

**Fitorremediação: Remediação de solos e sedimentos contaminados
baseada em plantas.
Cunningham, S. D. & Lee, C. R. in Skipper(1995)**

A fitorremediação é definida como o uso de plantas verdes para remover, conter ou tornar inofensivos os contaminantes ambientais. Esta definição se aplica a todos os processos biológicos, físicos e químicos influenciados pelas plantas que auxiliam na remediação de substratos contaminados (Cunningham & Berti, 1993). O conceito de fitorremediação envolve o uso de plantas hiperacumuladoras de metais pesados para remoção de poluentes em solos ou água. Este é um método essencialmente 'verde' e que tem a vantagem de ser uma técnica de baixo custo para remediação do solo, sem agredir o ambiente (Robinson et al., 1998).

O termo "hiperacumulador" foi introduzido por Brooks et al. (1977) e originalmente se referiu a plantas que absorviam altas concentrações de níquel ($1000 \mu\text{g.g}^{-1}$) em peso seco. Para outros elementos, o limite de acumulação foi de até $10000 \mu\text{g.g}^{-1}$ (1%), segundo Reeves e Brooks (1983). Para cádmio, o nível correspondente foi de $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Baker et al., 1994). Na tabela 1 está uma relação de plantas hiperacumuladoras, sendo que a grande maioria dos trabalhos tem identificado acumuladoras para Ni.

As plantas, juntamente com sua microflora associada, estão sendo utilizadas tanto em estratégias de contenção como de descontaminação para solos contaminados. A seguir são enfocados e discutidos alguns aspectos da fitorremediação de solos e sedimentos contaminados.

Tabela 1. Número de plantas hiperacumuladoras conhecidas, para oito metais pesados, e famílias em que são mais frequentemente encontradas.

Elemento	número espécies	Famílias
Cd	1	Brassicaceae
Co	26	Lamiaceae, Scrophulariaceae
Cu	24	Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae, Scrophulariaceae
Mn	11	Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae
Ni	290	Brassicaceae, Cunoniaceae, Flacourtiaceae, Violaceae, Euphorbiaceae,
Se	19	Fabaceae
Tl	1	Brassicaceae
Zn	16	Brassicaceae, Violaceae

Fonte: Robinson et al., 1998

Programas de remediação de sítios

Existem várias tecnologias disponíveis para a remediação de sítios. Todos os programas de remediação 'in situ', entretanto, seguem ou uma estratégia de contenção do contaminante (também referida como estabilização) ou de redução do contaminante (geralmente referida como 'limpeza'). No que diz respeito à contenção do contaminante, não há nenhuma redução efetiva do contaminante presente, mas os riscos à saúde e ambiental são reduzidos a níveis aceitáveis por uma manipulação física ou química do sítio. A construção de coberturas, galerias e cortinas de isolamento hidráulico são exemplos de estratégias de engenharia nesta categoria. Um exemplo mais recente é o desenvolvimento de métodos de estabilização baseados em mudanças na química do solo e no crescimento das plantas. Estratégias de redução 'in situ' do contaminante incluem degradação microbiana, lavagem do solo, ventilação, aquecimento e eletroosmose. Estratégias de descontaminação baseadas em plantas estão entre as técnicas mais recentes utilizadas para a redução de contaminantes 'in situ' (Cunningham & Lee, 1995; Cunningham & Ow, 1996). Nas figuras 1 e 2 são mostrados esquemas de contenção e remoção de contaminantes.

Plantas como estruturas de engenharia

É útil visualizar e descrever uma planta em termos de engenharia a fim de mudar nosso paradigma agrônomo familiar da planta e esclarecer o conceito de fitorremediação àqueles profissionais que estão mais familiarizados com a terminologia de engenharia. A um nível básico, as plantas verdes são sistemas de bombeamento e filtragem controlados pela luz solar, que tem capacidades inerentes de carga, degradação e bloqueio. As raízes são extratores exploratórios da fase líquida que podem captar, alterar e/ou translocar elementos e compostos contra grandes gradientes químicos. As superfícies das raízes suportam biofilmes bacterianos ativos e extensões fúngicas que aumentam significativamente a superfície de contato com o solo, capacidades metabólicas e podem alterar a maioria dos parâmetros físicos e químicos mensuráveis do solo (Cunningham & Berti, 1993).

O envolvimento das plantas com elementos tóxicos ambientais não é novo. Através da evolução, as plantas desenvolvem mecanismos de tolerância para sobreviver em muitos ambientes hostis. As plantas na maioria dos ambientes são agredidas por uma grande variedade de toxinas orgânicas ou metálicas e desenvolveram mecanismos para se adaptar, sobreviver e até prosperar sob estas condições. Alguns fitopatógenos, micróbios do solos e ervas daninhas produzem uma grande variedade de compostos orgânicos tóxicos, os quais as plantas evoluíram para conter. Plantas que crescem em solos formados sobre jazidas de minério ricas em metais adaptaram mecanismos de sobrevivência antes mesmo dos solos antropomórficos existirem. Algumas plantas desenvolvem mecanismos nas raízes que estabilizam metais e então restringem a translocação para as folhas, onde o

dano poderia ocorrer. Estas plantas estão se mostrando úteis em estratégias de contenção. Outras plantas desenvolveram mecanismos sofisticados para absorver, translocar e tolerar quantidades significativas de metais pesados, consideradas tóxicas. Estas plantas podem florescer em ambientes hostis enquanto todas as outras morrem. Estas plantas são úteis em estratégias de redução de contaminantes. Estes e outros mecanismos que as plantas desenvolveram para tolerar solos contaminados serão discutidos em maior detalhe abaixo (Cunningham e Lee, 1995; Robinson et al., 1998)

Remediação por contenção de contaminantes

Um aspecto crítico de qualquer política de contenção é controlar o fluxo de água em uma área poluída, assim como o fluxo de água contaminada existente em uma zona contaminada. As plantas tem a vantagem de captar e transpirar água e foram utilizadas por ambos motivos (Shimp et al., 1993). As plantas também controlam a erosão do solo e subsequente migração de contaminantes. Assim, na maioria das coberturas comumente se utilizam plantas. Certas companhias de sementes fornecem sementes de gramas vigorosas para estes fins. As raízes, especialmente em solos alagados, também alteram as concentrações de íons e o potencial redox ao seu redor. Com isso elas modificam substratos e imobilizam a migração de contaminantes em águas que percolam através de áreas alagadas (Wenzel et al., 1992). Este fenômeno é explorado em muitos esquemas de remediação de águas residuais, envolvendo terras alagadas naturais ou construídas, assim como em camas de junco para tratamento. Em muitos esquemas de remediação, as plantas podem absorver também contaminantes biodisponíveis nas raízes e a escolha de plantas com translocação restrita nas folhas auxilia a estratégia de contenção (Cunningham & Lee, 1996). Sob remediação de contenção, a mobilidade de contaminantes pode ser reduzida com a adição de corretivos no solo, que reduz a solubilidade do contaminante. Estes corretivos incluíram agentes alcalinizadores, fosfatos e materiais orgânicos designados a tornar os materiais tóxicos mais insolúveis e não disponíveis para a lixiviação e absorção pelas plantas (Seaman et al., 1998; Pierzynski et al., 1998). Além disso, plantas com certos mecanismos para lidar com concentrações excessivas de contaminantes em solos podem ser plantadas para imobilizar ainda mais os poluentes. Por exemplo, metais pesados e compostos orgânicos lipofílicos podem ser imobilizados nas raízes ou sobre a superfície das raízes, com pouca mobilidade na planta ou no solo (Baker, 1981). Ainda, plantas tolerantes estabilizarão a matriz contaminada contra a erosão do vento e da chuva.

A fitorremediação como uma técnica de contenção baseia-se muito em pesquisas prévias sobre revegetação de áreas de minas descobertas. Segundo Bradshaw & Chadwick, citados por Cunningham & Lee (1996), plantas tolerantes a metais, como *Festuca rubra* (festuca vermelha), foram usadas para revegetar e controlar a erosão do solo em áreas de mineração e pilhas de resíduos. Estas plantas não translocam grandes quantidades de metais em suas folhas e conseqüentemente podem ser usadas em estratégias de manejo de pastagens para os solos altamente contaminados.

A pastagem animal nestes sítios recuperados é limitada a curtos períodos de tempo e os animais são transferidos para áreas não contaminadas para o resto de seus requerimentos alimentares.

Outro exemplo desta estratégia foi descrito por Brandon et al., citado por Cunningham & Ow (1996), para materiais dragados acidificados e contaminados com metais, colocadas em ambiente de disposição. Corretivos como cal, cascalhos de calcário, dejetos de cavalo e plantas tolerantes a acidez e metais foram utilizados para controlar a solubilidade dos metais e vegetar totalmente o sedimento contaminado, após a disposição. Sítios controle foram improdutivos pelos últimos 6 anos e produzem um runoff ácido (pH 3,5) e rico em metais que excedeu os padrões de qualidade da água. Sítios que receberam os corretivos e plantas tolerantes produziram um runoff mais aceitável aos padrões de qualidade da água.

Fitorremediação de solos contaminados com metais

A absorção de qualquer metal pelas plantas é dependente da biodisponibilidade relativa do metal na matriz contaminada. Mudanças na química do solo, como a diminuição de pH ou a limitação do ímpeto de ânions no sistema, podem aumentar a disponibilidade de muitos metais para a absorção pelas raízes. Muitas plantas podem absorver consideráveis níveis de metais sob algumas condições no solo. Mudanças no status microbiano da rizosfera (ex: presença de micorrizas) podem também ter profundos efeitos (positivos ou negativos) sobre a absorção de metais pelas raízes (Siqueira, 1996). O consenso geral dos pesquisadores desta área, entretanto, é que a fitorremediação apenas será economicamente viável através do uso das chamadas plantas 'hiperacumuladoras'.

Há plantas que toleram concentrações excessivas de metais no solo por absorção, translocação e estocagem de metais de um modo não tóxico. Muitas destas plantas evoluíram em solos ricos em metais. A pesquisa nas últimas 2 décadas mostrou que certas plantas especializadas tem a capacidade de acumular mais de 3% (em peso seco) de metais pesados e mais de 25% (peso seco) em seiva/látex com nenhum dano aparente para a planta (Baker & Brooks, 1989; Baker et al., 1994; Huang & Cunningham, 1996). Geobotânicos localizaram tipos similares de plantas em vários países pelo mundo, como Reino Unido, Alemanha, Suíça, Espanha, França, Itália, Bulgária, Grécia, Checoslováquia, Zaire, Filipinas, Nova Caledônia, Nova Zelândia, Japão e EUA. Estes autores documentam que a acumulação destes elementos é dependente da planta, metal e condições ambientais. Os mecanismos que governam esta tolerância e a absorção de concentrações excessivas de metais nas folhas foram alvo de pesquisas ativas e variam de acordo com o elemento (Alloway, 1995; Cunningham & Lee, 1995; Huang & Cunningham, 1996). Os mecanismos de tolerância incluem a acumulação de Zn em paredes celulares; Ni associado com a pectina em células grandes; Ni, Co e Zn sendo quelados por ácido málico; Zn associado a fitoquelatina; quelação de Ni por citrato; e Co associado a cristais de oxalato de cálcio nos tecidos vegetais. O conhecimento dos mecanismos de tolerância auxiliarão na identificação das características genéticas necessárias para a

transferência da tolerância a metais a plantas capazes de produzir maior biomassa e com enraizamento mais profundo. Foi sugerido que, em alguns casos, a biomassa resultante rica em metais (biominério) poderia ser incinerada e os metais reciclados economicamente. Esta 'biomineração' de metais também pode ser aplicável como uma técnica de mineração para metais com valor econômico significativo (Robinson et al., 1998).

Fitorremediação de sítios contaminados com compostos orgânicos

As plantas são continuamente agredidas por uma variedade de compostos orgânicos biologicamente ativos. Muitos pesticidas (fúngicos, bacterianos e de ervas daninhas) representam uma grande variedade de agentes biocidas aos quais as plantas desenvolveram mecanismos de tolerância. Mais recentemente, com o desenvolvimento da indústria de pesticidas, nós começamos a apreciar a capacidade metabólica do sistema planta. Os herbicidas mais modernos baseiam-se na seletividade das culturas, devida a diferenças metabólicas entre as espécies de plantas (Hatway, 1989). Esta capacidade é a espinha dorsal do mercado multibilionário de herbicidas. Plantas desejáveis metabolizam rapidamente o herbicida em um composto não tóxico, enquanto ervas não desejáveis não o fazem e são conseqüentemente mortas. Elas também se mostram potencialmente exploráveis na remediação de solos contaminados. Nesta estratégia de remediação, as plantas absorvem os poluentes do solo e os metabolizam a materiais não tóxicos ou os incorporam em um componente estável da célula, como por exemplo a lignina (Figura 3). Esta capacidade das plantas em detoxificar xenobiontes é amplamente reconhecida. Em um paralelo a sistemas de detoxificação em mamíferos, as plantas foram descritas como 'fígados verdes' planetários. Como a nossa capacidade de manipular geneticamente as plantas aumentou, muitos pesquisadores começaram a incorporar genes metabólicos procarióticos e eucarióticos no genoma da planta.

Um objetivo comum do setor industrial de agrotóxicos é a manipulação de plantas para aumentar a tolerância aos herbicidas registrados atualmente, aumentando então a utilidade dos herbicidas sobre uma grande variedade de condições agronômicas. Muitos conceitos, técnicas e manipulações utilizados na produção de plantas com metabolismo aumentado para herbicidas podem também encontrar um nicho no mercado de remediação. Segundo Cunningham & Lee, 1995, já foram estabelecidas patentes nesta área.

Apesar desta capacidade de metabolizar certos xenobiontes, as plantas são geralmente organismos 'construtivos' e não 'destrutivos'. Quando comparado ao metabolismo microbiano, as plantas agem em uma variedade menor de substratos, efetuando passos degradativos mais simples e geralmente não reduzem o xenobionte a uma molécula simples. Faz sentido, tanto intuitiva quanto logicamente, combinar a arquitetura e a natureza autotrófica da planta com a capacidade degradativa do microorganismo. Tal arranjo planta-microorganismo existe na área biologicamente ativa ao

redor das raízes das plantas (rizosfera) (Anderson & Coats, 1995). O co-metabolismo de poluentes que são normalmente pobres nos substratos microbianos parece ocorrer na zona da rizosfera, onde mais de 25% de toda biomassa produzida pode ser perdida. Esforços atuais de pesquisa incluem a seleção da planta, padrões alternativos de enraizamento, composição dos exsudatos produzidos pela planta e seu efeito nas comunidades microbianas, exsudação de compostos específicos induzindo caminhos metabólicos específicos e inoculação da rizosfera com microorganismos capazes de degradar eficientemente os xenobiontes (Langenbach, 1994).

As plantas e suas raízes podem criar no solo um ambiente rico em atividade microbiana que pode mudar a disponibilidade de contaminantes orgânicos ou aumentar a degradação de certos compostos orgânicos como hidrocarbonetos derivados de petróleo. De acordo com Skogerboe, citado por Cunningham & Lee (1995), sedimentos de lagos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo mostraram uma redução na contaminação total de cerca de 80% quando o sedimento foi colocado em um ambiente de disposição emerso, fertilizado e cultivado com grama bermuda. O sedimento recondicionado foi proposto para uso paisagístico em torno do lago de onde o sedimento foi removido.

Fitorremediação para cada elemento

Cádmio e Zinco - os primeiros trabalhos com potencial para fitorremediação sugeriram a partir de 1993, quando foram identificadas por MgGrath et al. as plantas *Thlaspi caerulescens* e *Cardaminopsis halleri*. (Robinson et al., 1998) Ambas acumulam Zn, mas somente *Thlaspi* acumula Cd. O cultivo destas plantas pode remover o Cd acumulado durante décadas em pastagens que receberam adubos fosfatados ricos em Cd. A maioria dos trabalhos de fitorremediação foram feitos com *Thlaspi*. Em experimento de campo, em substrato de mina de Pb/Zn, Zn e Cd foram de 1,16% e 0,16 (peso seco) respectivamente. A biomassa produzida foi de 2,6 t.ha⁻¹ sem adubação. Uma fertilização com N aumentou a remoção para 60 kg.ha⁻¹ de Zn e 8,4 kg.ha⁻¹ de Cd. Foi encontrado 1% de Zn para solo com 4% de Zn e 0,1% de Cd, quando o solo tinha 0,02% de Cd. A concentração de metal na planta teve forte correlação com o teor de metais extraíveis (fração disponível para a planta), quando medida pela extração com acetato de amônia e foi inversamente correlacionada com o pH.

O fator de bioacumulação (concentração na planta/ concentração no solo) foi geralmente mais alto para Cd do que para Zn, exceto para baixos níveis de metais no solo. Existe uma tendência deste fator aumentar com o decréscimo da concentração do metal no solo. Para baixas concentrações de Cd (10 µg.g⁻¹), apenas um cultivo seria suficiente para reduzir a concentração de Cd no solo. No caso do Zn, cujo fator de acumulação foi baixo, seriam necessários muitos cultivos (Robinson et al., 1998).

Níquel - Apesar do grande potencial de remoção pelas plantas, o Ni é menos comum em áreas contaminadas. É provável que metais básicos (Pb e Zn) sejam os poluentes majoritários. Todavia, a contaminação por Ni tem

aumentado em pastagens que receberam adição de lodo. Em Beaumont Leys (UK), o conteúdo de Ni na superfície de fazendas de lodo foi maior que $385 \mu\text{g.g}^{-1}$. O limite máximo permitido pela legislação da Comunidade Européia (EC) é de $75 \mu\text{g.g}^{-1}$ e o nível de background de $25 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Mcgrath, 1995). Moderada poluição também é encontrada próximo a fundições e áreas de mineração.

Existem atualmente cerca de 300 espécies de plantas que acumulam Ni e muitas delas combinam tolerância ao clima com alta produção de biomassa e alta absorção de Ni. Ex: *Alyssum bertolonii* (Robinson et al., 1997). Experimentos na África do Sul também mostram alta produção de biomassa da hiperacumuladora *Berkheya coddii* (produtividade de até 22 t.ha^{-1}). Para uma contaminação de $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ a uma profundidade de 15 cm e $d = 1,3 \text{ g.cm}^{-3}$, seriam necessários apenas 2 cultivos para reduzi-la a valor menor do que 75 mg.g^{-1} . Como o teor permitido pela legislação da EU é de 3kg/ha/ano (CEC, 1986) para aplicação de lodo ao solo, um plantio de *Berkheya* removeria o correspondente a 24 anos de fertilização com lodo, enquanto com *Alyssum bertolonii* removeria o aplicado por 15 anos.

Chumbo - A fitorremediação para Pb foi estudada por Huang e Cumingham (1996), que usaram EDTA para formar quelatos com o Pb contido no solo e que poderia ser absorvido pelas plantas na forma de complexos. Por este mecanismo, plantas com alta biomassa, como o milho (*Zea mays*), podem ser usadas para remover o Pb do solo. As plantas crescem normalmente no solo sem extrair muito Pb, porém absorvem grandes concentrações do metal quando EDTA é adicionado. Após este estágio, após este estágio as plantas começam a morrer mas são então colhidas para remover o poluente. Segundo estes autores, uma possível via de transporte de Pb para o interior das células da raiz seria através dos canais de íons, como os do Ca^{+2} . Foi observado também que as plantas monocotiledôneas acumulam menos Pb que as dicotiledôneas.

Necessidades de pesquisa

A pesquisa em fitorremediação está em seu princípio. Muitas pesquisas básicas e aplicadas são necessárias para tornar esta tecnologia uma alternativa viável em uma grande variedade de áreas contaminadas. Para planejar racionalmente, selecionar e desenvolver estratégias de fitorremediação é preciso ter um entendimento adicional sobre a fisiologia, biologia molecular e química da absorção, translocação, tolerância e detoxificação dos poluentes pelas plantas.

A fitorremediação como uma tecnologia de estabilização necessita de um suporte da química do solo e microbiologia para determinar o grau relativo da estabilização, prever a migração do material para fora do sítio e apontar o risco relativo à técnica de remediação e ao sítio. Plantas com translocação reduzida, plantadas em solos onde o poluente foi estabilizado por manipulação da química do solo e da microbiologia é somente o início para

esta técnica ser aceita para a remediação de sítios de 'superfúndios', ainda que os fundamentos tenham quase 50 anos (Cunningham & Lee, 1995). São necessários esforços para estabelecer protocolos, padrões e técnicas de aplicação para a pesquisa, remediação por engenharia e a atuação de organismos reguladores.

A fitorremediação como uma técnica de descontaminação necessita de pesquisas na procura de plantas com altos índices de absorção de metais, grande biomassa e tolerância a uma grande variedade de condições ambientais e restrições. Apesar dos melhores esforços dos geobotânicos, estas plantas atualmente podem não existir e a planta ideal pode requerer a geração, seleção e estratégias de biologia molecular para se desenvolver. Para estes fins, biólogos moleculares, botânicos, agrônomos e cientistas do solo precisarão cooperar em conjunto para o desenvolvimento de sistemas aplicáveis de fitorremediação. Os melhores esforços cooperativos destes profissionais em campos tão diferentes como ciência da irrigação e biologia molecular serão necessárias para se compreender inteiramente o potencial da remediação baseada em plantas.

A descontaminação de solos contaminados com compostos orgânicos requer um melhor conhecimento fundamental das interações solo-planta. Para complementar, as disciplinas de biologia, fisiologia, microbiologia e genética vegetal e microbiana devem ser enfocadas nas interações das plantas com suas comunidades microbianas no solo contaminado. O aumento da capacidade degradativa das plantas está em seus primeiros estágios e é necessário ainda muito esforço. Genes degradativos, clonados de sistemas procarióticos e eucarióticos começaram a se expressar no tecido da planta. Muitas das maiores companhias agroquímicas estão incorporando genes de degradação de herbicidas no germoplasma dos cultivares. A clonagem e expressão de genes degradativos de poluentes industriais devem também ser desenvolvidos. Alguns destes sistemas podem já funcionar com tal capacidade, mas a maioria ainda não foi testada. A exploração de sistemas enzimáticos, cofatores e tecidos vegetais alterados é uma oportunidade notável em muitos laboratórios (Cunningham & Lee, 1995, Cunningham & Ow, 1996).

As estruturas da plantas nunca foram otimizadas para a remediação. A profundidade de enraizamento, estrutura e densidade podem sem dúvida ser alteradas para aumentar a eficiência degradativa. Novamente, as ciências teóricas, práticas e aplicadas estabeleceram técnicas que ainda não foram bem esclarecidas na fitorremediação de solos contaminados.

Conclusões

A maioria dos métodos atuais de limpeza de metais e compostos orgânicos não voláteis na superfície do solo grosseiros, custosos e fisicamente destrutivos (Baker et al., 1994). A remediação por métodos convencionais de engenharia custa, muitas vezes de 50 a 500 dólares por

tonelada de solo, sendo que certas técnicas especializadas podem custar até 1000 dólares (Cunningham & Ow, 1996). A fitorremediação é uma tecnologia emergente que promete uma remediação viável quando os poluentes: 1) estão próximos à superfície; 2) são relativamente não lixiviáveis; e 3) possuem pequeno risco iminente à saúde do ambiente (Cunningham & Lee, 1995). Os resultados são mais efetivos em áreas pouco ou moderadamente contaminadas. Para elevada contaminação, o tempo para descontaminação é longo demais (Robinson et al., 1998). A combinação da hiperacumulação de metais e degradação ou seqüestro aumentados de compostos orgânicos com maior biomassa e sistemas de enraizamento mais profundos pode resultar em uma poderosa tecnologia de fitorremediação que irá fornecer opções mais baratas, permanentes e invasivas de remediação.

Segundo Robinson et al. (1998), a expansão desta técnica depende:

- da descoberta de novas espécies de plantas hiperacumuladoras que apresentem alto conteúdo de metal, alta biomassa e fácil propagação.
- aumento da produção de biomassa nas espécies existentes pela fertilização, melhoramento genético, manipulação de genes ou uso de reguladores de crescimento.
- aumento do conteúdo de metais em não acumuladoras que possuam biomassa elevada. Ex: uso de quelantes para induzir a bioacumulação.
- o custo de fitorremediação pode ser reduzido se a energia da biomassa puder ser recuperada e as cinzas resultantes vendidas como bio-minérios.

REFERÊNCIAS

- ALLOWAY, B. J. Soil process and the behaviour of metals. In: Alloway, B. J. ed. **Heavy metals in soils**. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1995. p.11-37.
- ANDERSON, T. A., COATS, J. R. An overview of microbial degradation in the rhizosphere and its implications for bioremediation. In: SKIPPER, H. D. & TURCO, R. F. ed. **Bioremediation : science and applications**. Madison: Soil Science Society of America, 1995. p.133-141 (SSSA special publication number 43).
- BAKER, A. J. M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**, v.3, p.643-654, 1981.

- BAKER, A. J. M. & BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metal elements – A review of their distribution, ecology, and phytochemistry. **Biorecovery**, v.1, p.81-126, 1989.
- BAKER, A. J. M., McGRATH, S. P., SIDOLI, C. M. D., REEVES, R. D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. **Resources, Conservation and Recycling**, v.11, p.41-49, 1994.
- BROOKS, R. R., LEE, J., REEVES, R. D. JAFREÉ, T. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. **Journal Geochemical Explorer**, v.7, p.49-57, 1977.
- CEC - Comission of the European Community. Council Diretive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particularof the soil, when sewage sludge isbused in agriculture. **J. Eur. Comm.**, n.L181 (86/278/EEC, 6-12), 1986.
- CUNNINGHAM, S., BERTI, W. R. The remediation of contaminated soils with green plants; an overview. **In vitro celular and development biology-plant**, v.29, p.207-212, 1993.
- CUNNINGHAM, S. D., LEE, C. R. Phytoremediation: plant-based remediation of contaminated soils and sediments. In: SKIPPER, H. D. & TURCO, R. F. ed. **Bioremediation : science and applications**. Madison: Soil Science Society of America, 1995. p.145-156 (SSSA special publication number 43).
- CUNNINGHAM, S. D., OW, D. W. Promises and prospects of phytoremediation. **Plant Phisiology**, v.100, p.715-719, 1996.
- HATWAY, D. E. **Molecular mechanisms of herbicide selectivity**. New York: Oxford University Press, 1989.
- HUANG, J., CUNNINGHAM, S. D. Lead phytoextraction : species variation in lead uptake and translocation. **New Phytologisty**, v.134, p.75-84, 1996.
- LANGENBACH, T. Degradação de xenobiontes: potencialidades e limites. In: ARAÚJO, R. S. e HUNGRIA, M. ed. **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. p.218-236.
- McGRATH, S.P. Chromium and nickel. In: Alloway, B. J. ed. **Heavy metals in soils**. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1995. p.152-178.
- PIERZYNSKI, G. M., HETTIARACHCHI, G.M., LAMBERT, M. L., ERICKSON, L. E., SWEENEY, D. W., HETRICK, B. A. D. Remediation of metal - contaminated sites in Tri-State mining region, USA. International Soil Congress, Montepelier(FR), 1998.

- REEVES, R. D., BROOKS, R. R. European species of *Thlaspi* L. (Cuciferae) as indicators of nickel and zinc. **Journal Geochemical Explorer**, v.18, p.275-283, 1983.
- ROBINSON, B. H., LEBLANC, M., PETIT, D., BROOKS, R., KIRKMAN, J., GREGG, P. The potential of some plant hyperaccumulators for phytoremediation of contaminated soils. In: International Soil Congress, Montpellier(FR), 1998.
- ROBINSON, B. H., CHIARUCCI, A., BROOKS, R.R. , PETIT, D., KIRKMAN, J. H., GREGG, P. E. H. The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertoloni* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. **Journal Geochemical Explorer**, v. 59, p.75-86, 1997.
- SEAMAN, J., CHLOPECKA, A., ADRIANIO, D. In situ stabilization of metals in soils. In: International Soil Congress, Montpellier(FR), 1998.
- SHIMP, J. F., TRACEY, J. C., DACIS, L. C., LEE, E., HUANG, W., ERICKSON, L. E., SCHNOOR, J. L. Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic compounds. **Environ. Scien. And Tech.**, v.23, p.41-77, 1993.
- WENZEL, W. W., POLLAK, M. A., BLUM, W. E. H. Dynamics of heavy metals in soils of a reed bed system. **International Environment Analytica Chemistry**, v.46, p. 41-52, 1992.

