poroso.

A determinação de K_0 pode ser feita utilizando-se métodos de laboratório e de campo, em que os de laboratório mais usuais, são: permeâmetro de carga constante e carga variável. Os métodos de campo são mais precisos, tendo em vista o maior volume de solo considerado sem alteração da sua estrutura. No campo, destacam-se os métodos que usam o princípio do fluxo contínuo, como o furo de trado (poço), os de fluxo constante, sendo que o princípio do fluxo contínuo é mais utilizado; os mais aplicados são o do furo de trado (não aconselhado para solos arenosos) e o método de Porchet, também conhecido como método inverso, uma vez que mede a K_0 na ausência do lençol freático (Barreto et.al.2004).

Os métodos de laboratório apresentam o inconveniente de usarem amostras de tamanho reduzido, e, portanto, representativas de pequeno volume de solo. Os métodos de campo são mais precisos, tendo em vista o maior volume de solo considerado sem alteração da sua estrutura.

Não sendo possível medir a condutividade hidráulica, valores de referência podem ser encontrados em livros de drenagem em função do tipo de solo (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de condutividade hidráulica para solos de diferentes texturas

Tipo de solo	Condutividade hidráulica (m dia^{-1})
Textura fina	< 0,036
Textura media	0,036 – 1,560
Textura grossa	1,560 – 3,000
Turfa	3,000 – 6,000

Fonte: Silveira (1992)

No Perímetro irrigado de São Gonçalo-PB (Barreto et.al.2004) constataram grandes variações espaciais, horizontal e vertical, nos valores da condutividade hidráulica do solo saturado em solo aluvial estudado atribuída, em parte, à gênese e à evolução do solo local, devido aos processos de sedimentação aluvial. O autor sugere, um estudo mais detalhado em campo, utilizando-se um método mais abrangente como o da descarga dos drenos, agregando-se a condutividade hidráulica a outros parâmetros físicos de solo, estudados para fins de drenagem.

Porosidade

A Porosidade total (P) é o nome dado à porção do solo não ocupada por sólidos. Essa porção varia de 30 a 60% (0,3 a 0,6). Em geral solos arenosos são menos porosos, embora seus poros sejam maiores. A porosidade total exerce influência sobre a retenção de água no solo, aeração e enraizamento das plantas.

A porosidade tem relação direta com a hidrologia da drenagem, isto é entender o quanto de água pode drenar a partir do perfil do solo, drenagem subterrânea. A quantidade de água drenável no solo depende da quantidade de "espaço drenável de poro" ou "porosidade drenável" do solo.

A porosidade drenável ou macroporosidade (μ), representa a proporção de macroporos responsáveis pela drenagem e aeração do solo. Pizarro (1978) e Beltrán (1986) definem a porosidade drenável como uma fração da porosidade total na qual a água se move livremente, cujo valor equivale ao conteúdo de ar presente no solo na capacidade de campo. Em condições de regime variável a porosidade drenável é utilizada, juntamente com a condutividade hidráulica do solo saturado (Ko), para cálculo do espaçamento entre linhas de dreno. Para ilustrar o conceito de porosidade drenável, tem-se por exemplo que em um solo de μ=10% a drenagem de uma lâmina de água de 25 mm implica em uma redução de 250 mm na altura do lençol freático.

A determinação da porosidade drenável em campos experimentais de drenagem ou em modelos reduzidos de laboratório pode ser feita através de medições simultâneas de descarga de drenos (q) e cargas hidráulicas (h). Os resultados obtidos por este procedimento são mais representativos das condições reais estudadas, por envolver um volume maior de solo nas determinações, o que contribui para a redução da variabilidade espacial dos dados (Queiroz, 1997).

Critérios de Drenagem

Segundo Oosterbaan (1988), os critérios de drenagem devem ser definidos para períodos longos, levando-se em conta a produção da cultura, o solo, o período crítico, e, se possível, obter dados em campos pilotos vizinhos; definir a profundidade do lençol freático mais elevada durante o período crítico; fazer um balanço d'água para estes locais e determinar a taxa de descarga nos drenos, a cada mês, calculando-se também a descarga média no período crítico.

Se o regime de fluxo da água para os drenos é constante, o primeiro critério consiste em adotar uma descarga específica, de forma que o nível freático permaneça estacionário. O segundo critério estabelece que a profundidade mínima do lençol freático no ponto médio entre dois drenos consecutivos. Se a recarga é variável, a adoção de critérios de regime permanente levaria a adoção de sistemas muito densos de custo elevado. Neste caso assevera Beltrán (1986), pode-se armazenar a água no espaço poroso drenável do solo acima do nível de drenagem, para reter parte da água que percola. Sarwar et al. (2000) avaliando parâmetros hidráulicos em projetos de drenagem no Paquistão identificaram como principal causa da baixa eficiência dos sistemas, o estabelecimento de critérios baseados em regime permanente, deixando de considerar as condições hidrológicas de campo que eram de regime variável.

A posição ótima do lençol freático depende da relação entre o nível freático e a produção dos cultivos, a trafegabilidade de máquinas agrícolas e os riscos de salinização dos solos. Nas regiões semiáridas a definição dos critérios de drenagem deve conjugar a manutenção de uma profundidade que permita condições adequadas de aeração na zona radicular dos cultivos, o atendimento à necessidade de lixiviação e minimizar a capilaridade das águas salinas Sarwar et al. (2000).

Evangelista et al (2005) recomendam, para as regiões tropicais, o uso do critério de drenagem SEW_{30} - somatório dos excessos de água no solo acima da profundidade de 30 cm, no balanço de água no solo. Para obtenção do índice SEW_{30}, são realizados o balanço hídrico diário no solo, na região do sistema radicular e o cálculo da posição diária do lençol freático. O balanço de água na zona radicular é realizado considerando-se a fração da precipitação pluvial diária, ou lâmina de irrigação infiltrada que, efetivamente, provoca a recarga do lençol freático, a evapotranspiração real diária e o fluxo ascendente máximo proveniente do lençol freático.

Envoltórios

A operação dos sistemas de drenagem requer o controle do carreamento de partículas do solo pela água para o interior do tubo drenante, considerando que este transporte de solo pode reduzir significativamente a eficiência do sistema de drenagem. Para o controle deste problema

recomenda-se o emprego de envoltório apropriado ao tipo de solo e tubo utilizado (Dierickx & Yuncuoglu, 1982).

Stuyt & Dierickx (2004) enfatizam que o envoltório deve ser usado não apenas para proteger o sistema de drenagem da entrada de partículas de solo, mas também para facilitar a entrada da água nos drenos em razão da maior permeabilidade que esses materiais criam em torno da tubulação.

O envoltório pode ser constituído de material mineral, sintético ou orgânico (Batista et al., 2001). Materiais orgânicos, inclusive resíduos como palhas de arroz, fibras de coco e folhas podem ser usados como envoltórios, muitos desses produtos tem apresentado segundo Stuyt & Dierickx (2004) desempenho hidráulico superior aos materiais utilizados comercialmente.

Almeida (2005) avaliando os envoltórios constituídos por manta bidim OP-20, brita zero e espuma encontrou um desempenho hidráulico satisfatório. Os envoltórios de sisal e raspas de borracha provenientes de sandálias inibiram, visualmente, a entrada de partículas do material poroso para o interior dos tubos Drenoflex, PVC liso e Kananet sendo o envoltório em brita zero superior, seguido do material espuma. O autor salienta que a espuma, produto sintético à base de poliuretano, pode ser utilizada como opção para material envoltório na drenagem, apresentando, inclusive, desempenho hidráulico superior ao envoltório em manta bidim OP-20.

Aplicação de Modelos na Drenagem Agrícola

Um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade, auxiliando no entendimento dos processos que envolvem esta realidade. Os modelos estão sendo cada vez mais utilizados em estudos ambientais, pois ajudam a entender o impacto das mudanças no uso da terra e prever alterações futuras nos ecossistemas.

Modelos computacionais podem ser utilizados para embasar decisões na agricultura. Há décadas, o desenvolvimento de modelos vem sendo incentivado para lidar com a complexidade inerente ao planejamento e manejo de sistemas de irrigação e, ou drenagem, decorrente do grande número de variáveis e processos envolvidos no sistema solo-planta-atmosfera.

No escopo da agricultura irrigada, modelos de simulação são aqueles nos quais são considerados, de forma contínua, os efeitos e interações dos processos que governam os estados do sistema solo-água-planta-atmosfera ou de seus subsistemas (Borges Júnior et al., 2008). Podem computar o fluxo de água e solutos no solo e incluir o termo de ascensão e extração da água, diferindo quanto às aproximações conceituais, grau de complexidade e aplicações em pesquisas e propostas de manejo (Tarjuelo & Juan, 1999). De modo geral, as aplicações empregam dados meteorológicos (séries históricas), solo, culturas, manejo de irrigação, configurações de sistemas de drenagem. Dados financeiros podem também serem requeridos em alguns casos.

Geralmente, modelos mais sofisticados envolvem maior quantidade de processos descritos e, conseqüentemente, maior requerimento de dados de entrada, devendo-se considerar, na escolha do modelo, os objetivos do estudo em questão e recursos disponíveis.

Diversos modelos computacionais têm sido propostos para simular processos em sistemas agrícolas sujeitos à irrigação e, ou drenagem. Entre as aproximações implementadas nesses modelos, cita-se o balanço hídrico na zona radicular e as soluções numéricas da equação de Richards para escoamento combinado em meio saturado e não-saturado, em uma, duas ou três dimensões (Skaggs, 1999). Enquanto na primeira categoria se tenha, comumente, o balanço de sais vinculado ao balanço hídrico na zona radicular, aproximações numéricas da equação de convecção-dispersão (ECD), relativa ao transporte de solutos no solo, são, geralmente, empregadas em modelos baseados na equação de Richards.

Modelagem com base no balanço hídrico e de sais na zona radicular

O balanço hídrico na zona radicular é um dos procedimentos básicos implementados em vários modelos de simulação aplicáveis como ferramentas de decisão em irrigação e drenagem, como o DRAINMOD (Skaggs, 1981), o SISDRENA (Miranda, 1998) e o MCID (Borges Júnior et al., 2008). Juntamente com o monitoramento do teor de água do solo e de dados climáticos, o balanço hídrico, esquematizado na Figura 6, pode ser empregado no manejo da irrigação e no cálculo de suas componentes, como a evapotranspiração real e a percolação profunda.

Vinculado ao balanço hídrico, o balanço de sais tem sido utilizado em modelagem (Prajamwong et al., 1997; Cai et al., 2003; Borges Júnior, 2004) para monitorar tendências na

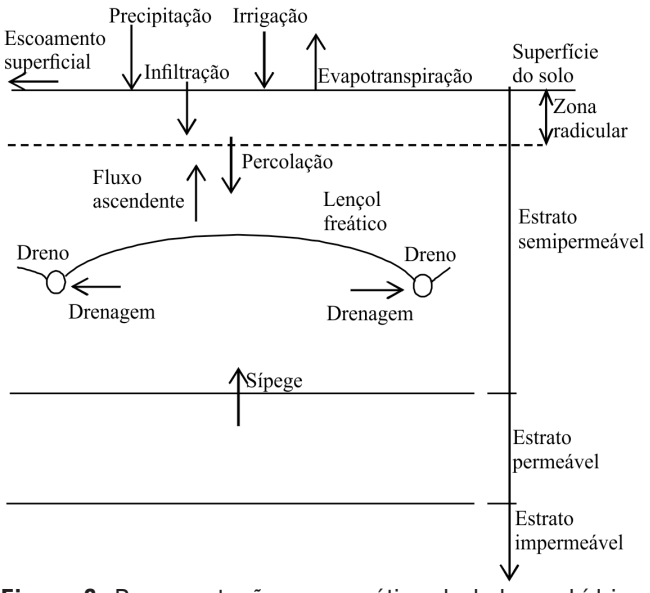


Figura 6. Representação esquemática do balanço hídrico na zona radicular e do movimento de água abaixo da zona radicular, considerando-se a drenagem artificial

variação da salinidade em longos períodos em projetos de irrigação, em larga ou pequena escala, conforme discutido por Or & Wraith (1997).

A aplicação destes modelos ao delineamento de sistemas de drenagem em áreas irrigadas de regiões áridas ou semiáridas requer que a dinâmica de sais na zona radicular seja considerada, o que permitirá inferências acerca do impacto da salinidade, aliada ao déficit hídrico, sobre a produtividade de culturas. Modelos computacionais como o DRAINMOD-S (Kandil et al., 1995; Wahba & Christen, 2006) e o MCID (Ferreira et al., 2006; Borges Júnior et al., 2008) são exemplos.

Sendo o movimento de sais dependente do movimento de água no solo, uma abordagem simples para a dinâmica de sais na zona radicular consiste em vincular o balanço de sais ao balanço hídrico. O balanço de sais na zona radicular para uma área irrigada pode ser expresso pela equação:

$$\begin{aligned} c_{Arm,t}Arm_t &= c_{Arm,t-1}Arm_{t-1} + c_{I,t}I_t + \\ &+ c_{FA,t}FA_t - c_{TR,t}TR_t - c_{PP,t}PP_t \end{aligned} \quad (1)$$

em que:

c_{Arm} - concentração de sais na solução do solo, kg m^{-3};

t - inteiro representando o intervalo de tempo;

Arm - lâmina armazenada na zona radicular, m;

c_I - concentração de sais na água de irrigação, kg m^{-3};

I - lâmina de irrigação, m;

c_{FA} - concentração de sais na água freática, kg m^{-3};

FA - fluxo ascendente oriundo do lençol freático (ascensão capilar), m;

c_{TR} - concentração média de sais na solução absorvida pelas plantas, kg m^{-3};

Tr - transpiração real, m;

c_{PP} - concentração de sais na solução percolada, kg m^{-3}; e,

PP - percolação profunda ou lâmina percolada para abaixo da zona radicular, m.

É usual considerar que a retirada de sais pelas plantas é desprezível, ou seja, que c_{TR} é igual a zero. Porém, esta componente pode ser significativa, já que reflete a absorção de nutrientes, como o potássio, pelo sistema radicular. Vale também notar a capacidade de algumas espécies, por exemplo, as do gênero *Atriplex* (erva sal), com notável capacidade de desenvolvimento em ambientes salinos, bem como de dessalinização de solos.

O balanço hídrico em áreas de lençol freático raso requer a estimativa do fluxo ascendente proveniente do lençol freático (escoamento na região não saturada do perfil do solo), que chega à base da zona radicular. Esta estimativa pode ser baseada na curva característica do solo, evapotranspiração real da cultura e profundidade do lençol freático. Procedimentos numéricos similares aos descritos por Skaggs (1981), Duarte (1997) e Borges Júnior (2004), possibilitam a determinação de valores máximos do fluxo ascendente, para cada profundidade do lençol freático em relação à base da zona radicular. Estes procedimentos são relativos à condição de regime permanente.

A equação para o fluxo ascendente, em qualquer ponto abaixo da zona radicular, pode ser obtida a partir da equação de Darcy-Buckingham, dada por

$$q = -K(h)\frac{dh}{dz} + K(h) \quad (2)$$

em que:

q - fluxo ascendente oriundo do lençol freático, m dia^{-1};

z - coordenada vertical, positiva para baixo, m;

h - carga de pressão, m (somatório das componentes de pressão e matricial do potencial total da água no solo; para meio não saturado, portanto, equivale ao potencial matricial); e

K(h) - condutividade hidráulica do meio não-saturado, m dia^{-1}.

Dividindo-se o perfil do solo em incrementos Δz, a Eq. 2 pode ser escrita na forma de diferenças finitas, como

$$q = -K(h_i)\frac{h_{i+1} - h_i}{\Delta z} + K(h_i) \quad (3)$$

Explicitando-se a equação acima para h_{i+1}, obtém-se

$$h_{i+1} = h_i + \Delta z - q\frac{\Delta z}{K(h_i)} \quad (4)$$

Nas Eqs. 3 e 4, os valores de h são negativos, assim como os valores de q, visto que o eixo de coordenadas vertical é orientado para baixo.

O procedimento para obtenção de valores de profundidade do lençol freático correspondentes a determinados valores de fluxo ascendente máximo (q_{max}) consiste das seguintes etapas:

1. Obter as funções K(θ) e θ(h) para o solo em questão, em que θ é o teor de água em base volumétrica (m^3 m^{-3})
2. Estabelecer valores de $q = q_{max}$, para os quais serão calculadas as respectivas posições do lençol freático
3. Considerar, como condição de contorno, que o teor de água do solo, junto ao plano que passa pela base da zona radicular, é baixo em relação à capacidade de campo. Sugere-se que este valor seja -5 mca (-50 kPa). A consideração de um baixo valor de potencial matricial na base da zona radicular é empregada visando calcular o fluxo ascendente máximo, já que quanto menor o valor, maior será o fluxo.
4. Calcular h_2 pela Eq. 4, utilizando o valor de K(-5) e um dos valores de q_{max} já estabelecidos.
5. Calcular h_3, utilizando o valor de $K(h_2)$ na Eq. 4 e, assim, sucessivamente.

A posição do lençol freático, correspondente ao valor de q_{max} utilizado e tendo como referência a base da zona radicular, é aquela para a qual o valor de h = 0.

A aplicação da técnica acima descrita requer o conhecimento da relação funcional entre condutividade hidráulica e potencial matricial, que pode ser obtida a partir da curva característica. Considerando que a carga de pressão, h, é igual ao potencial matricial, Ψ_m, pode-se utilizar o modelo de Genutchen (1980) e Mualem (1976) para estas funções.

A função $\theta(\Psi_m)$, conforme descrita pelo modelo de Genuchten (1980), é expressa por:

$$\theta(\psi_m) = \theta_r + \frac{\theta_S - \theta r}{\left(1 + |\alpha\psi_m|^n\right)^m} \quad (5)$$

em que:

$\theta(\Psi_m)$ - teor de água como função do potencial matricial Ψ_m (m), $m^3\,m^{-3}$;

θ_r - teor de água residual do solo, $m^3\,m^{-3}$;

θ_S - teor de água do solo saturado, $m^3\,m^{-3}$;

α - parâmetro com dimensão igual ao inverso da tensão, m^{-1}; e

n, m - parâmetros adimensionais, em que m = 1-1/n.

Genuchten (1980) utilizou o modelo estatístico de distribuição de tamanho de poros de Mualem (1976) para obter uma equação para estimativa da função de condutividade hidráulica em meio não saturado em termos de parâmetros da retenção de água no solo:

$$K(\theta) = KvoS_e^f\left[1 - \left(1 - S_e^{1/m}\right)^m\right]^2 \quad (6)$$

em que:

K(θ) - condutividade hidráulica do solo não-saturado, em função do ao teor de água θ, m dia^{-1};

Kvo - condutividade hidráulica vertical do solo saturado, m dia^{-1};

S_e - teor de água efetivo, adimensional; e

j - parâmetro relativo à conectividade de poros, adimensional.

O teor de água efetivo, S_e, é dado por

$$S_e = \frac{\theta(\psi_m) - \theta_r}{\theta_S - \theta_r} = \frac{1}{\left(1 + |\alpha\psi_m|^n\right)^m} \quad (7)$$

O parâmetro j foi estimado em 0,5, representando uma média obtida para muitos solos (Mualem, 1976; Simunek et al., 2005).

A aplicação dos procedimentos acima descritos possibilita verificar, para diferentes solos, o fluxo ascendente máximo. Para fins de ilustração, estes procedimentos foram executados para três tipos de solo, cujas características apresentadas na Tabela 1 foram obtidas por meio do modelo computacional de pedotransferência Rosetta, implementado no programa Hydrus1-D (Simunek et al., 2005), com base apenas em classes texturais.

Tabela 1. Parâmetros dos modelos de Genuchten e Mualem para curva característica e condutividade hidráulica de solo não saturado

Solo	θ_S	θ_r	α	n	Kvo
	($m^3\,m^{-3}$)		(cm^{-1})		(m dia^{-1})
Argiloso	0,4588	0,0982	0,015	1,2529	0,1475
Franco	0,3991	0,0609	0,0111	1,4737	0,1204
Franco arenoso	0,3870	0,0387	0,0267	1,4484	0,3825

Com os dados presentes na Tabela 1, utilizou-se o programa MCID (Borges Júnior et al., 2008) para obter a variação do fluxo ascendente máximo para diferentes profundidades do lençol freático, conforme apresentado na Figura 7. Na figura, verifica-se que, para uma profundidade do lençol freático igual a 0,5 m, os fluxos ascendentes máximos serão iguais a 6,7, 16,8 e 4,7 mm dia^{-1}, para os solos argiloso, franco e franco arenoso considerados respectivamente, indicando diferentes potencialidades de carreamento de sais para a zona radicular.

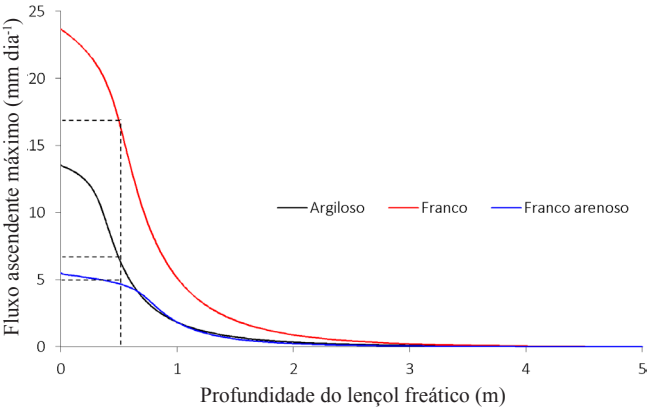


Figura 7. Fluxo ascendente máximo para diferentes profundidades do lençol freático

Modelagem com base na equação de Richards (ER) e na equação de convecção-dispersão (ECD)

Lorenzo Adolph Richards (1904–1993) formulou, em 1931, uma equação que governa a dinâmica da água em solos não saturados. Trata-se de uma equação diferencial não linear, não tendo, de modo geral, solução analítica. Portanto, requer-se o uso de métodos numéricos para obtenção de soluções.

Em uma dimensão, a equação de Richards (ER) pode ser expressa por:

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = C(h)\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left[K(h)\frac{\partial h}{\partial z} + K(h)\right] - S(h) \quad (8)$$

em que:

C(h) - capacidade hídrica específica em função da carga de pressão, z e t são, respectivamente, as variáveis de posição e tempo;

K(h) - relação funcional entre condutividade hidráulica e carga de pressão; e,

S(h) - termo fonte ou sumidouro de água, que pode ser usado para representar a retirada de água pelas raízes de plantas.

Generalizando para três dimensões, a ER é descrita como:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot \left[K(h) \nabla h \right] - \frac{\partial K_z(h)}{\partial z} - S(h) = \text{div} q - S(h) \quad (9)$$

em que:

K - tensor condutividade hidráulica;

$K_z(h)$ - condutividade hidráulica na direção z em função de h;

div - operador divergente; e,

q - vetor fluxo.

A equação de convecção-dispersão (ECD), para transporte de solutos, pode ser escrita como:

$$\frac{\partial (\theta c)}{\partial t} = -\nabla \cdot (cq - \theta D \cdot \nabla c) \pm c' \quad (10)$$

em que

c - concentração de soluto, kg m^{-3};

q - vetor fluxo, m h^{-1};

D - tensor do coeficiente de dispersão, cm^2 h^{-1}; e

c' - termo fonte ou sumidouro, kg m^{-3} h^{-1}.

Como exemplos de modelos baseados em soluções numéricas da equação de Richards e da equação de convecção-dispersão (ECD), fora do País, cita-se: SWATRE (Belmans et al., 1983), CSUID (Garcia et al., 1995) e Hydrus (Rassam et al., 2003; Hassam et al., 2005; Simunek et al., 2005; Simunek et al., 2008), este último talvez o mais difundido atualmente no âmbito global.

Abordagens em uma, duas ou três dimensões são verificadas em modelos desta categoria. A modelagem em uma dimensão tem como vantagem o menor requerimento computacional, em termos de memória e capacidade de processamento, e menor requerimento de dados. O fluxo na zona saturada na base do perfil (condição de contorno de base) pode ser calculado por meio de relações entre fluxo de drenagem e nível freático. Outras vantagens como robustez nos procedimentos numéricos e disponibilidade de dados hidrodinâmicos do solo são citadas por Dam et al. (2004). Como desvantagens, estes autores citam a validade apenas para a região não saturada do solo e a necessidade na utilização de parâmetros médios para tratamento da heterogeneidade do solo e do fluxo preferencial.

A modelagem em duas ou três dimensões, embora tenha maior requerimento computacional, aplica-se prontamente às zonas saturadas e não saturadas do solo. Permite a consideração adequada da heterogeneidade do solo e fluxo preferencial, bem como uma representação mais realística de estruturas, como drenos e linhas subsuperficiais de irrigação, implantadas no sistema a ser estudado.

Segundo McWhorter & Marinelli (1999), alguns autores tem empregado simplificações do modelo físico-matemático considerando separadamente os fluxo nas zonas não saturada e saturada. Um exemplo é o programa CSUID (Garcia et al., 1995; Mangerra e Garcia, 1995), em que o fluxo é calculado na zona não saturada aplicando-se a equação de Richards na forma unidimensional, vinculado à zona saturada em que o a dinâmica de água é modelada bidimensionalmente pela aplicação da equação de Boussinesq. Em ambas as zonas, a dinâmica de solutos é modelada pela equação de convecção-dispersão.

O SWATRE é um modelo para escoamento transiente vertical no solo. O modelo inclui um termo sumidouro para extração de água pelas raízes e duas funções para escoamento em direção aos drenos. Uma versão mais avançada incorpora o transporte de soluto. A vantagem desta aproximação é que ela é baseada numa teoria robusta para movimento vertical de água na zona não-saturada. Como a maior parte do movimento de água em meio não-saturado tende a ocorrer em direção vertical, mesmo com drenos no solo, esta aproximação pode fornecer estimativas realistas das condições de solo acima do lençol freático. Outra vantagem do modelo é a possibilidade de sua aplicação para solos sem lençol freático. Devido o SWATRE combinar conceitos de escoamento de água no solo, salinidade do solo e drenagem, ele pode ser usado para analisar problemas de excesso de água e salinidade em agricultura irrigada (Skaggs, 1999; Tarjuelo & Juan, 1999).

O modelo computacional Hydrus-1D (Simunek et al., 2005) simula o movimento de água com base na equação de Richards, o transporte de calor e de solutos, em uma dimensão, em regime variável. No modelo Hydrus-2D (Rassam et al., 2003; Hassam et al., 2005) o movimento de água, calor e transporte de solutos são tratados em duas dimensões. Recentemente foi disponibilizada a versão Hydrus-2D/3D, para modelagem tridimensional.

O pacote Hydrus-2D é constituído pelo programa computacional Hydrus2 e pela interface gráfica Hydrus2D, que facilita sua utilização. Resolve, numericamente, a equação de Richards para escoamento em meio saturado e não saturado, e a equação de convecção-dispersão para transporte de calor e solutos. A equação regente do movimento de água incorpora um termo sumidouro para considerar a extração de água por raízes. A equação de transporte de solutos considera o transporte convectivo-dispersivo na fase líquida e a difusão na fase gasosa. Neste modelo, as equações diferenciais são resolvidas numericamente por esquemas de elementos finitos do tipo Galerkin (Segerlind, 1984; Gerald e Wheatley, 2003). Um recurso importante é a inclusão do algoritmo de Marquardt-Levenberg para obtenção, por meio de estimativa inversa, de parâmetros hidráulicos do solo e, ou parâmetros de transporte de solutos, a partir de dados observados para variáveis de estado em escoamentos sob regimes transientes e permanentes.

No Brasil, o desenvolvimento de modelos computacionais, baseados em soluções numéricas de equações diferenciais relativas ao movimento de água no solo e ao transporte de solutos teve início ao final da década passada. Cita-se, dentre outros voltados para aplicações na agricultura, os trabalhos de Costa (1998; modelo SIMASS), Oliveira et al. (2000; modelo MTSES), Miranda (2001); Miranda et al. (2005; modelo MIDI) e Corrêa et al. (2006; modelo SIMASS-C). No modelo SIMASS-C levou-se em consideração também a presença de sistema radicular ativo. As aproximações numéricas mais empregadas das equações diferenciais parciais envolvidas são baseadas nos métodos de diferenças finitas (Costa, 1998; Oliveira et al., 2000; Corrêa et al., 2006) e volumes finitos (Miranda et al., 2005; Rivera et al., 2006).

O método de elementos finitos (MEF), implementado no pacote Hydrus, é uma técnica numérica empregada na solução de equações diferenciais, especialmente as parciais (EDP), como a equação de Richards e a equação de convecção-dispersão (ECD). Uma relevante vantagem do MEF sobre outros métodos, como o de diferenças finitas, é a adequabilidade no tratamento de regiões com geometria complexa, ou seja, com contornos irregulares.

Critérios de dimensionamento implementados na modelagem

Em ambas as categorias de modelagem, a dinâmica de água e solutos na zona radicular deve ser relacionada com funções que permitam estimar o impacto do déficit hídrico e de sais sobre a produtividade de culturas. Em áreas sujeitas a períodos de elevação do lençol freático, com invasão total ou parcial da zona radicular, o estresse sujeito ao excesso de água também deve ser considerado. Por meio da produtividade, pode-se, então, verificar quais configurações de drenagem (espaçamento e profundidade de drenos) são mais apropriadas.

No modelo DRAINMOD-S, a resposta geral da cultura é calculada por (Skaggs, 1999):

$$YR = \frac{Y}{Yp} = YRW \times YRD \times YRS \times YRP \qquad (11)$$

em que:

YR - produtividade relativa total, decimal;

Y - produtividade real, kg ha^{-1};

Yp - produtividade potencial, kg ha^{-1};

YRW - produtividade relativa, caso ocorra estresse devido somente ao excesso de água no solo, decimal;

YRD - produtividade relativa, caso ocorra estresse devido somente ao déficit hídrico, decimal;

YRS - produtividade relativa, caso ocorra estresse devido somente à salinidade, decimal; e

YRP - produtividade relativa, caso ocorra perdas de produtividade devido a atraso nas operações de plantio em decorrência de umidade elevada do solo, decimal.

No DRAINMOD-S, tanto YRW quanto YRD são calculados com base no índice diário de estresse (Hardjoamidjojo et al., 1982; Evans & Fausey, 1999), IDS, que é a soma, ao longo do período de cultivo, do produto do fator diário de estresse, por meio do qual se quantifica a magnitude e duração do estresse, pelo fator de susceptibilidade da cultura em cada fase fenológica. Já a resposta da cultura à salinidade emprega relações similares à apresentada por Allen et al., (1998).

No modelo computacional MCID, o estresse devido à salinidade e ao déficit hídrico são baseados na seguinte relação preconizada por Allen et al., (1998):

$$\left(1 - \frac{Y}{Yp}\right) = Ky\left(1 - \frac{ETr}{ETp}\right) \qquad (12)$$

em que:

Ky - fator de resposta da cultura, decimal;

ETr - evapotranspiração real, mm, somada para uma fase fenológica ou para o ciclo;

ETp - evapotranspiração potencial, mm, somada para uma fase fenológica ou para o ciclo;

O cálculo de ETr leva em consideração os estresses devido à salinidade e ao déficit hídrico, conforme Allen et al. (1998), por meio do cálculo de coeficientes de estresse devido à salinidade e ao déficit hídrico, aplicados diariamente. O estresse devido ao excesso de água é calculado de modo similar ao implementado para o DRAINMOD-S (Borges Júnior et al., 2008).

Comumente, modelos computacionais mecanísticos, baseados nas equações de Richards e da convecção-dispersão, não abrangem, dentre as variáveis de saída, estimativas da produtividade. Contudo, estes modelos têm algoritmos implementados que visam a estimar o impacto de condições no ambiente da zona radicular sobre a evapotranspiração. Assim, por meio de relações como aquela apresentada na Eq. 12, estimativas de produtividade podem também ser feitas. Em algumas versões do Hydrus e no SWATRE, a extração de água pelas raízes é feita empregando a metodologia proposta por Feddes et al. (1978, citado por Simunek et al., 1999; Skaggs, 1999). Nesta metodologia, a extração é dependente da carga de pressão h.

A adoção de critérios financeiros tem sido também uma opção para projeto de sistemas de drenagem. A análise financeira abrange o cálculo de produtividade, com base em dados climáticos, solos e de cultura. Além disso, permite identificar, por meio do fluxo de caixa ao longo da vida útil do projeto, combinações de espaçamento e profundidade de drenos que otimizem o retorno financeiro. Critérios de avaliação de projeto, como o valor presente líquido, podem ser empregados.

Exemplo de aplicação

Será apresentada, a fim de ilustração, a aplicação do modelo MCID para determinação do espaçamento entre drenos, considerando dados de clima e solo obtidos por Andrade et al. (2008) no perímetro de irrigação do Gorutuba, no Norte de Minas Gerais. Neste perímetro são

observados processos de salinização em algumas áreas com lençol freático pouco profundo.

Considerou-se o cultivo de milho, semeado em 15 de fevereiro. Foram utilizadas séries históricas de dados diários de precipitação e evapotranspiração de referência de 1978 a 2003. Empregaram-se dados de cultura obtidos de Allen et al. (1998), inclusive para estimativa do impacto na evapotranspiração real decorrentes de estresse hídrico e salinidade. Assim, considerou-se uma condutividade elétrica limiar no extrato da pasta saturada do solo, CE_{limiar}, igual a 1,7 dS m^{-1} e um coeficiente b de redução na produtividade por acréscimo em CE_{limiar} igual a 12% (dS m^{-1})$^{-1}$. Dados para cálculo do estresse devido ao excesso de água foram obtidos de Duarte (1997).

Considerou-se cultivo irrigado, com turno de rega fixo de sete dias e lâmina constante de 20 mm, bem com condutividades elétricas da água de irrigação e freática iguais a 2,0 e 3,0 dS m^{-1}, respectivamente.

Testaram-se espaçamentos de 10 a 100 m, em intervalos de 10 m, totalizando 10 espaçamentos avaliados. A profundidade de drenos considerada foi de 1,2 m.

O programa converte valores de condutividade elétrica, dS m^{-1}, para concentração, mg L^{-1}, usando uma relação de 700 (mg L^{-1}) por dS m^{-1}. Esta relação é aproximada, dependendo da composição de íons verificada (Rhoades et al., 1992).

Na Figura 8 apresenta-se a variação da salinidade na zona radicular ao longo do primeiro ano da modelagem, simulada para os espaçamentos de 30 e 50 m. Observam-se maiores concentrações para o espaçamento de 50 m, conforme esperado, já que maiores espaçamentos proporcionam menores profundidades do lençol freático e, consequentemente, maiores fluxos ascendentes que levarão sais presente na zona saturada para a zona radicular.

De todos os espaçamentos avaliados, aquele indicado para o projeto foi o de 30 m, que proporcionou maior retorno financeiro, com base no critério do valor presente líquido. Neste exemplo, este espaçamento também proporcionou a máxima produtividade relativa total, YR. A variação de YRW, YRD, YRS e YR é apresentada na Figura 9. Observa-se, como esperado, decréscimo em YRW e YRS e acréscimo em YRD com aumento no espaçamento entre drenos. YR, obtido pelo produto de YRW, YRD e YRS, tem um máximo para o espaçamento igual a 30 m.

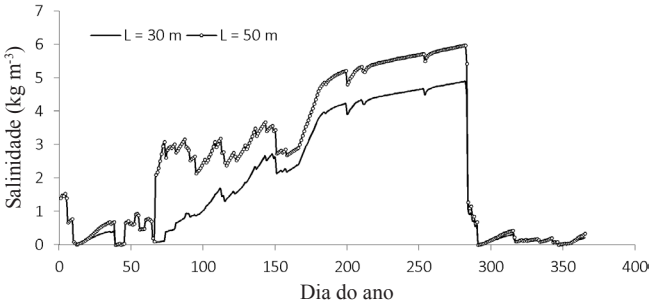


Figura 8. Variação da salinidade na zona radicular para o ano de 1978 e espaçamentos entre drenos iguais a 30 e 50 m

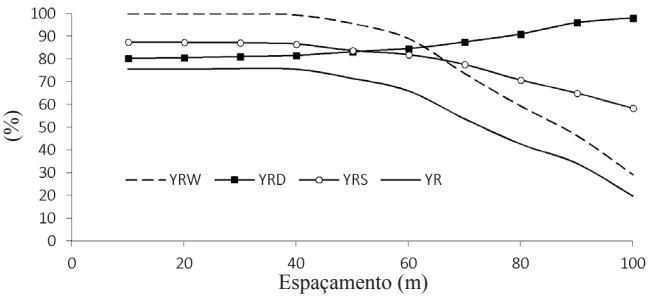


Figura 9. Variação de produtividade relativas em resposta a estresse por excesso de água, YRW, déficit hídrico, YRD, salinidade, YRS e produtividade relativa total, YR

Considerações Finais

Manter uma produtividade satisfatória das culturas, nas regiões áridas e semiáridas, em áreas intensamente irrigadas depende de uma drenagem adequada devido aos riscos acelerados de encharcamento e salinidade na zona radicular efetiva das culturas. A drenagem agrícola, nessas regiões, permite otimizar as condições do ambiente onde se desenvolve as culturas e dessa forma reduzir os riscos de produção. Para assegurar um sistema de drenagem eficiente é importante a realização de diagnósticos da situação do lençol freático, de modo a se elaborar projetos considerando as condições locais de solo-água-clima e planta.

Na definição dos projetos de drenagem é importante e necessário adoção de critérios financeiros que permitam o cálculo de produtividade das culturas, com base em dados climáticos, solos e da própria cultura. E que dessa forma seja possível identificar, por meio do fluxo de caixa ao longo da vida útil do projeto, combinações de espaçamento e profundidade de drenos que otimizem o retorno financeiro.

O plano de monitoramento do sistema de drenagem deve fazer parte do projeto, pois só assim é possível fazer uma retroalimentação de ações estratégicas que possam ser implantadas no projeto com vistas à manutenção da produtividade competitiva das culturas exploradas. .

Literatura Citada

Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. 300p. FAO Irrigation and Drainage Paper, 56

Almeida, F. P.; Lima, V. L. A.; Azevedo, C. A. V.; Dantas Neto, J.; Pordeus, R. V. Material envoltório na drenagem subterrânea. Engenharia Agrícola, v.25, p. 671-676, 2005

Back, A. J.; Ferreira, P. A.; Sediyama, G. C.; Vieira, M. Sistemas de drenagem em regime variável. Revista Ceres, v.37, p.36-49, 1990.

Barreto, A. N.; Silva, A. A. G.; Bolfe, L. E. Irrigação e drenagem na empresa agrícola - impacto ambiental versus sustentabilidade. Aracaju: Embrapa. 2004. 418p.

Batista, M. J.; Novaes, F.; Santos, D. G. Drenagem como instrumento de dessalinização e prevenção da salinização de solos. Brasília: SRH, 2001. 216p.

Belmans, C.; Wesseling, J. G.; Feddes, R. A. Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE. Journal of Hydrology, v.63, p.271-286, 1983.

Beltran, J. M. Drenaje agrícola. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion/Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario. 1986. 329p.

Borges Júnior, J. C. F. Modelo computacional para tomada de decisão em agricultura irrigada. Viçosa: UFV, 2004. 250p. Tese Doutorado

Borges Júnior, J. C. F.; Ferreira, P. A.; Heden-Dunkhorst, B.; Andrade, C. L.T. Modelo computacional para suporte à decisão em áreas irrigadas. Parte I: Desenvolvimento e análise de sensibilidade. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, p.3-11, 2008.

Borges Júnior, J. C. F.; Ferreira, P. A.; Pruski, F. F.; Silva Junior, A. G. Sistemas de drenagem agrícola. Parte I: Desenvolvimento do modelo e análise de sensibilidade. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, p.369-375, 2001.

Cai, X.; McKinney, D. C.; Lasdon, L. S. Integrated hydrologic-agronomic-economic model for river basin management. Journal of Water Resources Planning and Management, v.129, p.4-17, 2003.

Corrêa, M. M.; Martinez, M. A.; Costa, L. C.; Ruiz, H. A.; Correa, M. M.; Sampaio, S. C. Modelo numérico do transporte de água e soluto no solo I: Simulação da distribuição de umidade. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.17-23, 2006.

Costa, S. N.; Martinez, M. A.; Martins, J. H.; Ferreira, P. A. Simass - modelo para simular o transporte de água e solutos no solo I: Desenvolvimento e teste de sensibilidade. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.3, p.1-6, 2001. p.183-189, 1999.

Derísio, J. C. Introdução ao controle de poluição ambiental. 1. ed. São Paulo. CETESB, 1992. 224p.

Duarte, S. N. Modelo para avaliação de desempenho de sistemas de drenagem subterrânea e cálculo de espaçamento de drenos. Viçosa: UFV, 1997. 143p. Tese Doutorado

Evangelista, A. W. P.; Ferreira, P. A; Pruski, F. F. Sedyiama, G. C. Desenvolvimento e aplicação de metodologia para dimensionamento de sistemas de drenagem agrícola. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.441-446, 2005.

Farias, M. S. S. Diagnóstico da necessidade de drenagem no Perimetro Irrigado de São Gonçalo. Campina Grande: UFPB, 1994. 90p. Dissertação Mestrado

Ferreira, P. A.; Borges Júnior, J. C. F.; Heden-Dunkhorst, B.; Andrade, C. L. T. Modelo computacional para suporte à decisão em áreas irrigadas. Parte II: Testes e aplicação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.783-791, 2006.

Formaggio, A. R. Sensoriamento remoto: Um olhar espacial sobre os canaviais. Visão Agrícola, Piracicaba. v.1, p.28-31, 2004.

Frota Júnior, J. I.; Andrade, E M.; Meireles, A. C. M.; Bezerra, A. M. E.; Souza, B. F. S. Influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu, Ceará Revista Ciência Agronômica, v.38, p.142-148, 2007.

Garcia, L. A.; Gates, T. K.; Jensen, M. E.; Podmore, T. H. Management support for conjunctive irrigation and drainage. In: Drainage and water table control. Proceedings of the International Drainage Symposium, 6. ASAE. St. Joseph, 1992. p.12-19.

Genuchten, M. T. A closed-form equation for predicting hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society America Journal, v.44, p.892-898, 1980.

Gerald, C. F.; Wheatley, P. O. Applied numerical analysis. 7.ed. Boston: Addison-Wesley. 2003. 404p.

Hardjoamidjojo, S.; Skaggs, R. W.; Schwab, G. O. Corn yield response to excessive soil water conditions. Transactions of the ASAE, v.25, p.922-927, 1982.

Hassan, S.; Thomas, R. L.; Shaban, A.; Kawass, I.; Khawlie, M. Phosphorus and nitrogen in the waters of the El-Kabir River watershed in Syria and Lebanon. Lakes & Reservoirs: Research and Management, v.10, p.109-116. 2005.

Jhorar, R. K.; Dam, J. C.; Bastiaanssen, W. G. M.; Feddes, R. A. Calibration of effective soil hydraulic parameters of heterogeneous soil profiles. Journal of Hydrology, v.285. p.233-247. 2004.

Kandil, H. M.; Abdel Dayem, S.; Aiad, Y. DRAINMOD-S: Water management model for irrigated arid lands, crop yield and applications. Irrigation and Drainage Systems, v.9, p.239-258, 1995.

Lima, V. L. A. Efeitos da qualidade da água de irrigação e da fração de lixiviação sobre a cultura do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) em condições de lisímetro de drenagem. Viçosa: UFV. 87p. Tese Doutorado

Madramootoo, C. A. Environmental sustainability of drainage projects. In: Drainage and water table control. Proceeding of International Drainage Symposio, 6. Nashville, 1992. p.119-128.

Madramootoo, C. A.; Johnston, W. R.; Willardson, L. S. (ed.) Management of agricultural drainage water quality. Rome: FAO. 1997. 94p. FAO Water Report, 13

Magalhães Junior, A. P. A situação do monitoramento das águas no Brasil - Instituições e iniciativas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.5, p.113-115, 2000.

Manguerra, H. B.; Garcia, L. A. Field strategy for agricultural drainage and water-quality management. Journal of Irrigation and Drainage Engineering of ASCE, v.123, p.37-44, 1997.

Miranda, J.H. Modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. Piracicaba: ESALQ/USP, 2001. 79p. Tese Doutorado

Miranda, J. H.; Duarte, S.N.; Folegatti, M. V. Modelo para simulação da dinâmica da água em sistemas de drenagem subterrânea. Revista de Engenharia Rural, v.9, n.2, p.1-19, 1998.

Miranda, J. H.; Duarte, S. N.; Libardi, P. L.; Folegatti, M. V. Simulação do deslocamento de potássio em colunas verticais de solo não-saturado. Engenharia Agrícola, v.25, p.677-685. 2005.

Mualem, Y. A New model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porus media. Water Resources Research, v.12, p.513-522, 1976.

Paz, V. P. da S.; Oliveira, A.; Perreira, F. A.; Gheyi, H. R. Manejo e sustentabilidade da irrigação em regiões áridas e semiáridas. 1.ed. Cruz das Armas: UFRB, 2009. 344p.

Pizarro, F. Drenagem agrícola y recuperacion de solos salinos. Madrid: Editora Agricola Española, 1978. 521p.

Prajamwong, S.; Merkley, G. P.; Allen, R. G. Decision support model for irrigation water management. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v.123, p.106-113, 1997.

Queiroz, J. E. Um novo método de cálculo da porosidade drenável. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. I, p.117-119, 1997.

Rassam, D.; Šimůnek, J.; Genuchten, M. T. Modeling variably saturated flow with HYDRUS-2D. ND Brisbane: Consult, 2003. 275p.

Rhoades, J. D.; Kandiah, A.; Mashali, A. M. The use of saline waters for crop production. Rome: FAO, 1992, 142p.

Sales, J. L.; Costa, R. N. T,; Matias Filho, J. Hernandez, F. F. F. Análise de desempenho de um sistema de drenagem subterrânea na cultura da videira no município de Jaguarána –Ceará. Irriga, v.9, p. 166-180. 2004.

Sands, G. R. Bioproducts & biosystems engineering University of Minnesota. http://www.extension.umn.edu/agriculture/water/components/umn_drainage_design.pdf. Acesso em 25.04.2016.

Sarwar, A.; Bastiaanssen, W.G.M.; Boers, T. H.; van Dame, M. J. C. Evaluating drainage design parameters for the fourth drainage project, Pakistan by using SWAP model: Part I – Calibration. Irrigation and Drainage Systems, v.14, p.257–280, 2000.

Segerlind, L. J. Applied finite element analysis. 2.ed. New York: Wiley, 1984. 484p.

Silva, E. C. da; Pedrosa, L. E.; Dias, L. M. C.; Moreno, M. I. C.; Nishiyama, L. Mapeamento geotécnico: Folha "Córrego das Moças. Revista Anual da Faculdade de Educação de Uberaba, v.1, p. 53-78, 2000.

Silveira, P. M. Drenagem agrícola para a cultura do feijão. Goiania: Embrapa Arroz Feijão, 1992. Circular Técnica, 26

Simunek, J.; Genuchten, M. T.; Šejna, M. The HIDRUS 1-D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Riverside: U.S. Salinity Laboratory, 2005. 240p.

Simunek, J.; Genuchten, M. T.; Šejna, M. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. Vadose Zone Jornal, v.7, p.587-600. 2008

Skaggs, R.W. Drainmod - Reference report: Methods for design and evaluation of drainage-water management systems for soils with high water tables. Raleigh: USDA-SCS, 1981. 329p.

Skaggs, R. W. Drainmod: User's manual. Raleigh: North Carolina State University, 1990. 101p.

Smedema, L. K.; Shiati, K. Irrigation and salinity: A perspective review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. Irrigation and Drainage Systems, v.16, p.161–174, 2002.

Stuyt, L. C. P. M.; Dierickx, W. Design and performance of materials for subsurface drainage systems in agriculture . Agricultural Water Management, v.86, p.50–59, 2006.

Tarjuelo, J. M.; Juan, J. A. Crop water management. In: Lier, H. N.; Pereira, L. S.; Steiner, F. R. (ed.) CIGR Handbook of agricultural engineering: Land and water engineering. St. Joseph: ASAE, 1999, cap. 5.5, p.380-429.

Tanji, K.; Gao, S. TLDD flow-through wetland system: Inflows and outflows of water and total selenium as well as water Se speciation and sediment Se speciation. Annual Report. UC Salinity Drainage Program. 1999.

Thiyagarajan, G. ; Umadevi, R. Biodrenagem. Science Technology Entrepreneur. p.1-10, November, 2006.

Vermillion, D. G.; Sagardoy, J. A. Transfer of irrigation management services: Guidelines. Rome: FAO/IWMI/GTZ. 1999. 98p. FAO Irrigation and Drainage Paper 58

Wahba, M. A. S.; Christen, E. W. Modeling subsurface drainage for salt load management in southeastern Australia. . Irrigation and Drainage Systems, v.20, p.267-282, 2006.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

25 Dimensionamento de sistemas de drenagem

Hermínio H. Suguino[1] & José C. Barros[1]

[1] Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba

Introdução

A drenagem de terras agrícolas é uma técnica milenar que o homem tem aprimorado através dos tempos. As primeiras irrigações surgiram há 3000 AC na Mesopotâmia e cerca de 2500 AC no Egito, China e Índia contribuindo para o aumento da produtividade. Porém, com a contínua irrigação os solos foram se salinizando contribuindo para o declínio das antigas civilizações (Jacobsen & Adams, Abdel-Dayen, Karplus & Deng, Thorne & Peterson, Maierhofer, citado por Duarte, 2015). Este fato decorre devido às pequenas quantidades de sais adicionadas com a água de irrigação que, aliado à deficiência de drenagem natural do perfil do solo, se concentram na superfície do solo, tornando o solo impróprio para a produção agrícola. Assim, tornou-se preponderante a utilização da drenagem para manter um adequado balanço de sais no perfil do solo dando sustentabilidade para a produção agrícola em uma área irrigada.

Para efeitos práticos, pode-se dividir a drenagem em duas vertentes: a drenagem superficial e a drenagem subterrânea. Porém, ambas podem se complementar, quando a saída dos drenos subterrâneos deságuam em um dreno coletor, que pode ser aberto ou fechado.

A drenagem superficial tem como objetivo dispor adequadamente os excessos d´água de chuva minimizando ou evitando o processo de erosão dos solos. Objetiva também evitar alagamentos, proteger estradas, canais de irrigação, estações de bombeamento e outras estruturas.

A drenagem subterrânea procura corrigir a deficiência de drenagem natural do perfil do solo, proporcionando uma adequada aeração às raízes das plantas, controlando o nível do lençol freático, coletando e dispondo os excessos de água que contém os sais provenientes da água de irrigação.

Terminologia e Simbologia em Drenagem Agrícola

Neste tópico são apresentadas as definições e os símbolos mais comumente utilizados em drenagem agrícola, o que contribui para a uniformização da linguagem entre os técnicos da área. As definições e símbolos aqui utilizados constam de uma relação parcial extraída da NBR 14145 (ABNT, 1998b), estando portanto sujeitas a modificações sempre que a norma citada for revisada.

Terminologia-definições

Área de influência do dreno: Área efetiva da qual a água em excesso é captada e removida pelo dreno.

Base de drenagem: Cota mínima ou cota de chegada de um sistema de drenagem. Indica se a área será drenada por gravidade ou bombeamento.

Caixa de inspeção: Estrutura intercalada na linha de dreno subterrâneo entubado para facilitar a inspeção e a manutenção do sistema.

Camada impermeável ou barreira: Camada de solo cuja condutividade hidráulica vertical saturada é igual ou inferior a 1/10 da média ponderada da condutividade hidráulica saturada das camadas superiores.

Carga hidráulica: Potencial de pressão expresso em altura equivalente a uma coluna de água em relação a um plano de referência (m.c.a.).

Coeficiente de drenagem subterrânea: Taxa de remoção do excesso de água do solo, expressa em altura de lâmina de água por dia (m dia^{-1}).

Coletor: Condutor aberto ou subterrâneo destinado a receber as águas de outros drenos e conduzi-las ao ponto de descarga.

Condutividade hidráulica saturada (K): Propriedade hidráulica de um meio poroso saturado que determina o fluxo em função do gradiente hidráulico (m dia^{-1}):

Densidade de partículas: Relação entre a massa das partículas do solo seco à 105 ºC, até massa constante, e o volume das partículas (g cm^{-3}).

Densidade do solo: Relação entre a massa do solo seco a 105 ºC, até massa constante e o volume total do solo coletado com estrutura não deformada (g cm^{-3}).

Dique: Obra hidráulica, de terra ou concreto, de proteção contra inundações.

Drenagem: Processo de remoção do excesso de água da superfície do solo e/ou subsolo.

Drenagem agrícola: Processo de remoção do excesso de água da superfície do solo e/ou subsolo visando o aproveitamento agrícola.

Drenagem natural do solo: Escoamento natural do excesso de água do solo e/ou subsolo.

Drenagem superficial: Processo de remoção do excesso de água da superfície do solo para torná-lo adequado ao aproveitamento agrícola.

Drenagem subterrânea: Processo de remoção do excesso de água do solo, com a finalidade de propiciar condições favoráveis de umidade, aeração, manejo agrícola e prevenir a salinização ou remover excesso de sais.

Dreno: Condutor aberto ou subterrâneo, tubular ou de material poroso, destinado a remover o excesso da água proveniente de sua área de influência.

Dreno interceptor: Dreno que tem por finalidade interceptar fluxo superficial e/ou subterrâneo de áreas adjacentes situadas à montante.

Dreno de encosta: Dreno interceptor situado em pé-de-morro ou encosta.

Dreno subterrâneo: Conduto subterrâneo utilizado para coletar e conduzir, por gravidade, a água proveniente do lençol freático de sua área de influência.

Dreno vertical: Condutor vertical através de camada impermeável, pelo qual a água de drenagem da superfície ou subsuperfície é escoada.

Duração de chuvas: Tempo utilizado para a determinação da chuva de projeto em bacias que possuam áreas de acumulação de água. Pode ser igual ao tempo de concentração ou ao tempo de drenagem.

Envoltório: Material mineral, sintético ou vegetal, colocado ao redor do tubo de drenagem com a finalidade de facilitar o fluxo da água para o seu interior e minimizar a desagregação e o carreamento de partículas do solo.

Escoamento superficial: Fração da água de precipitação ou irrigação que alcança os cursos d'água através do fluxo de superfície.

Espaço aéreo do solo: Volume de poros ocupado pela fase gasosa para um dado conteúdo volumétrico de água no solo, expresso em porcentagem.

Fluxo: Volume de água que atravessa uma dada seção transversal de solo por unidade de tempo.

Franja capilar: Faixa do solo acima do nível freático onde o valor da tensão da água é inferior a 6 KPa.

Gradiente hidráulico: Expressão numérica da variação da carga hidráulica por unidade de distância (adimensional).

Infiltração: Movimento vertical descendente da água no solo (cm h^{-1}).

Infiltração básica: Lâmina de água que flui através de um solo, por unidade de tempo, após a estabilização do fluxo (cm h^{-1}).

Linhas equipotenciais: São curvas imaginárias que unem pontos de mesmo potencial de água no solo.

Linhas de fluxo: Trajetória seguida por uma molécula de água durante o seu movimento no solo.

Linhas de isoprofundidade (isóbatas): Linhas que unem pontos de mesma profundidade do lençol freático.

Linha piezométrica: Linha que representa a distribuição da pressão ao longo de condutos ou meios porosos.

Macrodrenagem: Sistema de drenos escavados para coletar os excedentes de águas de chuvas e subterrâneas de sua área de influência.

Nível freático: Medida da profundidade da superfície freática num determinado ponto do perfil do solo.

Permeabilidade: Capacidade do solo de conduzir água.

Piezômetros: Tubo de medição pontual da pressão piezométrica (hidrostática) de aquífero subterrâneo. Indica a direção do movimento vertical da água no solo.

Poço de observação do lençol freático: Furo de trado no solo, revestido ou não por tubo perfurado, com a finalidade de medir o nível freático.

Ponto de descarga: Ponto final de um sistema de drenagem, onde ocorre o deságüe por gravidade.

Porosidade drenável: Volume de poros de um volume de solo, saturado, que fica livre de água quando submetido a uma tensão de 6 KPa.

Porosidade total: Relação entre o volume de poros e o volume total de solo, expressa em porcentagem.

Potencial de água no solo: Representa o trabalho realizado, por unidade de volume de água, no estado padrão, quando é elevada isotérmica, isobárica e reversivelmente para o ponto considerado no solo.

Pressão artesiana: Pressão hidráulica existente em um aqüífero subterrâneo confinado, como conseqüência da situação do nível freático do aquífero em ponto mais elevado.

Queda: Estrutura que visa a dissipação de energia da água em ponto localizado.

Rede de fluxo: Representação gráfica das linhas de fluxo e das linhas equipotenciais.

Sistema de drenagem: Conjunto de drenos, estruturas e equipamentos interligados visando o escoamento do excesso de água de sua área de influência.

Sistema de drenagem subterrânea: Conjunto de drenos subterrâneos, coletores, estruturas e equipamentos, que tem por finalidade controlar o nível de ascensão do lençol freático de sua área de influência.

Sistema de drenagem superficial: Conjunto de drenos, estruturas e equipamentos interligados, visando o escoamento do excesso de água superficial de sua área de influência.

Superfície freática: Superfície da água livre no solo ou na sua superfície, submetida à pressão atmosférica.

Taxa de difusão de oxigênio: Massa de oxigênio que passa por unidade da área do solo e por unidade de tempo.

Tempo de concentração: Tempo que a água de escoamento superficial leva para se deslocar do ponto mais distante da bacia de captação até ao ponto de descarga.

Tempo de drenagem: Tempo de escoamento de toda a água acumulada em uma área.

Tempo de recorrência ou período de retorno: Período, em anos, que uma chuva de intensidade igual ou superior, apresenta a probabilidade de ocorrer pelo menos uma vez.

Vazão: Volume de um fluido que atravessa uma seção transversal por unidade de tempo ($m^3 s^{-1}$).

Velocidade de escoamento superficial: Velocidade com que a água escoa sobre uma dada superfície do terreno.

Talude: Inclinação das paredes de dreno.

Simbologia - representação

Talvegue ou dreno natural



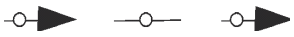
Dreno ou coletor superficial aberto



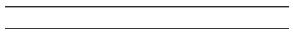
Dreno subterrâneo entubado



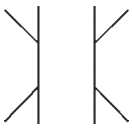
Caixa de inspeção



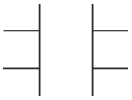
Caminho de serviço-estrada



Bueiro



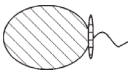
Ponte



Passagem molhada



Açude



Dique de proteção



Estação de Bombeamento



Canal de irrigação

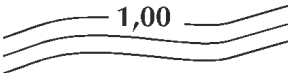
Regadeira

Adutora

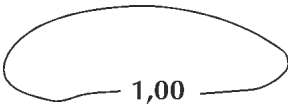


Tubulação de pressão

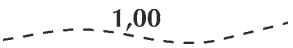
Curvas de nível



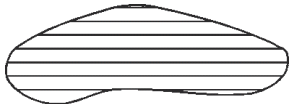
Isóbata-Isoprofundidade do lençol



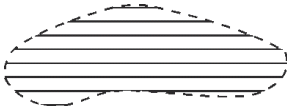
Isoípsa-Curva de nível do lençol



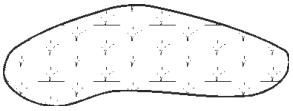
Lago ou lagoa perene



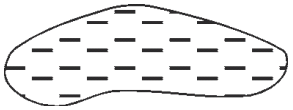
Lago ou lagoa periódica



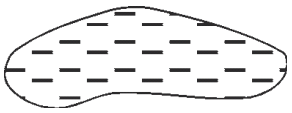
Mangue



Área inundável



Pântano



Córrego



Rio



Limite de propriedade



Limite de área do projeto



Cerca

Tradagem



Cores propostas para planta de isoprofundidade de lençol freático (isóbata) ou representações gráficas:

0-50 cm - Vermelho 

50-100 cm - Azul 

100-150 cm - Laranja 

150-200 cm - Verde 

200 ± cm - Sem cor 

Observação: as dimensões dos símbolos podem variar em função da escala adotada em cada projeto.

Drenagem Superficial

Escoamento superficial

É a parte da precipitação total, em uma área, que escoa sobre a superfície do terreno. Existem muitas fórmulas que permitem fazer estimativas das descargas máximas de escoamento superficial em função das características da bacia, do seu uso e da intensidade máxima de precipitação para a duração e recorrência desejadas. Como base deste trabalho foi escolhida a fórmula racional por ser de uso simples e prático. Esta fórmula, por outro lado, fornece resultados altos para bacias maiores que 50 ha. O motivo principal da obtenção de vazões altas é o fato da fórmula admitir em seus princípios que a chuva é uniformemente distribuída em toda a área da bacia, o que geralmente não acontece quando a chuva é do tipo convectiva, que comumente é bastante localizada, de alta intensidade e baixa duração.

Para bacias maiores que 50 ha, pode ser usada a fórmula de McMath (9) que contém fator de correção de área, evitando assim que a vazão aumente na mesma proporção que a área da bacia. Por outro lado, a fórmula fornece valores muito baixos para bacias grandes, digamos, aleatoriamente, da ordem de 800 ha.

Valores mais confiáveis para bacias maiores que 50 ha podem ser obtidos utilizando o método das curvas-número, desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Solos dos EEUU.

Há ainda a possibilidade de uso da fórmula Cypress e Creek que também será apresentada neste trabalho.

Fórmula racional

$$Q = \frac{CIA}{360}$$

em que:

Q - vazão, $m^3\ s^{-1}$;

C - coeficiente de escoamento que é a razão entre o volume de água escoado superficialmente e o volume de água precipitado, adimensional;

I - intensidade máxima de chuva, $mm\ h^{-1}$; e,

A - área da bacia, ha.

Tempo de concentração (Tc)

É o tempo de deslocamento de uma partícula de água do ponto mais distante de uma bacia até o ponto de saída desta. Neste momento toda bacia estará contribuindo simultaneamente na formação da descarga máxima de escoamento.

Supõe-se, para efeito de cálculo, que a precipitação é uniforme em intensidade, em toda a bacia considerada quando a duração da chuva é igual ao tempo de concentração.

Existe também um grande número de fórmulas de cálculo do tempo de concentração (Tc); apresenta- se a seguir a fórmula de Kirpich, utilizado pelo U.S. Bureau of Reclamation.

$$Tc = 0,0195K^{0,77}$$

$$K = \sqrt{\frac{L^3}{H}}$$

em que:

Tc - tempo de concentração, min;

L - comprimento máximo percorrido pela água, m; e,

H - diferença de altura entre o ponto mais distante e o ponto de saída da bacia, m.

A declividade geral da bacia é dada pela fórmula S = H/L. Outra fórmula recomendada, por levar em consideração a altitude média da bacia, é a de Giandotti, a seguir:

$$Tc = \frac{4\sqrt{S} + 1,5L}{0,8\sqrt{Hm} + Ho}$$

em que:

S - superfície da bacia, km²;
L - comprimento da linha do talvegue, km;
Hm - altitude média da bacia, m; e,
Ho - altitude no final do trecho, m.

Duração das chuvas

Tempo utilizado para a determinação da chuva de projeto em bacias que possuam áreas de acumulação da água. Pode ser igual ao tempo de concentração ou ao tempo de drenagem.

A duração das chuvas pode ser igual ou superior ao tempo de concentração, dependendo da existência de área de acumulação de água dentro da bacia e também da tolerância da cultura à inundação.

Algumas culturas podem permanecer inundadas por períodos de tempo que variam de algumas horas a dias, como a cultura do arroz que tem mostrado tolerar períodos maiores podendo chegar a seis dias, embora não sejam conhecidas pesquisas nesse sentido. Na grande maioria das vezes a duração das chuvas, para efeito de projeto, é igual ao tempo de concentração.

Tempo de recorrência

Tempo de recorrência ou período de retorno é o período em que uma determinada chuva apresenta a probabilidade de ocorrer pelo menos uma vez. A título de ilustração, uma chuva de 1 hora de duração e tempo de recorrência de 10 anos deverá ocorrer em torno de 10 vezes para cada 100 anos.

Os projetos de drenagem superficial são concebidos geralmente para tempo de recorrência superiores a cinco anos. A decisão quanto ao período de recorrência de uma determinada chuva deveria ser feita em função de um balanço econômico entre os prejuízos anuais previstos, provenientes de perdas agrícolas e danos a estruturas e os custos anuais de escavação de drenos e construção de estruturas de maior capacidade.

Intensidade máxima de chuva (I)

De uma maneira geral, os valores de precipitações pluviométricas disponíveis no Brasil são provenientes de leituras feitas com o emprego de pluviômetros, que fornecem somente leituras diárias.

Nos cálculos de vazões de escoamento superficial é comum necessitar-se de valores de precipitação para durações que vão de frações de hora a algumas horas. Este tipo de dado é fornecido por pluviógrafos, que registram as alturas de precipitações em função do tempo. Neste caso, de posse de registros de várias estações para uma série de anos, podem-se preparar tabelas ou curvas de intensidade-duração-frequência de chuvas. Pfafstetter (1975) a partir de dados provenientes de pluviógrafos preparou, para muitas áreas do Brasil, uma série de curvas de alturas de precipitação para diversas durações e tempos de recorrência. Pode ocorrer que a área a ser estudada não esteja coberta pelo seu trabalho e nem disponha de leituras provenientes de pluviógrafos. Neste caso, se os únicos dados disponíveis forem de leituras de pluviômetros, é necessário que sejam empregados artifícios de cálculo para transformar valores de chuvas diárias em chuvas com duração de 24 horas e chuvas de períodos inferiores, inclusive frações de hora. Torrico (7) desenvolveu um método capaz de fazer as transformações desejadas no preparo de tabelas ou curvas, que permitam obter intensidades de chuvas para diversas durações e frequências. Segundo o autor, a metodologia a ser adotada é a seguinte:

- Compilam-se para cada ano os dados das chuvas máximas diárias dos postos pluviométricos da região do projeto.
- Os projetos que abranjam regiões muito extensas, com climas diferentes, ou que contenham micro-lima, deverão ser subdivididos em sub-regiões.
- Calcula-se, empregando qualquer método estatístico (Hazen, Gumbel, Person, etc.) e, para cada estação meteorológica, a chuva máxima de um dia para o tempo de recorrência desejado. Para a conversão das chuvas máximas diárias em chuvas com duração entre 6 minutos e 24 horas, adota-se a seguinte metodologia.
- Converte-se a chuva de um dia em chuva de 24 horas, multiplicando-se a primeira pelo fator 1,10.
- Determina-se, através da Figura 1, a isozona na qual a área do projeto se situa.
- Na Tabela 1 fixam-se, para a isozona do projeto e para o tempo de recorrência previsto, as percentagens para 6 minutos e 1 hora.
- A partir dos percentuais para 1 hora e para 6 minutos, obtidos na mesma tabela e da chuva de 24

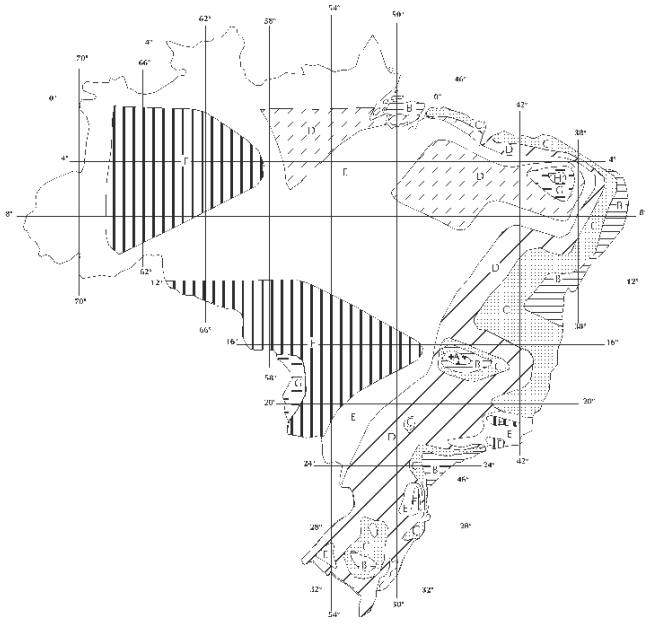


Figura 1. Isozona de igual relação

Tabela 1. Valores para converter alturas de chuva de 24 horas em chuva de 1 hora e chuva de 6 minutos

Zona	Tempo de recorrência em anos											
	1 hora/24 horas de chuva										6 min/ 24 h 5-50	Chuva 100
	5	10	15	20	25	30	50	100	1000	10000		
A	36,2	35,8	35,6	35,5	35,4	35,3	35,0	34,7	33,6	32,5	7,0	6,3
B	38,1	37,8	37,5	37,4	37,3	37,2	36,9	36,6	35,4	34,3	8,4	7,5
C	40,1	39,7	39,5	39,3	39,2	39,1	38,8	38,4	37,2	36,0	9,8	8,8
D	42,0	41,6	41,4	41,2	41,1	41,0	40,7	40,3	39,0	37,8	11,2	10,0
E	44,0	43,6	43,3	43,2	43,0	42,9	42,6	42,2	40,9	39,6	12,6	11,2
F	46,0	45,5	45,3	45,1	44,9	44,8	44,5	44,1	42,7	41,3	13,9	12,4
G	47,9	47,4	47,2	47,0	46,8	46,7	46,4	45,9	44,5	43,1	15,4	13,7
H	49,9	49,4	49,1	48,9	48,8	48,6	48,3	47,8	46,3	44,8	16,7	14,9

horas (100%), calcula-se as alturas de precipitação para 6 minutos e para 1 hora.

- Delimitam-se, Figura 2, as alturas de chuva para 24 horas, para 1 hora e para 6 minutos de duração.
- Liga-se a seguir os pontos para obter as alturas de chuva versus duração em horas. Pode-se assim obter as alturas de chuvas para qualquer tempo de duração entre 6 minutos e 24 horas.
- A partir da altura de chuva e sua duração obtém- se a intensidade de precipitação em mm h^{-1}.

Uma outra forma de solucionar o problema é aquele que consiste em estimar diretamente a intensidade máxima de chuva a partir, segundo Pires (3), de valores da precipitação máxima diária para o período de recorrência desejado, o que pode ser feito empregando-se a fórmula:

$$I = 2,31pTc^{-0,55}$$

em que:

I - intensidade máxima de chuvas, mm h^{-1};
p - precipitação máxima diária, mm; e,
Tc - tempo de concentração, min.

Esta fórmula, recomendada por Pizarro para as condições da Espanha, vem, de acordo com Pires (1982), dando bons resultados na drenagem de várzeas do Estado de Minas Gerais. O autor, no entanto, não apresenta uma análise dos resultados obtidos, considerando as recorrências utilizadas nos dimensionamentos dos drenos, áreas das bacias drenadas e períodos decorridos após a implantação e cada sistema de drenagem. Não é indicado também para que condições da Espanha em que a fórmula foi desenvolvida.

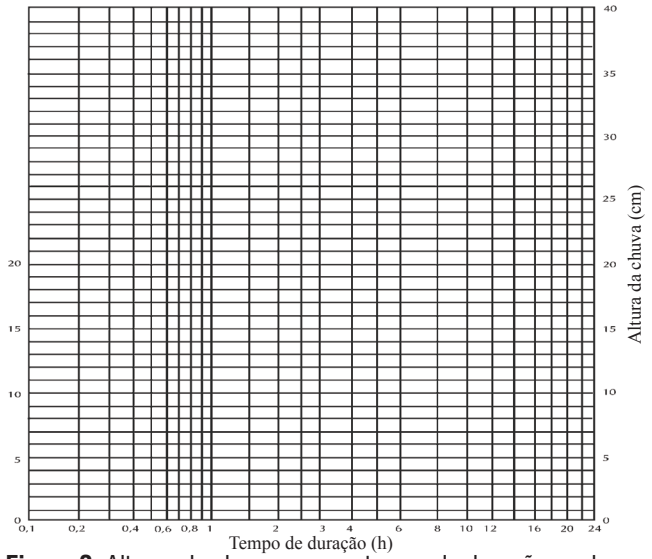


Figura 2. Alturas de chuvas versus tempo de duração em horas

Tendo-se calculado o tempo de concentração (Tc) e tendo-se escolhido o tempo de recorrência desejado (5, 10, 15, 20, 25 anos etc.) que é uma função do risco assumido para a estrutura projetada, calcula-se com base nos registros de precipitações da região a intensidade máxima de chuva em mm h^{-1}.

Coeficiente de escoamento (c)

Este coeficiente depende de vários fatores como solo, cobertura vegetal, grau de saturação do solo e declividade geral da bacia.

O ideal é que fosse obtido através de dados experimentais, colhidos na própria bacia ou então que fosse proveniente de bacias próximas, mas que apresentem condições similares.

É comumente obtido em função de fatores como textura predominante da área, declividade geral da bacia e tipo de cobertura vegetal, utilizando- se para isso tabelas existentes, como a Tabela 2.

Tendo-se obtido os valores de C, I e A, calcula-se a vazão Q empregando-se a fórmula Q = CIA/360. Em função da descarga obtida, dimensiona-se a obra desejada que pode ser a seção de um dreno, um bueiro ou um outro tipo de estrutura desejado.

Tabela 2. Valores do coeficiente de escoamento superficial (C)

Declividade (%)	Solos arenosos	Solos francos	Solos argilosos
Florestas			
0-5	0,10	0,30	0,40
5-10	0,25	0,35	0,50
10-30	0,30	0,50	0,60
Pastagens			
0-5	0,10	0,30	0,40
5-10	0,15	0,35	0,55
10-30	0,20	0,40	0,60
Terras cultivadas			
0-5	0,30	0,50	0,60
5-10	0,40	0,60	0,70
10-30	0,50	0,70	0,80

Várias outras fórmulas poderão ser usadas para o cálculo do escoamento superficial sendo que a escolha desta ou daquela vai depender das informações hidrológicas existentes, da dimensão e da forma fisiográfica da área e do grau de precisão desejado.

Seleção de chuvas

Os dados de chuvas podem ser apresentados em tabelas, onde as intensidades máximas de precipitação de cada ano e para cada duração escolhidas, são colocados em colunas decrescentes.

Na Tabela 3 são apresentados a título de exemplo, Luthin (1973), valores tabulados de um posto dos E.U.A. para precipitações máximas de 31 anos, ocorridas no período de 1904 a 1934 inclusive. Não são apresentados os dados em ordem decrescente até ao 31º pelo fato de que o décimo número da coluna já representa o valor correspondente a uma recorrência igual a 1:2,3 ou aproximadamente 1:3 anos. Usando esta tabela a seleção da chuva seria feita da seguinte maneira:

$$N = f \times n$$

em que:

N - número de anos de registro de chuvas;

f - frequência ou recorrência desejada; e,

n - número de ordem, na coluna, de valores anuais decrescentes de chuvas.

Exemplo:

a) Registro de chuvas para período de 31 anos: N = 31;

b) No caso de querermos uma recorrência de 10 anos: f = 10;

c) N = fn n = N/f = 31/10 = 3,1

Neste caso, os valores de precipitação situados na 3ª linha apresentam probabilidade de se repetirem a cada 10 anos. Para tempo de concentração ou duração de 30 minutos e recorrência de 10 anos encontra-se, na Tabela 3, o valor 34,5 mm. Como na fórmula o valor de "I" é tomado em mm h^{-1}, basta então multiplicá-lo por 2; obtêm-se então I = 69,0 mm h^{-1}.

Muitas vezes são preparadas tabelas que apresentam os valores de precipitação de uma dada região, em mm h^{-1}, em função do período de retorno e do tempo de concentração (ver Tabela 4). Neste caso basta determinar o tempo de concentração e assumir qual o período de retorno desejado para obter-se intensidade de precipitação diretamente em mm h^{-1}.

Para algumas áreas existem curvas como aquela da Figura 3, que correlacionam a precipitação, em milímetros, com a duração em horas, para determinadas curvas de recorrência. Neste caso, após estimar-se a duração da chuva, entra-se no gráfico e acha-se a altura da lâmina d'água precipitada para

Tabela 3. Alturas máximas de precipitação (prec.) anuais para diversas durações

Ordem	Duração (min)													
	5		10		15		30		60		90		120	
	ano prec.	prec.	ano prec.	prec.	ano prec.	prec.	ano prec.	prec.	ano prec.	prec.	ano prec.	prec.	ano prec.	prec.
1	1908	21.6	1908	30.5	1908	35.6	1908	43.7	1908	54.6	1908	62.5	1919	75.4
2	1921	19.3	1915	26.4	1915	30.0	1904	49.4	1904	48.8	1915	60.5	1908	66.8
3	1915	18.5	1921	23.6	1904	28.2	1915	34.5	1915	43.2	1904	54.4	1904	59.8
4	1934	18.3	1904	22.4	1921	26.2	1921	31.0	1926	36.8	1921	46.0	1921	53.9
5	1929	16.8	1926	21.3	1926	24.6	1926	30.0	1921	35.6	1926	41.9	1926	46.5
6	1926	15.8	1934	20.3	1934	23.4	1931	28.0	1914	33.8	1914	38.1	1917	41.7
7	1931	13.0	1929	19.8	1929	22.7	1934	26.1	1931	31.8	1931	35.6	1914	39.4
8	1904	11.4	1931	17.3	1931	20.8	1929	25.7	1934	30.5	1917	34.5	1931	38.4
9	1917	9.1	1911	13.2	1911	17.0	1911	24.1	1929	29.0	1934	34.0	1934	37.1
10	1914	7.1	1917	13.0	1917	15.8	1917	21.1	1911	28.2	1929	32.3	1929	35.8
11	1911	5.3	1914	8.9	1914	12.7	1914	20.1	1917	27.7	1911	31.2	1911	34.0

Tabela 4. Intensidade de precipitação em mm h^{-1} para o posto "x" em função do tempo de concentração (t_c) e período de retorno

t_c (min)	Período de retorno (anos)								
	2	5	10	15	20	25	50	75	100
5	123,6	159,0	182,4	195,4	202,8	221,8	233,4	246,0	255,0
10	102,0	127,8	144,6	154,2	160,2	167,4	182,4	191,4	198,6
15	85,8	110,4	126,6	136,2	141,6	147,6	162,6	171,6	177,6
20	76,2	98,4	112,8	121,8	126,0	131,4	144,6	153,0	158,6
25	67,2	86,4	99,0	106,2	110,4	114,6	126,6	133,8	138,6
30	61,2	78,0	89,4	96,0	99,6	103,8	114,6	120,6	124,8
40	51,6	66,6	76,2	81,6	85,2	88,8	97,8	103,2	106,8
50	45,0	58,2	67,2	72,6	75,0	78,6	87,0	91,8	95,4
60	39,6	52,8	61,2	66,0	69,0	72,6	80,4	85,2	88,8
75	32,4	43,2	50,4	54,6	57,0	60,0	66,6	70,8	73,2
90	27,6	37,2	43,2	46,8	48,6	51,0	57,0	60,0	62,4
105	24,0	31,8	37,2	40,2	42,0	43,8	48,6	51,6	54,0
120	21,6	28,2	33,0	35,4	37,2	39,0	43,2	45,6	47,4

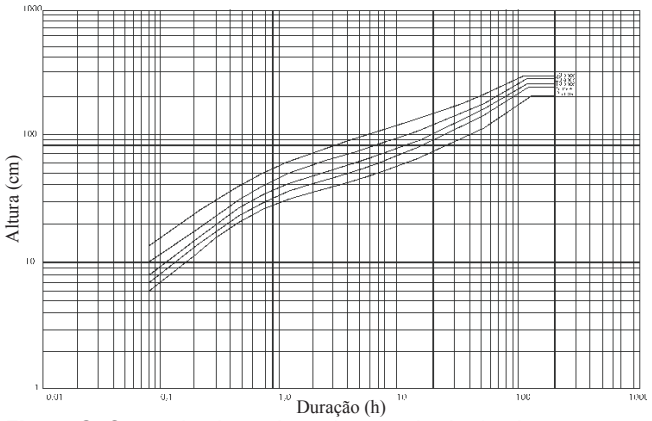


Figura 3. Curva de altura-duração-frequência de chuvas para o posto meteorológico de Piaçabuçu, AL

a duração considerada; a seguir, calcula-se a precipitação ou intensidade (I) de precipitação em mm h^{-1}.

A obra intitulada "Chuvas Intensas no Brasil" de autoria do Engenheiro Otto Pfafstetter (1975) apresenta grande quantidade de curvas provenientes de leitura de pluviógrafos de postos de serviços de meteorologia do Ministério da Agricultura. Nas curvas estão correlacionadas as alturas de precipitação, em milímetros, com as durações e os tempos de recorrência.

Também são apresentadas fórmulas empíricas e tabelas que visam definir precipitações máximas em função da duração e do tempo de recorrência.

Uma outra fórmula e que é bastante utilizada nos Estados Unidos, é a fórmula Cypress e Creek (10).

Fórmula Cypress e Creek

$$Q = 0,00028C \times A^{5/6}$$

em que:

Q - descarga, m^3 seg^{-1};
A - área da bacia, ha; e,
C - coeficiente que engloba características de solo, cobertura vegetal, declividade e condições de precipitação.

O valor "C" pode ser obtido diretamente na área a ser drenada ou nas imediações desta.

Para obter-se o valor desejado é preciso que existam bueiros ou pontilhões sob estradas ou canais, e que se disponha de plantas topográficas para delas obterem-se as áreas das bacias que contribuem para cada ponto de deságüe. De posse desses valores, adicionados do conhecimento, mesmo que aproximado, do tempo de existência de cada estrutura e após obter-se informações, na área, sobre o funcionamento de cada estrutura considerada, se já houve transbordamento, quantas vezes e quando, pode-se então determinar o valor do coeficiente "C" com razoável segurança.

O valor "C" é empregado para obter-se a descarga máxima para determinada recorrência. Só pode ser extrapolado para áreas que apresentem condições de solo, topografia e clima semelhantes.

O Serviço de Conservação de Solos dos Estados Unidos apresenta uma série de tabelas e curvas que visam a obtenção do coeficiente desejado. Para fazer uso das curvas precisa-se, no entanto, de uma série de informações que geralmente não existem em nossas condições, o que limita entre nós o uso da fórmula.

Esta fórmula foi utilizada no cálculo de vazões do sistema de drenagem superficial do projeto Senador Nilo Coelho - Petrolina, PE, com área de 25.000 ha.

A partir de estimativas de vazões máximas ocorridas em bueiros de estradas que cortam a área, observando marcas de nível d'água deixadas, foi possível obter um valor "C" razoavelmente confiável, que no caso foi igual a 35.

Fórmula de McMath

$$Q = 0,0091C \times i \times A^{4/5} \times S^{1/5}$$

em que:

Q - vazão, m^3 seg^{-1};
C - coeficiente de escoamento de McMath;
i - intensidade de chuvas, mm h^{-1};
A - área da bacia, ha; e,
S - declividade no talvegue principal, m m^{-1}.

Na Tabela 5 são apresentados os coeficientes de McMath, sendo o valor "C" a soma dos três coeficientes selecionados para caracterizar a bacia.

Esta fórmula foi obtida em função da fórmula racional, sendo que o valor da intensidade de chuvas é obtido da mesma forma que para a fórmula citada. Possui um fator de redução de área que evita um aumento linear e irreal das vazões em função das áreas de contribuição.

Cálculo da vazão de escoamento superficial pelo método das curvas-número

É um método prático que aparentemente tem resultado na obtenção de valores confiáveis de escoamento superficial. É o método mais utilizado pela CODEVASF para bacias de contribuição maiores que 50 ha.

Tabela 5. Valores representativos de média ponderada de características de bacias, necessários para o cálculo do coeficiente de McMath

Condições de escoamento	Tipo de cobertura vegetal	Tipo de solo	Condições topográficas da bacia
Baixa	Área coberta de gramíneas 0,08	Areia 0,08	Área plana 0,04
Moderada	Cobertura vegetal intensa 0,12	Textura leve 0,12	Ligeiramente ondulada 0,06
Média	Cobertura razoável a rala 0,16	Textura média 0,16	Ondulada a montanhosa 0,08
Alta	Cobertura rala a esparsa 0,22	Textura pesada (argilosa) 0,22	Montanhosa a escarpada 0,11
Muito alta	Cobertura esparsa e solo descoberto 0,30	Textura pesada a área rochosa 0,30	Escarpada 0,15

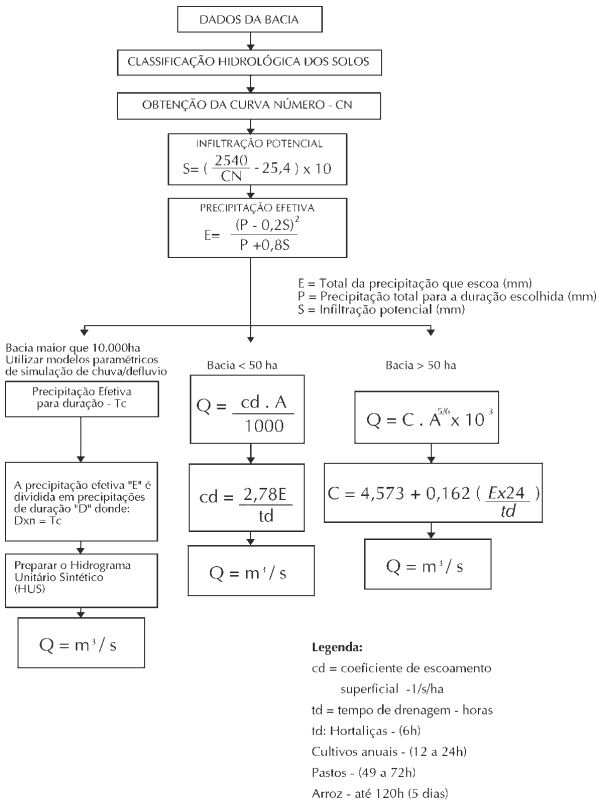


Figura 4. Fluxograma para cálculo da vazão de escoamento superficial

O fluxograma da Figura 4 abaixo indica como proceder no uso do método, enquanto que as Tabelas 6, 7 e 8 orientam

Tabela 6. Dados da bacia

Grupo	Características
A	Baixo potencial de escoamento. Solos que possuem altas taxas de infiltração ainda em condições completamente úmidas. Neste grupo se classificam os solos arenosos e muito bem drenados.
B	Solos que tem taxas de infiltração moderadas quando úmidos. Compreendem principalmente solos profundos e moderadamente profundos, drenagem boa e moderada. Textura de moderadamente fina a moderadamente grossa. São solos que possuem taxas moderadas de transmissão de água.
C	Solos que tem infiltração lenta quando completamente úmidos e consistem principalmente de solos com uma camada que impede o movimento descendente da água, ou que possuem texturas finas a moderadamente fina. Estes solos tem uma lenta transmissividade de água.
D	Alto potencial de escoamento. Solos com uma baixa taxa de infiltração quando completamente molhados. Consistem principalmente de solos argilosos com um alto potencial de expansão, solos com um lençol freático alto e permanente. Solos com fragipan (barreira) ou camada argilosa superficial, e solos muito superficiais sobre uma camada impermeável. Estes solos tem taxa de transmissão de água muito baixa.

Grupos de solo segundo o potencial de escoamento superficial (*) segundo Schwab et al. (1966). Soil and Water Conservation Engineering – p. 105

Tabela 7. Curvas-número (cn) representando escoamento superficial para as condições de solo, cobertura vegetal e umidade abaixo apresentadas (condições de umidade ii e ia = 0,2 S) (*)

Cobertura do solo	Tratamento ou prática	Condição hidrológica	Número da curva			
			A	B	C	D
Cultura em fileiras (milho, algodão, tomate, etc.)	Fileiras retas	Ruim	72	81	88	91
	Fileiras retas	Boa	67	78	85	89
	Fileiras em contorno	Ruim	70	79	84	88
	Fileiras em contorno	Boa	65	75	82	86
	Anterior + terraças	Ruim	66	74	80	82
	Anterior + terraças	Boa	62	71	78	81
Culturas em fileiras estreitas (trigo, arroz)	Fileiras retas	Ruim	65	76	84	88
	Fileiras retas	Boa	63	75	83	87
	Fileiras em contorno	Ruim	63	74	82	85
	Fileiras em contorno	Boa	61	73	81	84
	Anterior + terraças	Ruim	61	72	79	82
	Anterior + terraças	Boa	59	70	78	81
Leguminosas em fileiras estreitas ou forrageiras em rotação (também hortaliças)	Fileiras retas	Ruim	66	77	85	89
	Fileiras retas	Boa	58	72	81	85
	Fileiras em contorno	Ruim	64	75	83	85
	Fileiras em contorno	Boa	55	69	78	83
	Anterior + terraças	Ruim	63	73	80	83
	Anterior + terraças	Boa	51	67	76	80
Pastagens (pastoreio)		Ruim	68	79	86	89
		Regular	49	69	79	84
		Boa	39	61	74	80
	Fileiras em contorno	Ruim	47	67	81	88
	Fileiras em contorno	Regular	25	59	75	83
	Fileiras em contorno	Boa	6	35	70	79
Pastagens (feno)		Boa	30	58	71	78
Floresta ou bosque		Ruim	45	66	77	83
		Regular	36	60	73	79
		Boa	25	55	70	77

* Boa - Cobertura em mais de 75% da área; Regular - entre 50 e 75%; Ruim - menor de 50% da área; Ia = água inicial retida (plantas, empoçamento e água que se infiltra antes do início do escoamento superficial. (*) Segundo Schwab et al. (1966). Soil and Water Conservation Engineering - p. 104

Tabela 8. Fatores de conversão de curvas-número para as condições I e III para Ia = 0,2 S * Curva-número para a condição II

Curva-número para a condição II	Fator de conversão de curva número II para	
	Condição I	Condição III
10	0,40	2,22
20	0,45	1,85
30	0,50	1,67
40	0,55	1,50
50	0,62	1,40
60	0,67	1,30
70	0,73	1,21
80	0,79	1,14
90	0,87	1,07
100	1,00	1,00

* Segundo Schwab et al. (1966). Soil and Water Conservation Engineering – p. 106

como obter os dados necessários para os cálculos de que trata o fluxograma.

Valores de curva-número para as condições anteriores de precipitação podem ser obtidos utilizando- se os fatores constantes da Tabela 8.

Precipitações dos 5 dias anteriores à chuva considerada:

Condição	(mm)
I	0 - 35
II	35 - 52
III	Mais de 52

Exemplo de cálculo de escoamento superficial Bacia de 400 ha.

a) Método - curvas-números

- Grupo hidrológico - B
- CN = 75
- Infiltração potencial
- Tempo de concentração

$$Tc = 0,0195\ K\ 0,77$$

sendo,

$$K = \sqrt{\frac{L^3}{H}}$$

- Para L = 4 770 m e H = 6,5 m, Tc = 168 min = 2 h e 50 min ou 2,8 h.
- Para Tc = 2 h e 50 min. e TR = 10 anos, a precipitação total estimada para a área é P = 44 mm.
- Precipitação total que escoa é igual

$$E = \frac{(44 - 0,2 \times 84,7)^2}{44 + 0,8 \times 84,7} = 6,25\ mm$$

- Calculo de vazão de escoamento superficial

$$Q = CA^{5/6} \times 10^{-3}$$

$$C = 4,573 + \frac{0,162(E \times 24)}{Td}$$

$$C = 4,573 + \frac{0,162(6,55 \times 24)}{2,8} = 13,7$$

$$Q = 13,7 \times 400^{5/6} \times 10^{-3} = 2,0\ m^3\ s^{-1}$$

b) Fórmula Cypress e Creek

$$Q = 0,00028CA^{5/6}$$

Para 0,00028 C = 0,01, obtido a partir de estimativas de campo provenientes de estruturas existentes em área com condições que, mais ou menos, se aproximam da área do projeto formoso de Irrigação, obtêm-se:

$$Q = 0,01 \times 400^{5/6}$$

$$Q = 1,47\ m^3\ s^{-1}$$

c) Fórmula de McMath

$$Q = 0,0091CiA^{4/5}S^{1/5}$$

em que:

S - declividade em m m^{-1} (S = 6,5 m/4.770 m).

$$Q = 0,0091 \times 0,38 \times 5,04 \times 10.000^{4/5} \times \left(\frac{7,7}{18.400}\right)^{1/5} = 5,85\ m^3\ s^{-1}$$

Esta fórmula não deve ser recomendada principalmente para áreas grandes.

$$Q = 0,0091 \times 0,38 \times 15,7 \times 400^{4/5} \times 0,00136^{1/5} = 1,75\ m^3\ s^{-1}$$

$$Q = 1,75\ m^3\ s^{-1}$$

d) Fórmula Racional

$$Q = \frac{CIA}{360} = \frac{0,35 \times 15,7 \times 400}{360} = 6,1\ m^3\ s^{-1}$$

Q = 6,1 m^3 s^{-1} - valor muito alto. Não é recomendado o seu uso para áreas maiores que 50 ha.

Bacia de 10.000 ha

a) Método das curvas-número:

- Tempo de concentração - Tc = 0,0195 k0,77

$$k = \sqrt{\frac{L^3}{H}} = \sqrt{\frac{(18.400)^3}{7,7}} \therefore Tc = 749\ min \therefore Tc = 12,5\ h$$

$$S = \frac{2.540}{75} - 25,4 = 8,47 \text{ cm} = 84,7 \text{ mm}$$

- Precipitação total para a duração escolhida

$$P = 64 \text{ mm}$$

- Total da precipitação que escoa

$$E = \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S} = \frac{(64 - 0,2 \times 84,7)^2}{(64 + 0,8 \times 84,7)} = 16,8 \text{ mm}$$

- Coeficiente de escoamento

$$C = 4,573 + \frac{0,162(Ex24)}{td}$$

$$C = 4,573 + \frac{0,162(16,8 \times 24)}{12,5} = 9,8$$

- Vazão do dreno

$$Q = CA^{5/6} \times 10^{-3} = 9,8 \times 10.000^{5/6} \times 10^{-3} = 21,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$$

b) Fórmula Cypress e Creek

$$Q = 0,01A^{5/6}$$

$$Q = 0,01(10.000)^{5/6} = 21,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$$

$$Q = 21,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$$

Cálculo para duração maior que o tempo de concentração

Área de várzea argilosa contendo 120 ha de arroz irrigado. Assume-se:

- Tolerância da cultura do arroz à submersão = 6 dias.
- Perdas de água das chuvas por infiltração, evaporação e transpiração = 15%.

$$Q = \frac{CIA}{360}$$

Área = A = 120 ha

Duração da chuva = 6 dias ou 144 horas. Recorrência assumida = 10 anos

- Para 144 horas de duração e 10 anos de recorrência encontra-se, na Figura 3, uma lâmina de chuva de 245 mm.

$$I = \frac{245 \text{ mm}}{144 \text{ h}} = 1,69 \text{ mm h}^{-1}$$

O coeficiente de escoamento superficial é a relação entre o volume escoado e o volume precipitado; como 15% da água precipitada se infiltra e evapora, restam, para escoar, 85% do total ou

$$C = \frac{\text{volume escoado}}{\text{volume precipitado}} = \frac{85}{100} = 85\%$$

$$Q = \frac{0,85 \times 1,69 \times 1,20}{360} = 0,48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$$

- A vazão neste caso pode também ser estimada da seguinte forma

$$Q = \frac{0,85 \times 0,245\text{m} \times 120 \times 10.000^2}{144 \times 60 \times 60} = 0,48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$$

Neste caso o método racional pode ser usado para áreas maiores que 50 ha, desde que haja segurança quanto ao cálculo estimativo da lâmina de chuvas do período considerado, mesmo ocorrendo chuvas convectivas que geralmente cobrem áreas pequenas.

Em função das condições especificas de dedução de cada fórmula ou método de determinação da vazão de escoamento superficial e suas limitações e não existindo uma fórmula específica ou adaptada para as condições da área a ser estudada, recomenda-se:

- Áreas de até 50 ha - usar o método ou fórmula racional.
- Para áreas de 50 ha até cerca de 400 ha, utilizar valores médios obtidos entre a fórmula de McMath e o método das curvas-número, tomando valores nunca inferiores aos obtidos pela fórmula racional para área de até 50 ha.
- Para áreas de bacias situadas entre 400 e 2000 ha, usar preferencialmente os valores da curva que une dados obtidos para 400 ha e o valor obtido através do método das curvas-número para bacia de contribuição de 2000 ha.
- Na falta de dados de chuvas e em última opção, poderá ser usada a fórmula Cypress Creek, desde que sejam obtidas informações confiáveis no campo.
- Para áreas de contribuição maiores que 2000 ha, usar método das curvas-número.
- Para áreas maiores poderá ser usado, como opção, hidrograma de escoamento superficial.

Dimensionamento de sistemas de drenagem

O dimensionamento dos sistemas de drenagem é comumente feito utilizando-se a fórmula de Manning onde:

$$Q = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2} A$$

em que:

Q - vazão, $m^3 s^{-1}$;
n - coeficiente de rugosidade;
R - raio hidráulico, A/P;
S - declividade do dreno, $m\ m^{-1}$; e,
A - área do dreno, m^2.

Na Figura 5 é apresentado desenho esquemático de dreno trapezoidal, onde:

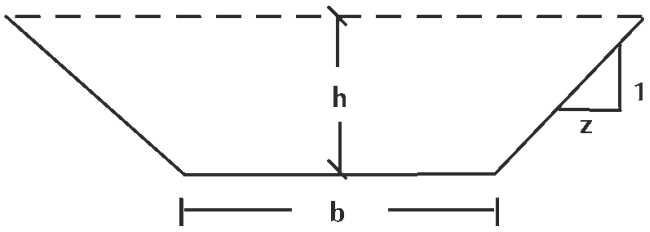


Figura 5. Seção trapezoidal de dreno

$$A = bh + h^2 z$$

$$P = b + 2h\sqrt{1 + Z^2}$$

em que:

b - base menor, m;
h - altura considerada, m;
z - talude, m; e,
p - perímetro molhado, m.

A vazão de um dreno é igual a sua sessão vezes a velocidade média de fluxo, onde:

$$Q = VA$$

$$V = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2}$$

em que:

V - velocidade, m s^{-1}.

Seção mais eficiente de um dreno

É aquela que mais se aproxima da forma semicircular, no entanto, em drenagem dificilmente pode- se seguir este princípio, tendo em vista os seguintes fatos:

- Talude - é uma função das características do solo a ser drenado.

- Profundidade - é definida em função da posição da área em relação ao ponto de descarga; da profundidade da camada que apresente resistência ao corte ou ainda em função da necessidade ou não de drenar também o perfil do solo.

- Largura - geralmente de 0,50; 0,80; 1,00; 1,50 ou 2,00 m, dependendo da profundidade e vazão de projeto e também do tipo de equipamento de escavação disponível.

Para o dimensionamento de drenos abertos são apresentados nas Tabelas 9, 10 e 11 valores de coeficientes de rugosidade, velocidades de fluxo da água e taludes compatíveis com os diversos tipos de solo

Dreno parcelar

É um dreno raso que tem como finalidade principal coletar os excedentes de irrigação do lote ou parcela. Tem em geral a forma de "V" com talude que de um lado pode ser, por exemplo, de 1:1. Do outro, o talude deve ser suave, podendo ser de 1:10 ou mais. De início a sua construção pode fazer parte das obras de preparo do lote para a irrigação. É um dreno que pode ser destruído e refeito após cada cultivo, principalmente quando se trata de irrigação por gravidade, em sulcos. Pode ter profundidade ligeiramente superior à dos sulcos, devendo ser reconstruído pelos ocupantes do lote, após cada cultivo, empregando sulcadores apropriados, enxada, motoniveladora, etc.

De uma maneira geral, as atribuições de um engenheiro de drenagem terminam quando começa o dreno parcelar, sendo que a drenagem de projeto vai obrigatoriamente até esse nível.

Obras complementares

Bueiros, quedas, pontes, pontilhões são as obras complementares mais comuns. São projetadas geralmente em escala 1:50, devendo a topografia do local de cada obra

Tabela 9. Coeficientes de rugosidade de Manning

Características dos drenos	Coeficiente
Drenos cortados em rocha, trechos retos e regulares	0,035
Drenos retos, bem limpos e regulares	0,023
Drenos de seção grande e bem limpo	0,032
Drenos largo, profundo escavado em solo	
Drenos em solo aluvial e com vegetação pouco densa	0,030
Drenos com vegetação intensa	0.040
Drenos com pequena seção	0,040
Drenos com pouca irregularidade e limpos	0,035
Drenos de seção média, fundo e taludes irregulares e vegetação densa	0,045
Drenos escavados com draga, talude e fundo irregulares e com vegetação rala	0,045
Drenos com paredes irregulares, escavados com draga e muita vegetação em seu leito	0,080

Tabela 10. Velocidades máximas de fluxo d'água recomendadas em função do tipo de solo

Textura do solo	Vel (m s^{-1})
Argiloso (argila 1:1 fortemente cimentada, tipo argilito)	1,8
Argilosa (argila 1:1)	1,2
Argilosa (argila dispersiva)	0,4*
Franco argilosa	0,8
Franca	0,9
Franco arenosa e areia fina	0,7
Cascalho fino	1,5
Cascalho grosso	1,8
Velocidade mínima para evitar deposição de silte ou areia fina	0,3
Mínima para evitar a germinação de ervas daninhas	0,5
Mínima para inibir o crescimento de ervas daninhas	0,8

* Sugerido em função de problemas encontrados. Não existem valores experimentais.

Tabela 11. Taludes de drenos recomendados em função do tipo de solo

Tipo de solo	Talude (V : H)
Solo turfoso	1 : 0 a 1 : 0,25
Argiloso pesado	1 : 0,5 a 1 : 1
Argiloso e franco siltoso	1 : 1 a 1 : 1,5
Franco arenoso	1: 1,5 a 1: 2
Areia	1 : 2 a 1 : 3

Obs.: Para argilas dispersivas não existem dados. Supõe-se que o melhor é implantar o dreno e vegetar artificialmente as suas paredes para protegê-las da erosão principalmente pelo impacto das águas da chuva.

ser feita em nível de detalhe. Na parte referente a anexos são apresentadas plantas-tipo para diferentes obras.

Drenagem de áreas com altos teores de matéria orgânica

Nestas áreas é comum o fenômeno da subsidência, podendo haver, em casos especiais, rebaixamento de até 50 cm. Freqüentemente as valas são abertas e após o rebaixamento do material, devido à oxidação são, então, aprofundadas. A oxidação da matéria orgânica se dá após a drenagem e ocupação pelo ar dos poros do solo, devido à ação de bactérias aeróbicas, que convertem a matéria orgânica em dióxido de carbono. A subsidência é também devida à perda de suporte do solo com a eliminação de água. Observações feitas em solos orgânicos da Europa e dos Estados Unidos indicam que há em média um rebaixamento da ordem de 2,5 cm/ano e que a subsidência é uma função da espessura da camada drenada ou profundidade do lençol freático. Nos primeiros anos após a drenagem a subsidência é maior devido à compactação inicial sofrida pelo solo drenado. Onde não existam dados referentes à subsidência, pode-se assumir que haverá, com o tempo, um rebaixamento da ordem de 25 a 35% em relação à profundidade inicial dos drenos.

Escavação de drenos

É feita com emprego de dragas, para drenos de grandes dimensões ou retroescavadeira, para drenos menores. É conveniente, sempre que os drenos forem de dimensões pequenas confeccionar e utilizar na retroescavadeira uma concha de forma trapezoidal. A implantação de drenos pode ser também manual, o que torna o serviço em geral muito caro e demorado, só se justificando para trabalhos de pequena monta e quando não existe máquina na proximidade da área a ser drenada. Para pequeno volume de trabalho, o transporte de uma máquina situada a grande distância pode tornar o seu emprego economicamente inviável, devido principalmente a componente relativa a custo de transporte. Deve-se ter sempre em mente que os trabalhos de escavação de drenos jamais devem ser feitos sem acompanhamento topográfico, com checagem de cotas de fundo, para que a sua escavação seja feita de acordo com a declividade do projeto.

Nomenclatura dos drenos

As denominações de cursos d'água existentes, de fluxo temporário ou permanente, devem ser mantidas.

A nomenclatura, sempre que se tratar de rede de drenagem de grande porte, deve ser codificada conforme segue de acordo com a norma da ABNT (1998a), NBR 14143:

1º Espaço - Letra D (maiúscula)

2º Espado - Letras P, S, T ou Q, identificando respectivamente, o dreno principal, secundário, terciário ou quaternário.

3º e 4º Espaços - Número correspondente ao dreno principal, ou zero, caso não haja mais de um dreno considerado como principal;

5º e 6º Espaços - Número, a partir de 01, correspondente ao dreno secundário;

7º e 8º Espaços - Número, a partir de 01, correspondente ao dreno terciário;

9º e 10º Espaços - Número, a partir de 01, correspondente ao dreno quaternário.

O dreno DPO1 será sempre aquele cujas águas desembocam mais a jusante do maior coletor natural (rio, riacho ou talvegue). Os demais drenos principais serão denominados de jusantes para montante segundo a ordem de deságue.

Para drenos secundários, terciários e quaternários, o número correspondente ao dreno deve estar em ordem crescente, de jusante para montante. Quando dois drenos desaguarem em um mesmo ponto, a numeração será crescente da esquerda para a direita.

Existem todavia situações em que não é possível enumerar os drenos principais (DP) de acordo com o esquema proposto. Nesses casos, sugere-se que o DP 01 seja o de maior porte e os demais sejam enumerados no sentido horário. A Figura 6 exemplifica o procedimento proposto.

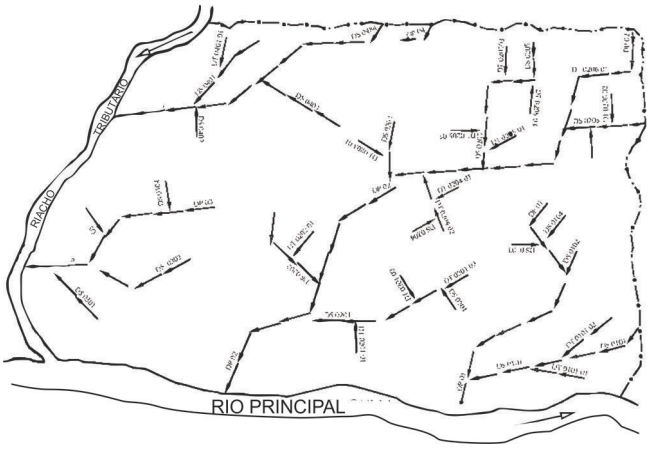


Figura 6. Desenho esquemático mostrando a nomenclatura do sistema de drenagem (NBR 14143) (ABNT, 1998a)

Conservação e manutenção de drenos

O ideal é que cada dreno, imediatamente após a sua escavação, tivesse as suas paredes cobertas com vegetação de porte rasteiro para evitar a erosão de seus taludes.

Em áreas úmidas e de solos férteis em profundidade, essa cobertura é feita espontaneamente por plantas nativas em curto período de tempo. Em áreas menos favorecidas pelas condições climáticas e de solo, as paredes dos drenos se mantém parcialmente desnudas ou desprotegidas por longos períodos de tempo, o que facilita a erosão de seus taludes.

O plantio de gramíneas ou leguminosas de pequeno porte em taludes de drenos, com fins de protegê-los, não tem sido feito até o momento em nosso país por ser uma prática muito onerosa, mesmo sendo empregado o processo da hidrossemeadura.

O problema de proteção de taludes se torna mais necessário em áreas onde há predominância de argila expansiva tipo 2:1 (Teor de argila natural baixo).

Em casos como esses, tudo indica que a melhor opção é proteger as paredes do dreno, imediatamente após a sua escavação, por meio do plantio de vegetação apropriada.

Quanto à limpeza de vegetação, é geralmente feita manualmente através de roçagem. Esta deveria, para drenos de seções maiores, ser sempre feita com o emprego de máquinas apropriadas, constituídas de ceifadeira hidráulica de braço móvel e ajustável, acoplada a trator de roda, que poderia roçar não só as paredes como também o fundo do dreno.

No caso de desassoreamento, este também pode ser feito manualmente, para drenos pequenos, ou mecanicamente para drenos maiores sempre que a operação for julgada necessária.

Drenagem Subterrânea

Existem muitas fórmulas para o cálculo do espaçamento entre drenos. A escolha da fórmula a ser usada vai depender das características do perfil do solo da área a ser drenada, principalmente no que se refere a profundidade da barreira e às características dos horizontes ou camadas de solo.

As fórmulas mais comumente empregadas são:

- Fluxo contínuo

Donnan (fluxo horizontal)

Hooghoudt (fluxo horizontal e radial), Ernst(fluxo vertical,horizontal e radial)

- Fluxo variável

Glover-Dumn (fluxo horizontal), Boussinesq (fluxo horizontal)

Fórmula de Donnan

Foi desenvolvida para fluxo horizontal proveniente de irrigação, tendo sido empregada com êxito no Vale Imperial da Califórnia - EUA.

Condições de uso;

- Fluxo permanente com lençol freático constante;
- Fluxo somente horizontal;
- Solo homogêneo até a barreira;
- Sistema de drenos paralelos e infinitos;
- Recarga homogeneamente distribuída.

O Cálculo do espaçamento entre drenos é dado pela fórmula:

$$L^2 = \frac{4K\left(B^2 - D^2\right)}{R}$$

em que os parâmetros são ilustrados através da Figura 7, sendo:

L - espaçamento entre drenos, m;

K - condutividade hidráulica, m dia^{-1};

B - altura do lençol freático em relação ao impermeável, no ponto médio entre drenos, m;

D - distância entre a superfície da água, na vala ou tubo de drenagem e a barreira, m; e,

R - coeficiente de drenagem subterrânea ou recarga, m dia^{-1}.

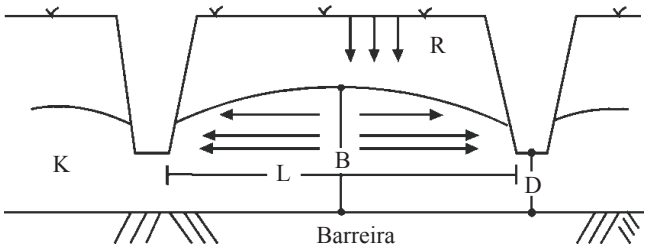


Figura 7. Desenho mostrando os parâmetros da fórmula do Donnan

Se a vala ou tubos de drenagem estiverem sobre o impermeável a fórmula fica reduzida a:

$$L^2 = \frac{4KB^2}{R}$$

Esta fórmula é mais recomendada para solos rasos a serem drenados por valas abertas com bases inferiores situadas próximo da barreira.

Fórmula de Hooghoudt

Foi desenvolvida por Hooghoudt, na Holanda, para fluxo horizontal e radial. Utiliza as mesmas suposições que a fórmula de Donnan, tendo após sua dedução sido incluído o fluxo radial.

Dedução da fórmula

A dedução da fórmula baseia-se nos seguintes princípios:

- Fluxo de água contínuo, com drenos paralelos e equidistantantes;
- Gradiente hidráulico em qualquer ponto do terreno igual à inclinação do lençol freático sobre o ponto considerado - dy / dx.

Esse princípio baseia-se na hipótese de Dupuit - Forchheimer que considera que o fluxo ocorre em trajetória horizontal, o que na realidade não ocorre, principalmente nas imediações dos drenos onde as linhas de fluxo são notadamente curvas;entretanto para os pontos onde a declividade da superfície do lençol for pouco inclinada, a hipótese de D F pode ser considerada como válida para:

- Solo homogêneo, portanto com um único valor de condutividade hidráulica representativo do perfil do solo.
- Fluxo da água em solo saturado segundo os princípios da Lei de Darcy.
- Existência de barreiras abaixo das linhas de dreno a uma profundidade - d.
- Existência de uma recarga contínua - R.
- Origem das coordenadas (referência) tomada sobre a barreira, situada abaixo das linhas de dreno.

Esquema para dedução da formula, concebido por Houghoudt é apresentado na Figura 8.

Observa-se que um plano vertical, que passe pelo centro, entre dois drenos consecutivos, divide a Figura 8 em duas partes iguais com dois sentidos de fluxo.

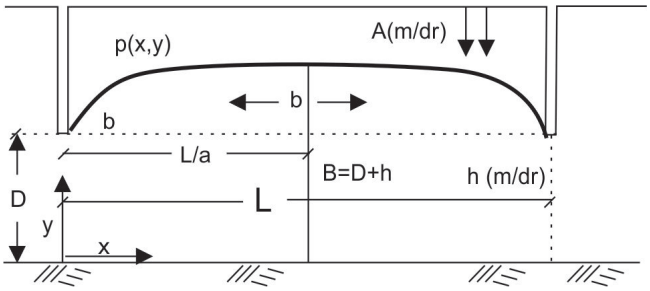


Figura 8. Desenho ilustrativo da dedução da formula de Hooghout para o cálculo do espaçamento entre drenos subterrâneos

Toda água que penetre no solo pelo lado esquerdo do plano flui para o dreno situado deste lado, o mesmo ocorrendo para o lado oposto.

Ao considerar-se uma seção situada entre o dreno e o plano divisor de fluxo, tem-se que o volume de água que passa por essa seção ou plano vertical, tendo como limites as superfície do lençol e a barreira,considerando-se uma largura unitária, é igual a recarga (R) multiplicada pela distância entre essa seção e o plano situado entre os drenos ou:

$$qx = Rx\left(\frac{L}{2} - X\right)$$

Aplicando-se a lei de Darcy, pode-se obter uma segunda equação para o fluxo de água, ou seja: qx = K i

$$A = K\frac{dy}{dx}y$$

Igualando-se as equações tem-se:

$$Rx\left(\frac{L}{2} - X\right) = K\frac{dy}{dx}y$$

$$Kydy = Rdx\left(\frac{L}{2} - X\right)dx$$

A equação pode ser integrada entre os limites:

X = 0 e Y = D (para fins práticos despreza-se o valor "b" por ser muito pequeno).

X = L/2 e Y = B = D + h.

$$K\int_{d}^{b} y\cdot dy = r\cdot\int_{0}^{L/2}\left(\frac{L}{2} - X\right)dx$$

$$K\int_{d}^{b} y\cdot dy = K\frac{Y^2}{2}\int_{d}^{b} = K\left(\frac{B^2}{2} - \frac{D^2}{2}\right)$$

$$R\int_{0}^{L/2}\left(\frac{L}{2} - X\right)dx = R\int_{0}^{L/2}\frac{L^2}{2}dx$$

$$R\frac{L}{2}x\int_{0}^{L/2} - R\frac{X^2}{2}\int_{0}^{L/2} = R\frac{L}{2}\left(\frac{L}{2} - 0\right) - R\frac{1}{2}\left(\frac{L}{2}\right)^2 - 0$$

$$\frac{1}{2}K\left(B^2 - D^2\right) = \frac{1}{4}RL^2 - \frac{1}{8}RL^2 = L^2\frac{R}{8}$$

$$\frac{1}{2}K\left(B^2 - D^2\right) = L^2\frac{R}{8}$$

$$L^2 = \frac{4K\left(B^2 - D^2\right)}{R};\ \text{como } B = D + h$$

$$L^2 = \frac{4K\left(2Dh - h^2\right)}{R}$$

$$L^2 = \frac{4Kh}{R}\left(2D + h\right)$$

A fórmula aplica-se para drenos

L - espaçamento entre drenos, m;

K_1 - condutividade hidráulica acima do nível dos drenos, m dia^{-1}; e,

K_2 - condutividade hidráulica abaixo do nível dos subterrâneos, tipo vala aberta ou drenos tubulares.

A fórmula de Hooghoudt, a princípio, não considerava o fluxo radial que ocorre abaixo da linha dos drenos, no que o seu emprego resultava em grandes distorções para os espaçamentos maiores quando a barreira se encontrava mais profunda.

Para barreira situada a 2,0 m abaixo das linhas de dreno o erro já era significativo.

Para resolver o problema foi introduzido, pelo autor, o conceito de profundidade equivalente da barreira (d) onde os valores das distâncias entre o fundo dos drenos e a barreira (D) são substituídos, na fórmula, por valores menores obtidos através de tabela ou cálculos.

É recomendada para solos homogêneos, ou seja, com uma única camada ou horizonte até a barreira, ou para solos com dois horizontes onde os drenos ficariam situados na transição destes, conforme ilustrado na Figura 9, sendo:

$$L^2 = \frac{8Kdh}{R} + \frac{4K_1h^2}{R}$$

Para

$$K_1 = K_2, L^2 = \frac{4Kh}{R}\left(2d + h\right)$$

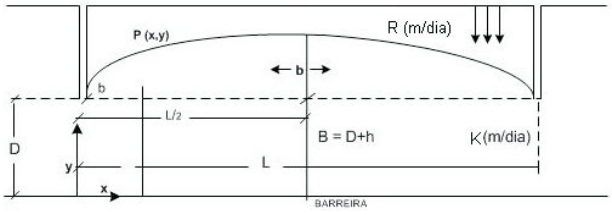


Figura 9. Desenho mostrando os parâmetros utilizados na fórmula de Hooghoudt

$$L^2 = \frac{4Kh^2}{R}$$

Para d = 0, drenos-m dia^{-1};

h - altura do lençol freático no ponto médio entre drenos, m;

D - espessura da camada de solo saturado entre o fundo do dreno e a barreira, m;

d - espessura do estrato equivalente, m; e,

R - coeficiente de drenagem subterrânea, m dia^{-1}.

Estrato equivalente

Na fórmula de Hooghoudt foi introduzido um fator de resistência radial, representado pela letra "d" ou espessura do estrato equivalente, para compensar a resistência ao fluxo que ocorre nas proximidades dos drenos.

O estrato equivalente d é obtido utilizando a correção proposta por van Beers (citado por Duarte, 2015):

$$L = L_0 - C$$

$$C = d \ln\left(dp^{-1}\right)$$

em que:

L - espaçamento entre dreno, m;

L_0 - espaçamento entre dreno obtido com d = D;

C - coeficiente de ajuste;

d - D espessura da camada de solo saturado entre o fundo do dreno e a barreira m; e,

p - metade do perímetro molhado m.

Exemplo de uso da fórmula

- Drenos instalados a 1,30 m de profundidade e lençol a 0,80 m da superfície do terreno:
- K = condutividade hidráulica = 0,3 m dia^{-1};
- h = altura do lençol freático no ponto médio entre drenos = 0,50 m (1,30 - 0,80 m);
- R = coeficiente de drenagem subterrânea = 0,008 m dia^{-1};
- D = espessura da camada de solo situada entre o fundo do dreno e a barreira = 1,70 m;
- p = metade do perímetro molhado do tubo = 0,103 m.

Obtenção da espessura do estrato equivalente:

$$L = L_0 - C$$

$$C = d \ln\left(dp^{-1}\right)$$

$$d = 1,70 \text{ m}$$

$$L_1 = \frac{4Kh}{R}\left(2d + h\right)$$

$$L^2 = \frac{4 \times 0,3 \times 0,5}{0,08}\left(2d + 0,5\right) = 75\left(2d + 0,5\right)$$

$$L = 17,1 \text{ m}$$

$$C = 1,7 \ln\left(\frac{1,7}{0,103}\right) = 4,77$$

$$L = 17,1 - 4,77 = 12,3 \text{ m}$$

Fórmula de Ernst

Condições de uso

Foi desenvolvida para condições de solos que contenham dois ou mais horizontes, onde a fórmula de Hooghoudt não possa ser aplicada.

O princípio geral de desenvolvimento da fórmula consiste na divisão das perdas de carga hidráulica durante o fluxo da água em 3 componentes, conforme ilustrado na Figura 10.

$$h = h_h + h_v + h_r$$

em que:

h - perda total de carga hidráulica, m;

h_h - perda de carga hidráulica devido ao componente de fluxo horizontal, m;

h_v - perda de carga hidráulica devido ao componente de fluxo vertical, m; e,

h_r - perda de carga hidráulica devido ao componente de fluxo radial, m.

$$h = R\frac{D_u}{K_u} + R\frac{L^2}{8\sum(KD)h} + R\frac{L}{\pi K_r}\ln\frac{aDr}{p}$$

o que resulta em uma equação de 2º grau, do tipo $ax^2 + bx + c = 0$, em que:

L - Espaçamento entre drenos - m

R - coeficiente de drenagem subterrânea, m dia^{-1};

Dv - espessura da camada onde ocorre fluxo vertical, m;

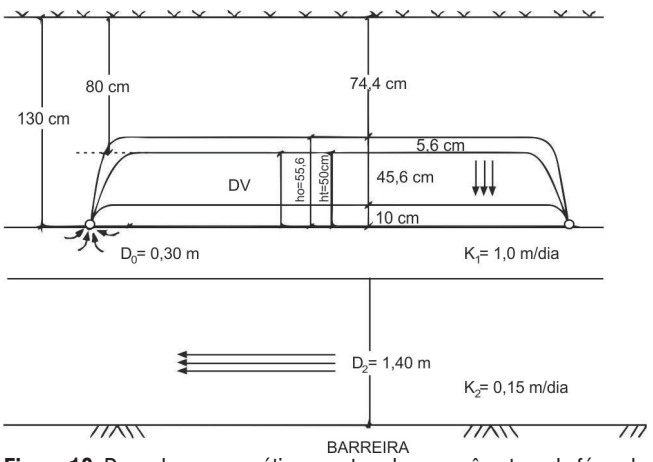


Figura 10. Desenho esquemático mostrando os parâmetros da fórmula de Ernst

Kv - condutividade hidráulica da camada onde ocorre fluxo vertical, m dia^{-1};

h - altura do lençol freático no ponto médio entre drenos, m;

Kr - condutividade hidráulica da camada onde ocorre fluxo radial, m dia^{-1};

Dr - espessura da camada onde ocorre fluxo radial, m;

a - fator geométrico para fluxo radial = 4,2 (nomograma xv, pág. 189 - Millar, 1974); e,

p - perímetro molhado do dreno, m.

Exemplo

Lâmina a ser drenada devido ao rebaixamento do lençol freático de 74,4 cm para 80 cm de profundidade em período de 3 dias;

h = Altura do lençol freático no ponto médio entre drenos = 0,50 m; R = (55,6 cm - 50 cm) x 0,10/3 = 0,19 cm dia^{-1} = 0,0019 mm dia^{-1};

L = Espaçamento entre drenos - m;

Kv = Condutividade hidráulica para fluxo vertical = 1,0 m dia^{-1};

Kr = Condutividade hidráulica na camada com fluxo radial = 1,0 m dia^{-1}; Dv = Espessura da camada onde ocorre fluxo vertical = 0,50 m dia^{-1};

Dr = Espessura da camada onde ocorre fluxo radial = 0,30 m dia^{-1};

a = Fator geométrico para fluxo radia l = 4,2, obtido da Figura 11 ou nomograma de Ernst para K2 / K1 = 0,15 eD2/ D0 = 4,7;

p = Perímetro molhado = 0,13 m.

$$0,50 = 0,0010\frac{0,50}{1,0} + 0,0010\frac{L^2}{8(1\cdot 0,80 + 0,15\cdot 1,40)0,50} + + 0,010\frac{L}{p\cdot 1,0}\,Ln\frac{4,2\cdot 0,30}{0,13}$$

$$0,50 = 0,095 + 0,0007L^2 + 0,00137L$$

$$0,00047L^2 + 0,004L - 0,50 = 0$$

$$L = 34\ m$$

Fórmula de Glover-Dumm - fluxo variável

As fórmulas de fluxo variável não trabalham diretamente com valores de recarga e sim com os valores de porosidade drenável e tempo estimado de rebaixamento do lençol freático até uma profundidade prefixada. Porosidade drenável é o volume de poros de um volume de solo, saturado, que fica livre de água quando submetido a uma tensão de 6 kPa (59,2 cm de coluna de água). A porosidade drenável pode ser obtida em mesa de tensão, em laboratório, o que é trabalhoso e dispendioso, razão pela qual é obtida, normalmente em função da média dos valores de c. hidráulica saturada de campo, com o uso da fórmula. V2 = k (m dia^{-1})/100

Foram desenvolvidas considerando que a irrigação não é um processo contínuo a sim aplicada por um determinado período e intervalo de tempo. A Figura 12 ilustra o emprego da fórmula a seguir:

$$L^2 = \frac{\pi^2 K(d+h)t}{V\times Ln(1,16h_0/h_t)}$$

em que:

K - condutividade hidráulica = 0,3 m dia^{-1};

t - tempo de drenagem = 3 dias;

V - porosidade drenável = 0,055;

ho - altura máxima assumida para o lençol freático no ponto médio entre drenos = 0,93 m;

ht - altura assumida para o L freático, no ponto médio entre drenos, após um determinado tempo = 0,50 m;

d - profundidade do estrato equivalente = 0,88 m.

$$h = \frac{(ho+ht)}{4} = 0,36\ m$$

$$L^2 = \frac{\pi^2 0,3(0,88+0,36)3}{0,055\times Ln\left(1,16\frac{0,93}{0,50}\right)}$$

$$L = 16,14$$

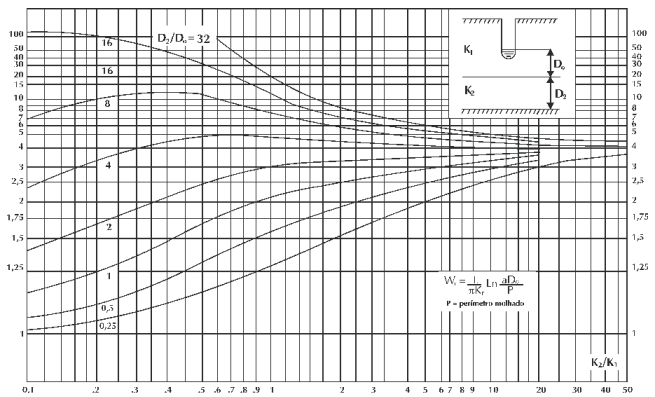


Figura 11. Nomograma para a determinação do fator geométrico "a" da fórmula de Ernst para o cálculo da resistência radial (Wr)

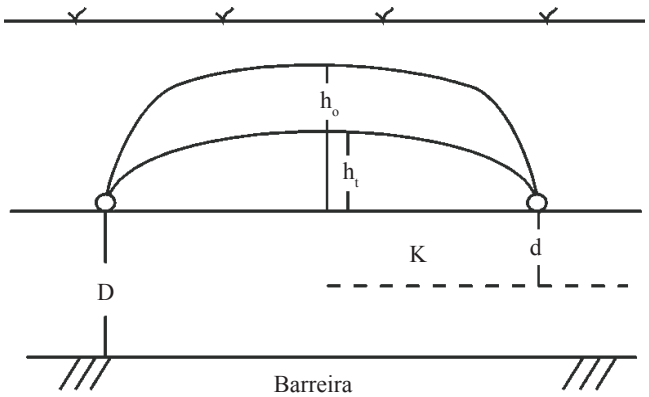


Figura 12. Desenho mostrando os parâmetros da fórmula de Glover-Dumn

As recomendações contidas na literatura sempre apontam para um ajuste no espaçamento entre drenos para valores maiores, havendo inclusive sugestões para dobrar o espaçamento e se necessário implantar posteriormente linhas intermediárias.

Para o caso deste trabalho julga-se conveniente implantar o sistema com espaçamento entre drenos de 20,0 m e observar o seu desempenho para as chuvas de projeto.

Neste caso, por se tratar de fluxo variável, a fórmula de Glover-Dumm é mais adequada.

Fórmula de Boussinesq

A fórmula é apropriada para barreira situada próxima da zona radicular, onde o dreno, por problema de profundidade da barreira, deve ser situado sobre a mesma, para que seja aproveitada, ao máximo, a profundidade efetiva do solo. O seu uso é idêntico ao da fórmula de Glover-Dumn, conforme ilustrado na Figura 13, com exceção da existência de fluxo radial.

$$L^2 = \frac{4{,}46 K h_0 h_t t}{V(h_0 - h_t)}$$

Exemplo de cálculo:

L - espaçamento entre drenos, m;

K - condutividade hidráulica = 0,27 m dia^{-1};

hi - altura do lençol antes do início das irrigações ou das chuvas.

ho - altura máxima estimada para o lençol freático no ponto médio entre drenos = 1,24 m ;

ht - altura estimada para o lençol freático no ponto médio entre drenos após o tempo de drenagem estimado = 0,60 m;

t - tempo de drenagem assumido 3 dias;

v - porosidade drenável = 0,052.

$$L^2 = \frac{4{,}4 \times 0{,}27 \times 3 \times 1{,}24 \times 0{,}60}{0{,}052(1{,}24 - 0{,}60)} 80{,}76\ m^2$$

$$L = 9{,}0\ m$$

O espaçamento do projeto deve ser de 10 ou 15 m, com a finalidade de reduzir custos de implantação do sistema.

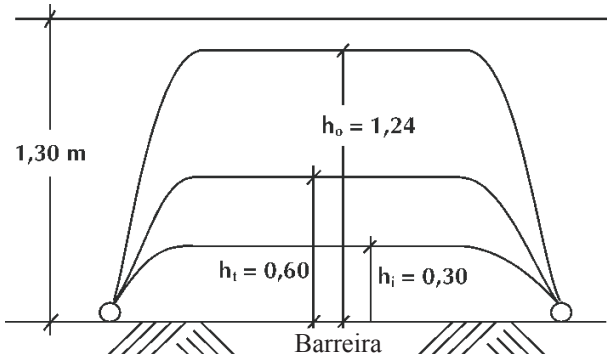


Figura 13. Esquema mostrando os parâmetros da fórmula de Boussinesq

Dimensionamento

O dimensionamento de drenos subterrâneos na realidade se resume ao cálculo dos comprimentos das linhas de drenos, tendo em vista que obrigatoriamente tem-se que trabalhar com os tubos de drenagem existentes no mercado. O primeiro passo consiste então em conhecer os tipos tubo existentes na praça para então, com base em cálculos, definir-se qual a extensão a ser adquirida de cada tipo de tubo no que se refere a diâmetro interno e nominal.

De uma maneira geral é recomendado que os tubos de drenagem trabalhem, para recarga de projeto, a ½ seção ou no máximo ¾ de sua capacidade, o que permite que mesmo após um pequeno assoreamento a linha ainda funcione satisfatoriamente. Um outro motivo dessa folga se deve ao fato de se trabalhar com tubos de pequeno diâmetro e em função de dificuldades em instalar linhas de drenagem com alinhamento vertical perfeito, onde sempre ocorre pequenos desalinhamentos.

Especificações técnicas para fins de implantação de drenos subterrâneos entubados exigem que não ocorram afastamentos do eixo vertical de projeto de mais de 1,0 cm por cada 3,0 m e que esses valores não sejam cumulativos.

O cálculo do comprimento máximo do tubo pode ser feito conforme segue:

a) Cálculo da capacidade do tubo dreno

Como o fluxo de água nos drenos se dá a pressão atmosférica, o cálculo da vazão ou descarga e feita pela fórmula de Manning onde:

$$Q = 1/n\ A\ r^{2/3}\ S^{1/2}$$

em que:

Q - descarga (m^3 s^{-1} ou L s^{-1})

n - coeficiente de rugosidade de Manning

A - área molhada (m^2)

R - raio hidráulico (m)

S - declividade do tubo (m m^{-1})

No caso dos tubos corrugados de drenagem o coeficiente de rugosidade, n = 0,016; em função deste valor e empregando-se a fórmulas acima citada chega-se às seguintes fórmulas simplificadas:

- Dreno trabalhando a ½ seção.

$$Q = 10\ D^{8/3}\ S^{1/2}$$

sendo "D" o diâmetro interno do tubo.

- Dreno trabalhando a ¾ de seção. Área de fluxo - A = 0,63 D2

Perímetro Molhado - P = 2,09 D Raio Hidráulico -R = 0,30 D

$$Q = 17{,}5\ D^{8/3}\ S^{1/2}$$

Para tubos corrugados de PVC, DN 65, o diâmetro interno é de 58,5 mm; para tubo de polietileno DN 75, é de

67,0 mm; para tubo de PVC DN100 é de 91,4 mm e para DN 110, de 101,4 mm.

Exemplo: Para tubo de PVC, DN 65, trabalhando a ½ seção e com declividade de 0,4% ou 0,004 m m^{-1} tem-se:

$$Q = 10 \times (0{,}0585)^{8/3} \times (0{,}004)^{1/2} = 0{,}0003\ m^3\ s^{-1}$$

b) Cálculo da recarga unitário (q)

Para um coeficiente de drenagem subterrânea de R = 0,004 m dia^{-1} e espaçamentos entre drenos de L = 30,0 m, conforme a Figura 14, tem-se:

$$q = 30{,}0\ m \times 1{,}0\ m \times 0{,}004\ m\ dia^{-1}$$

$$q = 0{,}120\ m^3\ dia^{-1} \times m$$

$$q = 1{,}389 \times 10\text{-}6\ m^3\ s^{-1} \times m$$

c) Cálculo do comprimento do tubo:

O comprimento do tubo é obtido dividindo-se a capacidade de projeto deste pela quantidade de água a ser captada a cada metro de linha ou recarga unitária.

$$C = \frac{Q\left(\frac{m^3}{s}\right)}{q\left(\frac{m^3}{sxm}\right)} = \frac{0{,}0003}{1{,}389 \times 10^{-6}} = 216\ m$$

Entende-se que a linha ao atingir 216 m estará, para as condições acima mencionadas, trabalhando a ½ seção.

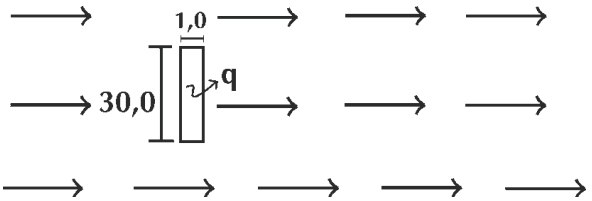


Figura 14. Representação esquemática de área unitária de captação de água por um dreno

Estudo de Caso: Projeto Irrigado Brígida

O Perímetro Irrigado Brígida, integrante do Sistema Itaparica, está localizado na região semiárida do nordeste brasileiro, à margem esquerda do Rio São Francisco, no município de Orocó, no Estado de Pernambuco. Tem na BR - 428 sua principal via de acesso. As suas coordenadas geográficas são as seguintes: latitude sul entre 8º 18' a 8º 34', longitude oeste entre 39º 22' a 39º 27'.

As características edafoclimáticas da área são as seguintes:

Clima;

BSh – tropical semiárido;

Temperatura média anual - 26 °C;

Umidade relativa média anual - 60%;

Evaporação média anual – 2.080 mm;

Tipos de solos existentes no perímetro (%):

Argissolos	Latossolos	Neossolos litólicos	Planossolos háplicos
65	2,5	26,5	6,0

Distribuição dos lotes parcelares:

Setor	N.º de quadra	Lotestipo (ha)				Total lote	Área (ha)
		1,5	3,0	4,5	6,0		
1	6	9	75	10	4	98	307,5
2	3	2	47	12	10	71	258,0
3	6	6	64	5	8	83	271,5
4	6	2	73	13	6	94	316,5
5	7	6	58	6	12	82	282,0
Total	28	25	317	46	40	428	1.435,5

Os estudos e projetos de drenagem realizados no Perímetro Irrigado Brígida foram iniciados em 1996, com a contratação de uma consultora pela CODEVASF para a realização de estudos e elaboração de projetos de drenagem superficial e drenagem subterrânea. Foram selecionados 126 (cento e vinte e seis) lotes que apresentavam indícios de má drenabilidade, com perdas significativas de produção, no período chuvoso (dezembro-março), devido à localização topográfica ou à profundidade do solo inferior a 1,0m.

A empresa contratada foi a Habítese Engenharia Ltda., que, ao final dos trabalhos executados de campo (realizando tradagens, abertura de trincheiras e testes de condutividade hidráulica), tomando-se como base os estudos pedológicos existentes, elaborou o projeto, anexo, e, após a aprovação da CODEVASF, foi licitada a implantação, em 1998. Durante esse período (de 11 anos, aproximadamente), a CODEVASF, realizou outras etapas de estudos, devido ao surgimento de outros lotes com problemas de drenagem. Foram implantados no Perímetro Brígida, nesse período, compreendendo 05(cinco) etapas de implantação, drenos subterrâneos em uma área de 1.014,0 ha (mil e quatorze), atendendo a 307 (trezentos e sete) lotes parcelares, que representam 71% da área irrigável, totalizando 510.165 m de tubos subterrâneos implantados e aproximadamente 80,0 km de drenos coletores superficiais;

Nessa última etapa, o investimento para a implantação de drenos subterrâneos, considerando o espaçamento médio entre as linhas de drenos de 20,0 m, instalados a uma profundidade média de 1,20 m, utilizando retroescavadeira de pneus, foi de, aproximadamente, R$ 8.000,00/ha;

Como exemplo, apresentamos abaixo a Tabela 12 com o orçamento para implantação de 19,70 km de drenos coletores abertos, 1,04 km de drenos coletores entubados e 103.500 m de drenos subterrâneos, para atender 70 (setenta) lotes agrícolas do Perímetro Brígida, em 2008/9.

Tabela 12. Quantitativos e custos

Item	Discriminação	Un.	Quant.	Pr. Unit.	Pr. Total
1.0	Instalação, mobilização e desmobilização conforme especificações técnicas	vb	1,00	54.175,06	54.175,06
2.0	Locação de veiculo básico para 5 passageiros, com ar condicionado, ano não inferior a 2006, com até 10.000 km rodados	dia	310,00	108,47	33.627,18
3.0	Serviços topográficos: locação, nivelamento e contra-nivelamento, fornecimento de caderneta de campo calculadas e digitadas	km	124,30	588,10	73.101,25
4.0	Sondagem geotécnica - Tradagem manual até 1,5m, a cada 20m, ao lado da estaca topográfica	un	149,34	16,42	2.452,81
5.0	SERVIÇOS PRELIMINARES				
5.1	Desmatamento e limpeza da faixa, p/exec. de drenos coletores abertos conf. Especificaçõestécnicas	m^2	157.600,00	0,22	35.156,65
5.2	Limpeza da faixa de construção p/exec. De drenos colet. entubados e drenos subterrâneos, conforme especificações técnicas	m^2	418.160,00	0,16	66.074,12
6.0	ESCAVAÇÃO DE DRENOS COLETORES ABERTOS				
6.1	Escavação em material de 1a. Categoria	m^3	100.312,40	2,19	219.483,51
6.2	Escavação em material de 2a. Categoria	m^3	4.868,42	2,92	14.202,80
6.3	Escavação em material de 3a. Categoria	m^3	411,18	51,05	20.989,48
7.0	DESTINAÇÃO DO MATERIAL ESCAVADO				
7.1	Espalhamento ao longo das faixas de execução dos drenos - material de 1a. Categoria	m^3	63.355,20	1,09	69.310,58
7.2	Transporte para locais de bota-fora, incluindo carga e descarga - materiais de 2a. e 3a. Categoria	m^3	42.236,80	5,90	248.988,96
8.0	IMPLANTAÇÃO DE DRENOS SUBTERRANEOS PARCELARES COM TUBOS CORRUGADOS PERFURADOS DN65 E DN100 DE PVC OU PEAD, de acordo com ABNT NBR 15073.2004, envelopados com manta geotextil, conforme especificaçõestécnicas				
8.1	Escavação de valas p/ instalação de drenos subterrâneos				
8.1.1	Escavação mecânica de valas	m^3	49.680,00	2,19	108.699,83
8.1.2	Escavação manual de valas	m^3	993,60	13,69	13.599,37
8.2	Aquisição, fornecimento e instalação de tubos corrugados perfurados DN65	m	103.000,00	8,12	836.574,22
8.3	Aquisição, fornecimento e instalação de tubos corrugados perfurados DN100	m	500,00	11,70	5.849,98
8.4	Reaterro de valas				
8.4.1	Reaterro mecânico de vala	m^3	30.404,16	1,09	33.262,15
8.4.2	Reaterro manual de vala	m^3	20.269,44	5,47	110.970,83
9.0	FORNECIMENTO E INSTALAÇÃO DE CAIXAS DE INSPEÇÃO E INSPEÇÃO/JUNÇÃO Conforme especificações técnicas	um	173,00	66,62	11.525,72
10.0	ESTRUTURAS				
10.1	Em alvenaria de pedra argamassada 1:3	m^3	370,00	189,44	70.091,03
11.0	FORNECIMENTO E INSTALAÇÃO DE TUBOS DE CONCRETO TIPO CA II PARA CONSTRUÇÃO DE BUEIROS, conforme especificaçõestécnicas				
11.1	Bueiro - d=800mm	m	145,00	179,35	26.005,70
11.2	Bueiro - d=1000mm	m	10,00	267,77	2.677,67
11.3	Bueiro - d=1200mm	m	-	363,24	-
12.0	IMPLANTAÇÃO DE DRENOS COLETORES ENTUBADOS, conforme especificaçõestécnicas				
12.1	Escavação mecânica de valas				
12.1.1	Escavação em material de 1a. categoria	m^3	898,56	2,92	2.621,40
12.1.2	Escavação em material de 2a. categoria	m^3	99,84	4,38	436,90
12.2	Reaterro manual compactado de valas	m^3	332,80	8,03	2.671,43
12.3	Reaterro mecânico de vala	m^3	665,60	1,09	728,17
12.4	Aquisição, fornecimento e instalação de tubos de PVC rígido, classe leve - DN 150, conforme especificação técnica	m	1.040,00	16,64	17.301,65
	TOTAL GERAL				2.080.578,45

Considerações Finais

Este capítulo representa a aplicação prática dos conceitos de drenagem superficial e subterrânea nos perímetros públicos de irrigação e drenagem sob a responsabilidade da CODEVASF. Neste processo de estudo, levantamento de dados, projeto, implantação dos sistemas de drenagem e sua posterior avaliação permitiu estabelecer coeficientes próprios para a região, desenvolvimento de planilhas para projeto de drenos, padronização de procedimentos, e estabelecimento dos itens de quantitativos e custos constantes de um projeto de drenagem. A cultura da drenagem está hoje consolidada na região semi-árida do Vale do Rio São Francisco, a partir de um trabalho pioneiro da CODEVASF, quando em 1984 foi implantado uma área piloto de drenagem subterrânea no Perímetro Irrigado de Maniçoba – Juazeiro-BA. Atualmente, na região, para financiamento de um projeto de irrigação, os bancos e instituições financeiras exigem que sejam feitos os estudos de drenagem subterrânea.

Literatura Citada

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 14143. Elaboração de projetos de drenagem superficial para fins agrícolas. Rio de Janeiro: ABNT, 1998a. 3p.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 14145. Drenagem agrícola terminologia e simbologia. Rio de Janeiro, 1998b. 6p.

CODEVASF/GEEPI CHESF - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. Drenagem subterrânea do Projeto Caraíbas: Setor 01- Agrovilas 01 e 02: Brasília:1994.1v.

Duarte, S. N.; Silva, Ê. F. de F. e; Miranda, J. de H.; Medeiros, J. F. de; Costa, R. N. T.; Gheyi, H. R. Fundamentos de drenagem agrícola. Fortaleza: INCTSal, 2015. 337p.

Luthin, J. N. Drainage engineering. New York: Robert E. Engineering, 1973. 250p.

Martinez, B. J. Drenaje agrícola. Espanha: Instituto Nacional de Reforma e Dessarollo Agrário, 1986. 239p.

Millar, A. A. Drenagem de terras agrícolas; Princípios, pesquisas e cálculos. Petrolina: SUDENE/IICA, 1974. 164p.

Pfafstetter, O. Chuvas intensas no Brasil; Relação entre precipitação, duração e frequência de chuvas com pluviógrafos. São Paulo: DNOS, 1975. 419p.

Pires, E. T. Informações mínimas para drenagem de várzea. Belo Horizonte: EMATER, MG, 1982. 30p.

Rhodia S. A. Drenos; Princípios básicos e sistemas drenantes. São Paulo: 1978. 64p.

Schwab, G. O.; Frevert, R. K.; Edminister, T. W.; Barne, K. K. Precipitation. In: Soil and water conservation engineering. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1966. 683p.

Taborga, J. J. T. Práticas hidrológicas. Rio de Janeiro: TRANSCON, 1974. 120p.

USDA – United States Department of Agriculture. Soil Conservation Service. Drainage of agricultural land. Washington: USDA, 1971. 1v. np. National Engineering Handbook, Section 16

USDA – United States Department of Agriculture. Drainage manual a water resources technical publication. Denver: USDA. 1978. 268p.

Villea, S. M., Matto, A. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

Wilken, P. S. Engenharia de drenagem superficial. São Paulo: 1978. 478p.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

26 Biodrenagem

Salomão de S. Medeiros[1], José A. Santos Júnior[2], Pedro D. Fernandes[3] & Hans R. Gheyi[4]

[1] Instituto Nacional do Semi-Árido
[2] Universidade Federal Rural de Pernambuco
[3] Universidade Estadual da Paraíba
[4] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Introdução

Uma característica essencial de um solo produtivo é que ele seja capaz de manter uma dotação adequada de ar e água às raízes vegetais. A produção agrícola, prioritariamente, está relacionada com a preservação do estado de aeração e hidratação dos sistemas radiculares (Ottoni Filho, 2003), condição fundamental para as inter-relações solo-água-planta - atmosfera, indispensáveis ao desenvolvimento adequado das plantas (Fonseca et al., 2007).

No entanto, a manutenção desta proporção ar-água na zona radicular é influenciada diretamente pelo balanço hídrico do solo, ou seja, pela diferença entre as entradas e saídas de água do solo. Para Cintra et al. (2000), a importância do balanço hídrico está relacionada não só ao conhecimento dos fatores que o compõem, como, também, ao conhecimento das características da planta, principalmente da sua fenologia, que representa o ponto de partida para a interpretação coerente dos resultados do balanço.

A análise do balanço hídrico do solo {(precipitação + irrigação + contribuição do lençol através dos capilares do solo)-(evapotranspiração + interceptação pelas plantas + escoamento superficial + escoamento subsuperficial) = água armazenada no solo} permite identificar o volume de água armazenada e disponível no solo, oferecendo informações indispensáveis na tomada de decisão com vistas à obtenção de uma boa proporção ar–água na região da zona radicular da cultura em questão, quer seja mediante reposição hídrica através da irrigação ou pela retirada do excesso de água na região radicular através de processos de drenagem.

Entre os principais benefícios proporcionados pela drenagem agrícola menciona-se o incremento da produtividade agrícola, a incorporação de novas áreas à produção agrícola, a reutilização de áreas desativadas por problemas de salinidade, e as condições para realização de um manejo eficiente da irrigação e a aplicação de técnicas de controle da salinidade, bem como atua na prevenção de inundações e proporciona saneamento de áreas suscetíveis e/ou inundadas por meio do controle dos agentes causadores de doenças de veiculação hídrica, além de evitar danos à infraestrutura de obras civis (Bernardo et al., 2008; Batista et al., 2002); menciona-se ainda que a remoção do excesso de água e sais no perfil do solo favorece os processos relacionados aos ciclos biogeoquímicos presentes na natureza e extremamente essenciais à vida.

Em se tratando de reposição hídrica às plantas através de procedimentos artificiais, situação recorrente em perímetros irrigados, adiciona-se outro aspecto não menos importante: a quantidade de sais solúveis adicionada ao solo via água de irrigação, fato que torna indispensável à execução de um rigoroso balanço de sais na zona radicular, sob pena de iniciar-se um processo de salinização do solo cuja recuperação pode demandar alto investimento, tornando-o inviável do ponto de vista econômico.

Nas regiões áridas e semiáridas, que enfrentam déficit hídrico na maior parte do ano e, na maioria das vezes, dispõe de solos rasos ou que apresentam camadas impermeáveis, a água, que contém sais, fica sujeita aos processos de evaporação e evapotranspiração, deixando os sais no perfil do solo, podendo atingir, com o tempo, níveis comprometedores para o crescimento e desenvolvimento das plantas (Dias et al., 2003).

Neste cenário, as técnicas de drenagem são fundamentais tanto em processos de prevenção quanto em processos de recuperação de áreas já salinizadas. Dentre as técnicas de prevenção, por exemplo, menciona-se a fração de lixiviação (FL), que consiste em aplicar uma lâmina adicional de água, além das necessidades hídricas da cultura, a fim de que parte

dos sais seja removida do perfil do solo e o seu balanço seja equilibrado, no entanto, a retirada desses sais da área depende de um eficiente sistema de drenagem. Entre os principais métodos de recuperação de solos já salinizados estão a lavagem dos sais e a aplicação de melhoradores químicos que, de modo análogo às técnicas de prevenção, dependem diretamente de um eficiente sistema de drenagem.

A drenagem pode ser natural - aquela em que o solo em suas condições naturais tem capacidade de eliminar o excesso de água proveniente do escoamento superficial gerado pela precipitação em áreas de cotas superiores, para rios, córregos, mares e oceanos; e artificial/convencional- utilizada para os casos em que a drenagem natural não é suficiente para eliminar o excesso de água e sais do perfil do solo, para controlar níveis freáticos muito elevados e, em áreas irrigadas sob risco de salinização, para favorecer as práticas necessárias ao equilíbrio do balanço de sais.

A drenagem convencional (superficial e/ou subsuperficial) apresenta-se como técnica de engenharia amplamente difundida e consolidada; quando de caráter superficial, consta de um sistema de canais abertos e conectados entre si, com a função de remover o excesso de água da superfície do solo, por ocasião da ocorrência de um evento de precipitação ou irrigação. Normalmente, este tipo de sistema de drenagem é empregado em áreas planas, em solos de baixa capacidade de infiltração, baixa permeabilidade ou que apresentem camadas impermeáveis logo abaixo da superfície.

Quando a drenagem apresenta estrutura subterrânea, consiste de um sistema de canais abertos conectados a uma malha de tubos perfurados ou constituídos de material poroso, enterrados e conectados entre si, visando à remoção do excesso de água do perfil do solo, com a finalidade de propiciar aos cultivos condições favoráveis de umidade e aeração, bem como de prevenir a salinização ao remover o excesso de sais da área. Dessa forma, a drenagem interna proporciona a melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo, oferecendo condições favoráveis para o aumento, melhoria da produtividade e da qualidade dos produtos.

Atualmente extensas superfícies irrigadas estão localizadas em áreas com problemas de drenagem, em que o elevado nível do lençol freático tem provocado perdas na produção, dificuldades no manejo do solo e até deterioração de suas propriedades físico-químicas; segundo Heuperman et al. (2002), cerca de um terço das áreas irrigadas no mundo enfrentam problemas desta natureza (60 milhões de hectares), e destas, aproximadamente 20 milhões de hectares apresentam acúmulo de sais (salinização).

No entanto, um dos maiores entraves à utilização dos sistemas convencionais de drenagem é o seu alto custo nas fases de implantação, operação e manutenção, inviabilizando a sua utilização por pequenos e médios agricultores; outro problema é o destino a ser dado às águas drenadas, uma vez que os impactos ambientais gerados na destinação dessas águas necessitam ser mitigados.

Em frente a esta problemática, algumas formas alternativas de drenagem que sejam eficazes, acessíveis, socialmente aceitas e que minimizem a degradação do meio ambiente têm sido testadas; uma delas é a biodrenagem que se propõe a reduzir os custos de implantação e eliminar os problemas ambientais gerados pelas águas drenadas, utilizando a vegetação para eliminar o excesso de água do perfil do solo.

Dentro deste contexto, o objetivo do presente capítulo é abordar a biodrenagem como tecnologia alternativa aos sistemas convencionais de drenagem na resolução de problemas ligados a níveis freáticos elevados, áreas alagadas e na prevenção de controle de problemas de salinidade.

Biodrenagem como Tecnologia Alternativa às Técnicas Tradicionais

As técnicas convencionais de engenharia de drenagem são comumente usadas em nível superficial e subsuperficial.

Técnicas tradicionais

Drenagem superficial

A drenagem superficial atua como um facilitador da drenagem natural quer seja através da sistematização do terreno ou através da construção de uma rede de canais que conduzam este excesso de água para os importantes drenos naturais. Esta técnica normalmente envolve a escavação de trincheiras abertas podendo também incluir a construção de canais (Figura 1).

A. B. C.



Fonte: Acervo dos autores

Figura 1. (A) Retroescavadeira em atividade de manutenção no canal de drenagem; (B) revestimento em encontro de canais e (C) canal em funcionamento

Dentre as principais aplicações mencionam-se às situações em que o escoamento superficial oriundo de regiões que possuem cotas mais elevadas é o principal componente do excesso de água em áreas agrícolas. É comumente utilizada em solos mais pesados em que a infiltração é lenta e o excesso de chuvas não percola livremente através do perfil do solo; também tem sido usada em solos permeáveis, em áreas com um lençol freático raso.

Drenagem subsuperficial

A drenagem subsuperficial visa à remoção do excesso de água abaixo da superfície do solo e atua principalmente no rebaixamento de níveis freáticos e na prevenção e controle de problemas de salinidade.

Os drenos podem ser uma série de valas abertas no campo, ou como é mais comum, uma rede de tubos instalados horizontalmente abaixo da superfície do solo (Figura 2). Na confecção desses condutos vários materiais podem ser utilizados como pedras, telhas e tijolos, bambu, material cerâmico e atualmente mais utilizado, são os condutos feitos de PVC.

Esta técnica pode ser aplicada em solos pesados, como alternativa à drenagem superficial; também é adotada em solos que apresentam o nível freático elevado ou em locais irrigados com água salina, atuando como um facilitador no controle e prevenção da salinização dos solos; outra vantagem desta técnica é que não se perde área cultivável para sua instalação, uma vez que é subterrânea.

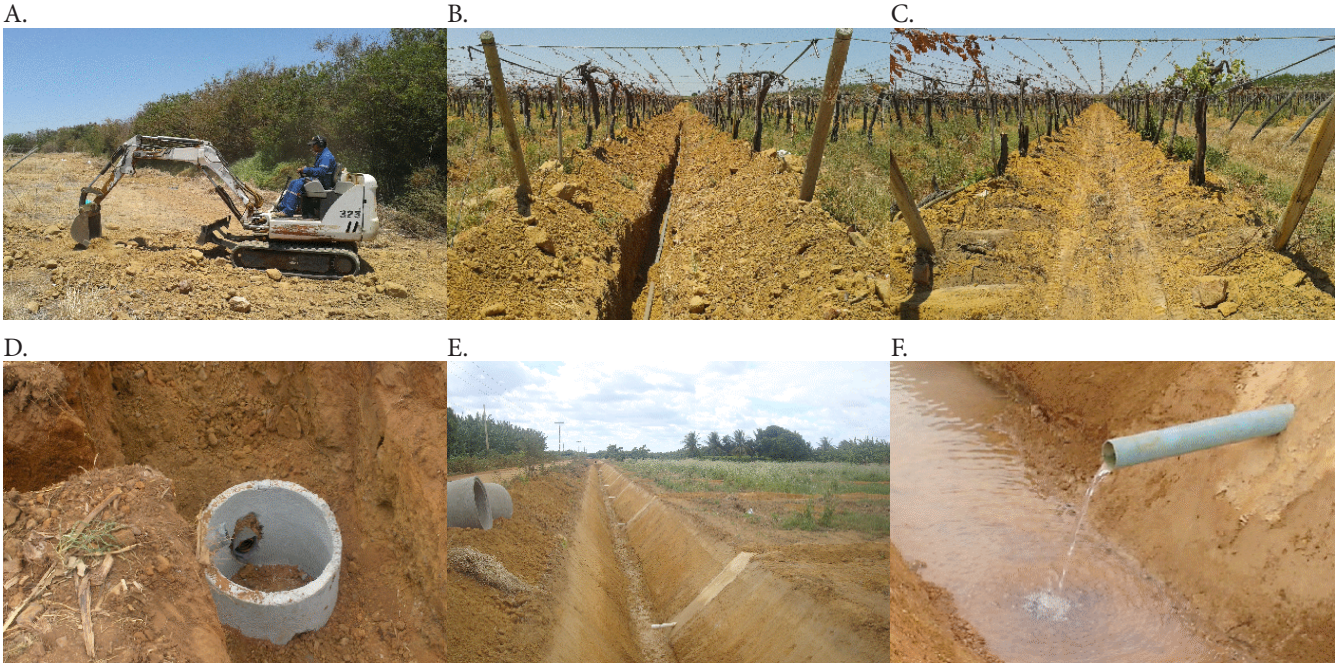
Dentre as desvantagens desta técnica, mencionam-se os custos elevados para instalar, operar e manter, além disso, as águas de drenagem podem conter altas concentrações de poluentes (sais e/ou elementos tóxicos como o boro), ou seja, são potenciais causadores de problemas ambientais.

A técnica da biodrenagem: Definições e princípio de funcionamento

Biodrenagem é um termo relativamente novo em todo o mundo, embora o uso da vegetação para secar perfis de solo tem sido conhecido por um longo tempo. O primeiro uso documentado de biodrenagem pode ser atribuído à Gafni (1994). Antes dessa data, Heuperman (1992) utilizou o termo biobombeamento para descrever o uso de árvores para o controle do lençol freático (Denecke, 2000). Essa tecnologia tem sido bastante utilizada em países com Índia, Austrália, Israel, Paquistão e Estados Unidos.

Em termos de Brasil os estudos relativos à biodrenagem são bastante insipientes e a literatura sobre o assunto em língua portuguesa ainda é bastante escassa, fato que torna caso necessário que sejam desenvolvidos estudos ligados a esta tecnologia para as condições brasileiras, especialmente para as regiões semiáridas.

Esta técnica pode ser definida como "o bombeamento de água do solo pelo excesso de plantas de raízes profundas usando sua bioenergia." O sistema consiste no crescimento de espécies de árvores, que absorvem a água da franja capilar, localizada acima do lençol freático. A água absorvida pela planta é translocada para suas diferentes partes e, finalmente, é transpirada para a atmosfera, principalmente através dos estômatos. Esta combinação do processo de absorção, translocação e transpiração da água subterrânea em excesso para a atmosfera (Figura 3) pela vegetação profundamente enraizada é denominada biodrenagem (Ram, 2008).



Fonte: Acervo dos autores

Figura 2. (A) Máquina de abertura dos drenos subterrâneos; (B) instalação dos drenos subterrâneos em um parreiral; (C) drenos subterrâneos em um parreiral; (D) encontro de drenos subterrâneos - caixa de passagem; (E e F) saída dos drenos subterrâneos no canal coletor

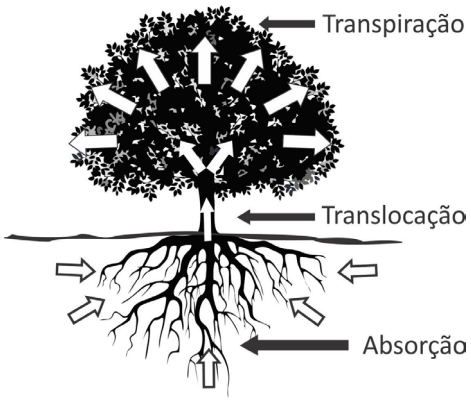


Figura 3. Desenho esquemático do processo de eliminação do excesso de água e sais do perfil do solo por meio de um sistema de biodrenagem

As faixas de vegetação utilizadas nos sistemas de biodrenagem serão denominadas no presente capítulo de biodrenos.

Principais culturas utilizadas na biodrenagem

Tendo como referência o princípio de funcionamento da biodrenagem, é salutar que as espécies vegetais escolhidas possuam elevada capacidade de absorção, translocação e transpiração de água; em se tratando de regiões áridas, semiáridas ou que possuam problemas relacionados à salinidade, as plantas escolhidas também precisam apresentar uma boa tolerância ao estresse hídrico e/ou salino uma vez que a capacidade de absorção hídrica das plantas é diretamente afetada pela concentração de sais do solo e da água.

Outra característica a ser considerada por ocasião da escolha da cultura a ser utilizada na biodrenagem é a sua posterior rentabilidade, isto é, aliar culturas que atendam aos requisitos desta técnica e que também ofereçam produtos de valor econômico como madeira, frutas, forragens, etc.

Vários trabalhos foram realizados em distintas partes do mundo com diferentes culturas, na busca da solução para os mais diversos problemas de drenagem utilizando esta técnica alternativa. Na Índia, Heuperman et al. (2002) e Ram et. al. (2008), desenvolveram seus trabalhos em regiões de clima árido e semiárido utilizando plantas de eucaliptos, e obtiveram resultados bastante expressivos frente a resolução de problemas de alagamento, rebaixamento do nível do lençol freático e controle das concentrações de sais no solo em áreas com deficiência de drenagem.

No sudeste da Austrália, cuja precipitação média anual é de 700 mm, Holmes et al. (1981) também trabalhando com plantas de eucaliptos, verificaram um déficit anual de cerca de 250 mm, enquanto que com algumas culturas anuais, em idênticas condições, observaram um déficit anual em torno de 180 mm. Tais estimativas implicam que, uma bacia que contém uma floresta de eucalipto, por exemplo, deve, naquelas condições, produzir cerca de 70 mm a menos de deflúvio anual, em comparação com a bacia que contém culturas anuais. Akram et al. (2008) em seus trabalhos realizados na Índia ainda citam espécies como *Tamarix troupii*, *Tortilis acácia*, *Acacia nilotica*, e diferentes espécies de eucalipto, *Eucalyptus camaldulensis* em particular.

Principais vantagens e limitações da biodrenagem

As principais vantagens da biodrenagem (Figura 4) em relação aos sistemas de drenagem convencionais (Ram et. al. 2008) são:

- Baixo custo de implantação e manutenção;
- Inexistência de custos operacionais em razão das plantas utilizarem sua bioenergia para drenar o excesso de água do solo para a atmosfera; maior vida útil do sistema e sua valorização ao invés de depreciação;
- Inexistência de emissário e de geração de efluentes; redução dos impactos ambientais; resolução dos problemas de alagamento e controle da salinidade do solo;
- Bioacumulação de metais pesados em áreas contaminadas;
- Auxilia também no sequestro de carbono atenuando os problemas decorrentes dos gases do efeito estufa;
- Contribui para o aumento da cobertura vegetal;
- Atua com quebra vento em sistemas agroflorestais; e,
- Proporciona renda adicional ao produtor devido à produção de madeira.

Na Tabela 1, encontram-se elencados alguns parâmetros que apontam as potencialidades e limitações do sistema de biodrenagem em relação aos sistemas convencionais; e na Tabela 2, estão sumarizados diversos cenários, e qual o tipo de sistema de drenagem mais adequado a cada situação.

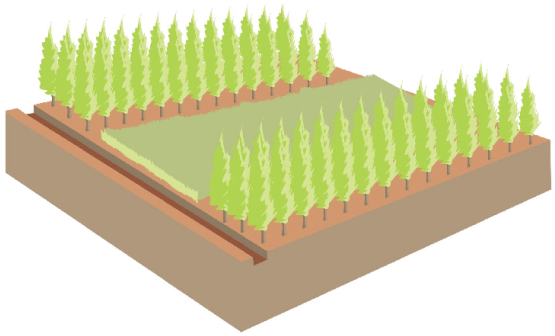


Figura 4. Desenho esquemático da distribuição das plantas em um sistema de biodrenagem

Biodrenagem como tecnologia alternativa no controle de problemas relacionados à salinidade

Em estudos desenvolvidos por Akram et al. (2008) verificou-se que nos sistemas de biodrenagem, a salinidade do solo na região dos biodrenos elevou-se nos primeiros dois anos, estabilizando-se e permanecendo constante depois. Ressalta-se, no entanto, que a salinidade do solo foi proporcional à salinidade da água de irrigação utilizada por ocasião da instalação dos biodrenos; ou seja, quando se utilizou águas de irrigação com baixos níveis salinos, pequenas frações de lixiviação foram suficientes para

Tabela 1. Comparação entre diferentes métodos de drenagem

Parâmetros	Métodos de drenagem		
	Convencional		Biodrenagem
	Subsuperficial	Superficial	
Eficiência e dependência	▪ Boa eficiência. ▪ Necessidade de emissário. ▪ Lagoa de evaporação tem apresentado resultados intermediários. ▪ Evaporadores solares podem compor o sistema.	▪ Boa eficiência. ▪ Necessidade de reuso dos efluentes. ▪ Lagoa de evaporação tem apresentado resultados intermediários. ▪ Evaporadores solares podem compor o sistema.	▪ Vários sistemas têm apresentados bons resultados. ▪ Atualmente, não tem sido uma alternativa em grandes projetos de irrigação. ▪ Não há necessidade de implantação de emissários.
Custo	▪ Alto.	▪ Médio.	▪ Baixo custo e com possibilidade de retorno econômico.
Vantagens / limitações	▪ Apresenta maior controle do nível do lençol freático. ▪ Permite incorporação de áreas alagadas ao processo produtivo. ▪ Oferece maior controle da salinidade do solo e, a possibilidade da retirada do excesso de sais da área.	▪ Proporciona controle do escoamento superficial. ▪ Permite incorporação de áreas alagadas ao processo produtivo.	▪ Permite incorporação de áreas alagadas ao processo produtivo. ▪ Proporciona controle do nível do lençol freático. ▪ Oferece segurança a cultura explorada quanto as ações de ventos fortes. ▪ Possibilita uma renda extra ao produtor, devido à extração de madeira, óleos vegetais e produtos florestais. ▪ Incrementa a biodiversidade local. ▪ Ocupa uma área considerável quando comparado ao sistema de drenagem superficial. ▪ Proporciona controle limitado da salinidade do solo.
Operação e manutenção	▪ Manutenção periódica da tubulação e drenos abertos. ▪ Remoção periódica dos sais nas lagoas de evaporação.	▪ Manutenção periódica das valas e canais;	▪ Necessidade de poda, desbaste e colheita da madeira. ▪ Controle de pragas e doenças.
Área ocupada	▪ Somente para os drenos abertos e lagoas de evaporação.	▪ O Sistema ocupa uma área muito pequena destinada a construção de canais.	▪ Ocupa áreas relativamente grandes; em sistemas implantados na Índia o sistema chega a ocupar 10% da área irrigada.
Exigência de água de boa qualidade	▪ Não se aplica.	▪ Não se aplica.	▪ Somente durante a fase de estabelecimento das arvores.
Necessidade de energia	▪ Eventualmente, utiliza-se de estações de bombeamento elevatórias quando o terreno apresenta limitações topográficas que não permite o escoamento gravitacional.	▪ Não se aplica;	▪ Não se aplica.
Impacto ambiental causado no entorno.	▪ Adverso; devido à água de drenagem apresentar altas concentrações de sais, produtos químicos e nutrientes. ▪ Lagoas de evaporação quando não bem manejadas podem causar impactos ambientais significativos.	▪ Adverso; há remoção de grandes volumes de terra para a construção dos canais;	▪ Positivo; pelo fato do sistema não produzir efluentes. ▪ Em face da possibilidade de acúmulo de sais na área do sistema, haverá necessidade de implantação de uma área de disposição final dos sais.

Adaptado de Heuperman et al. (2002)

equilibrar o balanço de sais, porém à medida que o nível salino da água de irrigação aumentou, a salinidade no solo onde estão os biodrenos elevou-se exponencialmente, de modo que em um período de três a quarto anos as plantas morreram e o sistema parou de funcionar.

Em contrapartida, os autores verificaram que quanto maior a profundidade da camada impermeável, menor a concentração de sais no perfil do solo na região dos biodrenos; eles atribuem este resultado ao equilíbrio do balanço de sais e ao fato de que a massa de sais transferida não é influenciada pela condutividade hidráulica. Haja vista que o movimento da água no solo se dá principalmente por diferença de potencial, a retirada de água do perfil do solo depende diretamente da capacidade evapotranspirativa

Tabela 2. Escala de eficiência dos sistemas de drenagem segundo as características da região

Cenários	Viabilidade e limitações da biodrenagem			Escala de eficiência dos sistemas de drenagem	
	Viabilidade	Méritos	Benefícios / limitações		
Região úmida com água subterrânea de boa qualidade	Viável	Menor custo com impacto ambiental positivo.	Ocupação de parte da área com o sistema	Região com excesso de água 1. biodrenagem 2. drenagem subsuperficial 3. drenagem superficial	Região com déficit de água 1. drenagem superficial 2. biodrenagem 3. drenagem subsuperficial
Região úmida com água subterrânea de má qualidade	Quando a salinidade do solo é excessiva (por exemplo, mais de 12 dS m^{-1}) a efetividade do sistema pode ser comprometida	Menor custo com impacto ambiental positivo.	Ocupação de parte da área com o sistema	Região costeira 1. drenagem subsuperficial 2. biodrenagem 3. drenagem superficial	Interior 1. biodrenagem 2. drenagem superficial 3. drenagem subsuperficial
Regiões áridas e semiárida, com água subterrânea de boa qualidade	Viável	Menor custo com impacto ambiental positivo.	Ocupação de parte da área com o sistema.	1. drenagem superficial 2. biodrenagem 3. drenagem subsuperficial	
Regiões áridas e semiárida, com água subterrânea de má qualidade	Quando a salinidade do solo é excessiva (por exemplo, mais de 12 dS m^{-1}) a efetividade do sistema pode ser comprometida	Menor custo com impacto ambiental positivo.	Quando se dispõem da água de qualidade inferior para irrigação	Região costeira 1. drenagem subsuperficial 2. biodrenagem 3. drenagem superficial	Interior 1. biodrenagem 2. drenagem superficial 3. drenagem subsuperficial

Adaptado de Kapoor (2010)

dos biodrenos, consequentemente a biodrenagem é mais viável e pode durar mais tempo em áreas onde a camada impermeável é mais profunda. Em suma, quanto maior a relação Lp/Lc (Lp-comprimento da faixa dos biodrenos; Lc-comprimento da faixa correspondente a área drenada), menor é a concentração de sais no solo dos biodrenos, indicando que a disponibilidade de uma área maior para os biodrenos eleva a eficiência do sistema.

De acordo com Akram et al. (2008), a principal limitação da utilização da biodrenagem em regiões áridas e semiáridas é a dificuldade em se obter o equilíbrio do balanço de sais, ou seja, é o acumulo de sais na região dos biodrenos; para estes autores a sustentabilidade do sistema é questionável, exceto quando a qualidade da água de irrigação é boa e/ou o sistema está localizado em um local onde precipitação média anual é elevada.

Em zonas áridas e semiáridas, a viabilidade da biodrenagem está vinculada utilização de outro mecanismo de remoção de sal, tais como a colheita da folhagem, a raspagem de sais acumulados na superfície do solo onde estão os biodrenos e consórcio utilizando culturas que possuem a capacidade de extrair sais do solo, como a atriplex. Para estas condições, alguns autores como Heuperman et al. (2002) sugerem combinar a técnica da biodrenagem com as tecnologias de engenharia de drenagem convencionalmente utilizadas.

Obviamente que os estudos relativos à utilização da biodrenagem como alternativa para a prevenção e controle da salinidade em regiões áridas e semiáridas necessitam de estudos mais aprofundados, no entanto, estudos de Akram et al. (2008) apontam que a salinidade máxima inicial da água do solo passível de controle através da técnica da biodrenagem num período de 5 a 10 anos é de cerca de 5 dS m^{-1} em muitos casos, até mesmo uma salinidade do solo inicial de 3 dS m^{-1} pode não ser tolerada durante um longo período de tempo (por exemplo, 20 anos).

Nessas condições, assumindo que a salinidade da água do solo pode ser aproximadamente 1,5 vezes a salinidade da água de irrigação, pode-se concluir que o sistema de biodrenagem pode não funcionar corretamente quando a salinidade da água de irrigação excede 3,3 dS m^{-1}. Isso é verdade, claro, em locais com baixa precipitação anual, como foi o local do mencionado estudo, cuja precipitação anual foi de 250 mm. Obviamente que para locais com maiores índices de precipitação infere-se que o risco de salinização do solo para utilização de águas de irrigação com a mesma salinidade seja menor, entretanto, os valores a serem trabalhados devem ser validados.

Cenários para a implantação da biodrenagem

A biodrenagem pode ser empregada tanto em sistemas de cultivos de sequeiro como irrigados. No sistema de cultivo de sequeiro a biodrenagem pode atuar no controle de recarga dos aquíferos, na interceptação dos fluxos das águas subterrâneas e no controle das vazões de descarga.

Em sistemas de cultivos irrigados sua atuação pode se dar no controle do nível do lençol freático da área; na interceptação do fluxo de água em áreas que apresenta maior probabilidade de ocorrência de infiltração (áreas próximas aos canais de irrigação) e/ou complementando ações dos sistemas de drenagem convencional.

As principais situações onde a biodrenagem é passível de ser utilizada estão ilustradas nas Figuras 5, 6 e 7.

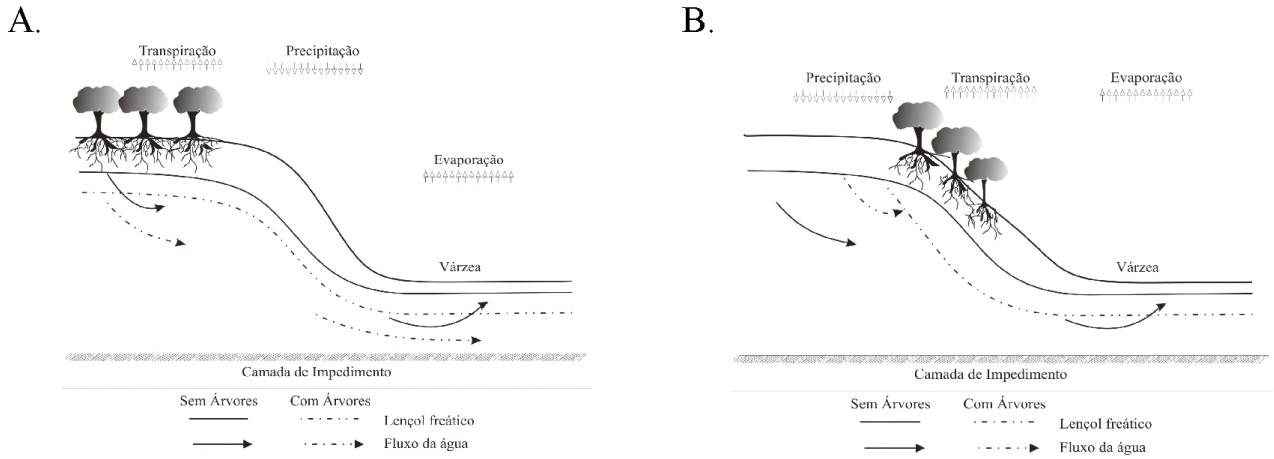


Figura 5. Biodrenagem utilizada para (A) controle de recarga de aquíferos e (B) interceptação de fluxo de águas subterrâneas

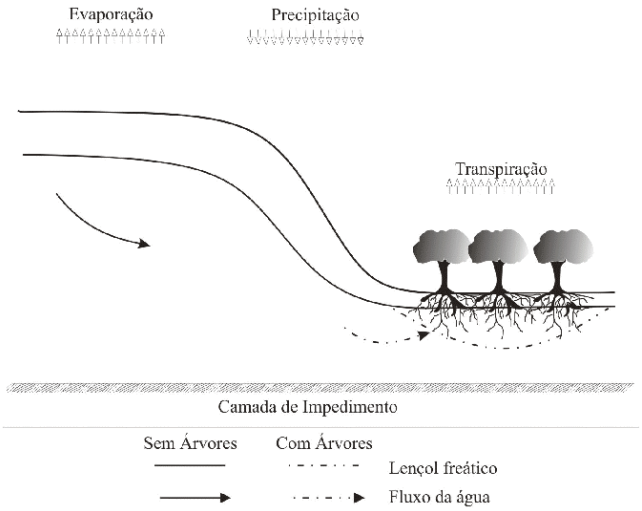


Figura 6. Biodrenagem utilizada no controle de vazões de descarga

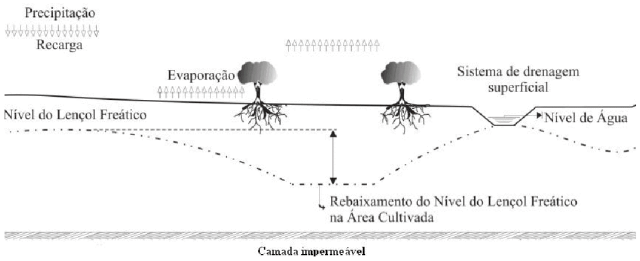


Figura 7. Utilização da biodrenagem em consórcio com o sistema de drenagem superficial, utilizado convencionalmente

Engenharia de Drenagem-Projeto de Biodrenagem

Para se dar início a um projeto de drenagem, de qualquer natureza, faz-se necessário o levantamento de várias informações necessárias ao seu funcionamento.

Reconhecimento da área

Trata-se de percorrer toda a área que receberá as obras de drenagem, identificando as particularidades que interessem ao dimensionamento do projeto, como a origem do excesso de água, a determinação de áreas críticas, de possíveis pontos de escoamento da água de drenagem, entre outros aspectos.

Levantamento topográfico planialtimétrico

O levantamento topográfico tem o objetivo de disponibilizar informações relativas à localização dos pontos limites da área e a descrição detalhada do relevo. É necessário o levantamento do perfil longitudinal do local de desaguamento final, bem com a identificação das cotas da margem e o nível de água dos mananciais presentes na área.

Em áreas agrícolas, em nível de drenagem local, as escalas topográficas mais utilizadas são 1: 1.000; 1: 2.000 e 1: 5.000; as curvas de nível devem ser traçadas em intervalos de 0,20; 0,50 até no máximo, 1 m (Mello, 2009).

Levantamento das características do solo

Os solos da área a ser drenada necessitam ser minuciosamente estudados. Deve-se analisar a necessidade de sistematização do terreno visando melhorar a uniformidade da infiltração e percolação da água no solo; determinar a profundidade da camada impermeável; analisar as camadas do perfil do solo; levantar dados relativos ao tipo de textura e estrutura, porosidade e permeabilidade; e identificar a condutividade hidráulica predominante na área.

Estudo da água subterrânea-diagnóstico de drenagem

A análise completa do comportamento da água subterrânea ao longo dos anos é bastante demorada, de modo que nem sempre é possível ter em mãos um relatório completo que possibilite uma análise mais aprofundada das águas subterrâneas.

No entanto, dados relacionados com a profundidade do lençol freático durante o ano; a localização dos pontos de recarga e descarga do lençol freático; a condutividade elétrica da água subterrânea e a descrição do movimento da água no perfil do solo são informações extremamente importantes para o bom dimensionamento do projeto.

Para o monitoramento constante dos níveis freáticos, haja vista que são diretamente influenciados pela precipitação e/ou irrigação, devem ser instalados poços de observação em toda área, conforme esquema apresentado na Figura 8.

Os dados gerados a partir da observação do nível freático através dos poços podem ser utilizados na construção de

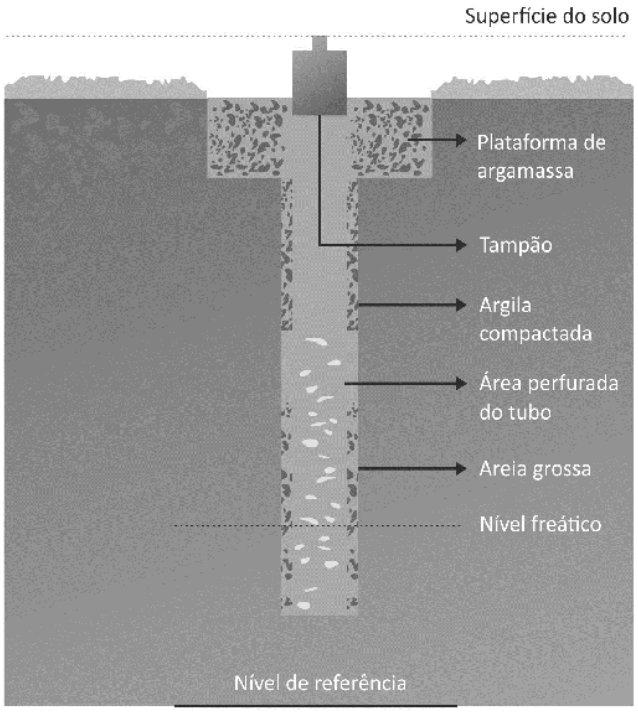


Figura 8. Desenho esquemático do poço de monitoramento do nível freático na área sujeita a um projeto de drenagem

histogramas, na elaboração de cenários do comportamento do lençol, na estimativa da direção do fluxo, no traçado das isohypsas e isóbatas, entre outras funções que subsidiem a tomada de decisão.

Seleção das espécies constituintes dos biodrenos

Na seleção das espécies que irão constituir os biodrenos deve-se considerar aspectos como a capacidade de absorver, translocar e transpirar a água subterrânea em função de vários aspectos, dentre eles as fases fenológicas da cultura e a respectiva abrangência da zona radicular, a salinidade do solo, a sensibilidade da cultura ao estresse hídrico e/ou salino, as condições climáticas da região, etc. (Tabela 3).

Existem vários métodos para se determinar a evapotranspiração, os quais, em sua maioria, estimam a evapotranspiração potencial, ou seja, a que ocorre quando não há deficiência de água no solo que limite seu uso pelas plantas (Bernardo et al., 2008). No entanto, a evapotranspiração potencial varia de cultura para cultura, sendo necessário definir a evapotranspiração potencial para uma cultura de

Tabela 3. Valores médios de evapotranspiração da cultura de referência (ET_0) para diferentes regiões agroclimáticas

Regiões	Temperatura média durante o dia (°C)		
	Temperado ~ 10 °C	Moderada 20 °C	Quente > 30 °C
	ET_0 (mm dia^{-1})		
Trópicos e subtrópicos			
Úmidos e subúmidos	2 – 3	3 – 5	5 – 7
Áridos e semiáridos	2 – 4	4 – 6	6 – 8
Regiões temperadas			
Úmidos e subúmidos	1 – 2	2 – 4	4 – 7
Áridos e semiáridos	1 – 3	4 – 7	6 – 9

referência (ET_0), bem como a evapotranspiração da cultura (ETc).

Na determinação da evapotranspiração de referência (ET_0), a metodologia padrão, recomendada pela FAO, é o modelo proposto com Penman-Monteith:

$$ET_o = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma\left(\frac{900}{T+273}\right)u_2(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)}$$

em que:

ET_o - evapotranspiração de referência, mm dia^1;

R_n - radiação líquida na superfície de cultivo, MJ m^2 dia^{-1};

R_a - radiação extraterrestre, MJ m^2 dia^{-1};

G - fluxo de calor do solo, MJ m^2 dia^{-1};

T - temperatura média do ar a 2 m de altura, °C;

u_2 - velocidade do vento a 2 m de altura, m s^{-1};

e_s - pressão de vapor de saturação, kPa;

e_a - pressão real de vapor, kPa;

Δ - declividade da curva de pressão de vapor, kPa °C^{-1};

γ - constante psicrométrica, kPa °C^{-1}.

A evapotranspiração da cultura (ETc) é estimada pela seguinte equação:

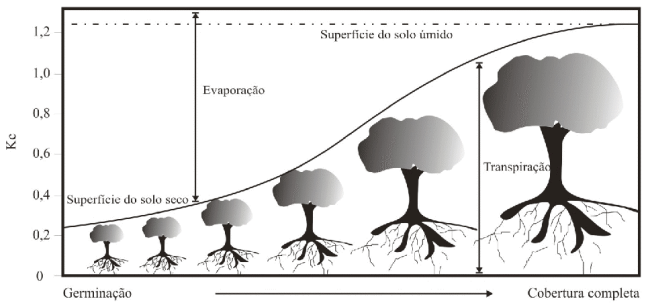
$$ETc = kc \cdot ET_o$$

em que Kc é o coeficiente de cultivo da cultura.

Esses valores variam com a espécie, com o seu respectivo estádio de desenvolvimento (Tabela 4) e comprimento do seu ciclo vegetativo (Figura 9), bem como com as

Tabela 4. Valores de Kc em função do estádio de desenvolvimento da cultura

Cultivo	Kc			Fonte
	Inicial	Médio	Final	
Cana-de-açúcar	0,40	1,25	0,75	Allen et al. (2006)
Banana (1° ano)	0,50	1,10	1,00	Allen et al. (2006)
Banana (2° ano)	1,00	1,20	1,10	Allen et al. (2006)
Coníferas	1,00	1,00	1,00	Allen et al. (2006)
Feijão	1,04	1,34	0,34	Mendonça et al. (2007)



Adaptado de Allen et al. (2006)

Figura 9. Componentes do Kc durante os processos de evaporação e transpiração durante o período de cultivo das plantas

condições climáticas locais. Quanto maior a demanda de evapotranspiração local ou quanto mais sensível a planta for ao déficit de água no solo, maior deverá ser o valor do Kc (Bernardo et al., 2008).

Na escolha da espécie para implantar os biodrenos, entre outros fatores, deve-se optar por culturas que maximizem o processo de evapotranspiração, que é basicamente o "princípio ativo" da biodrenagem.

Em tempo, outro aspecto a ser considerado é a sensibilidade da cultura a salinidade da água do solo, uma vez que o potencial osmótico decorrente da presença de sais no solo e na água subterrânea exige da planta maior demanda de bioenergia no processo de absorção hídrica, causando um entrave inicial importante no processo de transpiração das plantas.

Neste sentido, a sensibilidade e/ou tolerância das plantas à salinidade é um critério fundamental na escolha da cultura para implantação dos biodrenos, sob pena do não funcionamento do sistema (Tabela 5).

Em várias partes do mundo o eucalipto é bastante utilizado na constituição dos biodrenos, no entanto, o plantio de eucalipto é objeto de controvérsias entre os pesquisadores brasileiros que criticam os efeitos desta planta sobre o solo (empobrecimento e erosão), a água (impacto sobre a umidade do solo, os aquíferos e lençóis freáticos) e a baixa biodiversidade observada em monoculturas (Vital, 2007).

Estudos comparativos entre o consumo de água em cultivos de eucaliptos (*Eucalyptus grandis*) e de florestas nativas brasileiras (Mata Atlântica) foram desenvolvidos por Almeida et al. (2003), os quais verificaram uma equivalência entre as demandas hídricas. Em tempo, é evidente a carência de estudos relacionados à seleção de culturas adequadas ao sistema de biodrenagem no Brasil.

Em pesquisas realizadas na Índia, com vistas a prevenção de alagamentos e aproveitamento para produção de madeira, Toky et al. (2011) testaram a utilização de 10 espécies (*Callistemon lanceolatus, Eucalyptus tereticornis* clone-3, *E. tereticornis* clone-10, *E. tereticornis* clone-130, *Eucalyptus* hybridclone (*E. tereticornis* x *E. camaldulensis*), *Melia azedarach*, *Pongamia pinnata*, *Prosopis juliflora*, *Tamarix aphylla*, and *Terminalia arjuna*) na composição de biodrenos em uma área degradada e com problemas de alagamento (lençol freático até 2 m). Dentre as principais conclusões ressaltou-se o maior potencial do eucalipto (especialmente a espécie *E. tereticornis* C-10) em relação a espécies mais lentas como *T. aphylla* e *P. pinnata*.

Dimensionamento

Aspectos gerais

O dimensionamento dos sistemas convencionais de drenagem envolve basicamente a determinação do espaçamento e profundidade dos drenos e, especificamente no caso da biodrenagem, o espaçamento entre os biodrenos (faixas de vegetação) e a largura dos biodrenos, haja vista que a profundidade da zona radicular varia com a espécie e com o tempo, podendo ser estimada por ocasião da escolha da cultura a ser utilizada.

Os cálculos de dimensionamento dos sistemas convencionais baseiam-se nas condições de fluxo determinadas durante a análise do diagnóstico de drenagem. Essas condições de fluxo são agrupadas em dois regimes, o permanente e o variável.

O regime permanente caracteriza-se pelos seguintes pressupostos:

- a descarga do sistema de drenagem é igual à recarga que chega ao lençol freático, isto é, o balanço da água na zona saturada está em equilíbrio; e,
- a posição da superfície freática não varia, sendo a carga hidráulica função exclusiva da distância ao dreno.

Estas condições correspondem a regiões com precipitação média de intensidade constante e de longa duração (Mello, 2009), características não verificadas em países de clima tropical, como é o caso do Brasil.

Sob estas condições a principal equação proposta para o dimensionamento do espaçamento dos drenos foi feita por Hooghoudt, considerando os solos homogêneos (Figura 10).

$$L^2 = \frac{8KY_o h}{R} + \frac{4Kh^2}{R}$$

em que:

L - distância entre os drenos, m;

R - taxa de recarga, m dia^{-1};

Y_o - distância entre o rebaixamento do nível do lençol freático e a camada de impedimento, m;

K - condutividade hidráulica do extrato saturado, m dia^{-1}; e,

h - depressão do lençol freático, m.

Na dedução dessa fórmula o pressuposto foi:

Tabela 5. Relação de algumas espécies arbóreas que podem ser utilizadas em biodrenagem, classificadas segundo a tolerância à salinidade

Classificação	Espécies
Tolerante (CE_{es} 25 – 35 dS m^{-1})	*Tamarise troupii, Tamarise artiaulata, Prosopis juliflora, Pithecollobium dulce, Parkinsonia aculeata, Acacia farnesiana*
Moderadamente tolerante (CE_{es} 15 – 25 dS m^{-1})	*Callistemon lanceolatus, Acacia nilotica, Acacia pennatula, Acacia tortilis, Casuarina glauca, Casuarina obessa, Casuarina equisetifolia, Eucalyptus camaldulensis, Leucaena leucocephala, Erescentia alata*
Moderadamente sensível (CE_{es} 10 – 15 dS m^{-1})	*Casuarina cunninghamiana, Eucalyptus tereticornis, Acacia auriculiformis, Guazuma ulmifolia, Leucanea shannonii, Samanea saman, Albizzia caribea, Senna atomeria, Terminalia arjuna, Pongamia pinnata*
Sensível (CE_{es} 7 – 10 dS m^{-1})	*Syzigium cumimi, Syzigium fruticosum, Tamarindus indica, Salix*spp., *Acacia deanei, Albizia quachepela, Alelia herbertsmithi, Ceaselpimia eriostachya, Caesalpinia velutina, Halmatoxylon brasiletto*

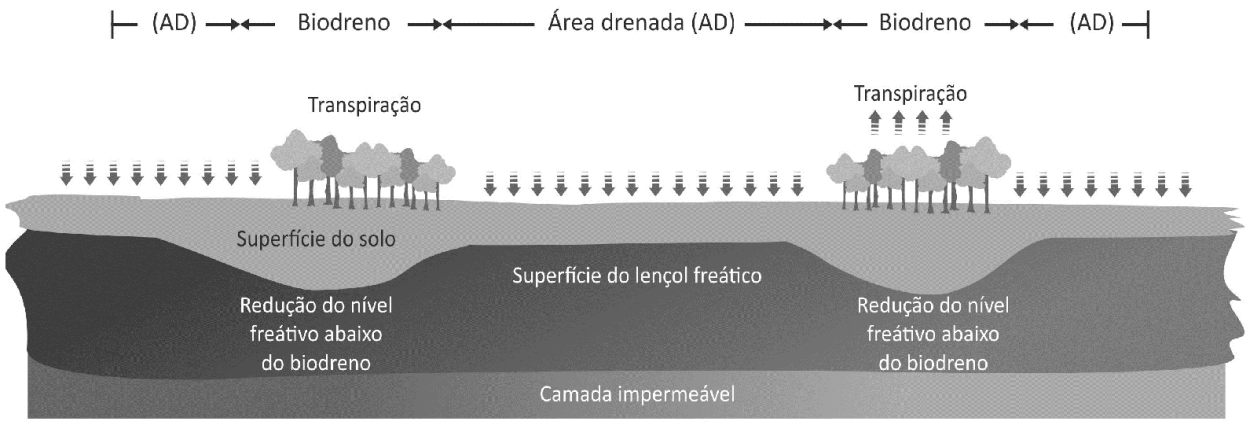


Figura 10. Esquema representativo de um esquema de biodrenagem

- o solo é homogêneo e a condutividade hidráulica K_0;
- os drenos são paralelos e espaçados de L;
- há uma camada impermeável a uma distância vertical D, abaixo da linha dos drenos;
- a recarga do lençol freático R, é constante;
- a origem do sistema de eixos coordenados está na interseção da camada impermeável com o plano vertical que passa pelo centro de um dos drenos; e,
- o gradiente hidráulico em qualquer ponto saturado é igual à declividade do lençol freático acima dele, isto é dy/dx.

Sob condições de regime variável, dentre as equações para o dimensionamento dos sistemas convencionais de drenagem, menciona-se a proposta por Glover-Dumm, elaborada sob as seguintes condições:

- o lençol freático se eleva em consequência de uma chuva ou irrigação; e,
- em seguida, é estabelecida a velocidade de queda do lençol, isto é, o número de dias para que ele atinja uma dada profundidade, em outras palavras, uma vez que cessa a recarga, o nível de água baixa por efeito da drenagem.

Esta situação corresponde ao caso de regiões com precipitação irregular, de intensidade variável e de curta duração com é o caso de várias regiões do Brasil, especialmente no semiárido.

A expressão de Glover-Dumm em sua forma mais ampla é dada por:

$$L^2 = \frac{\pi^2 K\left(d + \overline{h}\right)t}{\mu \ln\left(1{,}16\frac{h_o}{h_t}\right)}$$

em que:

L - distância entre os drenos, m;

K - condutividade hidráulica do extrato saturado, m dia^{-1};

d - estrato do solo, m;

t - tempo transcorrido a partir do momento que o lençol freático começou a descer, dias;

h - raiz quadrada do produto entre h_0 e ht;

μ - espaço poroso drenável que se considera constante;

h_0 - carga hidráulica inicial no ponto médio entre os drenos, m; e,

ht - carga hidráulica final no ponto médio entre os drenos no tempo, t.

A equação proposta por Glover-Dumm possui aplicações para épocas de irrigação e de chuva, sendo que a diferença entre os cálculos é que no caso do período chuvoso deve-se utilizar o valor da chuva crítica para o cálculo do h_0 e o critério de drenagem para esta época. O espaçamento definitivo a ser adotado no projeto será aquele de maior exigência, ou seja, o menor entre os dois critérios.

Vale ressaltar ainda que os modelos *supra*citados foram trabalhados visando o dimensionamento dos sistemas de drenagem (convencional) nos casos de regiões sob regime permanente ou regime variável.

Sistemas de biodrenagem

No caso específico dos sistemas de biodrenagem, o dimensionamento considera principalmente a largura dos biodrenos, da área drenada e as suas relações no rebaixamento do lençol freático (Figura 10), isto por que o aspecto "profundidade" é função do crescimento das raízes das plantas no tempo, ou seja, é necessário que se disponha de informações sobre a taxa de crescimento das raízes da planta adotada e a sua correlação com a redução do nível do lençol freático.

Então, dada a variabilidade de aspectos a serem considerados, a utilização de modelos computacionais no dimensionamento de sistemas de biodrenagem são apropriados, por possibilitarem a simulação de vários cenários e a posterior validação dos melhores resultados obtidos no campo, minimizando eventuais distorções por permitir a inclusão de variáveis características do local onde será implantado o sistema,

Visando identificar aspectos que influenciam o layout e a operação em um sistema de biodrenagem, Akram et al.

(2008), com auxílio do programa computacional (numérico) SAHYSMOD, simularam a sensibilidade de diferentes variáveis e verificaram que para as condições modeladas, a maior limitação verificada foi o acúmulo de sais nos biodrenos e estimaram um limite de 3 dS m^{-1} para a CE do estrato de saturação possível de ser controlada pelo sistema em médio prazo; para valores maiores a sustentabilidade está condicionada a utilização de outro mecanismo de remoção de sais.

Em outra análise, os autores verificaram que a redução do espaçamento entre biodrenos tornou o rebaixamento do lençol mais eficiente, bem como a profundidade da camada impermeável não influenciou significativamente o rebaixamento do lençol freático, entretanto exerce influência na redução da taxa de salinização dos biodrenos.

Utilizando plantas de Eucalipto em um sistema de biodrenagem, e trabalhando a demanda de evapotranspiração como função da altura da planta, Singh et al. (2014), utilizando diferentes modelos matemáticos, estimaram a altura das plantas no tempo, assim como o retorno econômico e o balanço hídrico e de sais do solo para então, de posse dessas informações, dimensionar a largura dos biodrenos e a distância entre eles. Dentre os modelos testados para estimar a altura das árvores de eucalipto em diferentes idades nos biodrenos, ressalta-se o ajuste do modelo de Weibull, em cuja estimativa verificou-se uma altura máxima das plantas na ordem de 17,12 m aos sete anos de cultivo.

Em pesquisa desenvolvida nos campos alagados de Haryana (Noroeste da Índia), Ram et al. (2011), trabalharam com quatro biodrenos de eucaliptos, espaçados em 66 m entre si (1 x 1 m entre plantas) e implantados no sentido norte-sul em uma área de 4,8 ha. Na pesquisa distribuiu-se 22 poços de observação instalados em dois transectos nos biodrenos e avaliou-se o nível freático por 3 anos. Os autores verificaram que o nível das águas subterrâneas nos biodrenos foi rebaixado em até 0,85 m em três anos, mantendo-se inferior ao nível observado nos campos adjacentes, com uma taxa anual de transpiração de 268 mm ano^{-1}, considerando-se 240 árvores por hectare, contra a precipitação média anual de 212 mm.

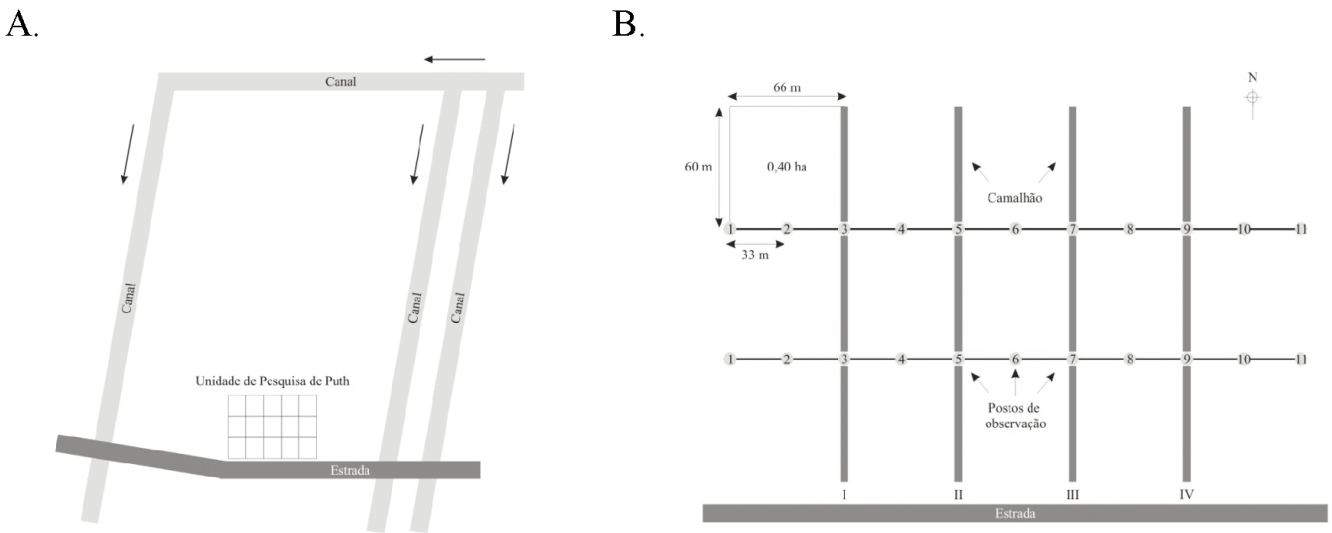
Os autores também mencionaram que os biodrenos sequestraram 15,5 t ha^{-1} de carbono durante a primeira rotação de 5 anos e 4 meses e que a produção de trigo na faixa drenada foi de 3,4 vezes maior do que o observado nas áreas adjacentes sem o sistema de biodrenagem, estes resultados foram atribuídos pelos autores ao rebaixamento do lençol freático e as melhorias nas propriedades do solo.

Experiências de Outros Países

Índia

O estudo ora apresentado foi desenvolvido na Unidade de Pesquisa de Puth, distrito de Hisar, e consistiu em avaliar a configuração de um sistema de biodrenagem, em uma área com problemas de alagamento devido à deficiência de drenagem natural e a ocorrência de vazamentos em canais de irrigação (Figura 11A). Anteriormente, ao agravamento dos problemas de drenagem na área era possível a exploração de milheto, feijão, mostarda, algodão e trigo, todavia, à medida que o problema foi se intensificando a exploração resumiu-se ao cultivo de trigo e arroz. O clima da região é semiárido monsonico, com verão quente, inverno frio e precipitação média anual de 212 mm. O solo da área experimental foi caracterizado sendo verificado textura arenosa, sodicidade e condutividade elétrica (CE) da pasta saturada do solo variando de 0,53 a 2,67 dS m^{-1}.

Para monitorar o nível do lençol freático da área experimental foram instaladas duas fileiras de poços de observação, uma mais ao Norte e outra mais ao Sul; o espaçamento entre as fileiras dos poços de observação foi de 60 m e entre poços de 33 m (Figura 11 B). No sentido Norte/Sul da área foram construídos quatro camalhões no formato trapezoidal (base maior 2,60 m, base menor 2,00 m e altura de 0,50 m), espaçados a cada 66 m. Em cada camalhão foram



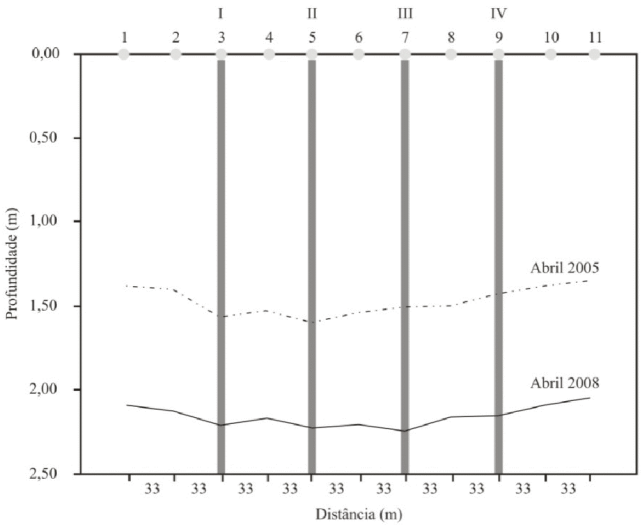
Adaptado de Ram et al. (2008)

Figura 11. (A) Localização e (B) Layout da Unidade de Pesquisa de Puth

plantadas duas fileiras de árvores (*Eucalyptus tereticornis*) plantadas no espaçamento 1,0 x 1,0 m, resultando em uma densidade de 300 plantas por hectare. Em razão desta alta densidade de plantio, o sistema de biodrenagem ocupou apenas 4% da área total, permitindo que 96% da área fosse explorada com trigo.

Dentre as principais constatações dos autores, verificou-se que a configuração do sistema de biodrenagem apresentou eficácia no controle do nível do lençol freático da área (Figura 12). Segundo Ram et al. (2008), após dois anos e três meses da implantação do sistema, a redução média do nível do lençol freático na área experimental foi em torno de 18 cm; enquanto, durante o período compreendido entre abril de 2005 a abril de 2008 o rebaixamento médio foi de 85 cm.

Constatou-se ainda que a taxa de transpiração das plantas alcançou valores médios de 50 L dia^{-1} por planta, correspondendo a 438 mm por ano em uma região com precipitação média de 212 mm (Ram et al., 2008). Diante do exposto, infere-se que o sistema de biodrenagem pode ser uma alternativa à drenagem convencional na incorporação de áreas com deficiência de drenagem ao processo produtivo, possibilitando assim o incremento da produção agrícola. Outros aspectos importantes da biodrenagem é a geração de renda adicional na propriedade, por meio da produção de madeira, e a contribuição ao meio ambiente, pela possibilidade de sequestro de carbono; Ram et al. (2008), relatam ainda que o sistema de biodrenagem implantada na Unidade de Pesquisa de Puth, após cinco anos e quatro meses, produziu em média 47 m^3 ha^{-1} de madeira, reteve aproximadamente, 25 t ha^{-1} de carbono e possibilitou que os rendimentos de trigo na área fosse 3,34 vezes superior as das áreas adjacentes ao sistema.



Adaptado de Ram et al. (2008)

Figura 12. Comportamento do lençol freático antes e após implantação do sistema de biodrenagem

Israel

O Vale de Yizre'el é uma extensa planície circundada de montanhas localizada na porção Norte do Estado de Israel (Figura 13A); caracteriza-se por apresentar clima Semiárido,

A.



B.



Figura 13. Mapa de situação do Vale Yizre'el no Estado de Israel (A) e localização das cinco áreas piloto de biodrenagem (B)

e preponderância de vertissolos crômicos com predomínio de argila montmorilonita, e não isotrópicos. Em meados dos anos 1960, quando o algodão tornou-se a cultura dominante no Vale, a irrigação foi amplamente difundida e diversos reservatórios foram construídos visando regularizar a oferta de água no período de escassez. Ao longo dos anos, o uso indiscriminado de águas de qualidade inferior (águas residuárias tratadas) associado aos aspectos climáticos e à falta de manejo de irrigação em solos com deficiência de drenagem resultou na elevação do nível do lençol freático, provocando a salinização e o início do processo de sodificação de extensas áreas agrícolas (Gafni & Zohar, 2001 e Heuperman et al., 2002). Gafni & Zohar (2007), relatam que os efeitos da salinidade foram mais pronunciados em meados da década de 1980, haja vista que estudos diagnosticaram que em todo o Vale de Yizre'el mais de 1.500 ha apresentavam indícios de salinização, dos quais, 800 ha já se encontravam em processo avançado de salinização e sodificação.

Com base em estudos preliminares, definiu-se que o rebaixamento do lençol freático como a primeira ação para inibir os avanços da salinização e sodificação, e a incorporação das áreas já afetadas ao processo produtivo; então, vários tipos de sistemas de drenagem convencional foram concebidos, testados e amplamente utilizados em todo o Vale, e o êxito da ação comprovado. No entanto, com o declínio da rentabilidade das culturas exploradas, agravado pela falta de subsídio do governo, a drenagem convencional tornou-se economicamente inviável, abrindo discussões entre os especialistas, acerca da viabilidade da biodrenagem (Gafni & Zohar, 2007).

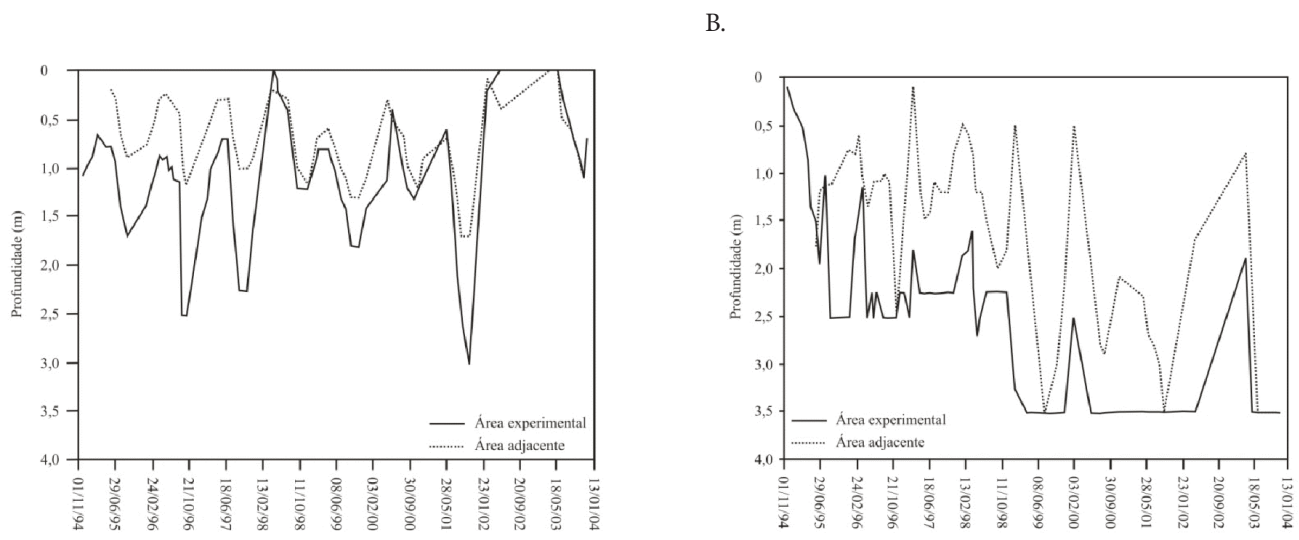
Os estudos de biodrenagem foram realizados com duração de dez anos (1993 a 2003), em cinco áreas experimentais (Figura 13B), representativas da variabilidade climática, regime hidráulico e do grau de salinização e sodicidade que o Vale Yizre'el apresentava. Na implantação do sistema de biodrenagem foram plantadas mudas de *Eucalyptus camaldulensis* em um área de 0,625 ha utilizando-se de onze clones diferentes no espaçamento de 3 x 3 m, alcançando uma densidade de plantio de 1.100 árvores por hectare. As variáveis monitoradas foram nível do lençol freático; salinidade do solo, expressa pela concentração de cloreto (Cl^-) e condutividade elétrica do extrato da pasta saturação do solo (CE), e a sodicidade pela razão de adsorção de sódio (RAS).

No entanto, sendo as áreas experimentais de Nahalal e Genigar (Figura 13B) representativas dos dois extremos em termos de clima, hidrologia, salinidade, sodicidade e associada à taxa de crescimento das espécies de eucalipto plantadas, estas foram objeto de estudo mais detalhado por Gafni & Zohar (2007) e seus resultados serão aqui apresentados. De acordo com relatos desses autores, a precipitação média anual em Nahalal é de 650 mm, e a área também recebe o excesso de água a partir de várias outras fontes locais; já em Genigar, a precipitação média anual é de 450 mm e não recebe contribuição de nenhuma fonte externa de água. A evaporação máxima registrada durante a execução do experimento foi de 6,9 mm em agosto de 2003.

As flutuações sazonais dos níveis dos lençóis freáticos nas áreas experimentais de (A) Nahalal e (B) Genigar e em áreas adjacentes foram registradas (Figura 14). Observou-se que nas áreas experimentais o sistema de biodrenagem influenciou o nível do lençol freático em relação às áreas sem o sistema; no entanto, na área experimental de Nahalal apesar do sistema de biodrenagem extrair aproximadamente 1.350 mm por ano, as flutuações do nível do lençol freático foram semelhantes às das áreas em sua adjacência, em virtude do volume de entrada de água (precipitação e fontes externas) se aproximar do volume extraído (evapotranspiração das árvores) pelo sistema de biodrenagem, em grande parte do tempo, com exceção durante o período de estiagem.

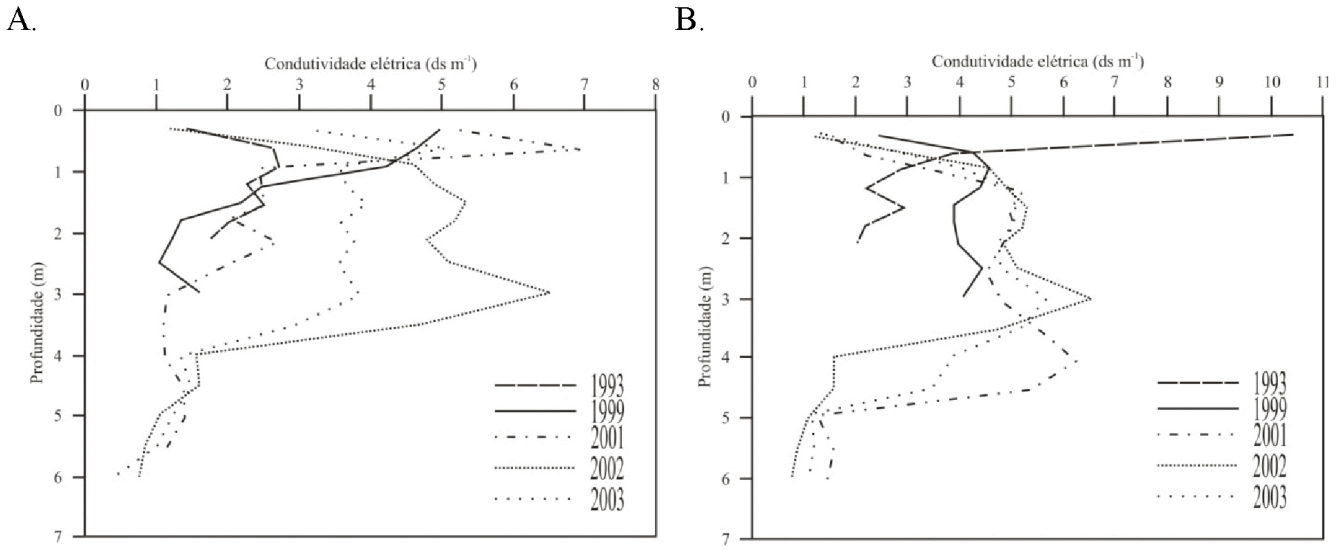
Já na área experimental de Genigar (Figura 14B), o sistema de biodrenagem mostrou-se mais efetivo no controle do nível do lençol freático, mantendo-o a aproximadamente 2,0 m de profundidade, na maior parte do tempo. Segundo Gafni & Zohar (2007), a efetividade do sistema deveu-se a maior extração de água pelas plantas (evapotranspiração) em relação ao volume precipitado e a baixa influência de fontes de águas externas (irrigação).

Os autores apresentaram ainda o comportamento da salinidade do solo, expressa pela CE e a concentração de Cl^- no perfil do solo (por ser o elemento presente em maior concentração em relação aos demais na solução do solo) durante os dez anos de monitoramento nas áreas experimentais de Nahalal e Genigar (Figura 15; Tabela 6). Constatou-se que na área experimental de Nahalal o comportamento da salinidade no perfil do solo (Figura 15A e Tabela 6) até 4,0 m de profundidade



Adaptado de Gafni & Zohar (2007)

Figura 14. Comportamento do nível do lençol freático nas áreas experimentais de (A) Nahalal e (B) Genigar e em áreas nas suas adjacências no Vale Yizre'el



Adaptado de Gafni & Zohar (2007)

Figura 15. Comportamento da condutividade elétrica do extrato saturado do solo nas unidades experimentais de (A) Nahalal e (B) Genigar no Vale Yizre'el

Tabela 6. Concentrações de Cl^- no perfil do solo nas áreas experimentais de Nahalal e Genigar localizadas no Vale Yizre'el

Profundidade (m)	Concentração de cloreto (mg L^{-1})									
	Nahalal					Genigar				
	1993	1999	2001	2002	2003	1993	1999	2001	2002	2003
0-0,30	232	1498	1558	1007	1052	3607	705	293	226	484
0,30-0,60	612	1370	2245	632	816	1072	1390	524	852	744
0,60-0,90	682	1216	673	422	482	725	1513	974	1471	1194
0,90-1,20	533	676	675	388	472	489	1446	1567	1644	1651
1,20-1,50	610	600	706	415	275	730	1267	1484	1766	1999
1,50-1,80	476	320	547	389	293	559	1260	1500	1753	2028
1,80-2,10	414	277	801	412	186	450	1267	1402	1619	2147
2,10-2,50	-	233	618	516	171	-	1493	1321	1678	2027
2,50-3,00	-	531	256	251	192	-	1589	1409	2228	2356
3,00-3,50	-	405	248	260	233	-	1376	1787	1596	2105
3,50-4,00	-	-	266	271	248	-	-	2054	467	820
4,00-4,50	-	-	337	282	181	-	-	1729	459	207
4,50-5,00	-	-	334	245	187	-	-	307	293	179
5,00-5,50	-	-	280	280	203	-	-	421	221	213
5,50-6,00	-	-	-	280	211	-	-	424	212	193

Adaptado de Gafni & Zohar (2007)

foi altamente variável; influenciada pela limitada capacidade de drenagem do solo, que manteve o nível do lençol freático elevado na maior parte do tempo (Figura 14A), restringindo a lixiviação dos sais para as camadas mais inferiores. Gafni & Zohar (2007), ressaltam que, além das condições ambientais locais (condutividade hidráulica do solo, regime pluviométrico, balanço hídrico, qualidade da água local e o volume extraído pelo sistema de biodrenagem), o uso excessivo de insumos agrícolas (adubos) e o manejo de irrigação inadequado nas áreas adjacentes pode ter influenciado esse comportamento.

Quanto à área experimental de Genigar, observou-se que antes da implantação do sistema de biodrenagem (Figura 15B), a camada mais superficial (0-0,60 m) apresentava altos valores de CE (> 10 dS m^{-1}), e posteriormente, observou-se uma redução significativa; em uma análise mais cuidadosa do comportamento da CE no perfil do solo ao longo do tempo, observou-se aumento da CE com aumento da profundidade; revelando uma migração gradual dos sais para as camadas mais profundas.

A implantação do sistema de biodrenagem não resultou efetivamente na redução dos níveis de sodicidade do solo nas áreas experimentais (Tabela 7). Na área experimental de Nahalal observou-se aumento da RAS na camada de 0-0,60 m, até o valor máximo de 7,36 em 2003, posteriormente, foi observado redução nas demais camadas.

Na área experimental de Genigar o efeito da sodicidade no solo foi mais pronunciado que em Hahalal, muito embora, tenha se verificado redução do nível do lençol freático ao longo dos anos (Figura 14B), a migração de sódio no perfil do solo foi incipiente, quando comparados aos de Ca^{2+}, Mg^{2+} e Cl^- resultando em aumentos nos valores de RAS, mas, sem afetar de forma significativa a condutividade hidráulica do solo.

Tabela 7. Valores da razão de absorção de sódio (RAS) no perfil do solo nas áreas experimentais de Nahalal e Genigar localizadas no Vale Yizre'el

Profundidade (m)	RAS									
	Nahalal					Genigar				
	1993	1999	2001	2002	2003	1993	1999	2001	2002	2003
0-0,30	4,79	4,70	7,21	5,53	6,31	7,63	4,37	6,31	6,76	9,50
0,30-0,60	5,10	4,03	6,34	4,95	7,36	7,93	6,5	7,11	9,62	9,80
0,60-0,90	5,12	3,84	3,85	4,58	4,44	7,35	6,83	8,00	8,37	9,46
0,90-1,20	4,97	2,97	3,67	3,61	4,20	8,11	7,17	8,54	8,27	10,74
1,20-1,50	5,09	2,79	3,74	3,54	3,57	8,18	7,40	8,73	8,14	10,67
1,50-1,80	4,25	2,56	3,20	3,90	3,03	8,48	7,30	9,06	8,82	11,18
1,80-2,10	3,96	2,50	3,36	2,92	2,93	7,92	7,27	8,55	9,67	11,22
2,10-2,50	-	2,36	3,03	2,69	3,08	-	8,83	9,24	10,29	11,78
2,50-3,00	-	2,58	2,52	2,43	3,09	-	10,08	10,15	11,16	11,23
3,00-3,50	-	2,77	2,51	2,38	3,20	-	8,84	11,44	8,56	14,46
3,50-4,00	-	-	2,66	2,31	3,19	-	-	12,09	6,36	10,01
4,00-4,50	-	-	2,66	2,30	3,07	-	-	10,73	6,22	6,06
4,50-5,00	-	-	2,63	2,28	2,82	-	-	6,78	4,90	6,17
5,00-5,50	-	-	2,67	2,34	3,05	-	-	6,83	4,32	5,78
5,50-6,00	-	-	-	2,25	3,06	-	-	7,92	4,16	5,45

Adaptado de Gafni & Zohar (2007)

Considerações Finais

São poucos os relatos na literatura especializada acerca do uso da biodrenagem no Brasil, apesar das potencialidades inerentes a este sistema, em especial em áreas irrigadas no recorte semiárido.

Especificamente na bacia do rio São Francisco, a área irrigada abrange cerca de 514 mil hectares (ANA, 2009), os quais encerram vários Perímetros Públicos de Irrigação em que são recorrentes problemas de alagamento, de nível do lençol freático elevado, bem como problemas de salinização, dentre outros fatores, pela ausência de sistemas de drenagem. Nessas condições, a utilização de sistemas de biodrenagem pode ser trabalhada como uma alternativa viável, inclusive com vistas subsidiar a ampliação da área drenada em perímetros irrigados, dado a expressiva redução dos custos de implantação em relação aos sistemas convencionais.

É imprescindível ressaltar, todavia, a necessidade da realização de mais estudos, visando a definição de critérios técnicos adequados. Dentre as prioridades de pesquisas destacam-se:

1. Seleção das espécies constituintes dos biodrenos: trabalhos relacionados a capacidade de extração de água do solo por espécies nativas e/ou adaptadas as condições do semiárido brasileiro são indispensáveis, inclusive com ênfase no balanço hídrico do solo, visando a validação da eficácia do sistema. Em suma, aspectos que subsidiem a seleção e o manejo (densidade de plantio) de espécies.

2. Tolerância das espécies constituintes dos biodrenos à salinidade: da próxima relação entre os problemas de drenagem, as regiões semiáridas e a ocorrência de limitações relativas à salinidade, infere-se a relevância da abordagem da biodrenagem dentro do contexto do estresse salino e da respectiva tolerância da espécie à salinidade, inclusive como critério de seleção para estes casos específicos.

3. Balanço de água e sais: a relação entre a capacidade de extração de água, a tolerância à salinidade das espécies selecionadas para os biodrenos, a salinidade da água de irrigação e o ponto de equilíbrio do balanço de água e sais na área drenada precisa ser bem compreendido, especialmente para casos específicos que envolvam aproveitamento de águas salobras na irrigação.

4. Manejo do sistema de biodrenagem: estudos também devem orientar os critérios técnicos quanto aos tratos culturais, desbaste, modelo de exploração do potencial madeireiro sem o comprometimento da eficiência do sistema e a relação custo benefício do sistema.

Literatura Citada

Akram, S.; Kashkouli, A, H.; Pazira, E. Sensitive variables controlling salinity and water table in a bio-drainage system. Irrigation and Drainage Systems, v.22, p.271–285, 2008.

Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Evapotranspiración del cultivo-Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Rome: FAO, 2006. 298p. FAO Irrigation and Drainage Paper 56

Almeida, A. C.; Soares, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalytus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. Revista Árvore, v.27, p.159-170, 2003.

Batista, M. J.; Novaes, F.; Santos, D. G.; Suguino, H. H. Drenagem como instrumento de dessalinização e prevenção da salinização de solos. Brasília: CODEVASF, 2002. 216p. Série Informes Técnicos

Bernardo, S.; Soares, A. A.; Mantovani, E. C. Manual de Irrigação. 8. ed. Viçosa: Impressa Universitária, 2008. 611p.

Cintra, F. L. D.; Libardi, P. L.; Saad, A. M. Balanço hídrico no solo para porta- enxertos de citros em ecossistema de tabuleiro costeiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, p.23-28, 2000.

Denecke, H. W. Concept note on biodrainage and bio-disposal systems. http://www.fao.org/iptrid/drainage/bio_drainage/concept_note_bio_ drainage.htm, 2000.

Dias, N. da S.; Gheyi, H. R.; Duarte, S.N. Prevenção, manejo e recuperação de solos afetados por sais. Piracicaba: ESALQ/USP/LER, 2003. 112p.

Fonseca, M. H. P.; Guerra, H. O. C.; Lacerda, R. D. de; Barreto, A. N. Uso de propriedades físico-hídricas do solo na identificação de camadas adensadas nos Tabuleiros Costeiros, Sergipe. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, p.368-373, 2007.

Gafni, A. Biological drainage-rehabilitation option for saline-damaged lands. Water and Irrigation, v.337, p.33-36, 1994.

Gafni, A.; Zohar, Y. Sodicity, conventional drainage and bio-drainage in Israel. Australian Journal of Soil Research, v.39, p.1269-1279, 2001.

Gafni, A.; Zohar, Y. Hydrological and salinity impacts of a bio-drainage strategy application in the Yizre'el Valley, Israel. Hydrological Processes, v.21, p.2164–2173, 2007.

Heuperman, A. F. Trees in irrigation areas: The biopumping concept. Trees and Natural Resources, v.34, p.20-25, 1992.

Heuperman, A. F.; Kapoor, A. S.; Denecke, H. W. Biodrainage: Principles, experiences and applications. Rome: FAO, 2002. 79p.

Holmes, J. W.; Wronski, E. B. The influence of plant communities upon the hydrology of catchments. Agricultural Water Management, v.4, p.19-34, 1981.

Kapoor, A. S. Bio drainage - potential and limitations. <http://library.wur.nl/ebooks/drainage/drainage_cd/2.2%20kapoor%20as.html#_ftn1>. 23 Fev. 2010.

Mello, J. L. P. Drenagem agrícola. Rio de Janeiro: UFRJ/IT/DE, 2009.

Mendonça, J. C.; Sousa, E. F.; Bernardo, S.; Sugawara, M. T.; Peçanha, A. L.; Gottardo, R. D. Determinação do coeficiente cultural (Kc) do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.), em Campos dos Goytacazes - RJ. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, p.471-475, 2007.

Ottoni Filho, T. B. Uma classificação físico-hídrica dos solos. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v.27, p.211-222, 2003.

Ram, J.; Dagar, J. C.; Khajanchi, L.; Singh, G.; Toky, O. P.; Tanwar, V. S.; Dar, S. R.; Chauhan, M. K. Biodrainage to combat waterlogging, increase farm productivity and sequester carbon in canal command areas of northwest India. Current Science, v. 100, p.1673-1680, 2011.

Ram, J.; Dagar, J. C.; Singh, G.; Lal, K.; Tanwar, V. S.; Shoeran, S. S.; Kaledhonkar, M. J.; Dar, S. R.; Kumar, M. Biodrainage eco-friendly technique for combating waterlogging & salinity. Karnal: Central Soil Salinity Research Institute. 2008. 28p.

Singh, S. K.; Verma, C. L.; Sharma, D. K. Plant height model for eucalyptus plantations for biodrainage use. International Journal of Research in Engineering and Technology, v.3, p.250-259, 2014.

Toky, O. P.; Angrish, R.; Datta, K. S.; Arora, V.; Rani, C.; Vasudevan, P.; Harris, P. J. C. Biodrainage for preventing water logging and concomitant wood yields in arid agro-ecosystems in North-Western India. Journal of Scientific & Industrial Research, v.70, p.639-644, 2011.

Vital, M. H. F. Impacto ambiental de florestas de eucaliptos. Revista do Banco Nacional de Desenvolvimento Sustentável-BNDES, v.14, p.235-276, 2007.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

27 Drainage water reuse practices and measures to alleviate risk of failure, Egypt case

Ashraf E. S. Ismail[1]

[1] Drainage Research Institute

Introduction

Since the completion of the High Aswan Dam (HAD) in 1970, irrigation has become possible throughout the year (perennial). All agricultural lands are more than double cropped (more than 200% cropping intensity). Among the main constraints to agriculture production in Egypt is the rise of the water table causing waterlogging and salinization. Therefore, drainage becomes crucial to control water table level and soil salinity. A system of open drains has been constructed since the start of the 20th century. This network of open drains solved the problem of waterlogging and salinity partially (Abdel-Gawad, 2005).

Currently, the total water requirements of all socio-economic sectors are estimated over 75 BCM yr^{-1} (billion cubic meter per year). The agriculture sector alone requires about 82% of this amount. A gap between fresh water resources and the country's requirement already exists. Reuse of drainage water holds great potential for saving valuable freshwater resources for competing prime uses that require more stringent water quality standards. It provides a reliable supply of irrigation water and rich nutrients to cropped fields. The Egyptian case in the field of water reuse is unique for the following reasons:

- all surplus water is returning to the system;
- in Upper Egypt, seepage, agriculture drainage water, and sewerage water return back to the Nile River and are reused in the Delta area;
- downstream Delta Barrage drainage water, sewerage water and groundwater in the Delta is reused directly or by mixing;
- all sewerage water is drained to the agricultural drains and northern lakes;
- there are no special end systems for sewerage or industrial wastewater;
- the flexibility in water distribution is very limited since there is no intermediate reservoirs between Aswan and the sea; and,
- a lot of activities requires marginal or low quality water where drains should end to the areas where such activities take place.

There are many systems of reuse practices contributing to the overall resilience of the Nile Delta agricultural and livelihoods system.

Drainage Water System

Need for drainage system

In Egypt, the total agriculture land production amounts to 8 million feddan (1 feddan = 1.04 acre or 0.42 hectares), which represents 3.8% of the whole area of the country. There are two major crop seasons, namely, the winter season (November-May) and the summer season (May – October). The most important crops are wheat and berseem in winter and cotton, rice and maize in summer.

The increase in cropping intensity, associated with the completion for the High Aswan Dam (HAD) in 1970, lead to rise of the water table causing waterlogging and salinization. To overcome these issues, the implementation of the National Drainage Program started in 1970. It included the widening and deepening of the existing main open drains, the excavation of new main drains, the construction of new pumping stations and the rehabilitation of old ones. It included also, the installation of subsurface drainage systems of laterals and collectors. The average field drainage depth is 1.35 m and the minimum depth of water levels in the main drains is 2.5 m.

The total target of the surface drainage is 7.2 million feddans, of which 4.9 million feddans are in the Nile Delta and 2.3 million feddans in Upper Egypt. Figure 1 illustrates the main drainage system in the Nile Delta of Egypt. The drainage system is largely by gravity flow, except some drainage catchments are by pumping.



Figure 1. Main drainage system in the Delta

Sources of drainage water

Drainage water is the unconsumed part of the irrigation water applied to crops. Drainage water intended for reuse can be mixed or blended with residual quantities of irrigation water such as operational spills and tail end losses from irrigation canals, surface runoff from irrigation, and with effluents from water purification plants, and industrial and domestic wastewater. Upward seepage of groundwater may also become part of drainage water flows.

Drainage water quality

Monitoring program in brief

National Water Quality Monitoring Network covers 164 sites on the drainage canals of the Nile Delta. Based on a continuous monthly data collection by the Drainage Research Institute (DRI) during the year 2015 the overall water quality status of the Delta drainage canals is assessed (DRI Year book, 2012 and 2013). Over 34 water quality parameters are used in the assessment. They are classified into six main categories as follows: 1) Physical (Turbidity, TSS, TVS, pH, Temperature); 2) Biological (BOD, DO, COD); 3) Bacteriological (Fecal Coliform, Total Coliform); 4) Nutrients (ammonia. nitrate, and total phosphate); 5) Heavy Metals (Fe, Pb, Cu, Zn, Mn, Cr, Hg etc.); and 6) Salinity (EC, TDS, Soluble Ions).

Different modes of visualization and analysis are exercised to furnish enough information to judge the overall Water Quality Status of the delta drainage system. To show the spatial variability of some parameter such as: pH, Temperature, TDS, BOD, DO, COD, ammonia. nitrate, total phosphate, and TSS, and Fecal; a GIS tool was used to plot the annual average values at the different sampling locations (DRI, 2014).

pH

Figure 2A shows the spatial distribution of the pH variable along the three regions of the Nile Delta. Average values of pH in drainage canals are 7.56, 7.67 and 7.59 for Eastern Delta, Middle Delta and Western Delta, respectively. All recorded average values were within the permissible range of Egypt Law 48/1982.

Salts

Salts reach drains through the percolation of irrigation water, enriched through evaporation as well as through flushing of salts from soils and groundwater aquifer. For the reuse of the drainage water in irrigation, some potential salt-related water problems must be detected first. Due to multiple uses of increasingly saline drainage water and due to the local presence of saline groundwater in the North of the Nile Delta in general, TDS concentration increases from the south to the north of the Delta.

Average concentrations of salts are 1464 mg L^{-1} TDS in Eastern Delta, 1745 ppm TDS in Middle Delta, and 2166 mg L^{-1} TDS in Western Delta. High salinity values are in northern part of Middle Delta near Baltim area; lower downstream reach of Bahr El-Baqar drain in Eastern Delta due to the land reclamation activities, and downstream of Umoum drain in Western Delta. Concentrations of TDS exceeded 2,540 mg L^{-1} in a number of monitoring sites along the drains in Western Delta and some locations along the northern parts of Middle Delta are observed. This clearly could be attributed to the seawater intrusion phenomenon at the northern fringes. The spatial variability of TDS along the whole Delta is shown in Figure 2B.

Oxygen demand

The main sources of organic matter, directly influencing the oxygen related parameters, are the domestic and to some extent the industrial sources. Averages values for the year 2012 & 2013 monthly monitoring period of the drainage canals were 19.52 mg L^{-1} BOD, 24.39 mg L^{-1} COD and 2.43 mg L^{-1} DO for Eastern Delta; 13.36 mg L^{-1} BOD, 16.75 mg L^{-1} COD and 2.12 mg L^{-1} DO for Middle Delta; and finally, 10.01 mg L^{-1} BOD, 12.76 mg L^{-1} COD and 3.48 mg L^{-1} DO for Western Delta.

Figures 2C, 2D and 2E show the spatial variability for each of the oxygen related parameters for the three regions. Most of the BOD values violate the Egyptian Standards (Article 65) for the three Delta regions. It is important to mention that; majority of the sewage and domestic wastes of greater Cairo go to the drainage canals of Eastern and Western Delta (after treatment and in some cases bypass without treatment). For Middle Delta, Gharbia drain represents the highest level of biological pollution. Similar trends of the COD and DO applied in the three Delta regions.

Nutrients

There is a high variability in nutrients concentrations among the Delta regions, and even among the catchments within a single region. The spatial distribution of overall average values for ammonia, nitrate and phosphate concentrations are shown in Figures 2F, 2G and 2H, respectively. According to Egyptian law 92/2013 art 51, the official reuse of water with nitrate content is limited by

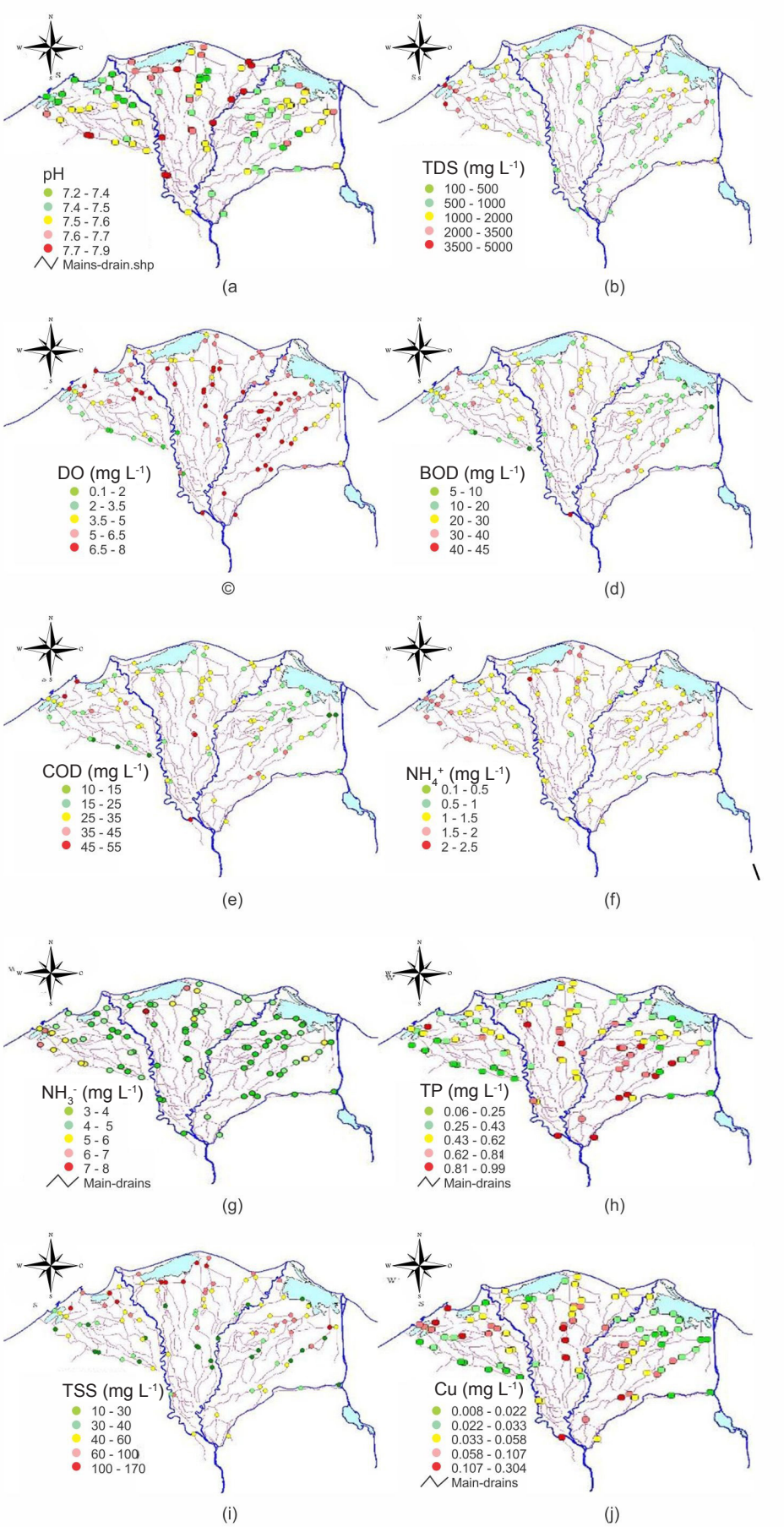


Figure 2. Spatial variability of different substances in drainage canals, year 2013, (a) pH, (b) TDS, (c) DO, (d) BOD, (e) COD, (f) NH_4^+, (g) NO_3^-, (h) TP, (i) TSS, (j) Cu

a maximum 81.4 mg of NO_3 L^{-1} (which equals about 16.57 mg N L^{-1}). The stated standard for ammonia is 0.5 mg L^{-1} and for phosphate 3.0 mg L^{-1}. By screening the monitoring records, it can be inferred that, the standard for nitrates was not exceeded, while the standard for ammonia was exceeded by 98% of the samples, and for the phosphate by 8% of the samples. Also, it is important to mention that nitrate is not the limiting factor in the reuse practices in the Nile Delta.

Total suspended solids

Figure 2I shows the spatial variability of TSS values in the Nile Delta drainage canals. High concentrations of TSS (over 100 mg L^{-1}) are observed in 8% of all sites. The high concentration sites were located in the northern parts of Eastern Delta and Middle Delta regions.

Metals

Heavy and trace metals do exist in the drainage water because of the industrial discharges carrying considerable amounts of heavy metals effluents. Also, impurities in fertilizers and rock leaching (mainly Fe and Mn) are relevant sources too. Due to their tendency to be adsorbed by suspended particles in the water and accumulate in the sediment, the assessment of their dissolved concentrations in water is difficult. Anoxic situations resulted in sulphide residues, which fix metals even more to sediments. Improving the oxygen condition in the water could trigger the release of heavy metals from the sediments into the surface water (Chapman, 1992).

Some typical results of average concentrations are shown in Table 1.

According to Egyptian law 92/2013 art 51, (drainage water), concentration values were: for copper (1.0 mg L^{-1}), for iron (3.0 mg L^{-1}), for zinc (2.0 mg L^{-1}), and for lead (0.1 mg L^{-1}). Concentrations of iron, zinc and Copper were below the standard limit in all cases, and 100% of all samples complied with the standard for copper concentrations. Figure 2J summarizes the spatial variability of copper concentrations within the Nile Delta.

Table 1. Characteristics of heavy metals in drainage water in mg L^{-1}, year 2013

	East	Middle	West	Law limit
Cu	0.082	0.083	0.063	1.0
Fe	0.012	0.026	0.013	3.0
Zn	0.000	0.000	0.000	2.0

Drainage water flowing to the sea

The average drainage water flowing to the sea/lakes from the Nile Delta region from 2008 to 2013 is about 14.6 BCM (Figure 3). The mean monthly discharge is roughly 1.2 BCM with a standard deviation of 0.2 BCM which indicates low dispersion of data; the standard deviation is comparably less than the mean value. There was a noticeable increase in the discharge during the months Aug 2008, Sept 2008, and Aug 2009 by about 50% compared to the mean value. Conversely,

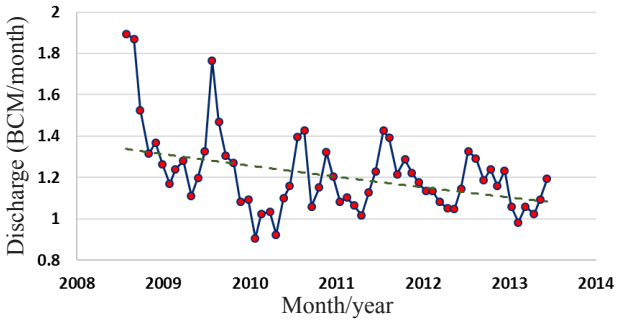


Figure 3. Drainage water flowing to the sea/lakes over 2008-2013

the discharge dropped by 25% compared to the mean during the months of Feb and May 2011. Finally, a general pattern can be identified as discharge peaks during summer months and is around the mean value for the rest of the year. The general trend of drainage water flowing to the sea/lakes from the Nile Delta region seems to be decreased with the time.

The total dissolved solids (TDS) of drainage water flowing to the sea/lakes from the Nile Delta region has a monthly mean of about 2350 mg L^{-1} (Figure 4) with a standard deviation of 200 mg L^{-1} which indicates very low dispersion of data; the standard deviation is significantly less than the mean value. There was a clear increase in the TDS during the months Mar and Dec 2009 by about 30% compared to the mean value. It is worth noting that prior to June 2012 TDS was on average above the mean value, subsequently TDS sharply dropped by about 15% compared to the mean. Ultimately, the correlation coefficient between the discharge and TDS was about -0.15, which indicates no solid relation between the two parameters.

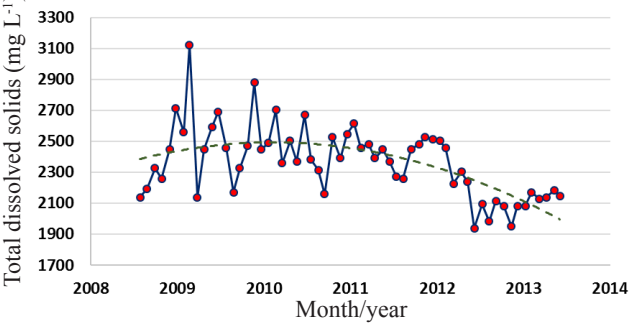


Figure 4. Total dissolved solids (TDS) of drainage water flowing to the sea/lakes 2008-2013

Needs for Drainage Water Reuse

Egypt is mostly a rainless country that leads to limited water resources. The yearly total run-off that could be harvested is limited 1.3 BCM/yr. The Egyptian water quota from the Nile is 55.5 BCM annually as specified in the 1959 agreement between Egypt and Sudan. Groundwater in the desert is very limited. The maximum possible amount expected from the groundwater fossil reservoirs is 3.5 BCM yr^{-1}. Currently, the total requirements of all socio-economic sectors are estimated over 75 BCM yr^{-1}. The agriculture sector alone requires about 82% of this amount. A gap between

fresh water resources and the country's requirement already exists.

This gap is expected to widen in the future and the possibility of increasing the fresh water resources from conventional sources is doubtful (Figure 5). In the meantime, non-conventional sources such as desalination or cloud seeding are also infeasible and expensive. Therefore, the fast and economic way to bridge such gap is to reuse the available and possible water resources more than one time. Without reuse of drainage water, the national water budget will suffer a serious deficiency. Reuse of drainage water holds great potential for saving valuable freshwater resources for competing prime uses that require more stringent water quality standards. It provides a reliable supply of irrigation water and rich nutrients to cropped fields.

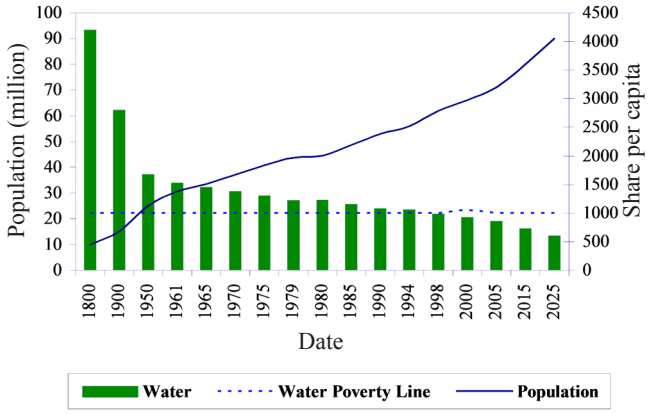


Figure 5. Population growth and water availability

Reuse Practices in Egypt

Several types of reuse practices can be distinguished in Egypt presented in Figure 6 as (El Sayed, 2006):

- Gravity reuse of drainage water, which takes place in canals or river branches receive drainage water by gravity. This takes place for instance in the Nile Valley, where nearly all drainage water returns to the Nile River.
- National reuse project is the practice of pumping part of the drainage water flow into the irrigation water system.
- Intermediate reuse project is the mixing of drainage water and fresh irrigation supplies take place at lower level with a drainage catchment coinciding with a number of secondary canals.

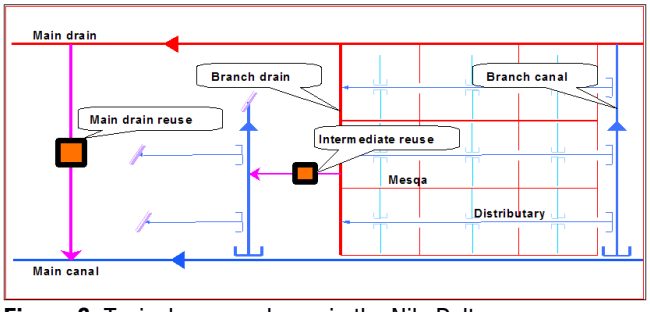


Figure 6. Typical reuse scheme in the Nile Delta

- Unofficial reuse is practiced by individual farmers who decide, when and how drainage water will be used for supplementing their irrigation water. Unofficial reuse of drainage water normally takes place near the tail ends of the irrigation canals.
- Reuse of wastewater treated effluent is reuse of treated effluents for restricted crops, landscape, green belt and forests.

Factors Affecting Drainage Reuse Practices

There are many factors that may adversely affect the drainage reuse in the Delta region, including pollution, Water save and improvement project, rice area reduction, and the Toshka project (Abdel Gawad & El Sayed, 2008).

Water quality deterioration

The quality of drainage water is threatened by the uncontrolled disposal of polluted effluents (domestic and industrial) and the improper disposal of solid and toxic wastes from agricultural and human activities. Figure 7 shows the drainage catchments in the Delta with health risk due to pollution (APRP, 1998). The high population densities and industrial activities in combination with insufficient sewerage facilities cause different levels of pollution load on drainage water to the extent that there is a health hazard.

A number of reuse mixing stations in the Nile Delta have been entirely or periodically closed due to the increasing degradation of drainage water quality such as:

1) Mahsama Pump Station in the Eastern Nile Delta was pumping approximately 200 million m^3 of drainage water annually.

2) Upper Pump Station No1 in Middle Delta was constructed to pump approximately 100 million m^3 annually.

3) In the Western Delta, the Umoum Reuse Project construction was finished during 1995. The project anticipated 1000 million m^3 reuse annually of the drainage water.



Figure 7. Drainage catchments with health risk in red color due to pollution

Irrigation improvement project (IIP&IIIMP)

Egypt has launched an ambitious Irrigation Improvement Program (IIP) later called Integrated "Irrigation Improvement Management Project (IIIMP)", which includes the improvement of water delivery system, on farm-water management, irrigation methods and associated agronomic practices. The extension of these programs in the Delta will affect the generation and distribution of drainage water in the region. During 1989-97, Egypt has implemented these programs on over 350.000 feddans. According to the GOE plan, these programs will be extended to an area of 3.5 million feddans in the Delta by the year 2017.

Pilot areas indicated that irrigation efficiency could be improved by 10%. Therefore, it is expected that the expansion of IIP and IIIMP over the 3.5 million feddans in the Delta will eventually result in a reduction of 2.6 BCM drainage generation from the 1995-96 level of 19.5 BCM. This 2.6 BCM drainage reduction will affect the volumes of drainage outflow as well as official reuse and unofficial reuse (DRI, 2003). The picture is illustrative only, but it indicates that if the ambitious IIIP extension plan will really be implemented, then the currently scheduled drainage reuse expansion will become partially unnecessary, since there would not be so much drain water available for reuse. It should also be noted that with increased irrigation efficiency, the decreased drain water will be accompanied by deteriorated water quality and at the same time increased availability of freshwater.

Rice reduction

Rice is one of the most controversial crops in Egypt. Farmers favor the crop because of its high production yields and economic returns. Water engineers are more inclined to reduce the area under rice so that the large amount of rice irrigation water can be used for other demands such as expanding irrigation lands. There is a difference between rice planted in the south of the Delta and that in the north of the Delta. In the South, rice irrigation water is consumed only by crop evapotranspiration (ET) and drainage outflow from rice ponding is available for downstream reuse. While in the North, a large portion of the irrigation water is lost to a salt sink such as saline groundwater becomes valueless for reuse. Rice is a land reclamation crop in the North to prevent the seawater intrusion, and rice area reduction mainly applies to the south Delta region. Therefore, only the effect of South Delta rice reduction on drainage generation needs to be evaluated. The drainage reduction by rice area reduction would be about 2,000 m^3 fed^{-1}. With a possible 500,000 feddans rice area reduction in the southern Delta, the expected decrease of drainage would be about 1.0 BCM.

Agriculture extension project (Toshka Project)

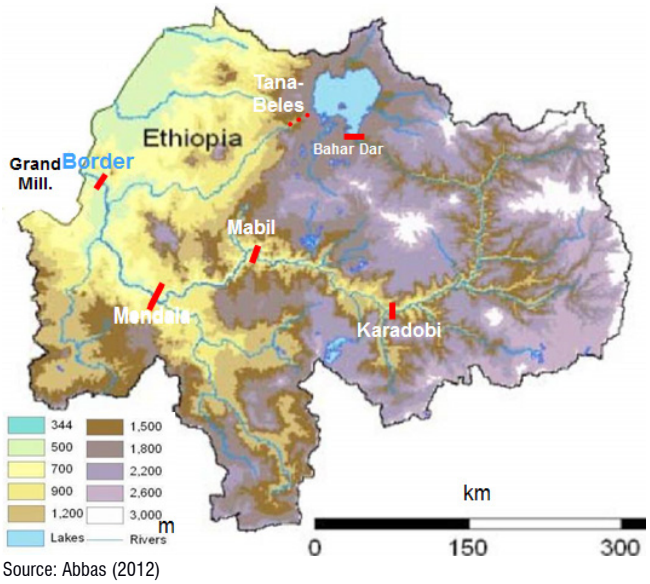
Toshka is the largest irrigation project in Egypt after the High Aswan Dam (HAD) construction. It is designed to develop half million feddans of arable land in the next 10 to 20 years (Shalaby, 1997). At a designed annual irrigation requirement of 8,000 m^3 fed^{-1} under the local climatic conditions, the project will withdraw 4 BCM of water from Nasser Lake. For simplicity, the Toshka effect on Nile downstream water allocation is expressed as a 2-4 BCM reduction in current HAD release. To evaluate the Toshka effect on drainage reuse in the Delta, scenarios of 2-4 BCM reductions of HAD release were simulated in a Nile water balance calculation.

There is a compromise between the water allocated to the Valley and to the Delta. Reuse in the Delta region will have to be increased, but it will be bounded by the maximum reuse potential. With a 2 BCM withdrawal for Toshka, if maintaining Valley's 1996 water allocation, the Nile flow passing Cairo would be reduced from 35.3 BCM of 1996 to 33.3 BCM and the official drainage reuse in the region would have to be raised from the 4.3 BCM of 1996 to 6.3 BCM. Except for the intensified drain water reuse in the Delta, no extra effort would be required, and only the Delta region takes the pressure of the reduced HAD release.

With the Toshka project, the reuse of drain water in the Delta will have to be maximized. Whether this will be realistically possible remains questionable. Fortunately, Toshka may take 10 years for full development, and the required drainage reuse expansion can be conducted in a series of steps, or may be partially replaced by other water management measures, in the course of the next decades.

Reduction of Egyptian water quota

There are dam schemes under construction and design process in Ethiopia and Uganda (Figure 8). This situation will lead to remarkable impacts on the Egyptian water quota during reservoirs filling period while less impact during operation. Reducing the fresh water supply to Egypt will sure impact the drainage water quantity and quality. This is questionable to quantify the impact of each dam scheme upstream Egypt on the fresh water to Egypt and so the generated drainage water. Reducing the drainage water and deteriorating the quality as well will lead to significant



Source: Abbas (2012)

Figure 8. Proposed dams in the Blue Nile

impact on drainage water reuse policy and practice. Details hydrological and environmental impact assessment studies are needed priority to any intervention upstream Egypt.

Variables Domain Reuse Decision

Drainage water reuse is becoming an integral part of many national water programs particularly in water-short areas, as scarcity makes it necessary to use all available water. Drainage water is often available in large volumes, and therefore could cover a significant part of total irrigation demand, if adequately managed. Furthermore, reuse may help alleviate drainage disposal problems by reducing the volume of drainage water involved. Egypt made already leading steps towards integrated management of drainage water as part of the available annual water budget to meet the increasing water demands.

The employment of drainage water reuse on increasingly large levels constitutes a major environmental challenge if not properly managed. Thus, any reuse project should target at investigating the effect of reuse of drainage water in irrigation on soil, water, crops and the environment.

There are numerous variables that need attention in the reuse decision process (Abdel- Gawad, 2005):

- How much salinity can be tolerated in the irrigation water and soil before the overall agricultural productivity is negatively affected. Therefore, any planned reuse programs and drainage disposal need to give due weight to maintaining a favorable salt regime in the region;
- Use and development of well-designed monitoring programs, reuse guidelines and modeling techniques are necessary tools to assess how the proposed reuse programs will change the natural conditions and how environmental values may be affected;
- The quality of drainage water is often threatened by the uncontrolled disposal of domestic and industrial effluents and the improper disposal of solid and toxic wastes from agricultural and human activities. Thus, laws and regulations on water quality and pollution control should be enforced. This might require reform to meet water quality and environmental needs;
- Reuse of drainage water at the lower level reduces the risks of pollution from domestic and industrial sources. This scale of intermediate reuse is important and offers potential for reuse projects;
- Environmental issues, which are frequently neglected, vary widely from one country to the other as well as from one project to the next. Therefore, a standardized approach in examining these would be unsuitable. It might be appropriate to assess what the main issues are and how serious each issue is in a country;
- As water reuse, can affect health and environment, further research is needed to explore its full implications on water quality, public health and the environment;
- Costs and economics of reuse practice are not well known and special studies need to be carried out on a case by case basis; and,
- Planning and management of drainage reuse obviously involve other disciplines than engineering which necessitate the employment of a multidisciplinary approach.

Drainage Water Reuse Guidelines for Reclaimed Land

The needs

The drainage water is inherently of lower quality than fresh water. Such water when applied in agriculture may contain high concentrations of salts, agro-chemicals, heavy metals, bacteria and organic residues. Thus, the reuse of drainage water in agriculture involves serious challenges which should be carefully addressed.

The success of drainage water reuse in irrigation depends on minimizing the negative impacts on soils, crops, environment and socio-economic conditions. This requires applying a package of good practices to manage drainage water and improve its quality. Therefore, guidelines are needed to assist the water users in using the drainage water in an environmentally safe manner. The main objective of the drainage water reuse guidelines is to allow drainage water use in irrigation while conserving the natural resources, increasing crop production/quality and enhancing farm income.

The success of the Operational Drainage Water Reuse Guidelines depends, not only, on sound environmental management and technically feasible agricultural strategies, but also on an enabling social development program. The institutional setting in the project area must be conducive to small land owners, and aim to provide access to credit, marketing, extension and training facilities. Provision of infrastructure for drinking, irrigation, drainage, health, education, and sanitation is essential for low quality water reuse and agricultural development programs to succeed. Therefore, the developed Guidelines focused not only on the technical aspects, but also on the institutional, developmental and socio-economic aspects.

Scope and objectives

Guidelines for drainage water reuse are needed to minimize the long-term impacts of using low quality water in irrigation on soils, crops, environment and socio-economic conditions. National Water Research Center (NWRC) developed this robust drainage water reuse guidelines for El Salam Canal Command area (new reclaimed area). The guidelines were developed starting from theory to be fully implemented in the field.

The broad objective of developing operational guidelines is to assist farmers to adopt safe and effective practices for reusing drainage water for land reclamation and irrigation

of new lands, without causing negative impacts on human health and the environment. The specific objectives are:

- Enhanced economic, agricultural and environmental benefits of low quality water reuse in irrigation;
- Water conservation for irrigation under conditions of existing water scarcity; and,
- Minimizing the degradation of natural resources.

Components of the guidelines

To successfully develop Operational Guidelines, three main components were considered (Figure 9). Those are; the environmental component, where the reuse of low quality water for agriculture poses many human health and environmental challenges. Different parameters such as pathogens and heavy metals should be identified in the

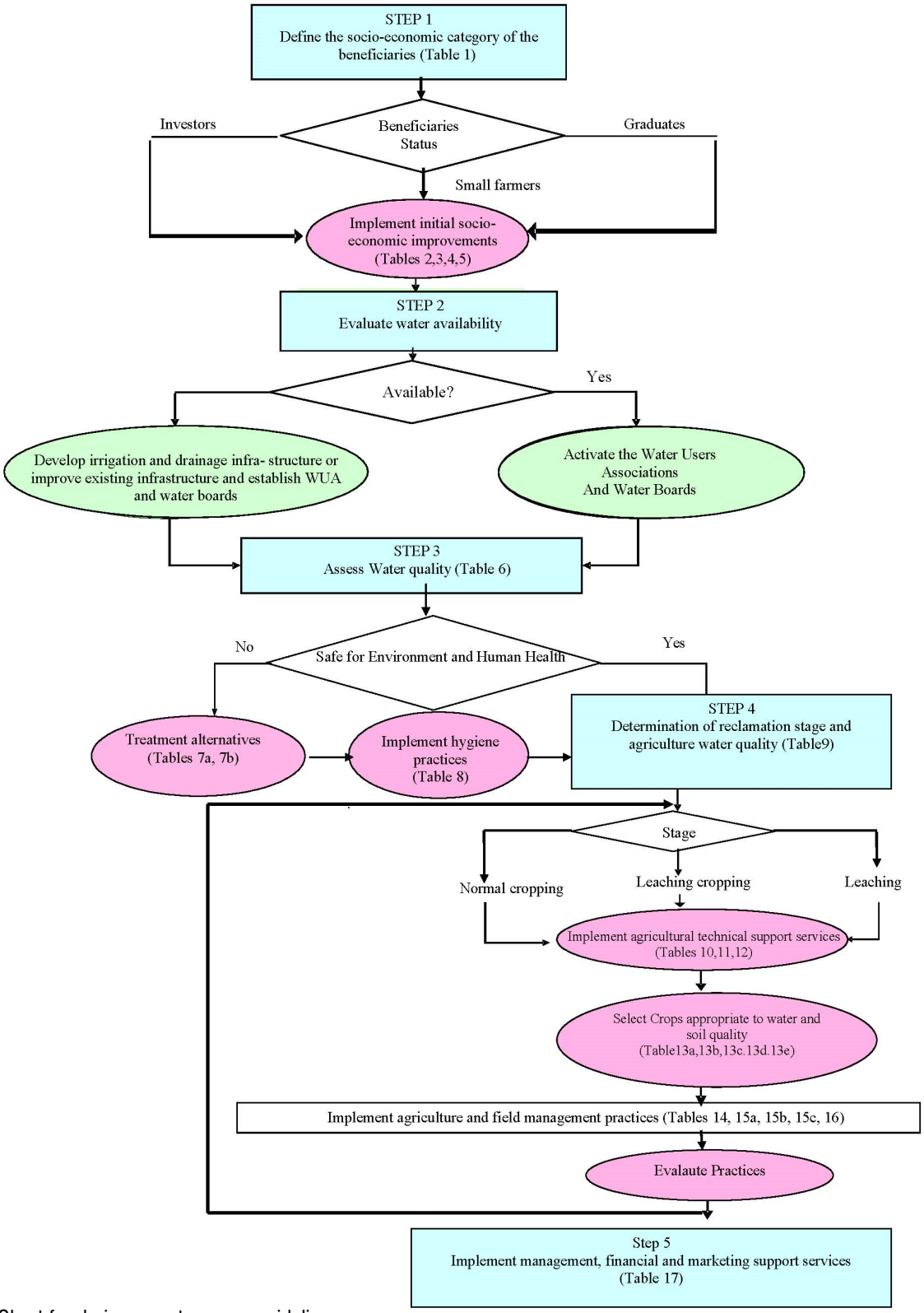


Figure 9. Chart for drainage water reuse guidelines

drainage water and should be within the acceptable limits for safe irrigation. The primary emphasis was placed on the protection of public health and the secondary emphasis was on the impact of external elements in the water system on the crop production (NAWQAM. 2008).

The second component is the agricultural component; where using the drainage water in irrigation can potentially lead to problems of soil salinity, sodicity and soil contamination that can adversely affect the ability of soils to grow crops economically and with acceptable quality. So, the agricultural component of the guidelines is used to rate the salinity hazard factors and to suggest irrigation and crop management practices to overcome such hazards.

The last component is the socio-economic component where the reuse of low quality water may negatively affect the social and economic conditions of the farmer's population. It is therefore important to define the socio-economic categories of the farmers, identify developmental constraints, and provide a list of institutions, which can implement appropriate policies and related interventions.

Testing on large scale area

In 2003, three pilot areas were selected to test the guidelines in large-scale areas. The results of testing in one of those areas, is located in the middle of South El Husseinia plain; its total area is 2300 feddan and it is divided into plots varying in size from 50 to 100 feddans. The guidelines were tested in one of those plots with a total area of 50 feddans.

The procedure of applying the guidelines in large-scale areas is different from its application in the small demonstration farms. In the case of large scale areas, there is no control from the project team on the agronomic practices. Therefore, the application is left to the choice of the landholders in implementing agricultural practices. The landholders' practices are compared with the recommendations of the developed guidelines. When there is a difference, the project team recommended the alternative best practices to the landholders.

The logical sequence of applying the operational guidelines was followed by identifying the socio-economic categories of the beneficiaries. The assessment of irrigation water availability and quality was conducted. It was found that the irrigation water was available and its quality is suitable as the heavy metals and the fecal coliform were lower than the maximum allowable limits.

The average soil salinity was 8.7 dS m^{-1}. This means that the soil was still in the reclamation stage and cultivation of some selected crops was possible. Irrigation water salinity was 1.7 dS m^{-1}, SAR was less than 9 and boron concentration was <0.01 mg L^{-1}. Based on the reclamation stage and irrigation water quality the crops recommended by the guidelines for winter season were wheat, barley, berseem and in summer season rice was the recommended crop.

The application of the guidelines helped the farmers to obtain reasonable crop yield where, the rice yield reached to 3.8 and 4.5 tons faddan^{-1} for summer 2004 and 2005 respectively. That result is considered good improvement as it was close to the Egyptian agricultural Statistical EASB productivity.

Potential for guidelines applicability

Reuse of drainage water in irrigation in Egypt is indispensable to fill-in the gap between supply and demand. However, it has the potential of causing serious problems of soil degradation, reduction in crop productivity and quality, and animal and human health hazards.

Guidelines are an important tool to help the farmers to reuse drainage water in reclamation and cultivation of agricultural lands with minimum environmental negative impacts. Through NWRC operational guidelines were developed to assist farmers to adopt safe and effective practices for reusing drainage water. The NWRC Operational Guidelines were successfully applied on small-scale demonstration farms as well as in large-scale pilot areas in Eastern Nile Delta and South El Husseinia Plain.

The users of the NWRC Guidelines need different parameters, data on national and intentional standards to identify the appropriate recommendations. In order to facilitate the process of applying the guidelines a computer interface was developed. The computer interface handles and process large amount of data quickly and experimental tests can be made with little effort. Therefore, many possible situations for a given problem can be studied in detail.

Measures to Alleviate Risk of Failure

Measures to alleviate risk of failure for drainage water reuse practices would include several elements which will presented in the following sections.

Develop national water atlas

First measure is to develop a national water atlas for objective uses for the water ways including irrigation and drainage systems. There are no agreed clear objective uses

Table 2. Water usages and responsible Ministries

Water usage	Ministry / Authority
Drinking water	Ministry of Water and Wastewater Ministry of Water Resources and Irrigation Ministry of Health and Population
Fishery	Ministry of Agriculture and Land Reclamation
Agriculture	Ministry of Water Resources and Irrigation Ministry of Agriculture and Land Reclamation
Recreations	Egyptian Environmental Affairs Agency
Livestock	Ministry of Agriculture and Land Reclamation
Industries	Ministry of Industry Ministry of Water Resources and Irrigation
Reuse of drainage water	Ministry of Water Resources and Irrigation Ministry of Agriculture and Land Reclamation
Navigation and water transport	Ministry of Transport Ministry of Water Resources and Irrigation

of water courses in Egypt. There are several Ministries and entities are involved in water resources operation and interventions (Table 2). So, there is a need to clarify the objective uses and function of water ways in Egypt including irrigation and drainage.

Redefine water availability for reuse scheme

Second measure is to redefine water availability for reuse scheme for each hydrological drainage catchment considering unofficial reuse and avoid double counting. In many reuse scheme cases, the drainage water to be mixed with the fresh water is over estimated. The lag time between the reuse study and implementation for mega project would take over 10 years. The assumed available drainage water for reuse mostly reduced due to unofficial reuse and other small scale reuse within the drainage catchment that was not considered. Two options would be considered in such cases; first, is not to allow for any intervention could reduce water availability within the drainage catchment and second to have better estimate for water availability considering implementation schedule.

Locate water and wastewater treatment plants in coordination with MWRI

Third measure is to locate the new drinking water supply intakes and wastewater treatment plant effluents in coordination with Ministry of Water Resources and Irrigation. In the past, many drinking water supply intakes constructed downstream mixing point with drainage water such as Ismalia canal feeding Suez Canal Cities that lead to the shutdown of one of the reuse pumping station (Mahsama Pumping Station). Other reuse scheme located upstream drinking water supply intakes are in operation such as Alexandria city along El Mhamoudia canal. This situation would lead to overload of water treatment plants or health risk for water consumers.

In other cases, the treated wastewater effluents discharge into drains that flow into canals or River Nile (El Rahawi, Sabal and Tala drains into Damitta branch). The disposal of wastewater has significant negative impact on such reuse scheme that can be avoided if Ministry of Water and Wastewater consult Ministry of Water Resources and Irrigation to come up with better alternative.

Define the priorities for water quality improvement interventions

Pollution control actions are measures to reduce the load of wastewater in areas that are already polluted. Protection measures are measures to prevent vulnerable areas from being polluted in the future.

Pollution control actions in these areas should be aimed at the provision of adequate treatment facilities to those communities connected to sewerage systems and the provision of collection stations for the vacuum trucks. The collection stations could be connected to the existing treatment plants by force mains or could be equipped with small treatment units. The budget for such intervention allocated through Ministry of Water and Wastewater where they have their own priority areas.

Fourth measure is to define the priorities for water quality improvement interventions considering Ministry of Water Resources and Irrigation vision. The areas with health risks of low drainage water quality are a limiting factor for sustainable reuse project. One of the criteria to define priority area is the catchment of current and planned reuse schemes. The Figure 10 illustrates one of attempt to define priority area by National Water Research Center, Ministry of Water Resources and Irrigation.

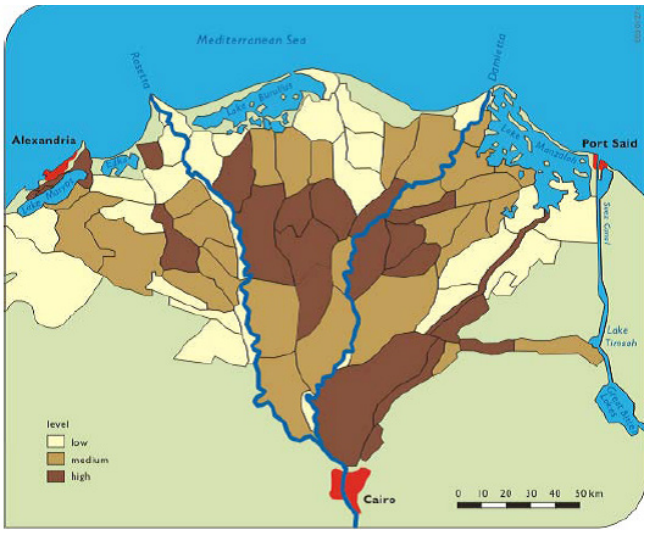


Figure 10. Drainage catchments with a priority action based on health risk criteria

Review the reuse practices at hydrological drainage catchment

Fifth measure is to review the reuse practices at hydrological drainage catchment to avoid any conflict. In some cases, several reuse types are practiced that may impact each other; national reuse project, intermediate reuse project and unofficial reuse through different sector within MWRI and farmers. Intermediate reuse projects match with short term plans and fill gabs between supply and demand as rapid intervention while national reuse projects match with long term plans. The Figure 11 is an attempt illustrating

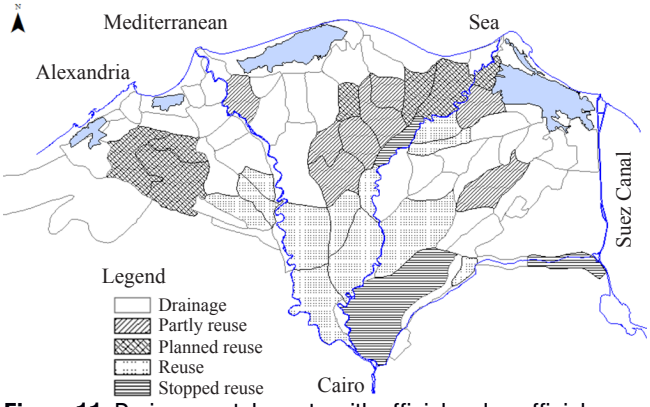


Figure 11. Drainage catchments with official and unofficial reuse

reuse practice at hydrological drainage catchment with official and unofficial reuse. This figure would be updated to include the current and future practice and other practice such as intermediate reuse. The following step is to insure harmonization among the different reuse practices and drainage water availability.

Conduct appropriate feasibility study

The reuse schemes cost GOE a lot and in some cases, are shutdown with no possibility to get any benefits from the project (Figure 12). So, there is a need to conduct feasibility study including water quality assessment, matching with present and future usages of the receiving water body and environmental impact assessment for any future reuse scheme.

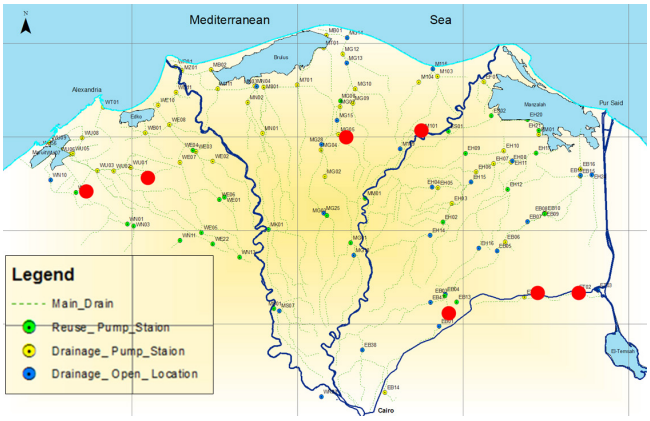


Figure 12. Closed drainage water reuse projects

Strategies to Sustain Drainage Water Reuse Practices

Strategies to sustain drainage water reuse practices would include:

- Shift to drainage water quality management;
- Define priority actions to enhance reuse potential;
- Apply pesticides policies, controls, subsidies and extension advice;
- Enhance coverage of municipal sewerage and wastewater facilitates;
- Initiate cost recovery for urban sanitary services;
- Develop applicable low cost sanitation facilities for rural areas; and,
- Treatment of industrial wastewater.

Mitigation measures are implemented to ensure second and third recycling of drainage water such as introducing intermediate reuse; introduce low cost treatment technology (in-stream wetland; off-stream wetland treatment system), drainage water reuse guidelines; reuse of treated municipal wastewater and national codes and legislations of wastewater reuse.

The catchments subject to second recycling are located upstream and midstream of Delta regions. Most of the recycling of drainage water for agriculture use and livestock's' watering. The catchments subject to third recycling are located further downstream Delta regions and Delta fringes. Most of the recycling of drainage water are for agriculture use "salt tolerant crops", livestock's watering and aquaculture production; mainly fish production.

Final Considerations

The Egyptian total water requirements of all socio-economic sectors are estimated over 75 BCM yr^{-1}. The agriculture sector alone requires about 82% of this amount. A gap between fresh water resources and the country's requirements already exists. The possibility of increasing the fresh water resources from conventional sources is doubtful. In the meantime, non-conventional sources such as desalination or cloud seeding are also infeasible and expensive. In addition, water requirements of different sectors increase rapidly with time due to rapid population increase; ambitious agricultural expansion, and elevated living standards. Therefore, the fast and economic way to bridge such gap is to reuse the available and possible water resources more than once. Reuse of agricultural drainage water became a national policy during the 1980s. Currently, 6.58 BCM of drainage water with an average salinity of 1.65 ds m^{-1} is reused each year. Another 1.9 BCM of drainage water is committed for reuse in the new reclamation areas in the near future.

Several types of reuse are being practiced in Egypt as gravity reuse, national reuse, intermediate reuse, unofficial reuse, and reuse of wastewater treated effluents. The objective of this chapter is to assess the status of drainage water reuse practices and challenges in the country and recommend measures to alleviate risk of failure. The reuse practice is subject to several potential risks such as uncertainty of drainage water availability for reuse due to unaccounted other usage, introduction of measures for water saving or change in water allocation, water quality deterioration, introduction of drinking water supply downstream reuse mixing site, changing cropping pattern within drainage catchment.

Measures to alleviate risk of failure for drainage water reuse practices would include six elements. First is to develop a national atlas for objective uses for the water ways including irrigation and drainage systems. Second is to redefine water availability for reuse practice at hydrological drainage catchment considering unofficial reuse and avoid double counting. Third is to locate the new drinking water supply intakes and wastewater treated effluents in coordination with the Ministry of Water Resources and Irrigation. Fourth is to define the priorities for water quality improvement considering the Ministry of Water Resources and Irrigation vision. Fifth is to review the reuse practices at hydrological drainage catchment to avoid any conflict. Sixth is to conduct feasibility study including water quality assessment, matching with present and future usages of the receiving water body and environmental impact assessment for any future reuse scheme (El Sayed & Abdel Gawad, 2009).

Literature Cited

Abbas. M. Proposed dams in Eastern Nile catchment Basin A circulated presentation, Nile Water Sector, 2012. Slides 12 to14

Abdel-Gawad, S. Investing in the reuse of agricultural drainage water. In: Shaping the future of water for agricultural – A sourcebook for investment in agricultural water management. Washington: World Bank. 2005. http://worldbank.org/.../Shaping_the_Future_of_Water_for_Agriculture.pdf

Abdel Gawad, S.; El Sayed, A. final report, drainage water reuse management in Egypt. Nile Basin initiative, CGIAR Challenge Program on Water and Food (CPWF), 2008. https://cgspace.cgiar.org/.../PN59_IWMI_Project%20 Report _Dec09_final.pdf

APRP - Agricultural Policy Reform Program. Water policy reform activity, Task order 807. National Policy for Drainage Water Reuse, Pages 15 to 20 port No.8, 1998.

Chapman, D. Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediment and water in environment monitoring. London: Chapman & Hall, 1992. np. United Nations Environment Programme. https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watqualassess.pdf

DRI - Drainage Research Institute. Drainage water quality in the Nile delta 2001/2002. Cairo: Drainage Research Institute, National Water Research Center, 2003. p.5-52. Technical Report No. 71

DRI - Drainage Research Institute. Drainage water quality in the Nile delta 2010/2011, Cairo: Drainage Research Institute, National Water Research Center, 2012. p.5-55. Technical Report No. 80

DRI - Drainage Research Institute. Drainage Water quality in the Nile delta 20011/2012, Cairo: Drainage Research Institute, National Water Research Center, 2013. p.6-54. Technical Report No. 81

DRI - Drainage Research Institute. Drainage water quality in the Nile delta 20012/2013, Drainage Research Institute, National Water Research Center, 2014. p. 6-54. Technical Report No. 82

Egyptian Governmental Law No. 48, Decision 92/2013. Law regarding the protection of the River Nile and its waterways from pollution. Cairo: Government of the Arab Republic of Egypt. 1982. http://gis.nacse.org/.../Environmental_pollution_and_Legislative_Regulations_Law_48_of_1982.

El Sayed, A. Environmental management practice for irrigation improvement project of Egypt. FAO/IPTRID, Symposium on Irrigation Modernization Constrains and Solution, Syria, 28 – 31 March, 2006. http://www4.fao.org/cgi-bin/faobib.exe?rec_id=580717&database=faobib&search_type=link&table=mona&back_path=/faobib/mona&lang=eng&format_name=EFMON

El Sayed, A.; Abdel Gawad, S. Egyptian drainage water reuse practices and measures to alleviate risk of failure. Utah: USCID, 2009. http://uscid.org/uscid_a.html

NAWQAM - National Water Quality and Availability Management Project. National water quality and availability management project. Water quality status in year 2007. p.15-27, WQ-TE-0811-024, Cairo: MWRI; Saskatchewan: CIDA, 2008.

Shalaby, A. South valley development project. p.12 and 13A circulated paper in the Ministry of Water Resource and Irrigation. 1997.

USCID - United States Committee on Irrigation and Drainage Professionals. International Conference on Irrigation and Drainage Irrigation for Food, Energy and the Environment, 5. Salt Lake City, Utah — November 4-7, 2009.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

28 Recuperação de solos afetados por sais

Lourival F. Cavalcante[1], Rivaldo V. dos Santos[2], Fernando F. F. Hernandez[3], Hans R. Gheyi[4], Thiago J. Dias[1], Járisson C. Nunes[5] & Geovani S. de Lima[2]

[1] Universidade Federal da Paraíba
[2] Universidade Federal de Campina Grande
[3] Universidade Federal do Ceará
[4] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
[5] Universidade Federal de Santa Maria

Introdução

Os problemas de salinidade, no mundo e especificamente no Brasil, ocorrem com maior frequência em áreas áridas e semiáridas não irrigadas e sob irrigação, predominantemente nos solos de adequada fertilidade, mas, há mais de duas décadas no cultivo irrigado em ambiente protegido cresceu expressivamente o aumento do risco de salinização do solo também. Do ponto de vista global, a salinidade se divide em duas categorias; a de origem natural conhecida pela salinidade primária devido à intemperização das rochas e solubilização dos seus componentes minerais, e a salinidade secundária ou antrópica provocada pela irrigação, fertilização mineral do solo, além de outros fatores.

Em ambos os casos, os solos atingem teores salinos que, em excesso, afetam negativamente as atividades agrícolas com supremacia nas áreas salinizadas submetidas à salinidade de natureza secundária ou antrópica. Neste sentido, apesar das vantagens da agricultura irrigada em elevar a produção de alimentos, atualmente em mais de 40% em todo o mundo, a irrigação mesmo com água de baixa salinidade adiciona sais aos solos que, com a elevada intensidade de evaporação, típica de regiões áridas e semiáridas, provocam o incremento salino e perdas de extensas áreas produtivas.

Após tornarem-se inaptos à agricultura, os solos devem ser submetidos às técnicas de recuperação, para que haja diminuição dos teores de sais solúveis e de sódio trocável, visando o restabelecimento da capacidade produtiva. De acordo com Bezerra (2006), a maioria desses solos podem ser recuperados e retornados ao sistema de produção, considerando-se principalmente os aspectos técnicos. A eficiência de toda e qualquer técnica de recuperação é uma atividade continua que se refere à controle dos sais solúveis e de sódio trocável ao ponto de manter o solo produtivo.

Nesse capítulo será feita a descrição das técnicas de recuperação de solos afetados por sais, com ênfase nas técnicas definidas como fundamentais, e serão apresentados alguns estudos de caso relativos ao emprego de técnicas de recuperação nos perímetros de irrigação do semiárido brasileiro. É importante ressaltar que outras técnicas de recuperação, tais como a fitorremediação e a biodrenagem, bem como os estudos de lavagem de manutenção associados ao controle da salinidade, são apresentados em outros capítulos deste livro.

Técnicas de Recuperação de Solos Afetados por Sais

Diversas técnicas são empregadas na recuperação de solos afetados por sais, dentre elas, duas são consideradas fundamentais: a lavagem dos sais e a aplicação de melhoradores químicos, por atuarem diretamente na redução ou correção dos problemas de salinidade e/ou sodicidade; entretanto, existem também as técnicas auxiliares, como: aração profunda, subsolagem, sistematização e nivelamento, lavras superficiais, misturas com areia, inversão de perfis, aplicação de resíduos orgânicos e cultivos de elevada evapotranspiração, que exercem a função não exatamente de recuperar, mas de atuarem sobre algumas propriedades dos solos, que tornam as técnicas fundamentais de recuperação mais eficientes.

Raramente se consegue a recuperação dos solos afetados por sais utilizando-se um método isoladamente.

A eficiência torna-se mais expressiva combinando-se duas ou mais técnicas, simultaneamente. A técnica utilizada na recuperação desses solos preconiza a necessidade de um diagnóstico referente aos atributos químicos e físicos uma vez que as causas da salinização e sodificação, nas áreas irrigadas, tornam-se mais agressivas em função da natureza textural e densidade dos solos. Neste sentido, o estudo da drenabilidade do solo constitui prática indispensável antes de se iniciar os trabalhos de recuperação.

Técnicas Fundamentais

As técnicas fundamentais de recuperação dos solos afetados por sais são aquelas, comuns e obrigatórias na redução da salinidade e/ou sodicidade, sem as quais nenhuma melhoria ocorre na redução dos teores de sais solúveis e de sódio trocável. Nessa categoria, a drenagem, apesar de não ser classificada como técnica fundamental está relacionada com eficiência da lavagem de um solo salino e na porcentagem de sódio trocável (PST) de um solo salino - sódico ou sódico após a aplicação de corretivo químico para remoção do sódio via lavagem.

Lavagem do solo

A lavagem é a técnica mais eficiente de se reduzir os teores de sais solúveis do solo e consiste em se fazer passar, através do perfil do solo, determinado volume de água que, por sua vez, carreia os sais solúveis para além da zona radicular. Esta técnica pode ser realizada com duas finalidades: a) diminuição da salinidade inicial do solo para níveis toleráveis pela maioria das culturas, denominada lavagem de recuperação; b) prevenir contra a salinização dos solos não salinos irrigados, denominada lavagem de manutenção e se caracteriza também como técnica de prevenção contra o acúmulo dos teores salinos nas áreas irrigadas. Nesse capítulo será dada ênfase na lavagem de recuperação, visto que a lavagem de manutenção está associada ao controle da salinidade, assunto já tratado em outros capítulos deste livro.

Fundamentos da lavagem do solo

A necessidade de lavagem é fundamentada no balanço de água e sais na zona radicular, os quais se baseiam nos diferentes fluxos de água no solo irrigado. A superfície do solo recebe a água proveniente das lâminas de precipitação e/ou da irrigação, parte da qual é infiltrada na zona radicular e outra parte, o excesso, é perdido por escoamento superficial; enquanto a zona radicular recebe a água infiltrada e a lâmina de água capilar como contribuição do lençol freático. Quando o conteúdo de água na zona radicular excede sua capacidade de retenção, o excesso de água é extraído por percolação profunda. Parte da lâmina de precipitação e de irrigação, dependendo do método empregado, pode ser perdida por evaporação quando interceptada pelas plantas.

O balanço de água na zona radicular de um solo pode ser obtido pela soma dos diferentes fluxos de entrada e saída de água no perfil do solo, em dado período de tempo, de acordo com a Eq. 1 que explicitando tem-se Eq. 2, Eq. 3 e Eq. 4, respectivamente.

$$LEa - LSa = \Delta L_A \quad (1)$$

$$LEa = Lap + Lai + Lag \quad (2)$$

$$LSa = Laet + Lad \quad (3)$$

$$(Lap + Lai + Lag) - (Laet + Lad) = \Delta L_A \quad (4)$$

em que:

LEa - fluxo de entrada de água, mm;

LSa - fluxo de saída de água, mm;

Lap - lâmina de precipitação efetiva (subtraída do escoamento superficial e interceptação foliar, mm);

Lai - lâmina de irrigação, mm;

Lag - lâmina de água capilar como contribuição do lençol freático, mm;

Laet - lâmina de evapotranspiração, mm;

Lad - lâmina de percolação profunda, mm; e,

ΔL_A - variação da lâmina de água armazenada na zona radicular, mm.

O balanço de água no solo pode ser anual, sazonal ou diário; no balanço anual, quase não há variação da lâmina de água armazenada na zona radicular ($\Delta L_A = 0$). Em áreas irrigadas, onde a precipitação é de pequena intensidade, a lâmina de escoamento superficial é considerada desprezível (Les = 0). A lâmina capilar (Lag) de contribuição do lençol freático é igual a zero quando em solos argilosos o lençol estiver a mais de 7 m da superfície e, para solos arenosos, a mais de 3 m de profundidade.

O balanço de sais no solo (ΔS) é obtido pelo produto da lâmina de água pela respectiva concentração de sais -Csa conforme a Eq. (5) sendo que o balanço de sais pode ser expresso em unidade CE mm (Unidade hipotética) ou g m^{-2} mm^{-1}(condutividade elétrica - dS m^{-1} × 0,64) ou kg ha^{-1} (10 x g m^{-2} mm^{-1}).

$$\Delta S = (Lai \times Csai) + (Lap \times Csap) + (Lag \times Csag) - (Lad \times Csad) \quad (5)$$

em que:

Csai - concentração de sais na água de irrigação - CE ou g L^{-1};

Csap - concentração de sais na água de precipitação - CE ou g L^{-1};

Casg - concentração de sais na água capilar - CE ou g L^{-1};

Csad - concentração de sais na água percolada - CE ou g L^{-1}; e,

ΔS - variação do fluxo de sais na zona radicular, CE mm ou g m^{-2} mm^{-1} ou kg ha^{-1}.

Neste caso, foi considerado desprezível a absorção de sais pelas plantas.

Exemplo 1:

No intervalo de 30 dias, uma área deveria ser irrigada com uma lâmina (Lai) de 210 mm para atingir uma profundidade de 50 cm. Qual a lâmina de água a ser aplicada e o valor do balanço de sais no solo se os valores de condutividade elétrica da água de irrigação (CEai), de precipitação (CEap), da água capilar (CEag) e drenada (CEad) são respectivamente: 1,2; 0,009; 0,9 e 6,7 dS m^{-1} sob seguintes situações:

a) considerando uma lâmina de ascensão capilar (Lag) de 13,4 mm sem lâmina de precipitação;

b) com uma lâmina de precipitação (Lap) de 32 mm e uma lâmina de água drenada (Lad) de 31 mm, sem ascensão capilar;

c) admitindo as mesma lâmina de água, sem ocorrência de precipitação e de ascensão capilar e uma lâmina drenada (Lad) de 25,1 mm.

d) considerando uma fração de lixiviação de 0,15 compare os resultados com a situação c.

Solução do problema:

a) A cultura exige 210 mm de lâmina de irrigação (Lai), mas houve a entrada de uma lâmina de água por ascensão capilar (Lag) de 13,4 mm da camada mais profunda para o ambiente radicular; nessa condição a lâmina de água aplicada corresponde a diferença entre Lai e Lag, isto é, 210 - 13,4 =196,6 mm. Como não houve perda por drenagem, a variação do fluxo é positiva ($\Delta S > 0$) e equivale apenas ao fluxo de entrada no solo pela soma da concentração de sais referente à lâmina de água aplicada e por ascensão capilar. Nesse caso, a Eq. (6) se resume:

$$\Delta S = \left(Lai \times Csai\right) + \left(Lap \times Csap\right) \qquad (6)$$

O total de sais é a soma de (196,6 × 1,2 × 0,64) + (13,4 × 0,9 × 0,64) = 159 g m^{-2}. Esse valor, multiplicado por 10, expressa a transformação de g m^{-2} para kg ha^{-1} e equivale a adição de sais ao solo de 1.590 kg ha^{-1}.

b) Considerando que no período choveu 32 mm e a lâmina de água a aplicada com irrigação (Lai) será de 210 - 32 = 178 mm. No mesmo período também houve uma perda de água do solo pela drenagem (Lad) de 31,5 mm. Neste caso o balanço de sais (ΔS) mediante Eq. (5) fica resumido:

$$\Delta S = (Lai \times Csai) + (Lap \times Csap) - (Lad \times Csad)$$

$\Delta S = (178 \times 1,2 \times 0,64) + (32 \times 0,009 \times 0,64) - (31,5 \times 6,7 \times 0,64) = 2$ g m^{-2} ou 20 kg ha^{-1}, caracterizam balanço de sais praticamente nulo, em que o fluxo de entrada promovido pela água de irrigação e água de chuva é semelhante ao fluxo de saída pela lâmina de água drenada e expressa equilíbrio dinâmico entre os respectivos fluxos.

c) Pelo dados, como não houve precipitação e nem ascensão capilar, o balanço de sais do solo (ΔS) da Eq. (5) resume:

$$\Delta S = (Lai \times Csai) - (Lad \times Csad)$$

$\Delta S = (210 \times 1,2 \times 0,64) - (25,1 \times 6,7 \times 0,64) = 53,6$ g m^{-2}, ou 536 kg ha^{-1} e indica balanço positivo de sais ($\Delta S > 0$) visto que o fluxo de entrada supera o de remoção pela lâmina de água drenada e adiciona 536 kg ha^{-1} de sais no solo.

d) Neste caso como considera uma fração de lixiviação (0,15), a lâmina de água a ser aplicada em vez de 210 mm será 210/(1-0,15) = 247,06 mm sendo 37,06 mm correspondendo a lâmina drenada, assim neste caso, o balanço de sais no solo (ΔS) da Eq. (5) resume:

$$\Delta S = (Lai \times Csai) - (Lad \times Csad)$$

$\Delta S = (247,06 \times 1,2 \times 0,64) - (37,06 \times 6,7 \times 0,64) = 30,8$ g m^{-2}, ou 308 kg ha^{-1} e indica balanço positivo de sais ($\Delta S > 0$) visto que o fluxo de entrada supera o de remoção pela lâmina de água drenada e adiciona 308 kg ha^{-1} de sais no solo. Portanto, 228 kg ha^{-1} menos do que situação c) quando não se adotou fração de lixiviação

Necessidade de lavagem no processo de recuperação

A necessidade de lavagem (NL) refere-se à aplicação de uma lâmina de água além das necessidades hídricas da cultura que deve atravessar a zona radicular para manter os sais em nível tolerado pelas culturas. Neste caso, o objetivo da lavagem é remover parte dos sais acumulados no ambiente das raízes em caráter preventivo. Vale salientar que a lâmina de água necessária para prevenir a salinização dos solos irrigados correspondente à lavagem de manutenção é diferente da lâmina necessária para a recuperação de solos salinos, expressa pela lavagem de recuperação.

Na prática, não é possível estimar, com exatidão, a lâmina de lavagem de recuperação necessária, pois ela é influenciada por diversos fatores que ocorrem simultaneamente, como o fluxo de água, a presença de fendas no solo, diferenças na solubilidade dos sais, restrições na difusão dos sais e a dispersão hidrodinâmica. Neste caso, nem toda a água aplicada contribui, no processo de dessalinização ou para a lavagem dos sais.

Muitas vezes, parte da lâmina de lavagem passa diretamente através das fendas e macroporos do solo e sai da zona radicular com a mesma concentração salina inicial, enquanto outra parte se mistura com a solução do solo e sai da zona radicular com uma concentração salina maior; esse aumento depende da proporção da mistura, durante a lavagem dos sais. Assim, a eficiência da lavagem ou o grau de eliminação de sais solúveis varia com os diferentes métodos utilizados na aplicação da lâmina de lavagem.

Antes de se iniciar a lavagem, a área deve ser gradeada e nivelada e, em seguida, aplicar uma lâmina de água adequada após a construção dos diques. Não havendo possibilidade de se nivelar o terreno, recomenda-se a construção dos diques que separam as parcelas em curvas de nível.

À medida que a água se infiltra no solo, lâminas adicionais poderão ser aplicadas até completar a lâmina total preestabelecida. Se a drenagem do solo não for adequada, a lavagem poderá agravar ainda mais o problema, com a

saturação do solo e a formação do lençol freático próximo à superfície; portanto, antes de se iniciar o processo de lavagem deve-se fazer um diagnóstico da área, incluindo-se uma avaliação da drenabilidade e, caso seja necessário, instalar um sistema de drenagem.

Embora existam diversos modelos matemáticos para simular o movimento de água e de solutos no solo, durante a lixiviação, nenhum deles é capaz de estimar adequadamente as grandes variações que ocorrem com o fluxo de água em condições de campo devido à variabilidade espacial do solo, natureza e proporções de sais. Por isto, esses modelos teóricos são utilizados como guia para ter uma idéia global da necessidade de lavagem de recuperação de solos salinos e se baseiam em experiências de campo in loco. Desta forma, antes de se proceder à lavagem de recuperação, deve-se realizar um pré-ensaio em condições de campo, para verificar a capacidade de infiltração e drenagem para avaliar a eficiência de lavagem, determinando a lâmina de água ideal e o tempo necessário de recuperação. O pré-ensaio mostrará as dificuldades reais a serem encontradas no processo de recuperação em escala de campo e deve ser realizado em áreas mais severamente afetadas por sais.

Métodos de lavagem

Os métodos de lavagem do solo referem-se à manutenção do solo coberto com uma lâmina definida de água durante todo um período determinado caracterizado pela lavagem contínua, ou em intervalos alternados conhecido como lavagem intermitente ou intercalada para a remoção dos sais solúveis do perfil do solo. Há também o método da lavagem superficial do solo.

Lavagem por inundação contínua: O método de aplicação de água e a textura do solo são as principais variáveis para estimativa do volume ou lâmina de água requerida para lixiviar os sais, utilizando-se esse método. Dependendo da textura do solo, o grau de recuperação é diferente para uma mesma lâmina aplicada. Em estudos com lavagem de sais em solos de textura franco argilo siltoso, altamente salino (CEes > 40 dS m^{-1}), Reeve et al. (1955) com uso de água de Ceai < 2,5 dS m^{-1} recomendaram lâmina de água igual a um quinto da relação entre CEes inicial e CEes desejada no final acrescida de 0,15 para recuperar o solo na profundidade equivalente à lâmina de água aplicada.

O método de lavagem por inundação contínua mantém o solo coberto com uma lâmina de água por um período determinado para a lixiviação dos sais, possui vantagens e desvantagens em relação aos outros métodos de lavagem. Dentre as vantagens destacam-se: a) lixiviação dos sais, no perfil do solo, da camada superficial para as profundidades além da zona radicular das plantas; b) adequado para o solo com lençol freático salino e próximo à superfície, devido à lâmina para lavagem por inundação contínua impedir o fluxo capilar para a superfície, reduzindo a acumulação de sais. As desvantagens são: a) exige mais tempo para a recuperação que qualquer outro método de recuperação; b) é necessário maior lâmina de lavagem, devido a água se movimentar mais rapidamente pelos poros maiores, para deslocar uma unidade de sais, ocorrendo grande desperdício de água e, em áreas com drenagem deficiente, poderá causar elevação do lençol freático e acumulação de sais no solo (Pizarro, 1978); c) exige nivelamento do terreno ou construção de parcelas em curvas de nível; d) a eficiência de lavagem depende da textura do solo, sendo maior em solos de textura media em relação aos solos argilosos e turfosos.

Para a lavagem por inundação contínua, pode-se considerar que 70 a 80% dos sais solúveis inicialmente contidos no solo de textura média, poderão ser carreados com lâmina de água igual à profundidade do solo a ser recuperado; por exemplo, uma lâmina de 1,0 m ou 1000 mm é suficiente para lixiviar 70 a 80% dos sais contidos na profundidade de 1,0 m de solo.

Dentre as fórmulas empíricas utilizadas para se estimar a lâmina de lixiviação necessária para recuperar um solo salino, utiliza-se a Eq. 7 desenvolvida por Hoffman (1980).

$$\left(\frac{CEes}{CEesi}\right)\times\left(\frac{Lai}{Ls}\right)=K' \qquad (7)$$

em que:

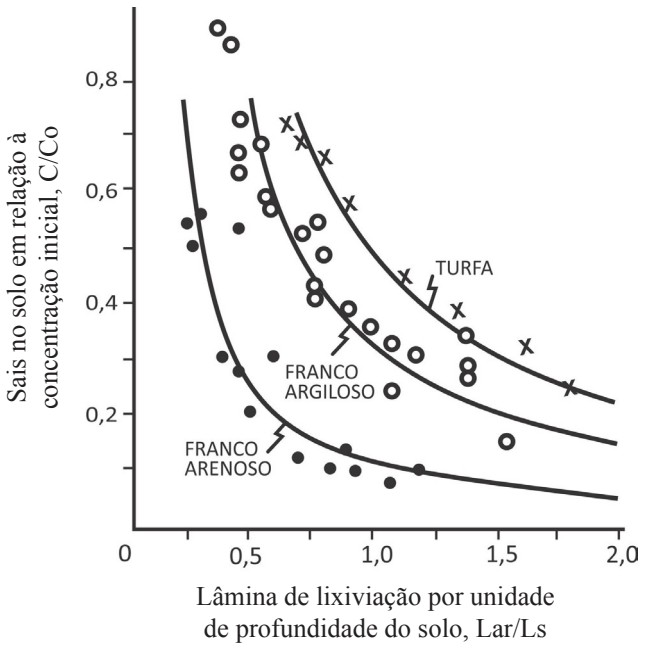
CEes - condutividade elétrica de extrato de saturação do solo que se deseja obter após a lavagem, dS m^{-1};

CEesi - condutividade elétrica de extrato de saturação do solo originalmente presentes no solo, dS m^{-1};

Lai - lâmina de água necessária para recuperação, m;

Ls - profundidade do solo a ser recuperado, m; e,

K' - constante que varia com a textura do solo (solos turfosos, franco argilosos e franco arenosos = 0,35; 0,30 e 0,10 respectivamente, Figura 1).



Fonte: Hoffman (1980)

Figura1. Lâmina de lavagem por unidade de profundidade do solo, necessária para recuperar um solo salino por inundação contínua

Quando o valor da CEai utilizada na recuperação for elevado deve-se subtraí-lo tanto da condutividade elétrica de extrato de saturação do solo original (CEesi) como da desejada (CEes). Neste caso o valor de Lai não inclui as perdas por evaporação e deve ser corrigido quando a evaporação for maior que 10% da lâmina de água que infiltra (0,1 × Lai).

Observa-se na Figura 1 que solos de textura franco arenosa têm maior eficiência de lixiviação que os solos de textura fina ou argilosa. A menor eficiência na lavagem dos sais nos solos minerais de textura fina é causada pela maior microporosidade que limita a dinâmica de água, presença de fendas com poros grandes entre agregados que se formam quando há perdas de água por evaporação ou drenagem. No caso de solos turfosos, a eficiência é menor pelo fato de maior parte da água passar rapidamente sem molhar completamente o solo. Nos solos afetados por boro a eficiência da lavagem é ainda menor, sendo em média três vezes ou mais em comparação com os solos comprometidos pelo excesso de sais de sódio devido a que B pode ser adsorvido pela matéria orgânica, minerais de argila, e óxidos de Fe e Al do solo (Keren & Bingham, 1985), assim solos com alto teores de B nativo, após a lavagem, a redução na concentração pode ser temporária, aumentando novamente, pela liberação do B previamente adsorvido.

Lavagem por inundação intermitente: O método de lavagem por inundação intermitente ou intercalada consiste em aplicações de lâminas de água por ciclo em intervalos de inundação semanais, quinzenais ou mensais. Esse intervalo não deve ser grande para evitar aumento na concentração de sais associado ao fluxo capilar, principalmente em solos de textura fina ou quando o lençol freático está próximo à superfície. Neste método de lavagem, há uma relação entre a lâmina de água e a profundidade de solo a ser lixiviado e, em geral, a quantidade de sais carreados varia entre 80 e 90% contidos inicialmente na profundidade do solo igual a lâmina de água aplicada e possui vantagens e desvantagens em relação aos outros métodos de lavagens.

As vantagens deste método de lavagem são: a) maior eficiência em comparação à lavagem contínua, porque necessita de menor lâmina de água para mesmo grau de lixiviação dos sais. Em solo de textura argilosa, para remover até 80% dos sais solúveis, exige apenas 1/3 da lâmina necessária na lavagem contínua;

b) não é necessário nivelar ou construir parcelas em curvas de nível no solo;

c) no fluxo não saturado de água na lixiviação intermitente, a umidade é mais baixa e o seu deslocamento é mais lento, permitindo maior difusão de sais do solo;

d) a recuperação do solo é mais rápida em menor profundidade.

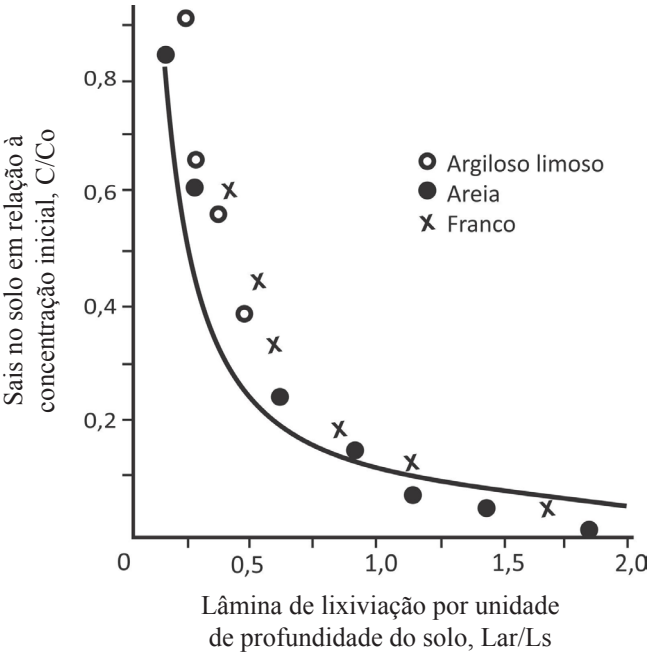
As desvantagens da lavagem intermitente do solo são:

a) não lixivia os sais das camadas de profundidades, acima de 1,0 m ou até menos;

b) não pode ser aplicado quando o lençol estiver próximo à superfície e a água freática for salina;

c) necessita de um sistema de irrigação (aspersão ou micro aspersão) para aplicar lâminas de água uniformemente.

Na lavagem por inundação intermitente, a constante K' da Eq. 7 assume um valor constante de 0,1, independentemente da textura do solo, conforme ilustrado na Figura 2.



Fonte: Hoffman (1980)

Figura 2. Lâmina de lixiviação por unidade de profundidade de solo, necessária para recuperar um solo salino por inundação intermitente

Lavagem superficial: A lavagem superficial poderá ser utilizada para eliminação de crostas salinas da superfície do solo. Uma grande lâmina de água é aplicada em tempo curto e, enquanto a água se move ao longo da declividade, a mesma arrasta a crosta de sais, em seguida desaguando-as no dreno coletor, localizado no final da parcela.

Como os demais métodos, o da lavagem superficial possui algumas vantagens e desvantagens. Dentre as vantagens: pode ser aplicada em solos de baixa condutividade hidráulica, não necessita nivelamento ou construção das parcelas em curvas de nível nem gradear o solo antes da lavagem, elimina as crostas salinas da superfície do solo. Quanto às desvantagens: não se aplica em solos de alta permeabilidade e nem em áreas planas ou de declividade acentuadamente irregular (ondulada).

Melhoradores ou corretivos químicos

Nos solos salinos, a lavagem é suficiente para sua recuperação, devido os sais solúveis já estarem dissolvidos na solução do solo, sendo facilmente carreados pela lâmina de água; entretanto, em solos salino-sódicos e sódicos o uso de melhoradores ou corretivos químicos se faz necessário para remover o sódio que está adsorvido à micela, mediante a adição de substâncias que contenham, preferencialmente, cálcio. Deste modo, os corretivos têm a finalidade de fornecer

o cálcio, ou liberá-lo, quando presente no solo, para substituir o sódio trocável, pois o cálcio desloca o sódio do complexo de troca para a solução que em seguida é lixiviado mediante a lavagem.

O cálcio por ter maior seletividade, ou seja, maior força de atração pelas partículas de argila, mesmo estando presente em menor proporção em relação ao sódio, consegue substituí-lo como indicado no esquema seguinte:

$$\left[\text{Micela}\right]_{\text{Na}}^{\text{Na}} + \text{Ca}^{++} \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]\text{Ca} + 2\text{Na}^{+} \qquad (8)$$

Porém, se o sódio substituído não for removido pelo processo de lavagem mediante drenagem, o solo pode tornar-se sódico de novo, uma vez que a reação é reversível e sua tendência natural é para o lado esquerdo em virtude de precipitação de Ca em forma de carbonato e sulfato; isto evidencia a importância da drenagem no manejo e recuperação dos solos salinos - sódicos e sódicos.

Corretivos usados na recuperação de solos afetados por sódio trocável

Na redução da sodicidade dos solos afetados por sódio trocável, como os salino-sódicos e sódicos, os corretivos químicos são empregados mais frequentemente, mas também são utilizados os insumos orgânicos de origem animal e vegetal. Estes insumos, apesar da baixa concentração principalmente de cálcio, em comparação aos melhoradores químicos, exercem efeitos positivos na melhoria física, química e biológica dos solos.

Corretivos químicos e modo de ação

Os corretivos químicos usados na recuperação de solos afetados por sódio trocável têm o objetivo de fornecer cátions bivalentes, usualmente o cálcio, para eliminar parte do sódio adsorvido no complexo de troca, isto é, diminuir a percentagem de sódio trocável (*PST*).

O tipo e a quantidade de corretivo químico necessário para recuperar um solo degradado por sódio trocável dependem das características do solo, da disponibilidade do insumo no mercado e o custo de aquisição. Dentre estas características, a adequabilidade do corretivos se baseia na presença ou ausência de carbonatos alcalinos terrosos e pH do solo. Com base nestes critérios, pode-se classificar os solos em três grupos: a) solos que contêm carbonatos alcalinos terrosos; b) solos praticamente livres de carbonatos alcalinos terrosos e pH maior que 7,5 e c) solos praticamente livres de carbonatos alcalinos terrosos e pH menor que 7,5.

Os diferentes corretivos químicos utilizados na recuperação dos solos afetados por excesso de sódio trocável têm sido agrupados em três tipos: i) sais solúveis de cálcio (gesso e cloreto de cálcio), apropriados para solo de quaisquer grupo acima; ii) ácidos ou formadores de ácido (ácido sulfúrico, enxofre, sulfeto ferroso e sulfato de ferro e de alumínio) adequados para solos de grupos 'a' e 'b' acima e iii) sais de cálcio de baixa solubilidade (calcário e resíduo de engenho de cana-de-açúcar tais como torta de filtro) apropriados para solos de grupo 'c'.

Gesso: O gesso ($CaSO_4.2H_2O$) apesar da sua baixa solubilidade em água (2,16 g L^{-1}), é o corretivo mais utilizado como fonte de cálcio para substituir o sódio trocável, em razão do baixo preço, disponibilidade no mercado e fácil manuseio; adicionalmente a isso, o gesso funciona como fonte de enxofre e cálcio para as plantas. A reação abaixo descreve a substituição do sódio trocável no solo:

$$\left[\text{Micela}\right]_{\text{Na}}^{\text{Na}} + \text{CaSO}_4 \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]\text{Ca} + \text{Na}_2\text{SO}_4 \quad (9)$$

A reação é reversível com a tendência natural para o lado esquerdo, por isso torna-se necessário aplicar-se uma lâmina de lavagem para lixiviar o sulfato de sódio, que é produto final da reação, para que a recuperação seja satisfatória e duradora. Para isso, nos solos de baixa permeabilidade, um sistema de drenagem se constitui em prática obrigatória para lixiviação dos sais e do excesso de água. Tal reação é mais fortemente limitada pela reduzida solubilidade do gesso (2,16 g L^{-1}), mas para maior eficiência na substituição do sódio trocável, é conveniente lavar os sais solúveis antes de se aplicar qualquer corretivo químico, para que uma proporção maior de cálcio contido no corretivo seja adsorvida pelo complexo; no entanto, a lavagem dos sais solúveis em excesso poderá causar a dispersão das partículas de argila, por tanto esse aspecto também deve ser levado em consideração. A granulometria de gesso também, pode influenciar na eficiência de recuperação, sendo que geralmente se recomenda usar gesso com partículas de mais ou menos de 2,0 mm. O gesso tanto pode ser aplicado no solo, a lanço ou incorporado na profundidade do solo a ser recuperado (20-30 cm), como pode ser fornecido via água.

Cloreto de cálcio: A alta solubilidade do cloreto de cálcio ($CaCl_2.2H_2O$), aproximadamente, de 427 g L^{-1} à 20 °C, torna o corretivo químico mais eficiente e de ação mais rápida que o gesso na recuperação de solos afetados por sódio, podendo ser incorporado ao solo via água de irrigação. Apesar destas vantagens, seu emprego é limitado, por ser rapidamente lixiviado do perfil do solo e, principalmente, por seu elevado custo de aquisição. A substituição do sódio trocável no solo, quando se aplica o cloreto de cálcio, é descrita pela seguinte reação:

$$\left[\text{Micela}\right]_{\text{Na}}^{\text{Na}} + \text{CaCl}_2 \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]\text{Ca} + 2\text{NaCl} \quad (10)$$

Enxofre: O enxofre é um corretivo químico bastante utilizado, devido seu baixo custo de aquisição e fácil disponibilidade no mercado. Antes de agir como corretivo, o enxofre elementar passa por uma fase de oxidação microbiana. Este processo é resultante da ação de bactérias do gênero *Thiobacillus,* tal como descrito pelas reações seguintes:

$$2S + 3O_2 \rightarrow 2SO_3 \quad (11)$$

$$SO_3 + H_2O \rightarrow H_2SO_4 \quad (12)$$

$$H_2SO_4 + CaCO_3 \rightarrow CaSO_4 + CO_2 + H_2O \quad (13)$$

$$\left[\text{Micela}\right]_{Na}^{Na} + CaSO_4 \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]Ca + Na_2SO_4 \quad (14)$$

$$H_2SO_4 + \left[\text{Micela}\right]_{Na}^{Na} \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]_{H}^{H} + Na_2SO_4 \quad (15)$$

A oxidação microbiana depende de condições adequadas de umidade e aeração no solo e o tempo de oxidação está associado à granulometria do enxofre, à mistura com o solo e aos fatores que favorecem a atividade bacteriana, como umidade, temperatura e população microbiana no solo, entre outros. A bactéria do gênero *Thiobacillus* é do tipo aeróbica, por isso, torna-se indispensável promover a aeração, mantendo o solo com umidade na capacidade de campo, durante a oxidação para acelerar ou pelo menos manter a atividade microbiana. Assim, os solos tratados com enxofre não deverão ser inundados antes da oxidação microbiana que demora, em média, de 20 a 30 dias. No caso de ausência de bactérias *Thiobacillus* no solo, o mesmo deve ser inoculado antes da aplicação do enxofre. Por ser um corretivo que aumenta a acidez, a aplicação de enxofre deverá se limitar aos solos que contenham carbonatos alcalinos terrosos. Neste caso, o uso de enxofre tem a vantagem adicional de reduzir o pH, aumentando a disponibilidade de nutrientes para as plantas, como Zn, Mn e Fe, mas, nos demais casos, sua aplicação reduz o pH, tornando o solo excessivamente ácido; para evitar esse perigo, deve-se aplicar, a uma amostra de solo, uma quantidade de H_2SO_4 equivalente à dosagem de enxofre e verificar se o pH depois que ocorrer a reação não foi reduzido para valores abaixo de 6,0. Alternativamente, não deve se aplicar o enxofre em quantidade (em termos equivalentes) superior ao carbonato de cálcio presente no solo.

Ácido sulfúrico: Além dos corretivos químicos como cloreto de cálcio, gesso, formadores de ácidos como sulfato de alumínio e sulfato de ferro, o ácido sulfúrico também pode ser empregado na correção dos solos comprometidos pela sodicidade. Resultados de Yahia et al. (1975), Gheyi et al. (1995), Niazi et al. (2001), Sadiq et al. (2003, 2007) revelaram eficiência da aplicação do ácido sulfúrico em solos afetados por sódio trocável.

O ácido sulfúrico é um corretivo químico de ação rápida. Na presença de carbonatos, sobretudo em solos contendo calcário dolomítico, o ácido sulfúrico forma gesso, como explícito na reação da Eq. (12).

A reação do ácido sulfúrico com o calcário produz o gesso. A dissolução do gesso fornece cálcio para substitui o sódio trocável adsorvido à micela através da reação de simples troca. Na ausência de carbonatos alcalinos terrosos no solo esse corretivo pode causar excessiva acidez, o que justifica seu emprego nos solos ricos em carbonatos alcalinos terrosos.

Calcário dolomítico: Este corretivo contem cálcio (21 a 35% CaO) e magnésio (12 a 20% MgO), em geral está disponível no mercado brasileiro e é um insumo de baixo custo de aquisição. As reações que ocorrem quando o calcário é aplicado em solos afetados por sódio, envolvem as seguintes etapas:

$$\left[\text{Micela}\right]_{Na}^{Na} + CaCO_3 \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]Ca + Na_2CO_3 \quad (16)$$

ou

$$\left[\text{Micela}\right]_{Na}^{Na} + 2H_2O \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]_{H}^{H} + 2NaOH \quad (17)$$

$$\left[\text{Micela}\right]_{H}^{H} + CaCO_3 \leftrightarrow \left[\text{Micela}\right]Ca + CO_2 + H_2O \quad (18)$$

Os efeitos do calcário na correção dos solos afetados por sódio são inferiores aos do gesso, devido à sua baixa solubilidade de 0,01 g L^{-1} contra 2,16 g L^{-1} do gesso. O uso do calcário é indicado em solos de pH inferior a 7,5 e que não possuem carbonatos alcalinos terrosos, em especial para solos sódicos degradados, com pH menor que 5,5.

Para melhorar a eficiência do $CaCO_3$ como corretivo, o método mais prático é incorporar no solo juntamente com adubos orgânicos seguido de aração ou gradagem para ativar o processo de decomposição microbiana da matéria orgânica.

Corretivos orgânicos (Insumos orgânicos)

Os insumos orgânicos, inclusive a matéria orgânica, independentemente da fonte vegetal ou animal, mesmo não sendo considerados fertilizante ou corretivo químico, exercem efeitos positivos na melhoria física, química e biológica dos solos afetados por sais (Gheyi et al., 1995; Cavalcante et al., 2002). Apesar do baixo conteúdo, principalmente em cálcio, qualitativamente é o mais completo dos insumos e promove a liberação de CO_2, produz ácidos orgânicos e estimula a oxidação biológica e a atividade microbiana (Gupta et al., 1984; Leite, 1990; Silva, 1997). Essa situação resulta na diminuição da CEes, PST e aumenta a dinâmica da água no solo.

Alguns subprodutos da indústria exercem efeitos de corretivos químicos na recuperação de solos afetados pela sodicidade, em virtude de serem acidificadores e concentrados em cálcio como os resíduos da indústria açucareira, os subprodutos de indústrias siderúrgicas. A vinhaça por ter baixo pH, ser rica em matéria orgânica e potássio também pode ser empregada como corretivo para solos afetados por sódio trocável com ou sem presença de carbonato alcalinos terrosos tanto para melhoria química como das propriedades físicas (Ruiz et al., 1997; Santos, 2002; Silva, 2004).

Determinação da necessidade de corretivos químicos e recomendações práticas

Na literatura há diversos procedimentos metodológicos para se quantificar a dosagem de corretivo químico a ser aplicado num solo salino-sódico ou sódico. Dentre os métodos, pelo menos quatro podem ser empregados: a) Richards (1974); b) Awad & Abbott (1976); c) Pizarro (1978); d) Cavalcante (1986). Ao considerar os aspectos econômicos e disponibilidade no mercado, o gesso tem sido o corretivo mais empregado, apesar de não ser o mais eficiente na redução da sodicidade dos solos.

Considerando a densidade media do solo (1,4 kg dm^{-3}), Richards (1974) recomenda aplicação de 2100 ou 4200 kg ha^{-1} de gesso na profundidade de 15 ou 30 cm do solo, para substituição de 1 $cmol_c\ kg^{-1}$ de sódio trocável.

Awad & Abbott (1976) admitem que teores de sódio trocável abaixo de 0,5 $cmol_c\ kg^{-1}$ não oferecem riscos de sodicidade; para eles a necessidade de gesso (NG) pode ser obtida pela Eq. (19).

$$NG = \left(Na^{+}X - 0,5\right) Ds\ h\ PEq \quad (19)$$

em que:

NG - necessidade de gesso, kg ha^{-1};

Ds - densidade do solo, kg dm^{-3};

h - profundidade a ser recuperada;

PEq - peso equivalente do gesso = 86; e,

$Na^{+}X$ - teor de sódio trocável do solo ($cmol_c\ kg^{-1}$).

Para Pizarro (1978) a dose teórica de gesso necessária para recuperação do solo pode ser obtida pela Eq.(18):

$$Dt = \left\lfloor \left(PST_i - PST_f\right) \times CTC \times PEq \times h \times Ds \right\rfloor / 100 \quad (20)$$

em que:

Dt - dose teórica do corretivo, kg ha^{-1};

(PST_i - PST_f) - diferença entre a porcentagem de sódio trocável inicial e final, isto é, a *PST* que se deseja que o solo atinja após recuperação, a qual depende da tolerância da espécie a ser cultivada após a recuperação do solo. Para a maioria das culturas se considera o valor de 10%;

PEq - peso equivalente do elemento ou composto a ser usado como corretivo (Tabela 1);

h - profundidade do solo a ser recuperado, cm; e,

Ds - densidade do solo, kg dm^{-3}.

Em todos os casos as doses dos corretivos são calculadas considerando-se o aproveitamento total do cálcio adicionado na profundidade e o corretivo com 100% de pureza. Por isso, a dose prática do corretivo, conforme Pizarro (1978) pode ser estimada mediante a Eq. (21).

$$Dp = Dt \times C \quad (21)$$

em que:

Dp - dose prática, kg ha^{-1}; e,

C - coeficiente da eficiência de corretivo sendo normalmente 1,10 para corretivos de alta solubilidade (cloreto de cálcio, ácido sulfúrico, sulfato de ferro e alumínio) ou 1,25 para corretivos de baixa solubilidade (gesso, enxofre, calcário) conforme Pizarro (1978).

A dosagem de gesso a ser adicionado pode ser calculada também com base no princípio de equivalência química entre o sódio trocável do complexo sortivo do solo e o cálcio do corretivo químico. Inicialmente quantifica-se a exigência de cálcio (NCa^{2+}) do solo pela Eq. (22).

$$NCa = Na^{+}X \times 10 \times PEqCa \quad (22)$$

em que:

NCa - necessidade de cálcio, mg kg^{-1} solo;

NaX - sódio trocável, $cmol_c\ kg^{-1}$; e,

PEqCa - peso equivalente do cálcio = 40/2 = 20.

A necessidade de gesso ($CaSO_4.2H_2O$) do solo é equivalente ao produto da necessidade de cálcio pela massa molecular do gesso dividido pela massa atômica do cálcio (NG=NCa x $PEqCaSO_4.2H_2O$/PEq Ca) que explicitando resulta na Eq. (23) apresentada por Cavalcante (1986).

$$NG = 0,86 \times Na^{+}X / GP \quad (23)$$

em que:

NG - necessidade de gesso, g kg^{-1} solo;

$Na^{+}X$ - sódio trocável do solo, $cmol_c\ kg^{-1}$; e,

GP - grau de pureza do gesso, em unidade decimal.

Através da Eq. (23) calcula-se a necessidade de gesso do solo em condições de laboratório ou de ambiente protegido,

Tabela 1. Peso equivalente de corretivos comumente utilizados na recuperação dos solos afetados por sódio trocável

Corretivo	Fórmula química	Peso equivalente (PEq)
Gesso	$CaSO_4.2H_2O$	86
Cloreto de cálcio	$CaCl_2.2H_2O$	73
Enxofre	S	16
Polissulfito de cálcio	CaS_5	100
Ácido sulfúrico	H_2SO_4	49
Sulfato de ferro	$FeSO_4.7H_2O$	139
Sulfato de alumínio	$Al_2(SO_4)_3.18H_2O$	111
Calcário	$CaCO_3$	50
Resíduo dos engenhos	-	17-23

isto é, em solo com estrutura deformada. Para as condições de campo há necessidade do conhecimento da densidade do solo na profundidade de aplicação do gesso para se obter a dosagem do corretivo por hectare.

A dose prática de corretivo pode ser determinada em laboratório, agitando-se uma massa conhecida de solo com solução saturada do gesso de concentração conhecida de $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ (normalmente 28 $mmol_c\ L^{-1}$) e comparando ao teor remanescente de $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ no extrato.

A quantidade de corretivo a ser aplicada é determinada pela experiência local e por condições financeiras, sobretudo quando o gesso é o corretivo usado e as aplicações são frequentemente efetuadas num determinado tempo. Para se recuperar um solo sódico deve-se aplicar no máximo 10 t ha^{-1} de gesso no primeiro ano e se usar uma lâmina de água de 50 cm, para lixiviação. Caso a correção realizada em dois ou três anos seguintes não seja satisfatória, uma nova gessagem de 4 t ha^{-1} deve ser efetuada e com algumas lixiviações até que a profundidade do solo desejada esteja efetivamente recuperada (Rhoades & Loveday, 1990).

Um aspecto importante que deve ser considerado durante o planejamento para recuperação de áreas afetadas por sais, é a escolha de uma espécie tolerante à salinidade e/ou sodicidade, conforme o caráter salino ou sódico da área para ser cultivada. Neste caso, o arroz é uma das espécies mais recomendada durante o processo de recuperação desses solos, em razão da tolerância à sodicidade/salinidade e a possibilidade de ser cultivado em condições de inundação.

Exemplo 2:

Um solo apresenta condutividade elétrica do extrato de saturação 25 dS m^{-1} numa profundidade de 1,0 m. O lençol freático encontra-se a uma profundidade de 2,0 m e a água apresenta condutividade elétrica de 3,5 dS m^{-1}. O agricultor dispõe de água de irrigação com CE = 1,5 dS m^{-1} e uma área com solo de textura média, pede-se:

a) O método de lavagem mais apropriado neste caso.

b) A lâmina de água necessária para baixar a CEes a 2 dS m^{-1} na profundidade de 1m.

c) As culturas que podem ser cultivadas após a recuperação.

Solução do problema:

a) A inundação intermitente, pois o volume de água usado na recuperação é menor e a eficiência de lavagem não depende da textura do solo. Apesar da condutividade elétrica do lençol ser elevada não irá ocorrer ascensão da água por capilaridade até zona radicular, pois o solo apresenta textura média.

b) A lâmina de água necessária para baixar a CEes a 3 dS m^{-1} a 1m de profundidade será:

$$(C/Co) \times (Ld/Ls) = 0,1 \therefore (2/25) \times (Ld/1) = 0,1 \therefore Ld = 1,25\ m$$

c) Deve-se escolher culturas tolerantes a salinidade final do solo (2 dS m^{-1}) ou próxima a este valor, para que não haja perdas significativas na produção, por exemplo, algumas espécies forrageiras, beterraba e algodão podem ser cultivadas.

Exemplo 3:

Um solo apresenta a seguinte análise: pH = 9,0; CE_{es} = 3,4 dS m^{-1}; textura média, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+ solúveis, respectivamente, iguais a 7,0; 0,8; 0,7 e 0,1 $cmol_c\ L^{-1}$. Carbonato de cálcio =1,3%. Sabendo-se que o lençol freático está a uma profundidade de 1,4 m e água disponível para irrigação é de baixa salinidade, pede-se calcular:

a) A quantidade de corretivo necessária para baixar a PST para 10 na profundidade de 40 cm (da=1,3 cm^3);

b) Se o preço do gesso e enxofre for de R$ 45,00 e 230,00 por tonelada, respectivamente, qual o corretivo mais indicado em termos econômicos? (Considere pureza do gesso e enxofre de 75 e 85%, respectivamente). Como se deve proceder para recuperar a área?

c) Suponha que, se a camada de 10-20 cm de profundidade do solo da questão anterior houver 1% de gesso, quais serão neste caso, os procedimentos para recuperação?

d) Qual será a salinidade de um solo franco-argiloso com CE_{es} de 10,5 dS m^{-1}, após a aplicação de uma lâmina de 0,5m? A recuperação do solo será feita em 40 cm, sendo separadas duas áreas distintas, em que, na primeira, a água será aplicada por inundação contínua, enquanto na segunda a inundação intermitente.

Solução do problema:

a) Como a CTC = 8,6 meq $(100\ g)^{-1}$, $PST_{inicial}$ = (7/8,6) × 100 = 81,39 % e a PST_{final} = 10 %, a dose teórica de gesso será:

$$Dt = [(PST_i - PST_f) \times CTC \times PE \times h \times Ds]/100$$

$$Dt = [(81,39 - 10) \times 8,6 \times 86 \times 40 \times 1,3]/100$$
$$\therefore Dt = 27456,0\ kg\ ha^{-1}\ de\ gesso$$

$$Dt = 27456,0 \times 1,25 = 34320\ kg\ ha^{-1}\ de\ gesso$$

b) Custo do gesso = (34,32 ton/0,75) × R$45,00/ton = R$2.059,20

Custo do enxofre = (34,32/0,85) × (16/86) × R$230,00/ton = R$1.727,74

O enxofre é o corretivo mais indicado do ponto de vista econômico e sua aplicação é feita diretamente sobre o solo. O corretivo é distribuído a lanço e, posteriormente incorporado ao solo por gradagem. Após a aplicação do corretivo deve-se molhar o solo para que o corretivo se redistribua no perfil; também se recomenda nivelar o terreno para promover maior eficiência da lavagem. Caso, seja necessário deve-se fazer a inoculação das bactérias do gênero *Thiobacillus* para promover a oxidação do enxofre elementar. Sendo o

enxofre um corretivo que aumenta a acidez do solo, deverá ser aplicado apenas em solos que contenham carbonatos alcalinos terrosos como é o caso neste solo.

c) A profundidade do solo que contém gesso é de 0,10 m (camada 10-20 cm) e o seu volume em 1 ha corresponde a 1000 m^3 (10.000 $m^2 \times 0,1$ m), então considerando a densidade de 1,3 g cm^{-3} (1300 kg m^{-3}), a massa total de solo será 1,3 10^6 kg de solo (1300 kg $m^{-3} \times 1000$ m^3). Se o conteúdo de gesso nesta camada é 1% (100 kg de solo/1 kg de gesso, a quantidade de gesso é 1,3 10^6 kg $\times$ 0,01 = 14 000 kg de gesso. Não é necessário adicionar corretivo ao solo, pois a quantidade de gesso presente na camada 10-20 cm é suficiente para recuperar o solo. O procedimento de recuperação consiste em revolvimento do solo seguido de irrigação para dissolver o gesso, fazendo com que ocorra a substituição do sódio pelo cálcio. Em seguida deve-se aplicar uma lâmina de lavagem para lixiviar o sódio solúvel para as camadas mais profundas.

d) Substituindo os valores de CE_{es} inicial, lâmina aplicada e profundidade do solo a ser recuperado na equação de lavagem de recuperação por inundação contínua e assumido que para solos de textura franco argilosa K' = 0,3; temos que: $(C/10,5) \times (0,5) = 0,3 \therefore C = 6,3$ dS m^{-1}.

Como a lavagem por inundação intermitente independe da textura do solo $(C/Co) \times (Ld/Ls) = 0,1 \therefore (C/10,5) \times (0,5) = 0,1 \therefore C = 2,1$ dS m^{-1}. Pode-se observar que a lavagem do solo por inundação intermitente é mais eficiente.

Técnicas auxiliares

As técnicas auxiliares são responsáveis pela maior eficiência das técnicas fundamentais, na melhoria química pela redução da salinidade (CEes) e física mediante o aumento da dinâmica de água e condições física dos solos degradados por sódio. Esse grupo de técnicas divide-se em técnicas mecânicas, biológicas e termelétricas.

Técnicas mecânicas

As práticas mecânicas mais utilizadas na recuperação de solos salinos, salino-sódicos e sódicos dizem respeito ao revolvimento pela aração profunda e a subsolagem. Há também, as menos utilizadas como a mistura de areia à camada do solo de textura fina ou argilosa e a inversão de perfil que consiste em revolver a camada superior de propriedades limitantes ao movimento da água para uma posição mais profunda que possa promover a redução da salinidade e/ou sodicidade do solo. No caso de presença de uma camada espessa impermeável ou de baixa permeabilidade, pode se recorrer à instalação de drenos verticais nos pontos estratégicos para retirar o excesso de água.

Aração profunda: Consiste em arar o solo até a profundidade de 60 -70 cm, com o objetivo de promover a ruptura do solo e a formação de torrões. Essa prática contribui para a melhoria da estrutura do solo, favorecendo a infiltração e percolação da água, resultando em menor acúmulo de sais solúveis na zona de cultivo. Esta técnica é recomendada quando o solo possui camadas de baixa permeabilidade entre duas camadas mais permeáveis, devido ao arado reverter e misturar o solo, tornando-o mais homogêneo, mais poroso para o movimento de água, ar e nutrientes.

Subsolagem: A subsolagem é uma prática que tem basicamente os mesmos objetivos da aração profunda, mas é aplicada em maior profundidade. Tem o objetivo de romper as camadas compactadas no perfil do solo para aumentara porosidade total melhorando a drenabilidade. A subsolagem reduz os efeitos prejudiciais de camadas compactadas que estão a mais de 30 cm de profundidade, apesar de seu efeito ser temporário, variando de um a dois anos.

Técnicas biológicas

Essa categoria de técnica envolve os insumos orgânicos de natureza animal dentre eles o esterco de aves, bovino, caprino, ovino e os de natureza vegetal como cobertura da superfície do solo com restos de cultura, adubação verde e utilização de espécie com elevada demanda evapotranspiratória.

Aplicação de adubos orgânicos: A adição de matéria orgânica tem como objetivo, melhorar a estrutura, reduzir a densidade e aumentar a permeabilidade e a atividade microbiológica (Silva et al., 2008; Benbouali et al., 2013), com reflexos positivos na melhoria física e no aumento da fertilidade do solo. Os resíduos orgânicos podem ser usados como cobertura na superfície ou incorporados ao solo; quando aplicados na superfície reduzem a evaporação mantendo o solo úmido, reduzindo os riscos de salinização. O efeito desta prática é temporário e requer incorporações periódicas durante os cultivos. Os adubos orgânicos podem ser adubos verdes e/ou composto orgânico.

Cultivos de elevada evapotranspiração: São culturas que pela elevada absorção e transpiração de água provocam o abaixamento do lençol freático, contribuindo para maior eficiência da lavagem dos sais. Além desta vantagem a sombra das plantas reduz a intensidade da evaporação pela superfície do solo, diminuindo o acúmulo de sais. Quando o elevado nível da salinidade inicial do solo não permitir o cultivo de espécies economicamente viáveis, podem ser usadas culturas de elevada evapotranspiração tais como cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), eucalipto (*Eucalyptus globulus*) e bambu (*Bambus avulgaris*). Esse tema é discutido com detalhes no capítulo sobre Biodrenagem.

Técnicas termoelétricas

A exposição do solo às altas e baixas temperaturas melhora a permeabilidade, fato explicado pela expansão e contração dos argilo-minerais do solo quando submetido às variações de temperatura. A passagem de corrente elétrica mediante eletrodos instalados no solo durante a lavagem acelera o processo de recuperação dos solos afetados por sais. O catodo, eletrodo negativo, atrai os cátions da solução do solo, principalmente o sódio, tornando a lavagem mais eficiente; quanto ao anion cloreto, este é atraído pelo anodo,

eletrodo positivo, transformado em gás (Cl_2 nascente) que é altamente corrosiva e liberado para a atmosfera. Os métodos elétricos de recuperação foram tentados em década de setenta do século passado, em condições de campos, mas devido ao altos custos não tiveram continuidade, enquanto as técnicas térmicas mostraram eficácia na escala laboratorial.

Recuperação de Solos Salinos

A recuperação de solos salinos consiste na aplicação de uma lâmina de água ao solo, capaz de lixiviar o excesso de sais solúveis do perfil abaixo da zona radicular das plantas. O processo de recuperação envolve a dissolução dos sais presentes no solo e seu transporte em profundidade abaixo da zona radicular das plantas. Desta forma, é possível se reduzir a alta salinidade inicial do solo até níveis toleráveis pelas culturas garantindo, assim, a produção de alimentos e a sustentabilidade da agricultura irrigada.

O tempo de recuperação e a lâmina de água necessária para lavar os sais da zona radicular, dependem dos fatores que afetam a eficiência de lixiviação, tais como: a salinidade inicial do solo, a qualidade da água de irrigação e a profundidade do solo a ser recuperado.

Em solos de baixa permeabilidade o tempo de recuperação pode levar até 120 dias. Neste caso se recomenda o cultivo de arroz após se ter infiltrado no solo uma lâmina de água de 50 - 100 mm. Evidentemente, a lâmina necessária para lavagem de recuperação dos sais em solos cultivados deve ser maior, pois uma maior parte desta lâmina aplicada será utilizada para atender à evapotranspiração da cultura.

A profundidade do solo a ser recuperada pela lavagem depende da cultura que se deseja explorar após recuperação. Em culturas que apresentam sistema radicular superficial, recomenda-se uma profundidade de 0,60 m e, para culturas de sistema radicular profundo aconselha-se cerca de 1,50 m de profundidade, porém não necessariamente de uma única vez (Tanji, 1990). Para otimizar o processo de recuperação do solo, recomenda-se prolongar-lo pelo prazo de 2 a 3 anos, aproveitando a área logo após a primeira lavagem de 50 - 100 mm de profundidade.

Durante o processo de lavagem do solo, junto com a lixiviação dos sais prejudiciais ao crescimento e desenvolvimento das plantas, são lixiviados também os nutrientes essenciais, como N, K, Ca, Mg e S; portanto, logo após a lavagem se deve re-estabelecer a fertilidade do solo, preferencialmente pela incorporação de matéria orgânica. Deve-se evitar qualquer tipo de adubação química antes do processo de lavagem.

Recuperação dos Solos Salino-Sódicos e Sódicos

Solos com excesso de sódio trocável podem ser recuperados com o uso de corretivos que forneçam cálcio direta ou indiretamente seguido de lavagem com a própria água utilizada para irrigação. A adição de corretivos químicos aos solos afetados por sódio promove a substituição e a remoção do sódio trocável por outros cátions, preferencialmente cálcio, mas em menor proporção pode ocorrer à substituição do sódio por hidrogênio. A correção do solo pode ser feita de várias maneiras, dependendo da fonte de cálcio utilizado, do tipo de cultura que deverá ser implantada na área e da intensidade do nível de degradação do solo.

Nos solos comprometidos pela sodicidade, a lavagem isolada ao invés de corrigir, muitas vezes, agrava ainda mais o problema devido à diminuição da permeabilidade do solo à água. Esta prática, neste tipo de solo, lixívia os sais solúveis, como indicado na Tabela 2, mas não desloca o sódio adsorvido ao complexo de troca.

No solo salino-sódico, por possuir mais sais solúveis (maior CEes), o percentual de lixiviação de sais sempre é superior ao do solo sódico. Neste último, que originalmente possui baixo teor de sais solúveis (menor CEes) e, em geral, maiores conteúdos de sódio trocável, a lavagem promove a lixiviação destes respectivos sais sem deslocar ou substituir o sódio adsorvido às micelas para a solução do solo e ser lixiviado com a lavagem.

Com a lixiviação dos sais solúveis a proporção do sódio trocável adsorvido ao solo passa a predominar ainda mais, resultando em maior dispersão das argilas, diminuindo as propriedades físicas como infiltração, permeabilidade, drenagem e macroporosidade, que são essenciais à dinâmica da água, ar, nutrientes e ao crescimento das plantas (Gobran et al., 1982; Hussain et al., 2001).

Tabela 2. Valores da condutividade elétrica do extrato de saturação - CEes e percentagem de sódio trocável - PST de dois solos afetados por sódio trocável, antes e depois da lavagem contínua por 40 dias, em vasos com 20 dm^3 sem corretivo químico

Solo	CEes ($dS\ m^{-1}$)		PST		PSL
	Antes	Depois	Antes	Depois	(%)
Salino-sódico	8,32	3,12	17,5	19,4	62,5
Sódico	2,52	2,49	19,2	23,7	1,2

Extraído de Cavalcante (2000); PSL = Percentual de sais lixiviados

Recuperação de Solos Afetados por Sais no Semiárido Brasileiro: Estudos de Casos

A seguir apresentaremos alguns estudos de casos que mostram experiências exitosas na correção de solos afetados por sais, com ênfase em alguns ensaios realizados nos Estados da Paraíba e Ceará.

I - Perímetro Irrigado de Sumé, PB

Visando a recuperação de uma área afetada no perímetro, com CEes variando de 3,9 a 11 $dS\ m^{-1}$, PST de 26,6 a 36,9% e pH de 8,0 a 9,1, na camada de 0-160 cm, Gheyi et al. (1995) avaliaram-se os efeitos de aplicação de diferentes corretivos químicos e orgânicos (1,2 t ha^{-1} de ácido sulfúrico, 16 t ha^{-1} de esterco de curral e 30 t ha^{-1} de gesso). Vale ressaltar que antes de início do estudo os drenos ao redor da área do experimento, em forma de L, foram limpos e aprofundados a uma profundidade de 1,20 m. Nas parcelas de 7,0 x 7,0 m,

o solo foi submetido a uma lavagem durante quatro semanas consecutivas com uma lâmina de água constante de 80 mm para lixiviação dos sais; posteriormente foi cultivado com quatro cultivares de arroz (*Oryza sativa*) seguido de capim cameron (*Pennisetum purpureum*) para avaliação da produção (Tabela 3).

Durante o período de estudo (1983 a 1987), verificou-se que apesar das acentuadas reduções da condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) e da percentagem de sódio trocável (PST) em todos os tratamentos, inclusive a testemunha, a maior eficiência sobre as respectivas variáveis foi constatada nos tratamentos com gesso. Os dados da CEes aos sete meses após o cultivo do arroz já apresentavam valores entre 1,6 e 3,2 dS m^{-1}, mas a percentagem de sódio trocável, exceto no tratamento com gesso, ainda se apresentava elevada, variando de 20,5 a 31,6%, principalmente na camada de 30-60 cm.

No final do experimento, constatou-se os mais baixos valores da CEes, variando de 0,2 a 1,4 dS m^{-1} na faixa de 0-60 cm, com maiores reduções em relação à condição inicial do solo, na profundidade de 0-30 cm. Registrou-se também declínio acentuado da PST inclusive na testemunha, principalmente na camada de solo entre 0-30 cm. Para os referidos autores, a redução da PST mesmo no tratamento controle (testemunha), pode ser resposta da melhoria da permeabilidade do solo devido a limpeza e aprofundamento de drenos associada a decomposição da matéria orgânica constituída pelas raízes.

Os diferentes corretivos utilizados na recuperação do solo salino-sódico não revelaram efeitos significativos entre si sobre as produções médias de arroz e capim cameron. Entretanto, verifica-se na Tabela 3 tendências de superioridade numérica do ácido sulfúrico e esterco bovino na produção de arroz, e de gesso e esterco de curral na produção de capim camerom.

II - Perímetro Irrigado de São Gonçalo, PB

II.1 Gomes et al. (2000) avaliaram os efeitos de 20 t ha^{-1} de gesso, 15 t ha^{-1} de casca de arroz, 40 m^3 ha^{-1} de vinhaça, 40 t ha^{-1} de esterco de curral e um tratamento controle (sem adição de melhoradores) na redução da salinidade e sodicidade de um solo salino - sódico (CEes variando de 3,9 a 10,7 dS m^{-1} e PST = 7,6 a 45,4) do Perímetro Irrigado de São Gonçalo, Sousa, PB. O solo foi submetido a uma lavagem contínua durante 40 dias mantendo uma lâmina de 8 cm nas parcelas para lixiviação dos sais e em seguida foi cultivado com arroz (*Oryza sativa*) variedade Diamante para avaliação biométrica e de produção da cultura como indicado na Tabela 4.

Os autores constataram ao final do experimento que dentre os tratamentos de recuperação o gesso foi o que mais reduziu a percentagem de sódio trocável principalmente na camada mais superficial. Os valores foram diminuídos para 12,8; 15,6 e 40% nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm, respectivamente. Nas mesmas profundidades os valores da *PST* foram reduzidos para 22, 37 e 40%, 22, 39 e 42%, 24, 38 e 49%, respectivamente pelo esterco de curral, casca de arroz e vinhaça.

Tabela 3. Produção de quatro cultivares de arroz e massa média fresca de capim camerom referente a oito cortes em um solo salino-sódico do Perímetro Irrigado de Sumé, PB, submetido aos diferentes tratamentos visando sua recuperação

Tratamento	Cultivares de arroz				Média	Capim Camerom*
	BR IRGA 409	Pokkali	IR 2058	IR 2053		
	t ha^{-1}					
Testemunha	6,98 Aa	4,78 Bb	5,48 Aab	5,97Aab	5,80 A	29,3 A
Ácido sulfúrico	6,60 Aab	7,87 Aa	5,38 Aab	4,82 Ab	6,17 A	28,5 A
Esterco de curral	7,50 Aa	5,42 Bab	4,77 Ab	5,5 Aab	5,81A	35,5 A
Gesso	6,70 Aa	4,96 Ba	4,98 Aa	6,37 Aa	5,75A	36,6 A
Média	6,95 a	5,76 b	5,15 b	5,68 b	5,88	32,5

Extraído de Gheyi et al. (1995). Médias seguidas de mesmas letras maiúsculas nas colunas e minúsculas nas linhas não diferem pelo teste de Tukey para $p \leq 0,05$; * Média por corte

Tabela 4. Valores médios e incrementos, em relação à testemunha, do comprimento (CP) e número de panícula (NP), número de ramificações (NR) e massa de panícula (MP), número de grãos (NG), e densidade da panícula (DP), massa de 100 grãos (MG) e rendimento de arroz (R) sob inundação em um solo salino-sódico do Perímetro Irrigado de São Gonçalo, Sousa, PB, submetido a diferentes tratamentos de recuperação

Variáveis	Tratamentos				
	T	Casca de arroz	Esterco de curral	Gesso	Vinhaça
CP (cm)	14,08 b	15,92 ab (13,1)	19,20 a (36,4)	18,2 ab (29,2)	16,14 ab (14,6)
NP (nº)	45,8 a	63,4 a (39,3)	90,2 a (96,9)	77,8 a (69,8)	76,2 a (66,4)
NR (nº)	5,83 b	6,49 ab (11,3)	8,31 a (42,5)	8,15 a (39,7)	6,80 ab (16,6)
MP (g)	0,92 a	1,20 a (30,4)	2,22 a (141,3)	1,75 a (90,2)	1,23 a (33,6)
NG (nº)	41,83 b	50,3 b (19,6)	85,55 a (104,5)	72,45 ab (73,2)	49,97 b (19,5)
DP (nº)	2,85 b	3,20 ab (12,3)	4,46 a (56,5)	3,99 ab (40,1)	3,01 b (5,6)
M100 (g)	1,93 b	2,25 b (16,6)	2,48 a (28,5)	2,28 ab (18,1)	2,33 ab (2,07)
R (tha^{-1})	3,38 a	6,28 a (85,8)	8,81 a (160,7)	6,78 a (100,6)	5,66 a (67,5)

Adaptado de Gomes et al. (2000); T=testemunha; Valores seguidos de mesmas letras minúsculas nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey para $p \leq 0,05$; Números entre parêntese expressam a superioridade percentual em relação à testemunha (T)

Quanto a condutividade elétrica do extrato de saturação, basicamente não houve grande diferença entre os tratamentos, verificando-se valores entre 1,8 e 4,2 dS m^{-1} nas diferentes profundidades. A ordem das sequências decrescentes dos efeitos dos distintos condicionadores do solo, como indicado na Tabela 5, evidencia a superioridade absoluta do esterco de curral nas variáveis estudadas nas plantas e a sua viabilidade da correção de solos afetados pela sodicidade como constatado também por Gheyi et al. (1995), Ruiz et al. (1997, 2004), Santos et al. (2005), Miranda et al. (2011).

No tocante as variáveis relativas à cultura, exceção feita ao número de panícula, massa da panícula e produtividade do arroz, os tratamentos de recuperação superaram significativamente a testemunha nas demais variáveis avaliadas.

II.2 Costa et al. (2016) avaliaram em abrigo telado e coberto, os efeitos da interação entre doses de gesso e matéria orgânica (*MO*) no crescimento e produção de matéria seca da parte aérea do algodoeiro (*Gossypium hirsutum*) cv. BRS Topázio, em um solo salino-sódico do Perímetro Irrigado de São Gonçalo, Sousa, PB. O solo tinha *PST* de 89,95% e condutividade elétrica do extrato de saturação (*CEes*) de 45,20 dS m^{-1}; para redução da *PST* foram incorporadas doses de gesso agrícola equivalente a necessidades de gesso de15, 20, 30, 40 e 45% (Pizarro, 1978). As misturas foram acondicionadas em recipientes plásticos com capacidade para 200 dm^3, com dreno na parte inferior para a lixiviação dos sais e foram submetidos a uma lavagem, durante 45 dias, com volume de água não salina (CEai = 0,23 dS m^{-1}) correspondente a duas vezes o volume de poros. Ao final dos 45 dias a *PST* inicial em diferentes tratamentos foi reduzida para 13,6; 22,4; 30,1; 39,0 e 48% e a CEes para 0,96; 1,42; 11,66; 8,12 e 9,43 dS m^{-1}, respectivamente. Em seguida, o esterco bovino foi incorporado aos níveis 0, 5, 10 e 15% em 10 kg de solo em vasos plásticos e efetuada a semeadura do algodoeiro. O crescimento em altura, diâmetro do caule, área foliar e formação de matéria seca da parte aérea foi avaliado, aos 44 dias após a semeadura (DAS).

Pelos resultados, percebe-se ação positiva das doses de matéria orgânica em atenuar o efeito do sódio trocável até a PST de 30 sobre o número de folhas, altura de planta, diâmetro de caule e a área foliar do algodoeiro; e até a percentagem de sódio trocável média de 28,5 e 34,0 respectivamente, sobre o número de folhas e a área foliar das plantas.

II.3 Santos (2014) avaliou os efeitos de 8,5 t ha^{-1} de gesso agrícola, 10; 9,3 e 7,9 t ha^{-1} de esterco bovino, casca de arroz e casca de coco na recuperação dos primeiros 20 cm, de um solo salino-sódico do Perímetro Irrigado de São Gonçalo, Área do IFPB, Sousa, PB. As avaliações constaram do monitoramento da condutividade elétrica do extrato de saturação - CEes (Tabela 6), percentagem de sódio trocável - PST (Tabela 7) e *pH* da pasta saturada - pHps (Tabela 8).O solo possuía em média CEes = 4,6 dS m^{-1}, *PST* = 35,6 % e pHps= 8,2, densidade de 1,53 kg dm^{-3}, 710, 155 e 135 g kg^{-1}, respectivamente de areia, silte e argila. Um sistema de drenagem subterrânea composto por cinco drenos, distanciados de 9 m, foi instalado na profundidade de 90 cm entre os blocos e nas margens do experimento no sentido do dreno coletor do perímetro. Após a incorporação do gesso e das fontes orgânicas, isoladas e em combinação na camada de 0-20 cm fornecendo a mesma dosagem de 3,83 t ha^{-1} de carbono de cada fonte orgânica, em parcelas experimentais de 7 m x 7,5 m (52,5 m^2), o solo foi submetido a uma lavagem contínua durante 50 dias, com uma lâmina de 10 cm de água não salina [Ceai = 0,37 dSm^{-1} e RAS = 1,19 $(mmol\ L^{-1})^{0,5}$]. Em seguida foi cultivado com girassol (*Helianthus annuus*) cv Embrapa 122/V-2000, no período de 20/10/2011 a 08/02/2012 e com arroz (*Oryza sativa*) variedade Diamante, no intervalo de março a junho de 2012, respectivamente.

Conforme a Tabela 6 verifica-se que a lavagem contínua, durante 50 dias, nos tratamentos testemunha e com qualquer insumo orgânico, reduziu marcadamente a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, na camada de 0-20 cm, e o menor valor (1,6 dS m^{-1}) foi registrado no tratamento testemunha. Os menores valores indicam a ação positiva da lavagem associada à drenagem na remoção dos sais solúveis da camada superficial do solo. Após a lavagem, o solo foi cultivado com girassol durante 100 dias sob irrigação por microaspersão sem adição de uma lâmina para a lixiviação dos sais e percebe-se a elevação da CEes nos tratamentos

Tabela 5. Ordem de sequência dos diferentes corretivos na recuperação de um solo salino-sódico do Perímetro Irrigado de São Gonçalo, Sousa, PB, sobre o crescimento e os componentes de produção do arroz

Variável avaliada	Ordem dos efeitos
Comprimento de panícula	EC > G > V > CA > T
Número de panícula	EC > G > V > CA > T
Número de ramificações da panícula e massa de panícula	EC > G > V > CA > T
Número de grãos	EC > G > CA > V > T
Densidade de panícula	EC > G > CA > V > T
Massa de 100 grãos	EC > G > CA > V > T
Rendimento	EC > G > CA > V > T

Extraído e adaptado de Gomes et al. (2000); EC = Esterco de curral; G = Gesso; CA = Casca de arroz; V = Vinhaça; T = Testemunha

Tabela 6. Valores da condutividade elétrica do extrato de saturação de um solo salino-sódico (CEes), antes, depois da lavagem, depois do cultivo sequenciado com girassol e com arroz

Variável	S*Situação	T	G	EB	CA	CC	G + EB	G + CA	G + CC	Média
CEes (dS m^{-1})	ALAT	3,4	3,9	5,7	5,6	4,8	4,1	3,6	6,0	4,6
	DL	1,6	4,3	2,5	2,5	2,3	5,0	4,4	4,8	3,4
	ACG	4,2	4,4	3,5	3,3	2,8	2,9	2,6	4,0	3,5
	ACA	1,3	1,8	1,6	1,9	2,0	2,1	2,0	2,2	1,9

*ALAT = Antes da lavagem e aplicação dos tratamentos; DL = Depois da lavagem; ACG =Após o cultivo do girassol, ACA = Após o cultivo do arroz

testemunha, gesso, esterco bovino, casca de arroz e casca de coco.

Quanto à sodicidade (Tabela 7), depois da lavagem, do cultivo do girassol e do arroz, os maiores valores da PST referem-se aos tratamentos testemunha (T), esterco bovino (EB), casca de arroz (CA) e casca de coco (CC), em que o caráter sódico permaneceu com PST acima de 15%. No solo com gesso (G), gesso mais esterco bovino (G + EB), gesso mais casca de arroz (G + CA) e gesso mais casca de coco (G + CC), especialmente em (G) e (G + CA), o solo passou de caráter salino-sódico para não salino não sódico, isto é, com CEes < 4 dS m^{-1} e PST < 15%, como indicado nas Tabelas 6 e 7, respectivamente.

Nas mesmas condições o pHps do solo, exceto no tratamento testemunha (T), conforme a Tabela 8 foi reduzido, mesmo que modestamente, nos demais tratamentos, mas ainda mantendo o caráter alcalino, com menores valores no solo com gesso mais esterco bovino (G + EB) e gesso mais casca de arroz (G + CA).

III - Perímetro Irrigado Curu Pentecoste, CE

Sousa et al. (2014) cultivaram algodão (*Gossypium hirsutum* L.) cv. BRS 187 8H, girassol (*Helianthus annuus* L.) cv. Catissol e feijão de corda (*Vigna unguiculata* L. Walp) cv. EPACE 10, sob sistema de cultivo rotacional em um solo salino-sódico do Núcleo 'A' do Perímetro Irrigado Curu Pentecoste, Pentecoste, CE, de condutividade elétrica do extrato 1:1 - $CE_{1:1}$ = 4,0 dS m^{-1} e percentagem de sódio trocável - PST = 32,1%. Um sistema de drenagem subterrânea com 10 linhas foi instalado, com tubo PVC de 6,5 cm de diâmetro, na profundidade de 1,10 m, declividade de 0,15%, e um dreno coletor da área experimental a 1,45 m da superfície do solo para a remoção da água drenada. Antes da aplicação dos tratamentos foi feita uma subsolagem em toda área a 60 cm de profundidade, seguida de duas gradagens e uma sistematização do solo. Os tratamentos constaram de T_1 = testemunha ou controle - apenas Subsolagem (S); T_2 = Subsolagem + 20 t ha^{-1} de gesso (SG_{20}); T3 = Subsolagem + 40 t ha^{-1} de matéria orgânica (SMO_{40}); T4 = Subsolagem +10 t ha^{-1} de gesso + 20 t ha^{-1} de matéria orgânica ($SG_{10}MO_{20}$); T5 = Subsolagem + 20 t ha^{-1} de gesso + 40 t ha^{-1} de matéria orgânica ($SG_{20}MO_{40}$). A necessidade de gesso foi calculada, conforme Pizarro (1978), adicionando 25% à dose teórica; os valores G_{10} e G_{20} correspondem a 50 e 100% da necessidade de gesso do solo distribuído na superfície e incorporado isolado e/ou junto com a matéria orgânica (Esterco bovino) na camada de 0-30 cm. Os tratamentos foram distribuídos em parcelas subdivididas, a parcela principal tinha largura 6,4 m e 20 m de comprimento e as subparcelas 6,4 m de largura e 10 m de comprimento, respectivamente com áreas de 128 e 64 m^2. As plantas foram distribuídas nas distâncias de 80 cm entre linhas e 30 cm entre plantas nas linhas. As parcelas principais corresponderam aos tratamentos e as subparcelas as rotações de cultura. O primeiro e o segundo cultivos foram feitos com algodão (AL) e girassol (G), respectivamente na estação seca de setembro/2009 a janeiro de 2010 e de setembro de 2010 e janeiro de 2011, irrigados em sulco aberto, com água de CEai = 0,65 dS m^{-1} e RAS = 1,83 (mmol L^{-1})$^{1/2}$ e o feijão de corda (FC) na estação chuvosa de 2010 e 2011.

Comparativamente com os valores iniciais de $CE_{1:1}$ = 4,0 dS m^{-1}, PST = 32,1% e teor de cálcio de 5,5 $cmol_c$ dm^{-3} constata-se que, nos dois anos de cultivo, os tratamentos reduziram expressivamente a salinidade ($CE_{1:1}$) e a sodicidade (PST) e elevaram os teores de cálcio do solo (Tabela 9). No final do primeiro ciclo de cultivo, a redução da salinidade variou de 73,5 a 83,2% e de 70,8 a 76,0% nos cultivos rotacionais AL/FC e G/FC; nas mesmas situações o declínio da sodicidade oscilou de 27,5 a 73,1%, de 25,3 a 78,0% e o aumento de cálcio variou de 24,5 a 143,6% e de 8,2 a 56,4%, respectivamente. No final do segundo ciclo a diminuição da salinidade situou-se na amplitude de 75,5 a 92,7% e de 72,3 a 92,7% no sistema de rotação AL/FC e G/FC, a sodicidade de 39,4 a 84,1% e de 43,3 a 80,4% e a superioridade de cálcio de 30,9 a 141,0% e de 38,2 a 171,3. Pelos resultados, apesar do elevado aumento de cálcio nos tratamentos de natureza química, a redução da sodicidade, em geral, foi inferior ao da salinidade.

Tabela 7. Valores da percentagem de sódio trocável de um solo salino-sódico (PST), antes, depois da lavagem, depois do cultivo sequenciado com girassol e com arroz

Variável	S*Situação	T	G	EB	CA	CC	G + EB	G + CA	G + CC	Média
PST (%)	ALAT	28,9	33,6	36,0	38,2	39,2	34,0	42,5	32,5	35,5
	DL	29,0	12,0	22,0	27,0	17,0	3,0	5,0	11,0	16,0
	ACG	30,0	23,0	45,0	44,0	29,0	16,0	17,0	25,0	29,0
	ACA	26,0	6,0	39,0	26,0	17,0	12,0	7,0	13,0	18,0

*ALAT = Antes da lavagem e da aplicação dos tratamentos, média de quatro repetições; DL = Depois da lavagem; ACG =Após o cultivo do girassol, ACA = Após o cultivo do arroz; T - Testemunha; G - Gesso; EB - Esterco bovino; CA - Casca de arroz; CC - Casca de coco

Tabela 8. Valores do pH de um solo salino-sódico antes, depois da lavagem e depois do cultivo sequenciado com girassol e com arroz

Variável	*Situação	T	G	EB	CA	CC	G + EB	G + CA	G + CC	Média
pH	ALAT	8,1	8,4	8,0	8,1	8,1	8,2	8,1	8,4	8,2
	DL	8,3	7,8	8,0	8,1	8,2	7,4	7,6	7,9	7,9
	ACG	8,0	7,8	8,0	7,9	8,4	7,4	7,3	7,3	7,8
	ACA	8,1	8,0	7,9	8,0	7,7	7,3	7,5	7,8	7,8

* ALAT = Antes da lavagem e da aplicação dos tratamentos; DL = Depois da lavagem; ACG =Após o cultivo do girassol, ACA = Após o cultivo do arroz ; T - Testemunha; G - Gesso; EB - Esterco bovino; CA - Casca de arroz; CC - Casca de coco

Tabela 9. Condutividade elétrica do solo em extrato 1:1 ($CE_{1:1}$), porcentagem de sódio trocável (PST) e teores de cálcio (Ca^{2+}) na camada de 0-0,30 m do solo, em função dos tratamentos e sistema de rotação de culturas algodão/feijão de corda (AL/FC) e girassol/feijão de corda (GI/FC)

Tratamentos*	$CE_{1:1}$ (dS m^{-1})		PST (%)		Ca^{2+} ($cmol_c$ dm^{-3})	
	AL/FC	GI/FC	AL/FC	GI/FC	AL/FC	GI/FC
	Julho de 2010 (Após o primeiro ciclo de rotação de culturas)					
T1	0,67 aA**	1,09 aA	23,25 aA	23,97 aA	6,85 bA	5,95 aA
T2	0,81 aA	1,04 aA	8,65 bA	10,90 abA	13,40 aA	8,60 aA
T3	0,93 aA	1,06 aA	15,77 abA	16,50 abA	10,30 abA	6,25 aA
T4	1,06 aA	1,17 aA	13,00 abA	7,05 bA	12,32 aA	7,12 aA
T5	0,92 aA	0,96 aA	9,72 abA	9,55 bA	13,00 aA	7,32 aA
CV (%)	34,88	36,75	36,29	39,08	9,57	22,33
	Julho de 2011 (Após o segundo ciclo de rotação de culturas)					
T1	0,44 bA	0,42 cdA	19,46 aA	18,21 aA	7,76 bA	7,60 bA
T2	0,38 bA	0,53 cA	5,09 bA	6,28 bA	7,20 bB	14,92 aA
T3	0,98 aA	1,11 aA	18,83 aA	17,32 aA	10,50 abA	11,15 abA
T4	0,80 aA	0,29 dB	14,69 aA	7,28 bB	13,06 aA	10,45 bA
T5	0,29 bB	0,76 bA	5,29 bB	17,86 aA	13,26 aA	9,6 bB
CV (%)	12,55	18,93	29,98	26,07	17,28	20,14

*T1 - Subsolagem (S); T2 - Subsolagem + 20 t ha^{-1} de gesso (SG_{20}); T3 - Subsolagem + 40 t ha^{-1} de matéria orgânica (SMO_{40}); T4 - Subsolagem + 10 t ha^{-1} de gesso + 20 t ha^{-1} de matéria orgânica ($SG_{10}MO_{20}$); T5 - Subsolagem + 20 t ha^{-1} de gesso + 40 t ha^{-1}de matéria orgânica ($SG_{20}MO_{40}$); **Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e maiúsculas na linha, para o mesmo ano, não diferem pelo teste de Tukey ao nível 0,05 de probabilidade

Conforme a Tabela 10, o algodoeiro não respondeu aos efeitos dos tratamentos de natureza física e nem química em nenhum ciclo de produção de 2009/2010 e 2010/2011; a ausência de efeitos significativos conforme Ayers & Westcot (1999) e Sousa et al. (2014) pode ser devida a cultura ser tolerante à salinidade e sodicidade e ter o potencial máximo produtivo em solo com salinidade (CEes) de 7,7 dS m^{-1} e sodicidade (PST) de 40%. Quanto ao girassol, os tratamentos não exerceram efeitos diferenciados na produção em 2009/2010, mas o tratamento T_5 (20 t ha^{-1}gesso + 40 t ha^{-1} de matéria orgânica), no ciclo 2010/2011, apesar de não diferir dos demais tratamentos químicos superou o controle ou testemunha em 87,3%. No tocante ao feijão de corda, as maiores produções em 2010 foram colhidas nas plantas do tratamento T_5 e em 2011 nos tratamentos com gesso e matéria orgânica com rendimentos variando de 1.267,93 a 1.320,00 kg ha^{-1}no sistema AL/FC e de 1.276,78 a 1.321,00 kg ha^{-1}no sistema rotacional G/FC.

Tabela 10. Rendimento de algodão, girassol e feijão de corda sob diferentes tratamentos de recuperação do solo e rotação de culturas, durante dois ciclos de produção

Trat.*	Produtividade (kg ha^{-1})			
	2009/2010	2010/2011	2009/2010	2010/2011
	Algodão		Girassol	
T1	1469,45 aA**	1285,15 aA	1991,25 aA	1625,93 bB
T2	1175,78 aA	1415,04 aA	2092,50 aB	2561,62 abA
T3	1326,76 aA	1319,33 aA	2145,00 aA	2466,75 abA
T4	1267,66 aA	1421,87 aA	2175,00 aA	2501,25 abA
T5	1391,25 aA	1360,35 aA	2647,50 aB	3044,62 aA
	Feijão-de-corda		Feijão-de-corda	
T1	707,22 bA	646,54 bA	715,09 bA	641,07 bA
T2	836,39 bA	1320,00 aA	649,07 bB	1321,00 aA
T3	573,35 bB	1267,93 aA	898,08 bA	1202,40 aA
T4	696,91 bB	1291,25 aA	736,65 bB	1291,26 aA
T5	1480,91 aA	1276,99 aA	1409,82 aA	1276,78 aA

*Caracterização dos tratamentos no rodapé da Tabela 15;**Médias seguidas de mesmas letras minúsculas nas colunas e maiúsculas nas linhas, no mesmo ano e para cada espécie, não diferem pelo teste de Tukey ao nível 0,05 de probabilidade.

Pela redução da salinidade e sodicidade associada ao aumento de cálcio do solo e as produções de algodão, girassol e feijão de corda, essa situação evidencia que a mistura gesso e matéria orgânica, principalmente nas maiores doses, promove a recuperação de solos salino-sódicos. Entretanto, pela importância social e econômica, as áreas sob processo de recuperação, conforme Costa et al. (2005, 2010) e Araújo et al. (2011) devem ser submetidas a um rígido sistema de avaliação dos indicadores econômicos, como meta à viabilidade do retorno de solos sem função agrícola e de prevenção à salinidade e sodicidade dos solos sob irrigação nas áreas semiáridas do Brasil.

Considerações Finais

O problema da salinidade e/ou sodicidade dos solos em áreas irrigadas exige monitoramento sistemático e contínuo do acúmulo de sais solúveis e/ou de sódio trocável no solo. Ademais, no processo de recuperação dos solos salinos, salino-sódicos ou sódicos, a eficiência torna-se mais expressiva combinando-se técnicas fundamentais (lavagem, melhoradores químicos) e técnicas auxiliares (mecânicas, biológicas), simultaneamente. A técnica utilizada na recuperação desses solos preconiza a necessidade de um diagnóstico referente a drenabilidade e aos atributos químicos e físicos do solo como prática indispensável. A recuperação de solos comprometidos pela salinidade e/ou sodicidade tecnicamente é possível, apesar das respostas quase sempre serem lentas, economicamente dispendiosas e a sustentabilidade da eficácia depende da adoção das práticas de correção da salinidade e/ou sodicidade. Nas áreas recentemente recuperadas, quando as práticas de manejo tais como lavagem, aplicação de corretivos químicos minerais e

orgânicos, bem como a drenagem são desconsideradas, em reduzido espaço de tempo, essas áreas voltam aos graus de salinidade e de sodicidade originais, ou até mais elevados, com reflexos comprometedores nas atividades agrícolas. Nestas áreas, o uso de um sistema adequado de drenagem superficial ou subterrânea, a lavagem periódica dos sais e a utilização de espécies tolerantes à salinidade são práticas importantes no controle do acúmulo excessivo de sais no solo.

Literatura Citada

Araújo, A. P. B. de; Costa, R. N. T.; Lacerda, C. F. de; Gheyi, H. R. Análise econômica do processo de recuperação de um solo sódico no Perímetro irrigado Curu - Pentecoste, CE. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.377-382, 2011.

Awad, A.; Abbott, T. S. Gypsum requirement of sodic soil and waters. Agricultural Gazette, v.87, p.55-57, 1976.

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade de água na agricultura. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1999, 153p. FAO. Estudos Irrigação e Drenagem, 29 revisado 1.

Benbouali, E.; Hamoudi, S. A.; Larich, A. Short-term effect of organic residue incorporation on soil aggregate stability along gradient in salinity in the lower Cheliff plain (Algeria). African Journal of Agricultural Research, v.18, p.2144-2152, 2013.

Bezerra, E. A salinização de solos aluviais em perímetros irrigados no Estado do Ceará. Fortaleza: DNOCS, 2006. 136p.

Cavalcante, L. F. Solos afetados por sais e seu manejo. In: Curso de atualização em fertilidade do solo. Areia: SBCS/UFPB. 1986. 22p.

Cavalcante, L. F. Sais e seus problemas nos solos irrigados. Areia: UFPB, 2000. 71p.

Cavalcante, L. F.; Lima, R. L. S.; Santiago, R. D.; Cavalcante, Í. H. L.; Araújo, F. A. R. Melhoria química e física de um solo salino sódico tratado com matéria orgânica e cultivado com leguminosas forrageiras. Ciência Agrícola, v.6, p.27-35, 2002.

Costa, M. M. C.; Nobre, R. G.; Lima, G. S.; Gheyi, H. R.; Pinheiro, F. W. A. Dias, A. S.; Soares, L. A. A. Saline-sodic soil and organic matter addition in the cultivation of the colored cotton 'BRS Topazio'. Semina: Ciências Agrárias, v.37, p.701-714, 2016.

Costa, R. N. T.; Lacerda, C. F. de; Silva, L. C. C, da.; Araújo, A. P. B. de. Indicadores de rentabilidade d recuperação de solos sódicos. In: Gheyi, H. R.; Dias, N. S. da.; Lacerda, C. F. de. (ed.) Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCTSal. 2010. Cap. 23, p.425-448.

Costa, R. N. T.; Saunders, L. C. U.; Oliveira Júnior, N. M.; Bezerra, J. V. Indicadores econômicos da recuperação de um solo sódico em condições de drenagem subterrânea no Vale do Curu, CE. Irriga, v.10, p.272-278, 2005.

Gheyi, H. R.; Azevedo, N. C.; Batista, M. A. F.; Santos, J. G. R. Comparação de métodos na recuperação de solo salino-sódico. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.19, p.173-178, 1995.

Gobran, G. R.; Dufey, J. E.; Laudelout, H. The use of gypsum for preventing soil sodification: Effect of gypsum particle size and location in the profile. Journal Soil Science, v.33, p.306-316, 1982.

Gomes, E. M.; Gheyi, H. R.; Silva, E. F. de F. Melhorias nas propriedades químicas de um solo salino-sódico e rendimento de arroz, sob diferentes tratamentos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, p.355-361, 2000.

Gupta, R. K.; Bhumbia, D. K; Abrol, I. P. Effect of sodicity, pH, organic matter, and calcium carbonate on the dispersion behavior of soils. Soil Science, v.137, p.245-251, 1984.

Hoffman, G. J. Leaching requirement for salinity control in agriculture. In: International Symposium on Salt Affected Soils, 1980, Karnal. Symposium Papers. Karnal: CSSRI, 1980. p.277-283.

Hussain, N.; Hassan, G.; Arshadullah, M.; Mujeeb, F. Evaluation of amendments for the improvement of physical properties of sodic soil. International Journal of Agriculture and Biology, v.3, p.319-322, 2001.

Keren, R.; Bingham, F. T. Boron in water, soils and plants. Advances in Soil Science, v.1, p.229-276, 1985.

Leite, E. J. Efeitos de diferentes níveis de gesso e matéria orgânica na recuperação de solos com problema de sódio. Campina Grande: UFPB, 1990, 64p. Dissertação Mestrado

Miranda, M. A.; Oliveira, E. E. M.; Santos, K. C. F.; Freire, M. B. G. S.; Almeida, B. G. Condicionadores químicos e orgânicos na recuperação de solo salino-sódico em casa de vegetação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.484-490, 2011.

Niazi, B. H.; Ahmed, M.; Hussain, N.; Salim, M. Comparison of sand, gypsum and sulfuric acid to reclaim a dense saline sodic soil. International Journal of Agriculture and Biology, v.3, p.316-318, 2001.

Pizzarro, F. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. Madrid: Editorial Agrícola Española, 1978. 521p.

Reeve, R.C.; Pillsbury, A. E.; Wilcox, L. V. Reclamation of saline and high boron soil in the Coachella Valley of California. Hilgardia, v.24, p.69-91, 1955.

Rhoades, J. D.; Loveday, J. Salinity in irrigated agriculture. In: Stewart, D. R.; Nielson, D. R. (ed.) Irrigation of agricultural crops. Madison: ASA/CSSA/SSSA, 1990, p.1089-1142. Agronomy Monograph, 30

Richards, L. A. Diagnostico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Washington D. C.: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos da América, 1974. 172p. Manual de Agricultura, 60

Ruiz, H. A.; Gheyi, H. R.; Almeida, M. T.; Ribeiro, A. C. Torta de filtro e vinhaça na recuperação de um solo salino sódico e no desenvolvimento de arroz irrigado. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v.21, p.659-665, 1997.

Ruiz, H. A.; Sampaio, R. A.; Oliveira, M; Alvarez, V. V. H. Características químicas de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.39, p.1119-1126, 2004.

Sadiq, M.; Hassan, G.; Chaudhry, N.; Hussain, N.; Mehdi, S. M.; Jamil, M. Appropriate land preparation methods and sulphuric acid use for amelioration of salt affected soils. Pakistan Journal of Agronomy, v.2, p.138-145, 2003.

Sadiq. M.; Hassan, G.; Mehdi, S. M.; Hussain, N.; Jamil, M. Amelioration of saline sodic soil with tillage implements and sulphuric acid application. Pedosphere, v.17, p.182-190, 2007.

Santos, M. F. G. dos. Recuperação de um solo sódico: Efeito do gesso agrícola, composto de lixo urbano e vinhaça**.** Areia: UFPB, 2002. 95p. Dissertação Mestrado

Santos, M. F. G.; Oliveira, F. A.; Cavalcante, L. F.; Medeiros, J. F.; Souza, C. C. Solo sódico tratado com gesso agrícola, composto de lixo urbano e vinhaça. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola, v.9, p.307-313. 2005.

Santos, P. D. Tratamento de um solo salino - sódico com gesso e fontes orgânicas sob cultivo rotacionado de girassol e arroz. Areia: UFPB, 2014. 130p. Tese Doutorado

Silva, C. M. M. de S.; Vieira, R. F.; Oliveira, P. R.; Salinidade, sodicidade e propriedades microbiológicas de Argissolo cultivado com erva-sal e irrigado com rejeito salino. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.43, p.1389-1396, 2008.

Silva, E. F. de F. Avaliação da eficiência de diversos produtos na recuperação de solo salino-sódico e no desenvolvimento e produção da cultura do arroz (*Oryza sativa* L.). Campina Grande: UFPB, 1997, 70p. Dissertação Mestrado

Silva, M. R. M. da. Viabilidade de uso de vinhaça na recuperação de um solo salino-sódico. Areia: UFPB, 2004. 72p. Dissertação Mestrado

Sousa, C. H. C.; Lacerda, C. F., Silva, F. L. B.; Neves, A. L. R.; Costa, R. N. T. Gheyi, H. R. Yield of cotton/cowpea and sunflower/cowpea crop rotation systems during the reclamation process of a saline-sodic soil. Engenharia Agrícola, v. 34, 867-876, 2014.

Tanji, K. K. (ed.) Agricultural salinity assessment and management. New York: ASCE, 1990. 610p. Manuals and Reports of Engineering Practices, 71

Yahia, T. A.; Miyamoto, S.; Stroehlein, J. L. Effect of surface applied sulfuric acid on water penetration into dry calcareous and sodic soils. Soil Science Society of America Journal, v.39, p.1201-1204, 1975.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

29 Indicadores de rentabilidade da recuperação de solos degradados por sais

Raimundo N. T. Costa[1], Claudivan F. de Lacerda[1], Luiz A. C. da Silva[1], Ana P. B. de Araújo[2], José C. de Araújo[1] & Carlos H. C. de Sousa[1]

[1] Universidade Federal do Ceará
[2] Faculdade de Tecnologia do Nordeste

Introdução

A salinização e a sodificação dos solos constituem um fator extremamente importante no contexto do universo agronômico, haja vista proporcionarem ao longo do tempo, expansão significativa de áreas com restrições à exploração agrícola, especialmente em se tratando de regiões áridas e semiáridas irrigadas, reduzindo sensivelmente a produtividade das culturas a níveis antieconômicos.

De acordo com Leite et al. (2007), nos perímetros irrigados é frequente o surgimento de solos afetados por sais devido o manejo ineficiente do solo e da água, a drenagem deficiente em decorrência da baixa condutividade hidráulica dos solos, a falta de manutenção dos coletores, as condições topográficas desfavoráveis e a constante exploração agrícola das terras.

A maioria dos problemas de sais está inserida nos perímetros irrigados pelo método de superfície, tanto por aspectos relacionados ao manejo do sistema solo-água, quanto pela falta de manutenção dos drenos coletores, que funcionam como fonte de recarga de água salina para o interior dos lotes.

A deficiência no suprimento de energia elétrica, a carência de capital humano qualificado, de recursos financeiros, a tradição, a qualidade da água de irrigação, entre outros fatores, levam o agricultor irrigante nordestino a utilizar, em grande escala, a irrigação por superfície para desenvolver suas atividades agrícolas.

Conforme Walker & Skogerboe (1987), a prática da irrigação por superfície data de milhares de anos e representa coletivamente a prática da irrigação mais comum na atualidade. Dentre as vantagens da utilização desse método de irrigação, os autores citam o baixo valor de inversão de capital necessário para se desenvolver a prática.

A recuperação de solos afetados por sais deve seguir uma aplicação criteriosa de tecnologia específica desenvolvida para as condições peculiares de cada região. Visando propiciar condições favoráveis de umidade, aeração e balanço de sais ao sistema radicular das culturas, faz-se necessária a instalação de um sistema de drenagem subterrânea em áreas irrigadas, o que constitui uma das principais infraestruturas no processo de dessalinização dos solos, além de prevenir e solucionar os problemas associados à elevação do lençol freático. Na recuperação de solos sódicos, que constituem os que apresentam o maior grau de degradação, deve-se fazer o uso de corretivos que contenham cálcio solúvel, bem como práticas mecânicas adequadas.

A importância da inserção desta vasta área degradada por sais ao processo produtivo se faz necessária, tendo em vista os retornos, seja na dimensão social, pela geração de empregos diretos e indiretos, seja pelos aspectos relacionados à dimensão econômica. No Brasil, os dados demonstram que, aproximadamente 3,2 milhões de hectares irrigados, correspondem a 5% da área cultivada, 16% da produção total e 35% do valor econômico da produção (Mantovani et al., 2006).

Diversas pesquisas têm demonstrado a viabilidade técnica do processo de recuperação de solos degradados por sais com resultados promissores já no primeiro ano. No entanto, o custo do processo de recuperação e o tempo necessário para a recuperação do capital alocado têm inibido o investimento por parte dos agricultores irrigantes.

Análise de Investimento

Atualização de fluxos monetários

Ao se efetuar um investimento, é de suma importância analisar a rentabilidade do mesmo no longo prazo, visto que os retornos advindos deste investimento ocorrerão durante vários anos. Para isto faz-se necessário o conhecimento do conceito de valor presente de um fluxo monetário.

Segundo Lapponi (2000), para atualizarmos um fluxo monetário ou de renda, necessitamos definir a princípio uma taxa de desconto real r, que normalmente considera-se a taxa média de juros de mercado.

Assim, dado um fluxo de renda V_1, V_2, ..., V_n, proveniente de um investimento, podemos determinar várias medidas de análise de investimentos.

Sendo V_i um valor monetário no ano i, o valor atual de V_i^0, isto é, o valor Vi no ano zero é obtido através da seguinte expressão:

$$V_i^0 = V_i \cdot \frac{1}{(1+r)^i} \quad (1)$$

em que:

r - custo de oportunidade do capital.

Na Tabela 1, o valor final (345) denomina-se benefício líquido atual (BLA) ou valor atual líquido (VAL). Sempre que este valor (VAL), estimado a uma taxa de desconto correspondente ao custo de oportunidade do capital, for superior a zero, o investimento será viável. Ao compararmos dois investimentos seleciona-se aquele que apresente maior VAL.

Cálculo dos valores atuais, considerando que o custo de oportunidade do capital seja r% ao ano, e que a vida útil do investimento (o horizonte de planejamento do investimento) seja de n anos, tem-se:

- Valor atual dos investimentos

$$Ia = \sum_{i=1}^{n} \frac{Ii}{(1+r)^i} \quad (2)$$

- Valor atual das receitas

$$Ra = \sum_{i=1}^{n} \frac{Ri}{(1+r)^i} \quad (3)$$

- Valor atual dos custos

$$Ca = \sum_{i=1}^{n} \frac{Ci}{(1+r)^i} \quad (4)$$

- Valor atual líquido

$$VAL = Ra - Ca - Ia = \sum_{i=1}^{n} \frac{Ri}{(1+r)^i} - \sum_{i=1}^{n} \frac{Ci}{(1+r)^i} - \sum_{i=1}^{n} \frac{Ii}{(1+r)^i} \quad (5)$$

ou

$$VAL = \sum_{I=1}^{n} \frac{Ri - Ci}{(1+r)^i} - \sum_{i=1}^{n} \frac{Ii}{(1+r)^i}$$

No caso particular em que todos os investimentos sejam realizados no ano zero (I_0), temos:

$$VAL = \sum_{I=1}^{n} \frac{Ri - Ci}{(1+r)^i} - I_0$$

O VAL representa o retorno líquido atualizado gerado pelo investimento. Isto significa que todo o investimento realizado foi ressarcido (recuperado) e remunerado à taxa de desconto r, e ainda gerou um rendimento extra igual a VAL (R$ 345,00).

O VAL não deve ser tomado, de uma maneira geral, como um critério básico suficiente para a determinação da viabilidade do investimento, dada as dificuldades em se determinar o valor exato da taxa de desconto a ser aplicada na atualização.

Taxa interna de retorno (TIR = r*)

Uma maneira de se fugir das dificuldades de se determinar a taxa de desconto correspondente ao custo de oportunidade do capital, na determinação da viabilidade de investimentos, é o emprego da taxa interna de retorno que

Tabela1. Fluxos monetários em valores correntes (nominais ou de mercado) e atualizados (reais ou constantes) relativos a um exemplo genérico

Anos	Valores correntes				F.D.	Valores atualizados			
	Invest.	Receita	Custos	RL	(r = 5%)	Invest.	Receita	Custos	RL
0	400	-	-	(400)	1	400	-	-	(400)
1	400	-	-	(400)	0,9524	381	-	-	(381)
2	200	300	150	(50)	0,9070	181	272	136	(45)
3	-	350	150	200	0,8638	-	302	130	172
4	-	400	200	200	0,8227	-	329	165	164
5	-	400	200	200	0,7835	-	313	157	156
6	-	400	200	200	0,7462	-	298	149	149
7	-	400	200	200	0,7107	-	284	142	142
8	-	400	200	200	0,6768	-	271	135	136
9	-	400	200	200	0,6446	-	258	129	129
10	-	400	200	200	0,6139	-	246	123	123
Total	1000	3450	1700	750	-	962	2.573	1.266	345
Benefício líquido atualizado (Valor líquido atualizado)									345

RL: renda líquida; FD: fator de desconto; r: taxa real anual de juros.

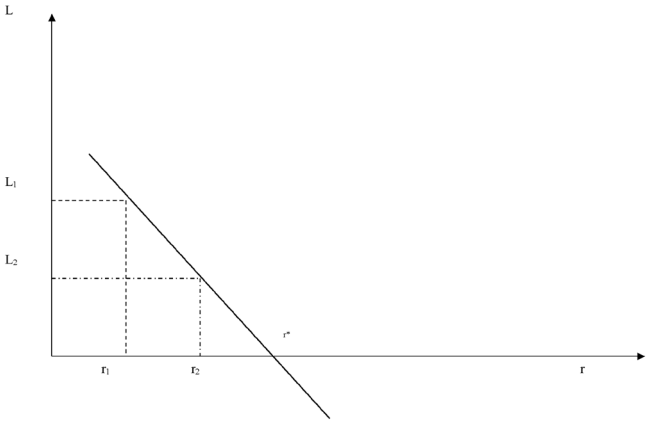


Figura 1. Relação entre receita líquida atualizada e taxa de desconto

tem a característica de ser calculada somente através dos dados próprios (internos) do investimento.

Sabe-se que a taxa de juros que se paga por um financiamento pode ser considerada como o "preço do dinheiro", é o que se paga pelo uso de capitais monetários de terceiros. Portanto, uma elevação na taxa de juros provoca, simultaneamente, um aumento nos custos do investimento e queda da receita líquida. Assim, existe uma relação inversa entre a taxa de desconto(r) e a receita líquida atualizada (L), conforme Figura 1.

Nota-se que dentre as inúmeras taxas de desconto possíveis apenas uma(r*) anula a receita líquida atualizada. Esta taxa específica recebe a denominação de taxa interna de retorno. De modo mais formal; podemos definir taxa interna de retorno como a taxa de desconto que anula a receita líquida atualizada. Ou seja:

$$\sum_{i=1}^{n}\frac{Ri-Ci}{\left(1+r^{*}\right)^{i}}-\sum_{i=1}^{n}\frac{Ii}{\left(1+r^{*}\right)^{i}}=0 \qquad (6)$$

a) Cálculo da TIR (r*)

A partir do gráfico acima, pode-se deduzir através do teorema de semelhança de triângulo que a seguinte relação é verdadeira:

$$\frac{L_1-L_2}{r_2-r_1}=\frac{L_1}{r^{*}-r_1}\therefore$$

$$r^{*}=\frac{L_1\left(r_2-r_1\right)}{L_1-L_2}+r_1$$

Exemplo: considere a Tabela 2.

$$F.D.=\left(\text{fator de desconto}\right)=\frac{1}{\left(1+r\right)^{i}}$$

$$r^{*}=\frac{109\left(18-10\right)}{109-\left(-59\right)}+10=15,2\%$$

Por exemplo, uma taxa interna de retorno de 10% pode ser facilmente comparada com opções de investimento no mercado financeiro; tais como uma rentabilidade de 10% em títulos, rentabilidade de 6% em poupança, entre outros.

Relação Benefício-Custo (Rb/c)

É definida como a relação entre o somatório das receitas atualizadas (∑Ra) e o somatório dos custos atualizados (∑Ca), a uma taxa de desconto adequada (o custo de oportunidade do capital). Como

$$\sum Ra=\sum_{i+1}^{n}\frac{Ri}{\left(1+r\right)^{i}} \qquad (7)$$

e

$$\sum_{i=1}^{n}Ca=\frac{Ci}{\left(1+r\right)^{i}} \qquad (8)$$

teremos:

$$\frac{Rb}{c}=\frac{\sum Ra}{\sum Ca}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\frac{Ri}{\left(1+r\right)^{i}}}{\sum_{i=1}^{n}\frac{Ci}{\left(1+r\right)^{i}}}$$

Considerando os dados da Tabela 2, obtemos:

$$\frac{Rb}{c}=\frac{1426}{1317}=1,08$$

O critério de decisão é que o investimento será considerado viável se Rb/c 1. Assim, quanto maior a relação benefício-custo mais viável tende a ser o investimento,

Tabela 2. Transformação de valores nominais em valores reais

Anos	Valores nominais		F.D.	Valores atualizados		F.D.	Valores atualizados	
	R	C	(r_1=10%)	Ra	Ca	(r_2=18%)	Ra	Ca
0	-	1000	1	-	1000	1	-	1000
1	450	100	0,9091	409	91	0,8475	381	85
2	450	100	0,8264	372	83	0,7182	323	72
3	450	100	0,7513	338	75	0,6086	274	61
4	450	100	0,6830	307	68	0,5158	232	51
Total	1.800	1.400	-	1.426	1.317	-	1.210	1.269
Receita líquida atualizada				L_1 = $ 109			L_2 = -$ 59	

e, consequentemente mais estável este investimento se apresenta às oscilações de mercado (preço do produto, preços dos insumos e a taxa de juros de mercado).

Cálculo e análise do fator de recuperação de capital

Todo o investimento deve gerar ao longo de sua vida útil um fluxo de renda que, a princípio, para que esse investimento seja viável, faz-se necessário que os valores atualizados desses rendimentos, através de uma taxa de juros adequada (custo de oportunidade do capital) devam ser no mínimo iguais ao total do capital investido.

Considerando-se que um investimento I gere uma renda anual constante, durante toda a sua vida útil, igual a R, podemos determinar o valor acumulado das rendas no ano n(R_n), através da seguinte expressão:

$$R_n = R\frac{(1+r)^n - 1}{r} \quad (9)$$

em que r é a taxa de desconto.

Sabemos que o valor atualizado (R_o) de uma renda no ano n (R_n) é obtido através da seguinte relação:

$$R_o = \frac{R_n}{(1+r)^n} \quad (10)$$

Substituindo-se R_n obtido anteriormente nesta expressão, teremos:

$$R_o = \frac{R\dfrac{(1+r)^n - 1}{r}}{(1+r)^n}$$

ou

$$R_o = R\frac{(1+r)^n - 1}{r(1+r)^n}$$

Assim, o termo

$$\frac{(1+r)^n - 1}{r}$$

ou

$$\frac{(1+r)^n - 1}{r(1+r)^n}$$

é denominado de fator de recuperação de capital, ou seja; é o fator que remunera um capital a uma taxa de desconto r durante um período de investimento n.

Outra variável relevante, sobretudo para tomada de decisão do agricultor refere-se ao número de anos necessários para que todo o investimento realizado seja recuperado (as receitas geradas superem os custos), também conhecido como período de recuperação do capital, ou"paybackperiod". Segundo Azevedo Filho (1996), o "paybackperiod" ou período de recuperação do capital é um indicador voltado à medida do tempo necessário para que um projeto recupere o capital investido. Dessa forma, quanto menor for o "paybackperiod", mais atrativo é o investimento em termos econômicos.

Estudos de Caso na Bacia Hidrográfica do Rio Curu-CE

Características do solo e processo técnico da recuperação (Caso I)

O estudo foi conduzido na área irrigada DS_2 da Fazenda Experimental Vale do Curu, contígua ao Perímetro Irrigado Curu Pentecoste, Ceará. Atributos físicos e químicos do solo apresentados nas Tabelas 3 e 4, respectivamente, verificam-se de acordo com Richards(1954) tratar-se de um solo sem problemas de sodicidade na camada de (0-0,20m), e um solo extremamente sódico na camada de (0,40-0,60m), porém sem problemas de salinidade.

A transmissão de água no solo avaliada através da condutividade hidráulica do solo saturado (K_o) era praticamente nula no ano de 1996, quando se iniciaram os trabalhos de recuperação.

Após a sistematização do terreno (Figura 2) para ser irrigado por sulcos, instalou-se um sistema de drenagem subterrânea com drenos laterais espaçados de 17,5 m (Figura 3). Em seguida a área foi submetida a tratamento mecânico constituído pela associação de aração, subsolagem e gradagem.

No primeiro período de irrigação, agosto a dezembro de 1996 cultivou-se feijão-de-porco, procedendo-se, na época da floração, à incorporação de sua massa verde através de duas gradagens cruzadas. Em seguida incorporou-se gesso (Figura 4) em quantidade equivalente a 17876 kg ha^{-1} calculada para reduzir a percentagem de sódio trocável (PST) a 10,0 até a profundidade de 0,45 m. Por fim cultivou-se arroz, sob regime de irrigação por inundação, objetivando proceder a uma lavagem dos sais solúveis, solubilizar o gesso e a obtenção de uma renda para minimizar os custos da recuperação. No segundo período de irrigação, agosto a dezembro de 1996 cultivou-se melão, oportunidade em que o

Tabela 3. Atributos físicos do solo no início do experimento

Profundidade (m)	Classificação textural	Densidade do solo (kg m^{-3})	Capacidade de campo (m^3 m^{-3})	Porosidade total (%)
0,00 - 0,20	Franco siltoso	1400	0,39	48,50
0,20 - 0,40	Franco argiloso	1560	0,41	46,50
0,40 - 0,60	Franco argiloso	1560	0,42	47,50

Fonte: Costa (1996)

Tabela 4. Atributos químicos do solo no início do experimento

Profundidade (m)	pH em água	CE (dS m^{-1})	Mat. Org. (%)	PST (%)
0,00 - 0,20	7,4	1,12	1,52	6,71
0,20 - 0,40	7,5	1,35	0,98	25,76
0,40 - 0,60	7,7	1,84	0,96	36,56

Fonte: Costa (1996)



Fonte: Costa (1996)

Figura 2. Área DS_2 na FEVC, em Pentecoste-CE sistematizada para irrigação por sulcos



Fonte: Costa (1996)

Figura 3. Ponto de descarga de um dreno lateral no coletor na área DS_2 na FEVC, Pentecoste-CE



Fonte: Costa (1996)

Figura 4. Incorporação de gesso na área DS2, FEVC, Pentecoste-CE

solo já apresentava um valor de K_o igual a 0,25 m dia^{-1} e uma PST em torno de 8%.

Indicadores de rentabilidade e "payback" da recuperação (Caso I)

NaTabela 5 visualizam-se os fluxos monetários em valores correntes e atualizados para uma safra de arroz (1º semestre) e uma safra de melão (2º semestre) com vistas ao cálculo dos indicadores de rentabilidade. Na elaboração do referido quadro considerou-se o ano "zero" como o ano dos investimentos: instalação de drenos laterais, aplicação de gesso, tratamentos mecânicos e custo de produção e de incorporação de adubação verde (feijão-de-porco), num total de R$ 3.019,54. Os benefícios iniciaram-se apenas a partir do ano "1".

No ano "1" os custos compuseram-se do custo de produção da cultura do arroz, custo da irrigação (aquisição de sifões, tarifa de água e aplicação) e manutenção do sistema de drenagem. Já os benefícios ou receitas foram compostos pelo incremento da produtividade de arroz em relação à produtividade obtida antes do processo de recuperação do solo por Ferreyra & Coelho (1986), cujo incremento foi de 393 kg ha^{-1}.

No ano "2", os custos se compuseram dos custos de produção das culturas do arroz e do melão, do custo da irrigação e da manutenção do sistema de drenagem. Já os benefícios foram compostos pelo incremento da produtividade do arroz acrescida da produção física do melão. Justifica-se a utilização de toda a produção física do melão, tendo em vista que o solo da área do experimento se prestava unicamente ao cultivo de arroz antes da sua recuperação.

Os custos e receitas dos anos subsequentes foram considerados iguais ao ano "2", tendo sido considerado um reinvestimento em um novo sistema de drenagem subterrânea no ano "3", considerando que o sistema instalado inicialmente constituído de manilhas de barro se apresentava vulnerável a avarias.

Os indicadores de rentabilidade do processo de recuperação em que consta um plano anual constituído por uma safra de melão e uma de arroz foram de: Rb/c = 1,07; VPL = R$ 1.271,34, considerando-se uma taxa de desconto r de 12% ao ano; e TIR = 17,7%. Estes resultados demonstram, com base nos critérios de decisão, viabilidade do processo de recuperação do solo em estudo. A TIR, estimada em 17,7%, por ser maior do que o custo de oportunidade do capital (12% a.a), também demonstra viabilidade do referido processo.

Tendo em vista a implantação de um novo sistema de drenagem, considerou-se que o mesmo seria capaz de incrementar os benefícios do plano de recuperação em 10%. Dessa forma, analisaram-se os indicadores de rentabilidade através de uma análise de sensibilidade considerando-se tal incremento das receitas e dos custos, inalterados.

Conforme Hillier & Lieberman (1988), a análise de sensibilidade tem como objetivo testar a estabilidade do projeto em termos de sua rentabilidade e, assim, avaliar a influência de variações em determinados parâmetros

Tabela 5. Fluxos monetários em valores correntes e atualizados para uma safra de arroz (1º semestre) e uma safra de melão (2º semestre) em área de 1,0 ha

Ano	Custo	Invest./Reinvestimento	Receita	FD*	Valores atualizados (R$)	
	(R$)			(r =12%)	Custo/Investimento	Receitas
0	-	3.019,54	-	1,0000	3.019,54	-
1	990,90	-	102,11	0,8929	884,77	91,17
2	2.513,66	-	4.004,33	0,7972	2.003,89	3.192,25
3	2.513,66	2.820,00	4.004,33	0,7117	3.795,97	2.850,28
4	2.513,66	-	4.004,33	0,6355	1.597,43	2.544,75
5	2.513,66	-	4.004,33	0,5674	1.426,25	2.272,06
6	2.513,66	-	4.004,33	0,5066	1.273,42	2.028,59
7	2.513,66	-	4.004,33	0,4523	1.136,93	1.811,16
8	2.513,66	-	4.004,33	0,4039	1.015,27	1.617,35
9	2.513,66	-	4.004,33	0,3606	906,43	1.443,96
10	2.513,66	-	4.004,33	0,3220	809,40	1.289,39
Soma	23.613,84	5.839,54	36.141,08		17.869,50	19.140,96

* FD: fator de desconto. Fonte: Costa (1996)

sobre os resultados básicos do projeto. Nessa análise, considerando-se os custos inalterados e um incremento de 10% nas receitas, obtêm-se os indicadores Rb/c = 1,18; VPL = R$ 3.185,46 e TIR = 25,49%.

A análise do fluxo de caixa apresentada na Tabela 5 demonstra que somente ao final do oitavo ano, período "payback", as receitas começariam a superar os custos, com uma margem de R$ 253,61. Esta condição limita consideravelmente investimentos por nossos agricultores irrigantes no processo de recuperação dos solos.

Há que se considerar a carência de informações de indicadores econômicos da recuperação de solos afetados por sais. Finalmente, há de se convir que se deva estabelecer sempre um manejo adequado da irrigação a fim de minimizar os riscos de salinidade do solo.

Características do solo e processo técnico da recuperação (Caso II)

A pesquisa foi realizada no núcleo D do Perímetro Irrigado Curu Pentecoste–CE em solo de textura franco-argilosa, classificado como Neossolo flúvico com percentagem de sódio trocável em torno de 50% e transmissão de água no perfil de solo praticamente nula.

A área da pesquisa, cultivada com coqueiro e feijoeiro, recebeu o seguinte preparo mecânico: aração, gradagem, sistematização do terreno, subsolagem (Figura 5), nova gradagem e sulcamento. Em seguida a aplicação de 40 t ha^{-1} de matéria orgânica e 20 t ha^{-1} (Figura 6A) de gesso (Figura 6B).

O valor inicial da PST da ordem de 50% foi reduzido após o período chuvoso, ou seja; um ano após a aplicação dos tratamentos mecânicos e químicos para o nível de 4%.

De acordo com Gheyi et al. (1995), a aplicação de gesso em solos salino-sódicos resulta em uma expressiva diminuição da PST logo no primeiro ano de sua aplicação.

Indicadores de rentabilidade e "payback" da recuperação (Caso II)

A análise dos indicadores de rentabilidade foi realizada de forma "ex-ante" e "ex-post". Consideraram-se os custos e/ou investimentos na recuperação do solo sódico e instalação de



Fonte: Araújo (2009)

Figura 5. Subsolagem do terreno no Setor D do Perímetro Irrigado Curu Pentecoste

A. B.



Fonte: Araújo (2009)

Figura 6. (A) Distribuição de matéria orgânica e (B) distribuição de gesso agrícola no Perímetro Irrigado Curu Pentecoste

um sistema de drenagem subterrânea. Quanto aos benefícios foram constituídos pelos valores brutos da produção associados às culturas do feijoeiro consorciado com a cultura do coqueiro até o terceiro ano.

A amortização dos investimentos da recuperação do solo sódico e instalação do sistema de drenagem subterrânea foi realizada em três anos com período de carência de dois anos.

Na Tabela 6 são apresentados os elementos econômicos para cálculo dos indicadores de rentabilidade, considerando-se um horizonte de 10 anos. As receitas dos dois primeiros anos foram compostas pelo valor bruto da produção (VBP) da cultura do feijoeiro. No terceiro ano, pelo VBP das culturas do feijoeiro e do coqueiro e, nos demais anos, pelo VBP da cultura do coqueiro.

Quanto aos custos do processo de recuperação compuseram-se no primeiro ano do custo de produção da cultura do feijoeiro e custo de instalação e produção da cultura do coqueiro. No segundo ano, do custo de produção da cultura do feijoeiro e manutenção da cultura do coqueiro. No terceiro ano, do custo de produção e manutenção das culturas do coqueiro e feijoeiro, além da primeira parcela da amortização dos investimentos. No quarto e quinto anos, do custo de manutenção da cultura do coqueiro e respectivas amortizações e, do sexto ao décimo anos, do custo de manutenção da cultura do coqueiro.

Os indicadores de rentabilidade, considerando-se uma taxa de desconto de 12% ao ano, do processo de recuperação foram de: relação benefício/custo (Rb/c) de 1,14; valor presente líquido (VPL) de R$ 2.391,90 e taxa interna de retorno (TIR) igual a 20,86 %. Os referidos indicadores demonstram, com base nos critérios de decisão, boa viabilidade do processo de recuperação (Rb/c > 1 e VPL > 0). Quanto à taxa interna de retorno (20,86%), principal indicador de rentabilidade de um projeto, por ser maior do que o custo de oportunidade do capital considerado na presente análise (12%) mostra a viabilidade do referido processo. Em outras palavras, a TIR igual a 20,86% significa que o capital alocado no projeto suporta uma elevação da taxa de desconto de até 20,86% ao ano para cada ano do horizonte de análise do projeto. Ou seja, o referido investimento só será inviável se a taxa média de juros de mercado atingir valores superiores à referida taxa interna de retorno (20,86%).

Tabela 6. Dados para o cálculo dos indicadores de rentabilidade

Ano*	Valores nominais (R$)		FD	Valores atualizados (R$)	
	Custos	Receitas	(r =12%)	Custos	Receitas
1	2.745,00	1.473,00	1,0000	2.745,00	1.473,00
2	1.745,00	1.473,00	0,8929	1.558,11	1.315,24
3	5.472,00	3.167,00	0,7972	4.362,28	2.524,73
4	4.527,00	2.543,00	0,7118	3.222,32	1.810,11
5	4.527,00	3.391,00	0,6355	2.876,91	2.154,98
6	800,00	4.239,00	0,5674	453,92	2.405,21
7	800,00	4.239,00	0,5066	405,28	2.147,48
8	800,00	4.239,00	0,4523	361,84	1.917,30
9	800,00	4.239,00	0,4039	323,12	1.712,13
10	800,00	4.239,00	0,3606	288,48	1.528,58
Soma	23.016,00	33.242,00		16.597,26	18.988,76

*Definiu-se como ano 1 o primeiro ano do horizonte de planejamento do projeto, para efeito de análise do investimento. Fonte: Araújo (2009)

Na análise de rentabilidade para uma taxa de juros de 6% ao ano, a relação benefício/custo (Rb/c) é de 1,28; o valor presente líquido (VPL) é de R$ 5.328,85 e a taxa interna de retorno (TIR) igual a 20,86%, demonstrando alta viabilidade do processo de recuperação; pois, a esta taxa todo o investimento realizado será recuperado e remunerado à taxa de 6%, e ainda provocará um rendimento extra igual a R$ 5.328,85.

Características do solo e processo técnico da recuperação (Caso III)

O estudo foi realizado no núcleo A do Perímetro Irrigado Curu Pentecoste–CE em solo de textura franco-argilosa, classificado como Neossolo flúvico com condutividade elétrica do solo e percentagem de sódio trocável em torno de 4,0 dS m^{-1}e 32% respectivamente, apresentando baixa transmissividade da água no perfil de solo.

A área da pesquisa era cultivada com coqueiro anão verde aos 30 meses de idade, tendo recebido os seguintes preparos mecânicos: subsolagem, gradagem e sistematização do terreno (Figura7).

Foi realizada a instalação de um sistema de drenagem subterrâneo composto de 10 linhas de drenos tubulares com diâmetro de 65 mm tendo como envoltório uma manta geotêxtil bidim OP 20 envelopado por uma caixa de brita Nº 1. O espaçamento das linhas de drenos foi de 8,0 m entre si e instaladas numa profundidade média de 1,10 m e declividade de 0,003 m m^{-1} (Figura 8).

Os tratamentos químicos e orgânicos aplicados corresponderam a apenas subsolagem; subsolagem + 20 Mg ha^{-1}de gesso; subsolagem + 40 Mg ha^{-1}de matéria orgânica; subsolagem + 10 Mg ha^{-1}de gesso + 20 Mg ha^{-1}dematéria orgânica e subsolagem + 20 Mg ha^{-1}degesso + 40 Mg ha^{-1}de



Fonte: Sousa (2012)

Figura 7. Realização da subsolagem (A), gradagem (B) e sistematização do terreno (C) no Setor A do Perímetro Irrigado Curu Pentecoste

A. B. C.



Fonte: Sousa (2012)

Figura 8. Instalação do sistema de drenagem subterrânea: abertura das valas (A), instalação dos drenos tubulares (B) e sistema em funcionamento (C) no Setor A do Perímetro Irrigado Curu Pentecoste

matéria orgânica, e às rotações culturais algodão-feijão-de-corda e girassol-feijão-de-corda. Após a instalação do sistema de drenagem e aplicação dos tratamentos, a área recebeu nova gradagem e sulcamento (Figura 9).

Indicadores de rentabilidade e "payback" da recuperação (Caso III)

A análise da viabilidade econômica do processo de recuperação do solo foi realizada com base nos indicadores de rentabilidade para análise de investimento: relação benefício/custo (Rb/c), valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR) e período "payback", considerando-se os custos desde o início do processo de recuperação do referido solo juntamente com a instalação do sistema de drenagem subterrâneo mais dreno parcelar. Os benefícios foram constituídos pelos valores brutos da produção das culturas do algodão, girassol e feijão-de-corda em consórcio com o coqueiro até o segundo ano e depois somente o coqueiro até o décimo ano. Os dados de produtividade do algodão, girassol e do feijão-de-corda foram medidos (análise ex-ante); já os dados de produtividade do coqueiro foram medidos até agosto de 2012 e estimados (análise ex-post) com base nos dados de produtividade do coqueiro no Perímetro Irrigado Curu Pentecoste. A amortização dos investimentos da recuperação do solo salino-sódico e instalação do sistema de drenagem subterrânea foram realizadas num prazo de até dez anos, com carência de até três anos.

Na Tabela 7 são apresentados os elementos econômicos para o cálculo dos indicadores considerando-se um horizonte de dez anos, tendo como exemplo o tratamento 5, que apresentou maior custo. As receitas foram compostas no primeiro ano pelo valor bruto da produção (VBP) das culturas do algodão, girassol e feijão-de-corda; no segundo pelo (VBP) das três culturas mais o da produção do coqueiro; e a partir do terceiro ano pelo VBP da cultura do coqueiro. Quanto aos custos do processo de recuperação eles se compuseram no ano zero, do custo de instalação do sistema de drenagem acrescido do custo de recuperação do solo.

Os indicadores de rentabilidade do processo de recuperação para cada tratamento analisado considerando-se uma taxa de desconto de 2% ao ano são apresentados na Tabela 8.

Conforme a Tabela 8 verifica-se que todos os tratamentos apresentaram VPL positivo e TIR superior à taxa de desconto de 2% (PRONAF, 2011). Os valores obtidos para a relação benefício/custo foram superiores à unidade, ou seja, benefícios esperados maiores que os custos. No entanto, os melhores resultados foram obtidos pelos tratamentos T1, T2 e T4, portanto os que apresentaram os menores custos. Analisando-se o fluxo de caixa de todos os tratamentos verificou-se também, que os tratamentos T1, T2 e T4 atingiram o "payback" entre cinco e seis anos.

A. B. C.



Fonte: Sousa (2012)

Figura 9. Distribuição de gesso e esterco (A), incorporação ao solo (B) e sulcamento (C) no Setor A do Perímetro Irrigado Curu Pentecoste

Tabela 7. Dados para o cálculo dos indicadores de rentabilidade do Tratamento T5

Ano	Valores nominas (R$)			F.D.*	Valores atualizados (R$)	
	C. Oper. + S. Dívida	Investimento	Receitas	(r=2%)	C. Totais	Receitas
		19462,76		1,0000	19462,76	
1	6422,70		5979,61	0,9804	6296,77	5862,37
2	6422,70		7909,19	0,9612	6173,31	7602,07
3	2507,55		9421,86	0,9423	2362,93	8878,43
4	5327,32		9421,86	0,9238	4921,63	8704,34
5	5270,93		9421,86	0,9057	4774,04	8533,67
6	5214,53		9421,86	0,8880	4630,36	8366,34
7	5158,14		9421,86	0,8706	4490,47	8202,30
8	5101,74		9421,86	0,8535	4354,29	8041,47
9	5045,34		9421,86	0,8368	4221,72	7883,79
10	4988,95		9421,86	0,8203	4092,68	7729,21
Total	51459,95		89263,68	-	65780,96	79803,98

*F D: Fator de desconto. Fonte: Sousa (2012)

Tabela 8. Relação benefício/custo (Rb/c), valor presente líquido (VPL) e taxa interna de retorno (TIR) para cada tratamento analisados

Tratamentos	Rb/c	VPL (R$)	TIR (%)
T1	1,40	21.641,24	16,44
T2	1,32	18.997,98	13,87
T3	1,26	16.123,10	11,33
T4	1,30	17.788,82	12,80
T5	1,21	14.023,02	9,82

T1. Apenas subsolagem, (S); T2. Subsolagem + 20 Mg ha^{-1} de gesso, (SG_{20}); T3. Subsolagem + 40 Mg ha^{-1} de matéria orgânica (SMO_{40}); T4. Subsolagem + 10 Mg ha^{-1} de gesso + 20 Mg ha^{-1}de matéria orgânica, ($SG_{10}MO_{20}$); T5. Subsolagem + 20 Mg ha^{-1} de gesso + 40 Mg ha^{-1} de matéria orgânica, ($SG_{20}MO_{40}$).

A taxa interna de retorno (TIR) variou de 9,82% no tratamento T5 com maior custo de recuperação a 16,44% no tratamento T1, significando que o capital alocado no projeto suporta uma elevação da taxa de desconto até esses respectivos valores ao ano, para cada ano do horizonte de análise do projeto. Nessas condições, o referido investimento só será inviável se a taxa média de juros de mercado atingir valores superiores aos das referidas taxas interna de retorno.

No sentido de verificar o comportamento dos indicadores de rentabilidade com a instalação do sistema de drenagem espaçado de 16 m entre linhas, espaçamento esse permitido de acordo com a condutividade hidráulica do solo e admitindo uma redução média de 8% na produtividade das culturas de algodão, girassol e feijão, observadas no tratamento testemunha para este espaçamento, realizou-se uma análise de sensibilidade cujos resultados são apresentados na Tabela 9.

Os resultados obtidos na segunda avaliação demonstram uma situação ainda mais favorável dos indicadores de rentabilidade. Com a redução do custo do sistema de drenagem e mesmo com uma redução de cerca de 8% na produção das culturas os indicadores tiveram aumentos consideráveis atingindo taxas de retorno de até 32,26% e relação Rb/c de 1,80 como é o caso do tratamento T1. O VPL variou de R$ 26.846,60 a R$ 33.865,67 respectivamente para os tratamentos T5 e T1. Para essa avaliação também foi observada a redução do período "payback" que na simulação anterior ficou entre cinco e seis anos e nessa avaliação foi atingido entre três e quatro anos para todos os tratamentos.

Tabela 9. Relação benefício/custo (Rb/c), valor presente líquido (VPL) e taxa interna de retorno (TIR) para cada tratamento analisado

Tratamentos	Rb/c	VPL (R$)	TIR (%)
T1	1,809	33.865,67	32,26
T2	1,682	31.435,09	27,41
T3	1,588	28.712,86	23,41
T4	1,639	30.302,26	25,70
T5	1,507	26.846,60	21,28

T1. Apenas subsolagem, (S); T2. Subsolagem + 20 Mg ha^{-1} degesso, (SG_{20}); T3. Subsolagem + 40 Mg ha^{-1} de matéria orgânica (SMO_{40}); T4. Subsolagem + 10 Mg ha^{-1} de gesso + 20 Mg ha^{-1}dematéria orgânica, ($SG_{10}MO_{20}$); T5. Subsolagem + 20 Mg ha^{-1} degesso + 40 Mg ha^{-1} dematéria orgânica, ($SG_{20}MO_{40}$).

O processo de recuperação apresentou viabilidade econômica à taxa de juros de 2% ao ano em ambas as avaliações, no entanto, o resultado só foi possível com a contribuição do coqueiro, haja vista que produção do algodão, girassol e feijão de corda não foram suficientes para amortizar os investimentos;

Dos tratamentos que se utilizaram gesso e matéria orgânica, o tratamento T2 foi o que apresentou os melhores indicadores de rentabilidade, no entanto, o tratamento em que se utilizou somente a subsolagem se apresentou como a opção mais vantajosa do ponto de vista econômico.

De acordo com a análise de sensibilidade, o espaçamento de 16,0 m entre drenos laterais permitiu reduzir o período "payback" de cinco para três anos, em três dos cinco tratamentos analisados.

Considerações Finais

Os perímetros irrigados por superfície no nordeste brasileiro, onde predominam os problemas de solos degradados por sais, são os mais antigos e também os mais desassistidos pelos serviços de Ater. Os agricultores irrigantes, cujo porte é de miniprodutor, apresentam elevada aversão ao risco para novos investimentos, além de fragilidade nos serviços de organização dos produtores no tocante à organização da produção e da comercialização.

Não obstante os estudos demonstrarem viabilidade técnico-financeira do processo de recuperação de solos degradados por sais há que se considerar que a hipossuficiência

financeira dos agricultores irrigantes permite inferir não poderem assumir a responsabilidade pelo custo da reparação do passivo ambiental gerado pela degradação dos solos por sais. Complementarmente, o elevado número de agricultores irrigantes inadimplentes junto aos Distritos de Irrigação e às instituições financeiras de crédito agrícola, limita por parte destes agricultores operações de investimentos financeiros na recuperação de solos degradados por sais.

Literatura Citada

Azevedo Filho, A. J. B. V. Elementos de matemática financeira e análise de projetos de investimento. Piracicaba: DESR/ESALQ, 1996. (Série Didática, 109). Disponível em: <http:/am.esalq.usp.br/desr/dum/dum.html>. Acesso em 1996

Ferreyra, H. F. F.; Coelho, M. A. Efeito de doses de gesso e subsolagem na produtividade de arroz em solo sódico. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v.10, p.157-161, 1986.

Gheyi, H. R.; Azevedo, N. C.; Batista, M. A. F.; Santos, J. G. R. Comparação de métodos na recuperação de solo salino-sódico. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v.19, p.173-178, 1995.

Hillier, F. S.; Lieberman, G. J. Introdução à pesquisa operacional. 3. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1988. 806p.

Lapponi, J. C. Projetos de investimento: construção e avaliação do fluxo de caixa. 1. ed. São Paulo: Lapponi Treinamento e Editora, 2000. 376p.

Leite, M. E.; Cavalcante, F. L.; Diniz, A. H. I.; Santos dos V. R.; Alves, S. da G.; Cavalcante, L. H. I. Correção da sodicidade de dois solos irrigados em resposta a aplicação de gesso agrícola. Irriga, v.12, p.168-176, 2007.

Mantovani, E. C.; Bernardo, S.; Palaretti, L. F. Irrigação princípios e métodos. 1. ed. Viçosa: UFV, 2006. 318p.

PRONAF - Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar. Cartilha de Acesso ao PRONAF. Saiba como obter crédito para a agricultura familiar. Brasília/DF, 2011. 30p.

Richards, L. A. Diagnóstico y rehabilitacion de suelos salinos y sódicos. Washington D. C.: Departamento de Agricultura de Los Estados Unidos da América, 1954, 172p. Manual de Agricultura, 60

Walker, W. R.; Skogerboe, G. V. Surface irrigation: Theory and practice. New Jersey: Prentice-Hall, 1987. 386p.

Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.)
Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados
ISBN 978-85-420-0948-4
Fortaleza - CE, 2016

30 Fitorremediação de solos afetados por sais

Maria B. G. S. Freire[1], Fernando J. Freire[1] & Edivan R. de Souza[1]

[1] Universidade Federal Rural de Pernambuco

Introdução

A área de solos degradados pela salinidade e, ou, sodicidade tem crescido no mundo e no Brasil, especialmente em regiões de clima árido e semiárido em que a precipitação pluvial não é suficiente para promover a lixiviação dos sais advindos do intemperismo dos minerais formadores dos solos. A recuperação desses solos envolve o uso de corretivos químicos e, ou, orgânicos e a aplicação de água por meio de lâminas de lixiviação, o que demanda a existência de um sistema de drenagem eficiente para lixiviar o excesso de sais. Esta recuperação é onerosa e difícil de ser implementada. Como alternativa de recuperação dessas áreas degradadas, algumas pesquisas têm apontado a técnica da fitorremediação como uma alternativa viável. Ela consiste no cultivo de plantas capazes de absorver e acumular os sais em excesso, retirando-os do solo.

Para que a fitorremediação seja efetiva, é preciso utilizar espécies de plantas capazes não só de tolerar elevados teores de sais do solo, como também, de produzir biomassa suficiente para acumular quantidades consideráveis de sais. Por outro lado, o cultivo de plantas em áreas sem cobertura vegetal promove melhorias na estruturação do solo e incrementa a atividade biológica por meio de microorganismos associados às plantas.

Para Szabolcs (1994), há uma relação entre solos afetados por sais e plantas capazes de sobreviver nessas áreas, pois os atributos adversos dos solos salinos são condições favoráveis para o desenvolvimento dessas plantas. Há uma grande diversidade de halófitas, xerófitas e outras espécies de plantas nas diferentes regiões do mundo vivendo em solos afetados por sais.

São necessários estudos mais profundos sobre espécies halófitas de ocorrência mais comum no Brasil e suas relações com os solos, para que se possam utilizá-las da melhor maneira possível na recuperação de solos degradados por excesso de sais. A identificação de espécies, formas de manejo e aplicabilidade das plantas fitorremediadoras de sais devem ser adequadamente definidas. Desta forma, será possível melhorar a qualidade ambiental do semiárido salinizado, proporcionando incremento da atividade pecuária, importante fonte geradora de renda na região.

Fitorremediação: Conceito, Processos e Mecanismos

A fitorremediação é definida como o uso de plantas para remover poluentes do ambiente e torná-los menos nocivos (Hasanuzzaman et al., 2014). É uma estratégia de biorremediação, que consiste de procedimentos que envolvem o emprego de plantas e sua microbiota associada e de amenizantes do solo, além de práticas agronômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema (Accioly & Siqueira, 2000).

Em geral, a descontaminação de uma área pode ocorrer por diversos processos: fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoestabilização (Accioly & Siqueira, 2000). Em solos afetados por sais, o processo aplicável à técnica de remediação é a fitoextração, em que as plantas extraem e translocam os íons para a parte aérea. Neste caso, o objetivo é a redução da concentração de sais e depende, principalmente, da habilidade das plantas em extrair os sais e de produzir biomassa, considerando as condições de clima e solo.

A fitorremediação é utilizada com frequência para contaminantes como metais pesados, mas também pode ser empregada em solos afetados por sais, onde os contaminantes são os sais, especialmente os íons sódio e cloro. Neste caso, utilizam-se espécies de plantas que absorvem e acumulam sais na parte aérea, removendo-os do solo. Conforme Qadir et al. (2007), a fitoextração é uma estratégia eficiente de recuperação de solos salino-sódicos, com performance comparável à utilização de corretivos químicos.

A recuperação de solos salinos pela fitoextração é baseada na capacidade das plantas de concentrar elementos e compostos extraídos do meio e metabolizá-los em seus tecidos (Mishra & Sangwan, 2016). Nos últimos anos, o conhecimento de mecanismos fisiológicos e moleculares envolvidos na fitorremediação começaram a se agregar às estratégias biológicas e de engenharia para otimizar e incrementar a fitorremediação.

O processo da fitorremediação não é apenas a extração de sais pela cultura utilizada, mas um conjunto de mecanismos que atuam para a melhoria do solo inicialmente degradado. Qadir et al. (2007) propuseram cinco mecanismos, os quais se encontram ilustrados na Figura 1 e são descritos abaixo:

a) O incremento na pressão parcial de CO_2 na zona radicular, causado pela respiração das raízes e aumento da atividade biológica com o cultivo das plantas, elevaria a dissolução de calcita em solos calcáreos, promovendo a liberação de cálcio trocável, bicarbonato e carbonato na solução do solo; em solos não calcáreos, o aumento na pressão parcial de CO_2 resultaria na liberação de hidrogênio trocável e redução do pH do solo, em que o cálcio trocável, na primeira situação, e o hidrogênio trocável, na segunda, atuariam na substituição do sódio trocável do complexo de troca do solo, minimizando, assim, seus efeitos nas propriedades físicas do solo;

b) A liberação de prótons pelas raízes no processo de absorção de nutrientes catiônicos contribuiria para a redução do pH nas proximidades das raízes. É reconhecido o processo de extrusão de hidrogênio trocável, associado à atividade de uma H^+-ATPase da membrana plasmática das células, que contribuiria para reduzir o pH e também substituir o sódio trocável no complexo de troca do solo, liberando-o para a solução do solo e facilitando sua absorção pela planta;

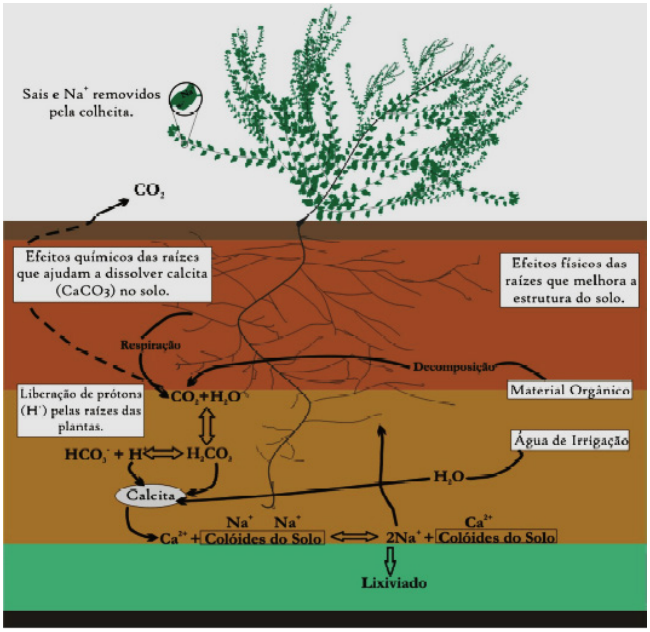
c) O efeito físico das raízes estaria relacionado à sua importância na formação de macroporos e manutenção da estrutura do solo, facilitando a infiltração de água no perfil, porque também o sódio trocável estaria sendo liberado do complexo de troca, conforme descrito nos mecanismos anteriores, bem como as trocas gasosas, principalmente em camadas mais profundas, difíceis de serem atingidas por outras técnicas de recuperação de solos salinos e sódicos;

d) O aumento nos teores de matéria orgânica com o cultivo de plantas atuaria na agregação das partículas do solo, possibilitando maior estabilidade de agregados;

e) Extração de sais pelas plantas e produção de biomassa aérea, que poderia ser utilizada na alimentação animal,

Todos os mecanismos associados à fitorremediação dependem da espécie de planta envolvida e das condições ambientais do meio. Assim, plantas que tenham a capacidade de aumentar a pressão parcial de CO_2 no solo, de liberar mais prótons para o meio externo, de adicionar mais matéria orgânica ao sistema e, finalmente, de extrair maiores quantidades de sais, seriam as mais indicadas para uso na fitorremediação de solos afetados por sais. Adicionalmente, é preciso que as mesmas tenham a capacidade de sobreviver e produzir satisfatoriamente em regiões de clima árido e semiárido, onde normalmente são mais frequentes os solos salinos e sódicos.

Para que a fitoextração se torne mais viável, é desejável que se possa aproveitar a biomassa produzida pelas plantas, que é colhida após a extração. No caso da biomassa contendo metais pesados, ela pode ser compactada e incinerada ou passar por um processo de industrialização e reaproveitamento, principalmente de elementos metálicos de interesse. Na remoção de sais, a biomassa produzida pode ser utilizada na alimentação animal e ser uma importante fonte de alimento da atividade pecuária, principalmente em ambiente salino do semiárido brasileiro.



Fonte: Qadir et al. (2007).

Figura 1. Ilustração dos processos atuantes na fitorremediação de solos afetados por sais: aumento na pressão parcial de CO_2 na zona radicular, liberação de prótons (H^+), efeitos físicos das raízes, aumento no teor de matéria orgânica e remoção de sais pela colheita da parte aérea das plantas

Os Primeiros Ensaios e a Disseminação da Fitorremediação no Mundo

Relatos de estudos de fitorremediação em solos afetados por sais são encontrados na literatura desde a década de 20 (DeSigmond, 1924), que se intensificaram na década de 30, quando Kelley e colaborador (Kelley & Brown, 1934; Kelley, 1937) realizaram uma série de experimentos de campo na Califórnia em solos sódicos. Nestes primeiros ensaios, os pesquisadores utilizaram um solo sódico de textura argilo-arenosa, encontrado no Rancho Kearney, próximo de Fresno, Califórnia. Esse solo, na camada superficial até 0,30 m de profundidade, apresentou as seguintes características: pH na faixa de 9,2 a 9,7; capacidade de troca de cátions (CTC) entre 4,3 e 4,4 $cmol_c\ kg^{-1}$; percentagem de sódio trocável (PST) na faixa de 57 a 70% e condutividade elétrica do extrato de saturação do solo diluído ½ ($CE_{1:5}$) com valores entre 6,1 e 7,2 $dS\ m^{-1}$; e textura uniforme, com uma fina camada compactada na superfície (0,05-0,15 m), rica em calcita.

Na primeira fase dos estudos do grupo de Kelley, foi aplicado no solo salino um total de 37 Mg ha^{-1} de gesso parceladamente, sendo 22 Mg ha^{-1} em 1920 e 15 Mg ha^{-1} em 1921 (Kelley & Brown, 1934). Após cada aplicação de gesso, as parcelas foram inundadas com água de CE igual a 0,3 dS m^{-1} e relação de adsorção de sódio (RAS) de 0,7, sendo mantidas submersas por três semanas. Em seguida, os pesquisadores cultivaram cevada (*Hordeum vulgare* L.) por dois anos; depois trevo de cheiro indiano (*Melilotus indicus* L.) por um ano, posteriormente cultivaram trevo branco indiano (*M. albus* Medik.) por mais um ano; e, finalmente, fizeram um cultivo contínuo de alfafa (*Medicago sativa* L.) por cinco anos. Após o cultivo da alfafa, as parcelas foram mantidas em pousio por um ano e cultivadas com algodão (*Gossypium hirsutum* L.). As produtividades do algodão foram de 1,82 t ha^{-1}, para o tratamento com gesso, e 2,10 t ha^{-1}, para o tratamento em que os pesquisadores fitorremediaram os sais com cevada, trevo de cheiro indiano, trevo branco indiano e alfafa. A PST na camada do solo até 0,3 m de profundidade decresceu de 70 para 5%, no tratamento com gesso, e de 65 para 6%, no tratamento de fitorremediação (Tabela 1).

Na fase seguinte dos ensaios de campo na Califórnia, Kelley (1937), deu início a um experimento de fitorremediação com a grama bermuda [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.]. A gramínea foi cultivada por dois anos, sendo seguida por um cultivo de um ano com cevada, por quatro anos com alfafa e por um ano com aveia (*Avena sativa* L.), totalizando oito anos de cultivo. Após a fitorremediação, a PST na camada até 0,3 m de profundidade do solo decresceu de 57 para 1%, com uma redução média no perfil (0-1,2 m) de 73 para 6% (Tabela 1).

Partindo do mesmo princípio de utilização de plantas como extratoras de sais de solos, em 1920, foi realizado um experimento em Bekescsaba (Hungria), testando uma mistura de gramíneas e leguminosas em solo sódico de baixa permeabilidade, sendo observadas melhorias nas condições do solo (DeSigmond, 1924). Trabalhos semelhantes com o uso de plantas no manejo de solos sódicos foram desenvolvidos por Knight (1935), em Fallon (Nevada), e por Wursten & Powers (1934), em Vale (Oregon).

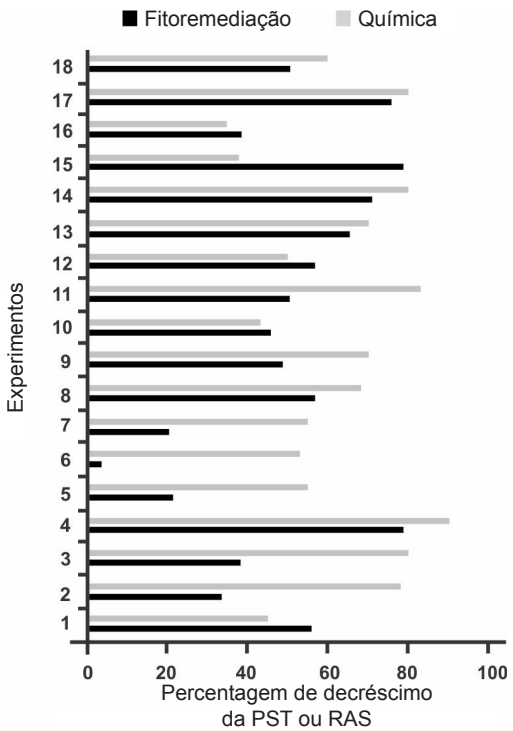
Tabela 1. Percentagem de sódio trocável (PST) de um solo de Fresno (Califórnia), a diversas profundidades, em função da aplicação de gesso (recuperação convencional de solos sódicos) e por fitorremediação (cultivo de plantas)

Profundidade do solo m	1920-1930				1930-1937	
	Gesso[a]		Cultivo 1[b]		Cultivo 2[c]	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
	%					
0-0,3	70	5	65	6	57	1
0,3-0,6	67	8	70	21	97	4
0,6-0,9	54	9	46	26	90	13
0,9-1,2	35	19	28	53	46	4
Média no perfil	57	10	52	27	73	6

[a] Aplicação de gesso: 37 t ha^{-1} (22 t ha^{-1} em 1920 e 15 t ha^{-1} em 1921);
[b] Cultivo de cevada por dois anos, trevo por dois anos, e alfafa por cinco anos;
[c] Cultivo de grama bermuda por dois anos, cevada por um ano, alfafa por quatro anos e aveia por um ano.
Fonte: Baseado em dados de Kelley & Brow (1934) e Kelley (1937).

A partir destes primeiros estudos citados anteriormente, em muitos lugares do mundo em que os solos afetados por sais têm sua produção agrícola reduzida, a fitorremediação tem se disseminado. Na Índia, o cultivo de gramíneas e plantas arbóreas tolerantes a sais tem sido importante no manejo de solos salinos e sódicos (Singh, 1998; Ravindram et al., 2007). Na Austrália, muitas halófitas têm sido pesquisadas em áreas semiáridas (Wilson, 1994), e a restauração de terras salinas tem sido investigada com a revegetação (Barrett-Lennard, 2002).

Em uma avaliação de 17 experimentos conduzidos em diferentes partes do mundo, Qadir et al. (2007) realizaram uma comparação entre corretivos químicos e fitoextração (Figura 2). Em média, os tratamentos químicos (aplicação de gesso em todos os experimentos) resultaram em um decréscimo de 60% nos níveis de sodicidade inicial (PST e RAS), enquanto um decréscimo de 48% foi alcançado com os tratamentos que utilizaram a fitorremediação como técnica para o controle de sais do solo. Esses resultados foram bem promissores quando comparados às vantagens do tratamento sob fitorremediação. Em alguns experimentos a fitorremediação foi menos eficiente e os autores atribuíram



Fonte: 1 (Robbins, 1986), 2 e 3 (Kausar & Muhammed, 1972), 4 (Qadir et al., 1996), 5 e 6 (Rao & Burns, 1991), 7 (Ahmad et al., 2006), 8 (Singh & Singh, 1989), 9 (Ahmad et al., 1990), 10 (Ilyas et al., 1997), 11 (Kelley & Brown, 1934), 12 (Batra et al., 1997), 13 e 14 (Muhammed et al., 1990), 15 (Qadir et al., 2002), 16 (Ghaly, 2002), 17 (Helalia et al., 1992) e 18 (média dos 17 experimentos). Os experimentos de 1 a 7 foram conduzidos em lisímetros e os demais em condições de campo.

Figura 2. Sumário de 17 experimentos comparando o decréscimo da percentagem de sódio trocável (PST) ou da relação de adsorção de sódio (RAS) por meio da fitorremediação e recuperação química do solo. As barras indicam a percentagem de decréscimo em relação aos níveis iniciais de RAS ou PST

isso ao fato de não ter sido usada uma cultura tolerante à salinidade e sodicidade e/ou o período de cultivo não ter sido suficientemente adequado.

Diversos sistemas de cultivo baseados no uso de plantas no manejo de solos afetados por sais foram usados no século XX, em vários locais no mundo, e continuam atualmente, especialmente pelo aumento da demanda de gesso para outros fins, encarecendo o produto para uso na agricultura, além da redução de subsídios ao setor agrícola (Qadir et al., 2007; Hasanuzzaman et al., 2014). No Brasil, experimentos conduzidos com halófitas com o objetivo de fitorremediar o solo ainda são escassos. Dentre as pesquisas que vêm sendo desenvolvidas, a *Atriplex nummularia* L. é a espécie mais utilizada, tendo em vista suas características de crescimento vegetativo e a alta concentração de sais encontrada em seus tecidos. Trabalhos conduzidos por pesquisadores da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) da Unidade Semiárido e do grupo de Ciência do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) vêm utilizando a *A. nummularia* L. como forma de minimizar os efeitos dos sais no solo.

Fitorremediação: Vantagens e Efeitos em Solos Afetados por Sais

Como vantagens da fitorremediação, podem-se citar o baixo custo, o caráter ambiental envolvido e a melhor aceitação pelo público, quando comparada aos métodos mais agressivos ao ambiente (Nascimento et al., 2009). No entanto, é uma tecnologia emergente, ainda com limitações de adequabilidade a situações particulares, mas com grande chance de sucesso, devido a sua viabilidade econômica e benefícios ambientais. Mishra & Sangwan (2016) destacaram que a fitorremediação está emergindo como uma forma alternativa de controle da salinidade. Espera-se que complemente ou mesmo substitua as técnicas convencionais de manejo da salinidade.

O principal mecanismo envolvido na recuperação de solos afetados por sais pela fitorremediação é a fitoextração. O tempo necessário para que a quantidade de sais diminua a níveis desejados por meio da fitoextração é geralmente longo, comprometendo seu uso em escala comercial (Nascimento et al., 2009; Hasanuzzaman et al., 2014). No entanto, esta desvantagem é minimizada diante das inúmeras vantagens associadas ao uso de vegetação em área inóspita para o cultivo agrícola e de pastagens convencionais. Qadir et al. (2007) relataram adequadamente vários benefícios da fitoextração, tais como:

a) Elimina custos com corretivos químicos;

b) Possibilita o uso da biomassa produzida pela espécie cultivada;

c) Melhora a estabilidade dos agregados do solo e estimula a formação de macroporos, o que otimiza as propriedades hidráulicas e proliferação das raízes;

d) Promove maior disponibilidade de nutrientes;

e) Possibilita a recuperação do solo em profundidades maiores; e

f) Após a fitorremediação, e no próprio processo, o solo pode aumentar o sequestro de carbono, tendo implicações ambientais positivas. Além de ser uma solução viável para áreas degradadas de pequenos agricultores que, normalmente, dispõem de poucos recursos financeiros.

O tempo de recuperação de um solo salino está relacionado com alguns aspectos que dependem do solo, da planta fitoextratora e do processo de salinização. Assim, quanto mais salino e sódico for o solo, mais demorada será a recuperação; quanto maior for o potencial fitoextrator das plantas utilizadas, mais rápida será a recuperação; e, finalmente, quanto mais contínuo for o aporte de sais, mais demorada será a recuperação do solo.

O conhecimento dos processos de acúmulo de sais nos solos é importante para que o manejo da fitorremediação seja efetivo. Por exemplo, se o solo é salino e a fonte de acumulação de sais é de origem primária, o processo da fitorremediação deverá ser contínuo, ou seja, as espécies fitorremediadoras devem permanecer na área afetada e é importante que se concilie um manejo dessas espécies com culturas agrícolas, preferencialmente em forma de consórcio. Trabalhos nesse sentido vêm sendo desenvolvidos em sistemas agrosilvipastoris, que associam a planta fitorremediadora com culturas agrícolas e animais.

Quando a salinidade e, ou, sodicidade é oriunda de causas antrópicas, se o processo de acúmulo for contido, após a fitorremediação, é recomendável iniciar o processo de exploração agrícola com culturas tolerantes aos sais, sendo substituídas gradativamente por outras mais sensíveis, desde que o manejo utilizado após a recuperação da área salina não implique em nova exposição do problema.

De acordo com Mishra & Sangwan (2016), a tecnologia de biorremediação deve envolver cultivos sucessivos de plantas hiperacumuladoras até que a salinidade dos solos alcance níveis aceitáveis para outras espécies de maior interesse econômico. Em seguida, cultivos agrícolas mais tolerantes a sais, como por exemplo, algodão, sorgo, feijão macassar e gramíneas forrageiras podem ser inseridos, numa associação com as hiperacumuladoras selecionadas, possibilitando a utilização agrícola dos solos. Segundo esses autores, as plantas fitorremediadoras devem ser colhidas e, se possível, utilizadas para alimentação animal ou produção de biosais, madeira, energia, ou, ainda, incineradas para posterior uso industrial dos sais extraídos.

É importante mencionar que a fitorremediação, além da ação direta da planta, exerce um estímulo sobre a microbiota rizosférica. Essa população microbiana estimulada pode contribuir significativamente para liberação de substâncias, solubilização de compostos e outras atividades inerentes aos micro-organismos.

Além das variáveis associadas à salinidade, como CE, PST e RAS, outras variáveis indicadoras da atuação da fitoextração em solos afetados por sais são modificadas em função do estabelecimento de plantas em uma área degradada. A matéria orgânica e a microbiota do solo são influenciadas por esse estabelecimento. Santos et al. (2011), estudando a atividade biológica de uma área sob fitorremediação com *A.*

nummularia L., em Pernambuco, concluíram que houve uma associação entre esta atividade e a proximidade do sistema radicular das plantas. Nesse trabalho, a atividade biológica foi avaliada em amostras de solo nas proximidades do sistema radicular (20 cm do caule), distante do sistema radicular (125 cm do caule) e em parcelas sem plantas (testemunha), constatando-se que a atividade biológica foi maior próximo às raízes.

Como as plantas, os micro-organismos do solo também são afetados pelos sais em excesso no solo, contudo, alguns são adaptados a esse tipo de estresse e podem colaborar para o estabelecimento vegetal e a recuperação de áreas degradadas. Um dos exemplos é o uso de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) específicos em associação com plantas vasculares.

Os FMA desempenham um papel ecológico fundamental no funcionamento dos ecossistemas por incrementar a absorção e translocação de elementos essenciais às plantas, em especial o fósforo (Mehrotra, 2005). Plenchette & Duponnois (2005) observaram aumentos nos conteúdos de P em *A. nummularia* L. inoculada com o FMA *Glomus intraradices*. Esses fungos também podem desempenhar diversas outras funções, como por exemplo, aumentar a resistência de plantas a estresses ambientais, como os estresses hídrico e salino (Tang et al., 2009).

Segundo Smith & Read (2008), sob diversas condições de estresse, a maioria das plantas superiores é colonizada por FMA, beneficiando o seu desenvolvimento. Asghari et al. (2005), avaliando o crescimento de plantas de *A. nummularia* L. inoculadas com diferentes FMA em diferentes níveis de salinidade, observaram maior produção de biomassa e absorção de nutrientes nas plantas inoculadas. Tavares et al. (2012) avaliaram a colonização micorrízica e a nodulação radicular de mudas de sabiá, sob diferentes níveis de salinidade, e observaram que a salinidade reduziu a colonização micorrízica e a nodulação radicular das mudas de sabiá; no entanto, a intensificação das condições de estresse salino aumentou a dependência micorrízica das mudas, demonstrando a importância dos FMA sob estas condições.

Zhang et al. (2014) inocularam plantas de mamona (*Ricinus communis* L.) com um FMA (*Glomus mosseae*) e outro solubilizador de fosfato (*Mortierella* sp.) em experimento de campo na zona costeira da China. A inoculação com os dois fungos contribuiu para aumentar a percentagem de sobrevivência e crescimento das plantas, bem como para diminuição da CE e da concentração de sódio, além de incrementar o teor de P e matéria orgânica do solo.

É importante destacar que ainda são emergentes e poucos os estudos que usam fungos em halófitas para fins de fitorremediação de solos afetados por sais. Isso pode ser devido ao maior interesse no uso desses micro-organismos em cultivos agrícolas de maior importância em detrimento das halófitas, que não têm muito uso comercial; pode ser também devido à salinidade limitar a quantidade de espécies de fungos; e, finalmente, devido ao pouco conhecimento sobre a associação dos FMA com as halófitas (Jesus et al., 2015).

Além do uso de fungos, Jesus et al. (2015) também sugeriram o uso de bactérias promotoras de crescimento como técnicas biológicas que podem incrementar o crescimento das plantas usadas na fitorremediação e seu potencial de extração de sais. Pela promoção do crescimento vegetal e aumento na produção de biomassa, essas bactérias podem contribuir para a extração de sais dos solos. Pesquisas dessa natureza devem ser intensificadas, uma vez que as propriedades biológicas do solo são mais sensíveis aos efeitos da degradação e refletem o estado da qualidade dos solos. Além disso, microorganismos halófitos, com capacidade de sobreviver em ambientes de elevadas concentrações salinas, possivelmente devem desempenhar alguma função no estabelecimento das plantas na fitorremediação, colaborando para a recuperação do solo.

As vantagens da revegetação em áreas semiáridas com predomínio de solos afetados por sais envolvem, também, aspectos de clima e sequestro de carbono. Tanga et al. (2014) avaliaram o efeito do cultivo de espécies arbóreas sobre as propriedades do solo na Etiópia e verificaram diferenças na densidade, temperatura e umidade do solo, além do maior sequestro de carbono e absorção de nutrientes pelas árvores. Adicionalmente, a revegetação de áreas degradadas e sem cobertura vegetal promove incremento no estoque de carbono do solo, retirando-o da atmosfera. Além disso, a copa das árvores diminuem o efeito das elevadas temperaturas e ventos, minimizando a evaporação direta da superfície do solo e as variações na temperatura.

Plantas Fitorremediadoras

Várias espécies de plantas podem ser utilizadas na fitorremediação (Hasanuzzaman et al., 2014; Mishra & Sangwan, 2016), como plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas, desde que sejam tolerantes e tenham boa capacidade de absorção de sais, além de elevada produção de biomassa. Contudo, quando o objetivo é a retirada específica do cloro e sódio do solo, as halófitas são a alternativa mais indicada, pela capacidade de sobreviver em solos com teores de sódio e cloro muito elevados.

Deinlein et al. (2014), em uma revisão sobre os mecanismos de tolerância a sais pelas plantas, destacam que os componentes de percepção e sinalização desempenham papel fundamental na regulação da resposta ao estresse salino pelas plantas. Os autores apresentam um esquema explicativo dos mecanismos de transporte do sódio nas células e importantes componentes da resposta ao estresse salino em células de raízes. Reforçam, também, a importância do uso da engenharia genética na indução da tolerância a sais, mas concluem que muitos desafios ainda precisam ser vencidos para incrementar a capacidade das plantas de sobreviver em ambientes salinos.

As halófitas podem regular a concentração de sais de várias maneiras: pela eliminação dos sais por meio de glândulas e pêlos vesiculares, particularmente as do gênero *Atriplex* sp.; por sua suculência, diluindo os sais pelo aumento do volume celular; por redistribuição dos sais, por exemplo, sódio e

cloro podem ser translocados pelo floema de um local de maior concentração para outro de menor concentração ou, ainda, por outros processos (Zhu, 2001).

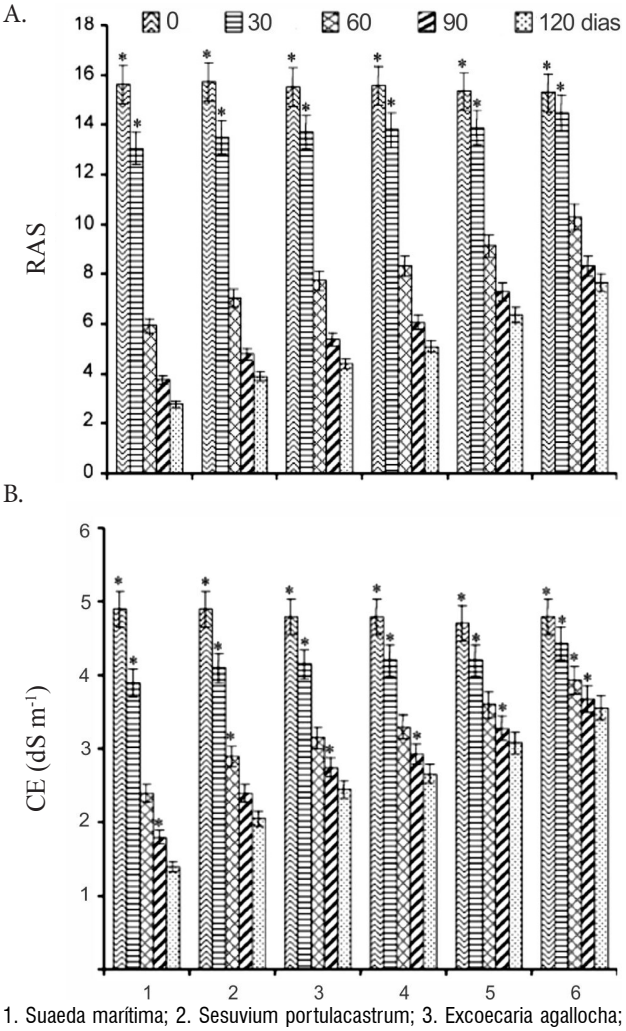
A seleção de espécies a serem utilizadas na fitorremediação deve ser baseada não só na habilidade de tolerar elevadas concentrações salinas no solo, mas também na capacidade de fornecer um produto útil para atividade agropecuária. Outro pré-requisito da planta a ser usada na fitorremediação em solos afetados por sais é sua capacidade de tolerar ambientes com deficiência de oxigênio, condição frequente que ocorre em solos dessa natureza, dada a necessidade de muitas irrigações e, ou, dificuldade natural de infiltração de água nas épocas chuvosas, mantendo o solo inundado. Assim, genótipos que tenham estas condições simultaneamente devem ser preferidos para uso na fitorremediação de solos salinos e sódicos.

Existem inúmeras espécies halófitas que concentram sais e têm boa produção de biomassa vegetal, além de servir como fonte de forragem, com teores de fibra e proteína bruta dentro dos padrões exigidos para alimentação animal. Embora muitas dessas halófitas não sejam difundidas no Brasil, podem ser objeto de pesquisas futuras, porque produzem adequadas quantidades de massa seca em curto período de tempo e, mesmo as que são perenes, podem ser colhidas em cortes sucessivos, fornecendo forragem para alimentação animal.

Como exemplo de plantas com bom desempenho para serem cultivadas em ambientes com altas concentrações de sais no solo e na água, citam-se: *Aster trifolium* L. (Geissler et al., 2009); *Panicum turgidum* e *Suaeda fruticosa* (Khan et al., 2009); *Kochia scoparia* (Kafi et al., 2010); *Atriplex halimus* (Abdul-Kareem & Nazzal, 2013). Em uma revisão sobre o uso potencial de halófitas para recuperar solos salinos, Hasanuzzaman et al. (2014) citam muitas espécies halófitas, com ilustrações, limites de tolerância a sais e seus possíveis usos na alimentação humana.

Em uma revisão sobre plantas halófitas de regiões semiáridas na Austrália, Wilson (1994) lista 38 espécies, sendo 12 do gênero Atriplex e 15 do gênero Maireana. Portanto, esses gêneros foram responsáveis por mais de 70% das espécies encontradas. O autor destaca a importância de se conhecer as que melhor se adaptam à região e forneçam biomassa vegetal de boa qualidade. Neste caso, o principal uso da biomassa produzida é para alimentação animal, sendo muitas dessas halófitas responsáveis pela manutenção de rebanhos de ovino e caprino, especialmente nos períodos secos, pela dificuldade de estabelecimento de outras fontes de forragem nesse período.

Ravindran et al. (2007), comparando seis espécies de halófitas na recuperação de solos salinos em campo, observaram declínio gradual da RAS e da CE do solo, por um período de 120 dias de cultivo, e observaram também aumento da CE nos tecidos vegetais das halófitas (Figura 3). Das seis espécies, a *Suaeda maritima* e a *Sesuvium portulacastrum* tiveram maior acumulação de sais em seus tecidos, coincidindo com os menores valores de RAS. Vale ressaltar que foi relativamente curto o período de cultivo



1. Suaeda marítima; 2. Sesuvium portulacastrum; 3. Excoecaria agallocha; 4. Clerodendron inerme; 5. Ipomoea pes-caprae; 6. Heliotropium curassavicum.
(*) Significativo a 0,05 de probabilidade
Fonte: Ravindran et al. (2007).

Figura 3. Relação de adsorção de sódio (RAS) (A) e condutividade elétrica (CE) (B) de amostras de solos salinos cultivados com seis espécies de halófitas. Os valores apresentados são as médias ± desvios padrões de cinco repetições

das espécies, sendo provável que os autores obtivessem resultados mais expressivos em intervalos de observação mais prolongados.

Nesse mesmo ensaio, Ravindran et al. (2007) observaram que as espécies *Suaueda maritima*, *Sesuvium portulacastrum*, *Excoecaria agallocha*, *Clerodendron inerme*, *Ipomoea pes-caprae* e *Heliotropium curassavicum* extraíram do solo 504,00; 473,93; 396,34; 359,50; 325,18 e 301,46 kg ha^{-1} de sódio e cloro, respectivamente, e que a RAS nesses solos foi reduzida em 82, 75, 71, 67, 58 e 50%, respectivamente.

Na Austrália, Barrett-Lennard (2002), indicaram 26 espécies de plantas resistentes a sais possíveis de serem utilizadas em fitorremediação e capazes de fornecer produtos ou serviços de valor para a agricultura. Hasanuzzaman et al. (2014) citam diversas espécies halófitas nos estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo, destacando que elas podem atuar na fitorremediação de solos afetados por sais por

meio de diferentes mecanismos. No entanto, também observaram a necessidade de mais estudos para identificar estes mecanismos e como utilizá-los em cultivos de interesse econômico.

A Fitorremediação com Atriplex

Dentre as culturas mais utilizadas na fitorremediação de solos afetados por sais, destacam-se as espécies do gênero *Atriplex* sp., pertencente à família Chenopodiaceae. São relatadas mais de 400 espécies distribuídas em diversas regiões áridas e semiáridas do mundo, particularmente na Austrália, onde se encontra elevada diversidade de espécies e subespécies (Franclet & Le Houérou, 1971). É um arbusto de vida longa que se constitui em um dos recursos forrageiros adaptados a terrenos de sequeiro em regiões áridas e semiáridas.

A literatura brasileira ainda é escassa com relação a trabalhos publicados com *A. nummularia*, cultivada em condições de campo, com o objetivo de recuperação de solos afetados por sais. Grande parte dos trabalhos está relacionada com aspectos anatômicos e fisiológicos e poucos com a fitorremediação de solos. No entanto, é de extrema importância aliar o conhecimento da anatomia e fisiologia da planta com os aspectos relacionados ao solo.

Como discutido anteriormente, trabalhos realizados por pesquisadores da EMBRAPA e UFRPE com *A. nummularia* foram publicados e desenvolvidos em ambiente protegido e de campo (Tabela 2). Os resultados em ambiente protegido são apenas estimativas obtidas com a produção de matéria seca e os teores dos elementos. Todavia, nos experimentos de campo, observa-se que há um grande potencial fitorremediador da atriplex na extração de sais de solos (Tabela 2). A variação na produtividade das plantas por hectare ocorreu em função do tempo de avaliação, do espaçamento adotado e da realização de podas nas plantas.

Dentre as pesquisas citadas com o cultivo em campo, o de maior produtividade das plantas foi o de Porto et al. (2006), com o uso de água de dessalinizador na irrigação. Para plantas cultivadas sem irrigação, Santos (2012) verificou a maior produtividade com o espaçamento 1,0 x 1,0 m entre plantas e com podas, mas o tempo de observação foi de 544 dias (Tabela 2). Todos esses fatores exercem influência na produção de biomassa das plantas e, consequentemente, na extração de sais. É preciso ser feita uma avaliação das possibilidades, dependendo dos objetivos da fitorremediação, conforme o teor inicial de sais do solo, o tempo disponível para a recuperação e a possibilidade de uso do material produzido. O fato concreto é que a atriplex se adapta bem nesses solos, tem boa produtividade e é capaz de extrair sódio e cloro do solo, atuando na melhoria de sua qualidade.

Outro fato positivo a ser destacado é a maior extração de sódio e cloro da atriplex em relação aos demais cátions. Nos trabalhos em que foi feita a determinação de outros elementos (cálcio, magnésio e potássio), a extração desses foi bem menor do que a de sódio e cloro (Souza et al., 2011; Santos, 2012; Souza et al., 2014).

Para ilustrar o desempenho da atriplex na remoção de sais do solo e usando dados do trabalho de Santos (2012) pode-se avaliar a magnitude deste desempenho e inferir sobre o tempo necessário para remoção completa de sais de sódio. Por exemplo, considerando um solo com teor de sódio trocável de 5,95 $cmol_c\ kg^{-1}$ [início do experimento de Santos (2012)] e valor médio da densidade do solo até 0,80 m de profundidade de 1,57 $kg\ dm^{-3}$, calculou-se que o total de sódio no solo na forma trocável correspondeu a 17.161 $kg\ ha^{-1}$. O cultivo de atriplex no espaçamento 1,0 x 1,0 m foi capaz de extrair 339 $kg\ ha^{-1}$ de sódio após 18 meses de cultivo, ou seja, a extração por ano foi de 226 $kg\ ha^{-1}$ de sódio. Se a capacidade de extração não fosse alterada com as condições ambientais, a idade das plantas e outros fatores externos, o tempo necessário para que as plantas de atriplex retirassem todo o sódio do solo seria de mais de 75 anos. Nesse cálculo não foi considerado o sódio presente na forma solúvel (1.107 $mmol_c\ L^{-1}$), o qual se encontra na solução do solo em contato com as raízes da planta e com os coloides presentes no solo,

Tabela 2. Produção de matéria seca (MS), tempo de avaliação e extração de sais pela *Atriplex nummularia* L., em condição de campo e em casa-de-vegetação (CV)

Finalidade	Tempo (dias)	Condição	MS ($kg\ ha^{-1}$)	Extração ($kg\ ha^{-1}$)	Referência
Fitorremediação[1]	135	CV	7.283,0	966,0 (Na, K, Cl)	Souza et al. (2011)
Fitorremediação[2]	130	CV	3.000,0	300,0 (Na)	Leal et al. (2008)
Fitorremediação[3]	544	Campo	12.540,0	728,0 (Na, Cl)	Santos (2012)
Fitorremediação[4]	544	Campo	7.330,0	431,2 (Na, Cl)	Santos (2012)
Fitorremediação[5]	480	Campo	8.610,0	654,8 (Na, Cl)	Souza et al. (2014)
Fitorremediação[6]	480	Campo	8.040,0	505,2 (Na, Cl)	Souza et al. (2014)
IRD[7]	375	Campo	13.819,8	2.222,0 (cinzas)	Porto et al. (2006)
IRD[8]	380	Campo	9.436,0	1.053,0 (cinzas)	Porto et al. (2001)

[1] Estimativa baseada na produção em vaso de 12 kg e planta mantida a 75% da umidade na capacidade de campo (caule + folha);
[2] Estimativa baseada na produção em vaso de 8 kg e planta mantida na capacidade de campo (caule + folha);
[3] Planta cultivada no espaçamento 1,0 x 1,0 m, com poda aos 6 e 12 meses, e coleta aos 18 meses após o transplantio;
[4] Planta cultivada no espaçamento 2,0 x 2,0 m, com poda aos 6 e 12 meses, e coleta aos 18 meses após o transplantio;
[5] Planta cultivada no espaçamento 2,5 x 2,5 m, com poda aos 6 e 12 meses, e coleta aos 16 meses após o transplantio;
[6] Planta cultivada no espaçamento 2,5 x 2,5 m, sem poda, coleta aos 16 meses após o transplantio;
[7] Irrigação com rejeito de dessalinizador, planta irrigada (IRD) com 300 L $semana^{-1}$ (caule grosso + caule fino + folha);
[8] Irrigação com rejeito de dessalinizador e planta irrigada (IRD) com 75 L $semana^{-1}$ (caule grosso + caule fino + folha).

representando, portanto, outra importante fonte de sais de sódio a ser retirado do meio. No entanto, aos 18 meses de cultivo, este solo com atriplex no espaçamento 1,0 x 1,0 m continha apenas 155,38 $mmol_c\ L^{-1}$ de sódio solúvel e o teor de sódio trocável foi reduzido para 3,12 $cmol_c\ kg^{-1}$. Além do efeito da atriplex, outros fatores contribuíram para isso, como a parcela lixiviada naturalmente pela chuva. Em sistemas de cultivo abertos, em campo, as entradas e saídas de sais continuam acontecendo, também interferindo na ação das plantas. Na mesma coleta (18 meses), este solo no tratamento controle continha 7,30 $cmol_c\ kg^{-1}$ de sódio trocável e 436 $mmol_c\ L^{-1}$ de sódio solúvel, valores bem superiores aos do cultivo de atriplex no espaçamento 1,0 x 1,0 m.

Estimativas dessa natureza, descritas acima, apesar de serem baseadas em dados de uma situação em particular, provam que o tempo necessário para a recuperação de um solo sódico é longo. Contudo, apontam para uma eficiência de extração de sais pela atriplex, mas para conclusões mais detalhadas e direcionadas para as diversas condições de solo e clima, faz-se necessária a realização de experimentos em condição de campo, com um tempo maior de avaliações das propriedades do solo e da planta, para que se possa adequar um programa de manejo eficiente de fitoextração no semiárido do Brasil. Adicionalmente, para aplicação da técnica de fitorremediação, é preciso o monitoramento das propriedades do solo durante o cultivo, realizando-se análises periódicas.

A tolerância das plantas à salinidade é devida a mecanismos especializados de acumulação de sais no interior das células, ou de eliminação desses sais por meio de vesículas especiais existentes na superfície das folhas. Quando cheias, essas vesículas se rompem e liberam os sais em finas camadas de cristais que se aderem à superfície da folha. Estes cristais de sais aumentam a reflexão dos raios solares, minimizando as perdas de água, reduzindo a temperatura da folha e mantendo a turgidez das células (Glenn et al., 1998). A *A. nummularia* utiliza esses dois mecanismos de tolerância aos sais, mas o de acumulação no interior dos tecidos da planta é o de maior importância e ocorre principalmente nas folhas, que ficam com aspecto brilhoso de coloração verde-acinzentada (Figura 4).

As glândulas ou vesículas de extrusão de sais são bem conhecidas em halófitas, especialmente na família Chenopodiaceae, como o gênero *Atriplex*, sendo constituídas de uma célula peduncular e uma célula vesicular. Estas podem ser modificadas por fatores do ambiente de crescimento das plantas, especialmente os estresses hídrico e salino. Souza et al. (2012) avaliaram a epiderme de folhas maduras de *A. nummularia*. cultivada sob diferentes condições de umidade e verificaram diferenças anatômicas conforme as plantas eram submetidas a um maior estresse hídrico (Figura 5). Os menores diâmetros e volumes das vesículas foram detectados nas plantas submetidas ao estresse mais severo (35% da capacidade de campo), o que representou um potencial matricial do solo de -1,69 MPa e demonstrou o papel destas estruturas na tolerância aos sais. Assim, a capacidade de extração de sais dessas plantas também depende da disponibilidade hídrica do solo.

Tsutsumi et al. (2015) avaliaram a morfologia das vesículas de *Atriplex gmelini* cultivada sob alta salinidade (250 mmol L^{-1} de NaCl) e observaram que as folhas jovens tinham muitas glândulas nas superfícies adaxial e abaxial. O número total de glândulas diminuiu com a maturidade das folhas, fato que sugere que as glândulas são diferenciadas com o estádio de desenvolvimento e tornam-se mais esparsas quando as folhas são mais desenvolvidas e expandidas. Entretanto, não foi observado efeito da salinidade (NaCl) sobre a distribuição das vesículas na superfície foliar.

Por outro lado, as concentrações dos íons K^+ e Na^+ foram maiores nas vesículas do que nas células do mesófilo e da solução externa (Figura 6). A excreção não expõe o sal na superfície das folhas de atriplex, mas dentro dos vacúolos das vesículas, que eventualmente colapsam em condições de campo e liberam sais para o exterior da folha (Figura 254).

Cabral (1998) avaliou a influência de halófitas do gênero Atriplex na salinidade e sodicidade do solo em três subáreas do

A.



B.

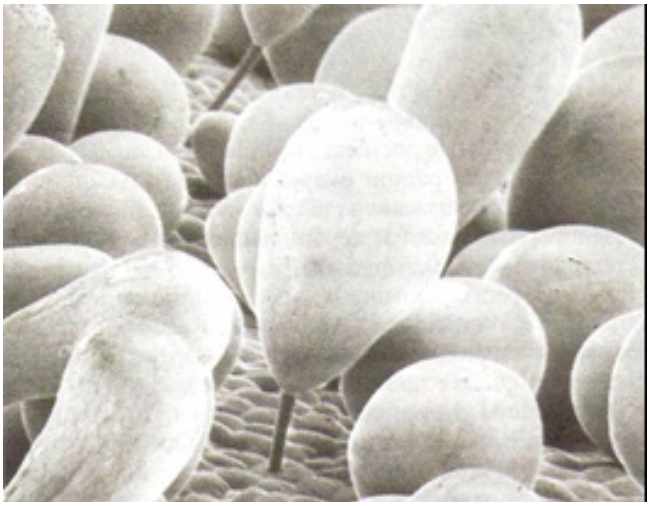
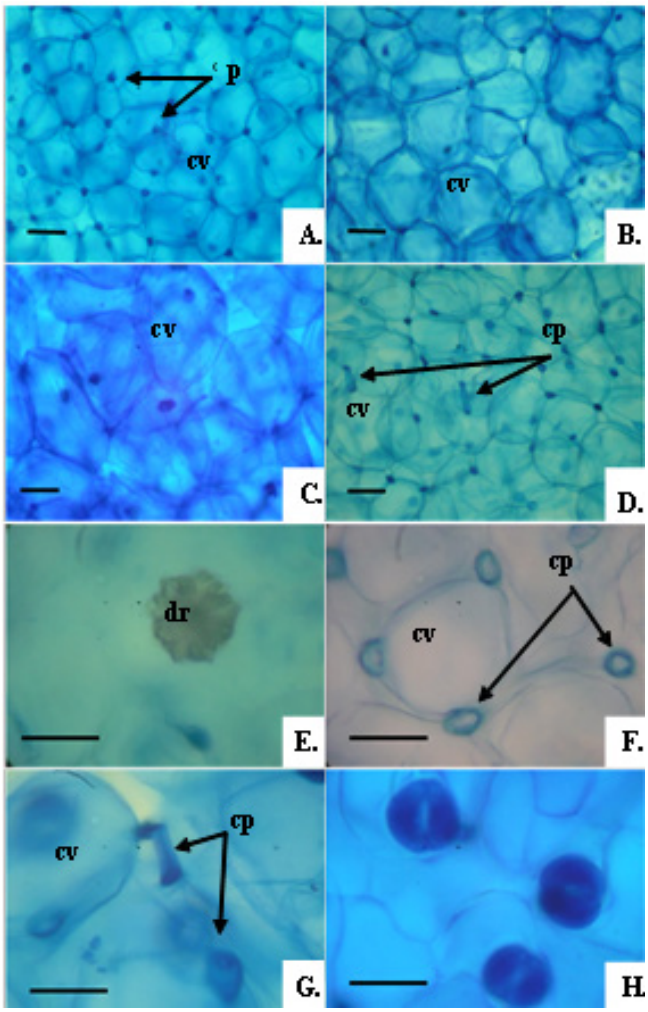


Figura 4. Folha de *Atriplex nummularia* L., aos 10 meses de idade cultivada em campo (A) - Freire et al. (2010); detalhe de vesículas de acúmulo de sais na folha (B) - Porto et al. (2001)



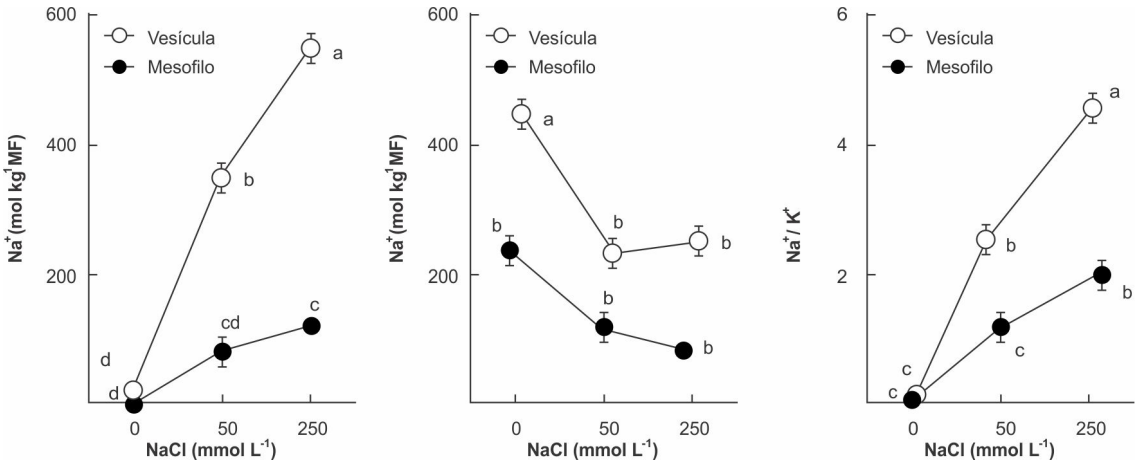
Fonte: Souza et al. (2012).

Figura 5. Visão frontal da epiderme de folhas maduras de *Atriplex nummularia* L. cultivada em solo salino-sódico, sob quatro regimes hídricos: 35% (A); 55% (B); 75% (C) e 95% (D) da capacidade campo. Em detalhe, drusa (dr) formada pela deposição de cloreto de sódio nas células (E). Tricoma vesicular, formado por uma célula peduncular (cp) e outra vesicular (cv) (F, G), e estômato (H). Bar: 50 μm (A-D), 25 μm (E-H)

município de São Bento do Una – PE nas seguintes condições: sem cultivo de *A. nummularia*, com cultivo de *A. nummularia*. e com cultivo de *Atriplex undulata*, em espaçamento de 5 x 5 m. As amostragens iniciaram-se aos dois anos de idade para a *A. nummularia.* e aos três meses para a *A. undulata*, e em profundidades do solo variando de 0 a 1,2 m, em pontos localizados a 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 m do caule da planta. Verificou-se que a *A. nummularia* foi mais eficiente no processo de ciclagem do sódio e contribuiu para maior retenção de umidade no solo. No entanto, é possível que o maior tempo de estabelecimento na área da *A. nummularia* tenha influído nos resultados superiores desta em relação à *A. ondulata*.

Krishnapillai & Ranjan (2005), utilizando um solo salino-sódico de um parque da província de Manitoba (Canadá), aplicaram a técnica de fitoextração com a *Atriplex patula*. Posteriormente, eles avaliaram o potencial de remoção de sais da planta, durante um período de 150 dias de cultivo em laboratório com potes, em camada de solo coletada a 0,2 m de profundidade. No final do período de cultivo, as plantas atingiram uma altura de 45 cm e foram colhidas; após a análise da massa seca estimou-se que o potencial de remoção foi de 0,25 kg m^{-3} de cloro e de 0,06 kg m^{-3} de sódio do solo. Com esses resultados, foram estimadas extrações de 2.500 kg ha^{-1} de cloro e 600 kg ha^{-1} de sódio, admitindo-se 0,2 m como a profundidade do sistema radicular das plantas.

Estudo sobre a estrutura de tricomas vesiculares e dos elementos de condução do xilema, em folhas jovens e adultas de *A. nummularia*, foi feito por Pimentel-Galindo (2001). Em plantas cultivadas em diferentes níveis de salinidade e em experimentos conduzidos no campo e em casa de vegetação, esse autor verificou que a extensibilidade da parede das vesículas promoveu aumento nas dimensões da célula vesicular que se deveu à elevação da salinidade. Ainda segundo Pimentel-Galindo (2001), isso compensou a redução na área foliar e na densidade dos tricomas, tanto em folhas jovens quanto em folhas adultas, resultando numa significativa capacidade acumuladora de sais no interior dessas células.



Média de quatro valores ± DP. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente a 5% pelo teste de Tukey entre vesículas e mesófilo foliar

Fonte: Adaptado de Tsutsumi et al. (2015).

Figura 6. Concentrações de sódio (Na^+) e potássio (K^+) e relação (Na^+/K^+) nas vesículas (círculo aberto) e no mesófilo foliar (círculo fechado) de folhas jovens de *Atriplex gmelini* em função da concentração de Na^+ na solução

Leal et al. (2008), avaliando o potencial da *A. nummularia* na fitorremediação de solo salino-sódico sob irrigação com águas salinas (175, 500 e 1.500 μS cm^{-1}), na ausência e presença de gesso, verificaram o potencial desse corretivo como potencializador da fitoextração de sódio. As avaliações se deram até 130 dias após o transplantio. Os autores observaram que a *A. nummularia* comportou-se como planta hiperacumuladora de sódio trocável, com potencial de uso na fitoextração deste elemento do solo. No entanto, só puderam detectar reduções significativas de sódio trocável no solo a partir de 100 dias após o transplantio. Portanto, são necessários estudos de duração mais longa para a obtenção de resultados mais consistentes da atuação dessa planta na redução dos teores de sais dos solos.

Outro fator de fundamental importância na fitorremediação é o conhecimento dos teores dos elementos presentes na biomassa produzida das plantas, possibilitando estimar o potencial de extração de cada elemento. Também, em experimento em casa de vegetação, Souza et al. (2011) determinaram os teores de sódio, cloro, cálcio, magnésio e potássio na matéria seca de plantas de *A. nummularia*, aos 134 dias de cultivo (Tabela 3). Os teores dos íons sódio e cloreto superam os dos demais íons analisados, o que foi muito positivo, pois indica uma extração seletiva desses dois íons tóxicos, em relação aos íons de cálcio, magnésio e potássio.

Santos (2012) e Souza et al. (2014) também observaram essa seletividade, em dois experimentos de campo, aos 18 e 16 meses de cultivo das plantas, respectivamente. É importante ressaltar que nos três últimos trabalhos citados foram observadas diferenças consideráveis entre as partes das plantas estudadas, com relação à fitoextração, sendo as folhas o órgão de maior acúmulo, dada a presença de vesículas foliares (Figura 4).

Abdul-Kareem & Nazzal (2013) avaliaram a extração de sais da *Atriplex halimus* em dois solos de um perímetro irrigado no Iraque e observaram teores médios de sódio na matéria seca de 32,18 e 2,84 g kg^{-1} na parte aérea e raízes, respectivamente. Quanto ao cloro, os teores foram de 56,8 e 44,37 g kg^{-1} para parte aérea e raízes, respectivamente. O estudo foi conduzido em vasos com seis quilogramas de solo durante 90 dias. As diferenças nos teores de sódio e cloro podem ser atribuídas à espécie utilizada, salinidade dos solos, tempo de crescimento da planta e volume de solo no vaso. Em geral, as folhas têm uma maior capacidade de acúmulo de sais, por isso, a avaliação da parte aérea conjuntamente não permite o conhecimento dessa diferença.

Pesquisas futuras ainda são necessárias para a definição do manejo mais adequado da cultura, como espaçamento, podas, irrigação e adubação; contudo, existem alguns trabalhos em andamento comparando-se a fitorremediação com o uso de *A. nummularia* L. com outras técnicas de recuperação de solos salino-sódicos (gesso, estercos e polímero sintético), verificando a efetividade da poda no desenvolvimento da cultura e na retirada de sais do solo e avaliando a influência da umidade do solo na extração de sais pela planta.

Usos e Aplicações da Biomassa Produzida pelas Plantas Fitorremediadoras

A taxa de remoção de um contaminante por uma planta depende da biomassa total produzida e coletada, do número de colheitas por ano e da concentração do contaminante na biomassa colhida (Accioly & Siqueira, 2000).

Historicamente têm-se buscado alternativas para convivência com os longos períodos de estiagens e a baixa oferta de biomassa em regiões de caatinga. Isso vem se intensificando nos últimos anos, como tentativa de fixar o homem no campo. A concentração de chuvas em um período curto do ano tem levado à busca de forrageiras que consigam suportar longas estiagens e aproveitar eficientemente o período curto de chuvas.

Por outro lado, técnicas equivocadas de tentativas de acúmulo de água e manejo inadequado de cultivos irrigados têm possibilitado o aparecimento de reservatórios salinos e áreas salinizadas, dificultando a produção agropecuária, principalmente a criação de ovinos, comum na região semiárida brasileira (Araújo, 2009). A caatinga, vegetação natural e base da alimentação dos ruminantes na região Nordeste do Brasil, nos meses secos do ano reduz a produção de fitomassa, restringindo o alimento disponível para os animais.

A erva-sal (*A. nummularia* L.) é uma planta halófita, que pode ser considerada como alimento volumoso de digestibilidade aparente, variando de 39 a 70% (Souto et al., 2005). Sua oferta tem sido feita na forma de pastejo direto em área de geração espontânea da espécie, ou como feno ou silagem quando cultivada, mas a forma de feno é a mais utilizada (Araújo, 2009).

Santos (2012) constatou alto teor de proteína na biomassa de *A. nummularia*, mesmo quando cultivada sem uso de

Tabela 3. Teores médios de sódio, cloro, cálcio, magnésio e potássio na matéria seca (MS) de plantas de *Atriplex nummularia* L. cultivadas em solos salino-sódicos, em condições de campo e em casa de vegetação

Condição	Tempo de cultivo	Fração	Teor (g kg^{-1} MS)					Fonte
			Na	Cl	Ca	Mg	K	
Casa de vegetação	134 dias	Folha	124,73	149,45	5,24	6,13	19,33	Souza et al. (2011)
		Caule	13,01	26,52	1,55	1,13	10,50	
		Raiz	15,29	19,96	3,40	2,50	7,09	
Campo	16 meses	Folha	108,02	128,36	5,37	5,00	11,73	Souza et al. (2014)
		Ramo fino	11,72	14,39	4,71	1,82	8,52	
		Ramo grosso	5,33	7,97	2,11	0,82	5,78	
Campo	18 meses	Folha	137,70	135,75	39,10	5,15	38,40	Santos (2012)
		Caule	31,60	101,35	13,75	1,00	10,00	

fertilização nitrogenada. Por outro lado, Silva (2014), em estudo envolvendo a microbiota associada a essa halófita, em condições de campo no Agreste de Pernambuco, observou a presença de bactérias, sendo algumas delas fixadoras de N, e que, possivelmente, poderiam explicar esse elevado teor de proteínas na biomassa dessa planta,

A disponibilidade de ovinos para abate no Nordeste Brasileiro não supre sua demanda interna. Assim, a superação dos problemas que interferem no fornecimento de carne ovina, dentro das exigências de qualidade, regularidade e quantidade requerida pelos demais segmentos da cadeia produtiva, pode representar perspectiva concreta de aumento de renda para os agricultores do Nordeste (Souto et al., 2005).

O termo "Agricultura Biossalina" é bem amplo e tem sido utilizado para descrever agricultura em escala que aborda a salinidade nos níveis da água e/ou do solo (Masters et al., 2007). As halófitas crescem sob condições salinas e, historicamente, têm sido usadas como forragem para ruminantes ou como componente de rações mistas para substituir alimentos volumosos, podendo, assim, contribuírem para a produção de carne, lã e outros subprodutos de origem animal (Ghaly, 2002; Masters et al., 2007; Norman et al., 2008; Araújo, 2009; Mattos, 2009).

De acordo com Leite (2005), o Brasil possui um grande potencial para a exploração de pequenos ruminantes domésticos no Nordeste, desde que tem as condições favoráveis para a produção de carne e seus derivados, além de calçados e vestuários oriundos do abate desses animais. Portanto, as condições ambientais extremas são compensadas pela ampla disponibilidade de terras, principalmente nas fronteiras em expansão do semiárido do Nordeste do Brasil. Além disso, dada a rusticidade do rebanho, os custos de produção são relativamente baixos, favorecendo esse mercado. Entretanto, Leite (2005), ressalta que os sistemas de produção vigentes representam um retrato de baixos níveis de organização da cadeia produtiva, com reflexos nos índices de produtividade, na qualidade dos produtos e na falta de regularidade da oferta.

A ovinocaprinocultura no Nordeste Brasileiro tem elevada importância por constituir fonte alternativa de renda para a agricultura familiar, modelo tradicional de agricultura em áreas secas. Contudo, ela não atingiu todo seu potencial pela escassez de alimento nas épocas de estiagem. Assim, o conhecimento e aprimoramento de fontes alternativas de alimentos para esses rebanhos nessas épocas, como forrageiras halófitas, principalmente a *A. nummularia*, é de fundamental importância para o incremento da produtividade dos rebanhos e, consequentemente, para a melhoria das condições de vida da população rural. As halófitas têm a capacidade de fornecer alimento verde, muitas vezes durante a estação seca, quando ocorre escassez de alimento (Masters et al., 2007). Quando se trabalha com produção intensiva, a integração de rações formuladas com forragens halófitas também se apresenta com uma estratégia promissora.

As halófitas, por apresentarem crescimento ativo no verão, têm potencial para proteger o solo, reduzindo perdas de água no início da estação chuvosa, minimizando os efeitos da salinidade de sequeiro (Barrett-Lennard, 2002). Com o aumento da cobertura vegetal, os efeitos da incidência dos raios solares e ventos na superficie do solo são diminuídos, melhorando as condições de umidade e sobrevivência das plantas e micro-organismos. Os pastos de erva-sal podem produzir alimento suficiente e de boa qualidade para justificar os custos de estabelecimento dos sistemas de produção. Além disso, suplementos com alto teor de fibras, como palha ou restolhos de culturas, podem complementar a alimentação dos animais e melhorar seu desempenho (Norman et al., 2008). O corte de forrageiras halófitas estimula o crescimento de ramos mais tenros, estimulando assim o pastejo e a melhor digestibilidade pelos ruminantes, devendo-se, sobretudo, escolher uma altura e idade adequada para esse corte, evitando assim a morte do vegetal cultivado (Masters et al., 2007).

De acordo com Norman et al. (2008), a *A. nummularia* apresenta adequados teores de proteína bruta (140 g kg^{-1} de massa seca, MS) e digestibilidade da celulase pepsina (52% com base na MS). Contudo, apresenta altas concentrações de sais solúveis nas folhas (220 g kg^{-1} MS), enxofre (4-6 g kg^{-1} MS) e nitrato (173 g kg^{-1} MS). Estas concentrações são maiores que as recomendadas para os ruminantes e podem reduzir a ingestão da biomassa da planta (Masters et al., 2007).

Por outro lado, essa acumulação de sais resulta em maior concentração de cinzas nas folhas (150-270 g kg^{-1} MS), podendo diminuir sua digestibilidade. No entanto, como destaca Norman et al. (2008), há escassez de estudos que avaliem a produção de biomassa e valor nutritivo da *A. nummularia*, em particular sob condições de campo, em que as características espaciais e morfológicas da planta diferem das observadas em sistemas controlados.

Norman et al. (2008), comparando a performance de ovelhas alimentadas com *A. nummularia* e *Atriplex amnicola* atribuiram a preferência pela primeira às seguintes características: as plantas de *A. nummularia* são eretas, de forma cônica e podem alcançar dois metros de altura, com folhas largas de 2-5 cm de diâmetro com formato oblongo. Muitas das folhas são encontradas próximas aos galhos mais tenros. As plantas de *A. amnicola* são prostradas, chegando a diâmetros que variam de 1 a 4 m com média de altura menor que 1 m. As folhas são menores (0,5 de largura e 1-2 cm de comprimento) e estão em galhos mais lenhosos. Embora não testado, especula-se que a arquitetura da planta promova maior facilidade para o animal se alimentar quando o pasto é de *A. nummularia* L. Os autores observaram, também, maior ganho de peso e crescimento de lã quando a alimentação dos animais foi com *A. nummularia*.

O uso da atriplex, concomitantemente com um alimento volumoso, tem sido testado em experimentos de nutrição animal no intuito de minimizar as perdas de peso dos animais alimentados essencialmente com halófitas. Warren et al. (1990) observaram ganho de peso de 70 g MS dia^{-1} em ovinos alimentados com uma mistura 1:1 de feno de aveia e *A. undulata*. Além da *A. undulata*, também foram

testadas *A. lentiformis*, *A. amnicola* e *A. cinerea* isoladamente, no entanto, os animais perderam peso em todas as dietas exclusivas de halófitas. É possivel que isso ocorra em função da digestibilidade do material. A *A. undulata*, por exemplo, tem digaestibildiade de 53%, mas a mistura com feno de aveia alcançou 64%, igualando-se à do feno isolado, promovendo mais ganho de peso nos animais do que apenas o feno.

Thomas et al. (2007) testaram vários tipos de dietas e os ovinos preferiram aquelas com alto teor de sais e alta energia; assim, os autores concluíram que suplementos com alta energia são mais fáceis de serem consumidos paralelamente com atriplex. Sugerem, ainda, que suplementos volumosos devem ter digestibilidade entre 52 e 60% para complementar com uma dieta com alto teor salino.

Avaliando o desempenho de dietas à base de palma forrageira e feno de atriplex, de cordeiros da raça Santa Inês, em confinamento no semiárido Nordestino (Petrolina – PE), Mattos (2009) concluiu que o nível de 35% de palma forrageira e 20% de feno de atriplex (complementadas com grão de milho moído, farelo de soja e uréia) na dieta, resultou em maior taxa de crescimento; todavia, do ponto de vista econômico, a inclusão de 67,9% de palma e 8,3% de feno de atriplex promoveu melhor retorno financeiro, com rentabilidade de 69%. Os resultados indicaram que a utilização de palma forrageira (*Opuntia fícus-indica* M.) em dietas completas à base de feno de erva-sal (*A. nummularia* L.) apresentou-se como alternativa viável para a produção de cordeiros em confinamento. Observou-se, ainda, que tais dietas possibilitaram uma produção de carne que não comprometeu os aspectos de qualidade relacionados à composição, fração lipídica e características sensoriais.

Araújo (2009), estudando a avaliação nutricional de ovinos, observou que a substituição total de palma forrageira por farelo de milho e feno de atriplex (48% de feno de atriplex) possibilitou um ganho de peso médio diário nos ovinos de 233 g dia^{-1}. A associação do feno de atriplex com o farelo de milho e farelo de soja promoveu ganho de peso acima dos relatados por Souto et al. (2005), que observaram ganhos de 190 g dia^{-1} em ovinos consumindo dieta com 38% de feno de atriplex, 7% de melancia forrageira e 55% de raspa de mandioca.

Souto et al. (2004) avaliaram o consumo e a digestibilidade aparente de nutrientes em cinco dietas para carneiros, contendo diferentes níveis de feno de erva-sal: 38,30; 52,55; 64,57; 74,85 e 83,72%, associadas à melancia forrageira (*Citrulus lanatus* cv. citroides) e à raspa de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) enriquecida com 5% de uréia, em sua formulação. Os resultados obtidos para consumo e digestibilidade aparente, da maioria dos nutrientes, revelaram um bom potencial para combinação entre o feno da erva-sal com a melancia forrageira e a raspa de mandioca, em dietas para ovinos no semiárido nordestino.

Nas mesmas condições experimentais, Souto et al. (2005) observaram que as médias diárias de ganho de peso vivo obtidas pelos carneiros, ao longo do período de engorda, revelaram um bom potencial forrageiro do feno de erva-sal combinado em quaisquer das proporções estudadas com melancia forrageira e com raspa de mandioca. Nessa mesma pesquisa, a utilização do feno de erva-sal garantiu um bom aporte de nutrientes e ganhos de peso vivo de até 145 g dia^{-1}. A elevação dos níveis de feno de erva-sal nas dietas, não alterou o consumo da massa seca e proteína bruta, demonstrando que os ovinos podem apresentar boa tolerância à participação de plantas halófitas em suas dietas (Souto et al., 2004). O nível médio de consumo de massa seca das dietas com o feno de erva-sal foi de 1.033 g dia^{-1}.

É importante ressaltar, que todas as informações obtidas nas pesquisas desenvolvidas por Souto et al. (2004; 2005) sugerem o uso combinado de erva-sal, melancia forrageira e raspa de mandioca, como fontes de nutrientes em dietas para acabamento de ovinos no semiárido brasileiro. Resultados promissores misturando a atriplex com concentrados também foram encontrados por Abu-Zanat &Tabbaa (2006).

A relação benefício/custo de dietas para engorda de ovinos em confinamento, contendo diferentes percentuais de feno de erva-sal, foi estimada por Araújo et al. (2002), que observaram que a dieta contendo 64,57% de feno permitiu ganho de peso intermediário, mas foi a que apresentou melhor relação benefício/custo, evidenciando a viabilidade econômica e ambiental do uso da atriplex na alimentação de ovinos em confinamento.

Santos et al. (2009) avaliaram a composição de macro e microminerais de silagens e os teores de ácidos orgânicos (lático, acético e butírico) em dietas compostas de erva-sal e capim elefante (*Pennisetum purpureum* S.) nas proporções de 100:0, 80:20, 60:40, 40:60, 20:80 e 0:100 e concluíram que em todas as proporções os teores de macro e microminerais foram considerados adequados, além da melhoria no perfil de ácidos orgânicos.

Quanto à oferta de forragem, a Atriplex spp irrigada com água salina de drenagem apresentou rendimentos de 2,2-5,3 t ha^{-1} ano^{-1} de massa seca (Watson & O'Leary, 1993). Espécies dos gêneros *Atriplex*, *Salicornia*, *Distichlis*, *Cressa* e *Batis* apresentaram bons rendimentos com água de condutividade elétrica de até 70 dS m^{-1} (Masters et al., 2007). Embora algumas dessas plantas necessitem de cuidados especiais quanto à propagação, *Atriplex lentiformis*, *Batis maritima*, *Atriplex canescens*, *Salicornia bigelovii* e *Distichlis Palmeri* produziram mais de 10 t ha^{-1} ano^{-1} (Glenn & O'Leary, 1985). De acordo com o Centro Internacional de Agricultura Salina, em Dubai (International Center for Biosaline Agriculture, 2004), algumas espécies como *Distichlis spicata* e *Sporobolus virginicus* irrigadas com água subterrânea de 30 dS m^{-1} produziram acima de 45 t ha^{-1} ano^{-1} de massa seca de feno.

Em amplo estudo, Mishra & Sangwan (2016) propuseram um plano de avaliação de espécies na fitorremediação, em regiões áridas e semiáridas da Índia. A pesquisa contemplou inicialmente a identificação e seleção de plantas espontâneas que se desenvolviam nas áreas salinas, avaliação dos teores de sais na biomassa vegetal e nos solos onde as plantas cresciam, seguida pela determinação da capacidade máxima de produção de biomassa e de fitoacumulação das espécies selecionadas.

Os resultados evidenciaram o potencial de fornecimento de forragem de plantas utilizadas na fitorremediação de

solos afetados por sais. O cultivo destas plantas pode, portanto, fitorremediar solos e elas podem ser utilizadas como alimento animal, permitindo o uso da atividade pecuária mesmo em períodos secos e em áreas degradadas pela salinidade. É importante ressaltar que pesquisas dessa natureza tornam possível a utilização de plantas adaptadas à região e aceitas pela população, sendo, consequentemente, maior a possibilidade de sucesso.

Em um solo degradado do semiárido de Pernambuco, Santos (2016) avaliou o estabelecimento e potencial de fitorremediação de plantas de erva-sal (*A. nummularia*) em relação ao de três espécies arbóreas comumente encontradas na região: sabiá (*Mimosa caesalpiniifolia* Benth), leucena [*Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit] e nim (*Azadirachta indica* A. Juss), isoladamente ou em consórcio. Todas as plantas promoveram melhoria na qualidade do solo em comparação ao controle, isto é, solo sem as plantas. Mas a atriplex foi aquela de maior capacidade de extração de sais do solo, sendo recomendável seu uso em consórcio com outras plantas de maior interesse da população. A diversificação de espécies na fitorremediação é mais recomendável do que o monocultivo, pelas diferentes características de cada uma. Por exemplo, algumas têm maior capacidade de tolerância ao estresse hídrico, outras podem contribuir para a fertilidade do solo pelo incremento de nitrogênio, como as leguminosas, e ainda, outras podem produzir mais biomassa, madeira e forragem.

Considerações Finais

A necessidade de recuperação dos solos afetados por sais, assim como dos que têm problemas de acidez e contaminação por metais pesados é fundamental, porque o recurso solo tem se tornado cada vez mais importante quando se pretende manejar adequadamente os diversos sistemas produtivos, mantendo a sustentabilidade do ambiente.

O uso de plantas para fitorremediar o solo está se tornando cada vez mais necessário devido aos benefícios que propiciam às propriedades químicas e físicas do solo, além da possibilidade de um manejo sustentável e aproveitamento dos produtos advindos das plantas fitorremediadoras, quer seja diretamente para o agricultor e, ou, para os animais explorados na pecuária regional.

Pesquisas na área de fitorremediação de solos afetados por sais, embora escassas no Brasil, evidenciam a possibilidade de recuperação de solos degradados pela salinidade e sodicidade e retorno deles a atividade agropecuária para uso dos agricultores, especialmente aqueles com reduzidos recursos financeiros e técnicos, haja vista o baixo custo para implementação dessas "tecnologias verdes". Nesse sentido, os resultados das pesquisas e os próprios ensaios experimentais devem ser difundidos e inseridos nessas comunidades rurais para que as mesmas observem os benefícios por meio das experiências *in situ*.

As espécies adotadas para fitorremediação são as mais diversas. Algumas foram destacadas nessa revisão, mas o manejo delas ainda deve ser muito pesquisado, para caracterizá-las quanto à composição química (compostos orgânicos e inorgânicos), o crescimento vegetativo, a eficiência fisiológica de acúmulo de biomassa e de sais, entre outros temas que ainda precisam ser estudados.

A literatura é pragmática em evidenciar os benefícios que a *A. nummularia* L. fornece ao "sistema solo-animal-homem". É necessária uma conscientização de pesquisadores, extensionistas e instituições de pesquisa e agropecuárias, para que o cultivo dessa planta fitorremediadora possa se tornar mais disseminado entre os agricultores do semiárido brasileiro. As pesquisas ainda são escassas, motivo pelo qual experimentos que abordam esse tema são bem-vindos no meio científico e de difusão de tecnologia agropecuária, elucidando as dúvidas ainda existentes e divulgando a técnica para os agricultores, atores ativos deste e de outros processos de recuperação de solos.

Literatura Citada

Abdul-Kareem, A. W.; Nazzal, K. E. Phytoremediation of salt affected soils at Al-Jazeera Northern Irrigation Project/Ninavah/Iraq. Mesopotamia Journal of Agriculture, v.41, p.294-298, 2013.

Abu-Zanat, M. M. W.; Tabbaa, M. J. Effect of feeding *Atriplex* browse to lactating ewes on milk yield and growth rate of their lambs. Small Ruminant Research, v.64, p.152–161, 2006.

Accioly, A. M. A.; Siqueira, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: Novais, R. F.; Alvarez V., V. H.; Schaefer, C. E. (ed.) Tópicos em Ciência do Solo – v. I. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.

Ahmad, N.; Qureshi, R. H.; Qadir, M. Amelioration of a calcareous saline-sodic soil by gypsum and forage plants. Land Degradation and Rehabilitation, v.2, p.277-284, 1990.

Ahmad, S.; GHafoor, A.; Qadir, M.; Aziz, M. A. Amelioration of a calcareous saline-sodic soil by gypsum application and different crop rotations. International Journal Agricultural Biology, v.8, p.142–146, 2006.

Araújo, G. G. L.; Holanda Júnior, E. V.; Souto, J. C. R.; Araújo, F. P.; Cavalcanti, J. Custo e comparação econômica de dietas contendo diferentes níveis de feno de erva-sal (*Atriplex nummularia* Lindl.) para ovinos. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 39, Recife. Anais... Recife: SBZ, 2002.

Araújo, R. F. S. S. Avaliação nutricional e função renal de ovinos alimentados com feno de erva-sal (*Atriplex nummularia* Lindl) e farelo de milho em substituição à palma forrageira (*Opuntia fícus-indica* Mill). Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2009. 46p. Dissertação Mestrado

Asghari, H. R.; Marschner, P.; Smith, S. E.; Smith, F. A. Growth response of *Atriplex nummularia* to inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi at different salinity levels. Plant and Soil, v.273, p.245–256, 2005.

Barrett-Lennard, E. G. Restoration of saline land through revegetation. Agricultural Water Management, v.53, p.213–226, 2002.

Batra, L.; Kumar, A.; Manna, M. C.; Chhabra, R. Microbiological and chemical amelioration of alkaline soil by growing Karnal grass and gypsum application. Experimental Agriculture, v.33, p.389–397, 1997.

Cabral, C. D. G. Dinâmica da salinidade no sistema solo-planta sob cultivo de *Atriplex* spp. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1998. 80p. Dissertação Mestrado

Denlein, U.; Stephan, A. B.; Horie, T.; Luo, W.; Xu, G.; Schroeder, I. Plant salt-tolerance mechanisms. Trends in Plant Science, v.19, p.371-379, 2014.

DeSigmond, A. A. J. The alkali soils in Hungary and their reclamation. Soil Science, v.18, p.379-381, 1924.

Franclet, A.; Le Houérou, H. N. Les Atriplex en Tunisie et en Afrique du Nord. Roma: FAO, 1971. 249 p. FAO Report Technique, 7

Freire, M. B. G. S.; Souza, E. R.; Freire, F. J. Fitorremediação de solos afetados por sais. In: Gheyi, H. R.; Dias, N. S.; Lacerda, C. F. Manejo da salinidade na agricultura. Fortaleza: INCTSal, 2010. p.459-471.

Geissler, N.; Hussin, S.; Koyro, H. W. Interactive effects of NaCl salinity and elevated atmospheric CO_2 concentration on growth, photosynthesis, water relations and chemical composition of the potential cash crop halophyte *Aster tripolium* L. Environmental and Experimental Botany, v.65, p.220–231, 2009.

Ghaly, F. M. Role of natural vegetation in improving salt affected soil in Northern Egypt. Soil Tillage Research, v.64, p.173-178, 2002.

Glenn, E. P.; Brown, J. J.; O´Leary, J. W. Irrigating crops with seawater. Scientific American, v.278, p.76-81, 1998.

Glenn, E. P.; O'Leary, J. W. Productivity and irrigation requirements of halophytes grown with seawater in the Sonoran Desert. Journal of Arid Environmental, v.9, p.81–91, 1985.

Hasanuzzaman, M.; Nahar, K.; Alam, M. M.; Bhowmik, P. C.; Hossain, M. A.; Rahman, M. M.; Prasad, M. N. V.; Ozturk, M.; Fujita, M. Potential use of halophytes to remediate saline soils. BioMed Research International, v.2014, p. 1-12, 2014.

Helalia, A. M.; El-Amir, S.; Abou-Zeid, S. T.; Zaghloul, K. F. Bioreclamation of saline-sodic soil by Amshot grass in Northern Egypt. Soil and Tillage Research, v.22, p.109-115, 1992.

ICBA - International Center for Biosaline Agriculture. Biosalinity News, v.5, 2004.

Ilyas, M.; Qureshi, R. H.; Qadir, M. Chemical changes in a saline-sodic soil after gypsum application and cropping. Soil Technology, v.10, p.247–260, 1997.

Jesus, J. M.; Danko, K. S.; Fiúza, A.; Borges, M. T. Phytoremediation of salt affected soils: A review of processes, applicability and the impact of climate change. Environmental Science and Pollution Research, v.22, p.6511-6525, 2015.

Kafi, M.; Asadi, H.; Ganjeali, A. Possible utilization of high-salinity waters and application of low amounts of water for production of the halophyte *Kochia scoparia* as alternative fodder in saline agroecosystems. Agricultural Water Management, v.97, p.139-147, 2010.

Kausar, M. A.; Muhammed, S. Comparison of biological and chemical methods for reclaiming saline-sodic soils. Pakistan Journal of Science Research, v.24, p.252–261, 1972.

Kelley, W. P. The reclamation of alkali soils. California Agriculture Experimental Station Bulletin, v.617, p.1-40, 1937.

Kelley, W. P.; Brown, S. M. Principles governing the reclamation of alkali soils. Hilgardia, v.8, p.149-177, 1934.

Khan, M. A.; Ansari, R.; Ali, H.; Gul, B.; Nielsen, B. L. *Panicum turgidum*, a potentially sustainable cattle feed alternative to maize for saline areas. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.129, p.542–546, 2009.

Knight, E.W. Agricultural investigation on the Newlands (Nev.) reclamation project. US Department Agricultural Research Technology Bulletin, v.464, p.1-35, 1935.

Krishnapillai, M.; Ranjan, R. S. Evaluating the phytoremediation potential of *Atriplex patula* on salt contaminated soil. In: SCAE/ SCGR Meeting, 2005. Anais…Winnipeg: SCAE, 2005.

Leal, I. G.; Accioly, A. M. A.; Nascimento, C. W. A.; Freire, M. B. G. S.; Montenegro, A. A. A.; Ferreira, F. L. Fitorremediação de solo salino sódico por *Atriplex nummularia* e gesso de jazida. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.1065-1072, 2008.

Leite, R. L. A cadeia produtiva da ovinocultura e da caprinocultura de corte. In: Campos, A. C. N. Do campus para o campo: Tecnologias para produção de ovinos e caprinos. Fortaleza: Gráfica Nacional, 2005. 288p.

Masters, D. G.; Benes, S. E.; Norman, H. C. Biosaline agriculture for forage and livestock production. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.119, p.234–248, 2007.

Mattos, C. W. Associação de palma forrageira (*Opuntia fícus-indica* Mill) e feno de erva-sal (*Atriplex nummularia* Lindl) em dietas para cordeiros Santa Inês em confinamento. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2009, 101 p. Tese Doutorado

Mehrotra, V. S. Mycorrhiza: A premier biological tool for managing soil fertility. In: Mehrotra, V. S. Mycorrhiza: Role and applications. New Delhi: Allied Publishers Private Limited, 2005. 359p.

Mishra, N. K.; Sangwan, A. Phytoremediation of salt-affected soils: A review of processes, applicability, and the impact on soil health in Hisar, Haryana. International Journal of Engineering Science Invention Research and Development, v.2, n.7, p.418-423, 2016.

Muhamed, S.; Ghafoor, A.; Hussain, T.; Rauf, A. Comparison of biological, physical and chemical methods of reclaiming salt-affected soils with brackish groundwater. In: National Congress of Soil Science, 2. Faisalabad, 1990. Proceedings… Faisalabad: Soil Science Society of Pakistan, 1990.

Nascimento, C. W. A.; Accioly, A. M. A.; Biondi, C. M. Fitoextração de metais pesados em solos contaminados: Avanços e perspectivas. In: Ribeiro, M. R. Tópicos em Ciência do Solo, v.6. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 461-497

Norman, H. C.; Masters, D. G.; Wilmot, M. G.; Rintoul, A. J. Effect of supplementation with grain, hay or straw on the performance of Weaner Merino sheep grazing old man (*Atriplex nummularia*) or river (*Atriplex amnicola*) saltbush. Grass and Forage Science, v.63, p.179-192, 2008.

Pimentel-Galindo, R. M. Variações estruturais e funcionais dos tricomas vesiculares e dos elementos xilemáticos em folhas de *Atriplex nummularia* Lindl, em resposta à salinidade. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2001. 90 p. Tese Doutorado

Plenchette, C.; Duponnois, R. Growth response of the saltbush *Atriplex nummularia* L. to inoculation with the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices*. Journal of Arid Environments, v.61, p.535–540, 2005.

Porto, E. R.; Amorim, M. C. C.; Dutra, M. T.; Paulino, R. V.; Brito, L. T. L.; Matos, A. N. B. Rendimento da *Atriplex nummularia* irrigada com efluentes da criação de tilápia em rejeito da dessalinização de água. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.97-103, 2006.

Porto, E. R.; Amorim, M. C. C.; Silva Júnior, L. G. de A. Uso do rejeito da dessalinização de água salobra para irrigação da ervasal (*Atriplex nummularia*). Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, p.111-114, 2001.

Qadir, M.; Oster, J. D.; Schubert, S.; Noble, A. D.; Sahrawat, K. L. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. Advances in Agronomy, v.96, p.197-247, 2007.

Qadir, M.; Qureshi, R. H.; Ahmad, N. Amelioration of calcareous saline-sodic soils through phytoremediation and chemical strategies. Soil Use Management, v.18, p.381–385, 2002.

Qadir, M.; Qureshi, R. H.; Ahmad, N.; Ilyas, M. Salt-tolerant forage cultivation on a saline-sodic field for biomass production and soil reclamation. Land Degradation and Development, v.7, p.11-18, 1996.

Rao, D. L. N.; Burns, R. G. The influence of blue-green algae on the biological amelioration of alkali soils. Biology and Fertility of Soils, v.11, p.306–312, 1991.

Ravindram, K. C.; Venkatesan, K.; Balakrishnan, V.; Chellappan, K. P.; Balasubramanian, T. Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. Soil Biology & Biochemistry, v.39, p.2661-2664, 2007.

Robbins, C. W. Sodic calcareous soil reclamation as affected by different amendments and crops. Agronomy Journal, v.78, p.916-920, 1986.

Santos, K. C. F.; Silva, M. S. L.; Silva, L. E.; Miranda, M. A.; Freire, M. B. G. S. Atividade biológica em solo salino-sódico saturado por água sob cultivo de *Atriplex nummularia*. Revista Ciência Agronômica, v.42, p.619-627, 2011.

Santos, M. A. Recuperação de solo salino-sódico por fitorremediação com *Atriplex nummularia* ou aplicação de gesso. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2012. 89p. Dissertação Mestrado

Santos, M. A. Adaptabilidade e potencial fitorremediador de espécies vegetais em solo salino. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2016. 128p. Tese Doutorado.

Santos, O. O.; Araújo, G. G. L.; Mistura, C.; Pereira, L. G. R.; Porto, E. R.; Araújo, J. R.; Silva, J. R. R.; Brandão, L. G. N. Ácidos orgânicos em silagens de erva-sal com diferentes proporções de capim-elefante. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 46, 2009, Maringá-PR. Resumos... Maringá, 2009. CD Rom

Silva, F. G. Bactérias halotolerantes associadas a plantas de *Atriplex nummularia* L. e sua inoculação em mudas. Garanhuns: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2014. 89p. Dissertação Mestrado

Singh, M. V.; Singh, K. N. Reclamation techniques for improvement of sodic soils and crop yields. Indian Journal of Agricultural Sciences, v.59, p.495–500, 1989.

Singh, N. T. Historical perspective. In: N. K. Tyagi; P. S. Minhas. Agricultural salinity management in India. Karnal: Central Soil Salinity Research Institute, 1998. p.9-19

Smith, S. E.; Read, D. J. Mycorrhizal symbiosis. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2008, 815p.

Souto, J. C. R.; Araújo, G. G. L.; Moreira, J. N. M.; Silva, S. S.; Costa, R. G.; Porto, E. R. Consumo e digestibilidade aparente de nutrientes em dietas para ovinos com diferentes níveis de feno de erva-sal (*Atriplex nummularia* Lindl). Revista Ciência Agronômica, v.35, p.116-122, 2004.

Souto, J. C. R; Araújo, G. G. L.; Silva, D. S.; Porto, E. R.; Turco, S. H. N.; Medeiros, A. N. Desempenho produtivo de ovinos alimentados com dietas contendo níveis crescentes de feno de erva-sal (*Atriplex nummularia* Lindl). Revista Ciência Agronômica, v.36, p.376-381, 2005.

Souza, E. R.; Freire, M. B. G. S.; Cunha, K. P. V.; Nascimento, C. W. A.; Ruiz, H. A.; Lins, C. M. T. Biomass, anatomical changes and osmotic potential in *Atriplex nummularia* Lindl. cultivated in sodic saline soil under water stress. Environmental and Experimental Botany, v.82, p.20-27, 2012.

Souza, E. R.; Freire, M. B. G. S.; Melo, D. V. M.; Montenegro, A. A. A. Management of *Atriplex nummularia* Lindl. in a salt affected soil in a semiarid region of Brazil. International Journal of Phytoremediation, v.16, p.73-85, 2014.

Souza, E. R.; Freire, M. B. G. S.; Nascimento, C. W. A.; Montenegro, A. A. A.; Freire, F. J.; Melo, H. F. Fitoextração de sais pela *Atriplex nummularia* Lindl. sob estresse hídrico em solo salino-sódico. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.477-483, 2011.

Szabolcs, I. Salt affected soils as the ecosystem for halophytes. In: Squires, V. R.; Ayoub, A. T. Halophytes as a resource for livestock and for rehabilitation of degraded lands. Nairobi: Kluwer Academic Publishers, 1994. p.19-24.

Tang, M.; Chen, H.; Huang, J. C.; Tian, Z. Q. AM fungi effects on the growth and physiology of *Zea mays* seedlings under diesel stress. Soil biology and Biochemistry, v.41, p.936-940, 2009.

Tanga, A. A.; Erenso, T. F.; Lemma, B. Effects of three tree species on microclimate and soil amelioration in the central rift valley of Ethiopia. Journal or Soil Science and Environmental Management, v.5, p.62-71, 2014.

Tavares, R. C.; Mendes Filho, P. F.; Lacerda, C. F. de; Silva, J. Colonização micorrízica e nodulação radicular em mudas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) sob diferentes níveis de salinidade. Revista Ciência Agronômica, v.43, p.409-416, 2012.

Thomas, D. T.; Rintoul J.; Masters, D. G. Sheep select combinations of high and low sodium chloride, energy and crude protein feed that improve their diet. Applied Animal Behavior Science, v.105, p.140–153, 2007.

Tsutsumi, K.; Yamada, N.; Cha-Um, S.; Tanaka, Y.; Takabe, T. Differential accumulation of glycinebetaine and choline monooxygenase in bladder hairs and lamina of *Atriplex gmelini* under high salinity. Journal of Plant Physiology, v.176, p.101-107, 2015.

Warren, B. E.; Bunny, C. J.; Bryant, E. A preliminary examination of the nutritive value of four saltbush (Atriplex) species. Proceedings of the Australian Society of Animal Production, v.18, p.424–427, 1990.

Watson, M. C.; O'Leary, J. W. Performance of Atriplex species in the San Joaquin Valley, California, under irrigation and with mechanical harvests. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.43, p.255–266, 1993.

Wilson, A. D. Halophytic shrubs in semi-arid regions of Australia. In: Squires, V. R.; Ayoub, A. T. Halophytes as a resource for livestock and for rehabilitation of degraded lands. Nairobi: Kluwer Academic Publishers, 1994. p.101-113.

Wursten, J. L.; Powers, W. L Reclamation of virgin black alkali soils. Journal of American Soil Society Agronomy, v.26, p.752-762, 1934.

Zhang, H. S.; Zai, X. M.; Wu, X. H.; Qin, P.; Zhang, W. M. An ecological technology of coastal saline soil amelioration. Ecological Engineering, v.67, p.80-88, 2014.

Zhu, J. K. Plant salt tolerance. Trends in Plant Science, v.6, n.2, p.66-71, 2001.



Perímetro irrigado Curú-Pentecostes, CE

INCTSal

Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade

INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES:

UFC · UFCG · UFERSA · UFRPE · UFPB · FURG · UECE · UFRB Universidade Federal do Recôncavo da Bahia · UEPB Universidade Estadual da Paraíba · Embrapa

APOIO:

CNPq Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico · CAPES · FUNCAP · Governo do Estado do Ceará Secretaria do Desenvolvimento Econômico · ADECE Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará S.A.