

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE DE  
ECOSSISTEMAS**

**DIVERSIDADE MICROBIANA EM SOLOS DE MANGUEZAIS SOB  
DIFERENTES CONTAMINANTES NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

**JAMILE BRAZÃO MASCARENHAS**

**CRUZ DAS ALMAS-BAHIA  
JULHO – 2021**

# **DIVERSIDADE MICROBIANA EM SOLOS DE MANGUEZAIS SOB DIFERENTES CONTAMINANTES NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

**JAMILE BRAZÃO MASCARENHAS**

Bióloga

Universidade Estadual de Feira de Santana, 2017

Dissertação submetida ao Colegiado do Curso do Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas.

**Orientador:** Prof. Dr. Jorge Antônio Gonzaga Santos

**Co-orientadores:** Prof. Dr<sup>a</sup>. Marcela Rebouças Bomfim e  
Prof. Dr. Aristóteles Góes Neto

**CRUZ DAS ALMAS-BAHIA  
JULHO – 2021**

## FICHA CATALOGRÁFICA

M395d Mascarenhas, Jamile Brazão.  
Diversidade microbiana em solos de manguezais sob diferentes contaminantes na Baía de Todos os Santos / Jamile Brazão Mascarenhas. Cruz das Almas, Bahia, 2021.  
83f.; il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas.  
Orientador: Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos.  
Coorientadora: Prof. Dra. Marcela Rebouças Bomfim.

1.Microbiologia – Manguezais – Solo. 2.Manguezais – Diversidade microbiana. 3.Toxicologia ambiental – Análise.  
I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II.Título.

CDD: 579.6

Ficha elaborada pela Biblioteca Central de Cruz das Almas - UFRB.  
Responsável pela Elaboração - Antonio Marcos Sarmiento das Chagas (Bibliotecário - CRB5 / 1615). (os dados para catalogação foram enviados pela usuária via formulário eletrônico).

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE DE  
ECOSSISTEMAS**

**DIVERSIDADE MICROBIANA EM SOLOS DE  
MANGUEZAIS SOB DIFERENTES CONTAMINANTES  
NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS**

COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE JAMILE  
BRAZÃO MASCARENHAS

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Marcela Rebouças Bomfim (Co-orientadora)  
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

---

Prof. Dr. Oldair Del Arco Vinhas Costa  
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

---



Prof. Dr. Antonio Bomfim da Silva Ramos Junior  
Universidade Estadual de Feira de Santana

Dissertação homologada pelo Colegiado do Curso de Mestrado em Solos e Qualidade de  
Ecosystemas em \_\_\_\_\_, conferindo o Grau de Mestre em  
Solos e Qualidade de Ecosystemas em \_\_\_\_\_.

A minha família por todo amor e suporte, em especial à recém constituída junto ao meu esposo Edson e a nossa filha Aurora que gerada durante o curso trouxe Luz às nossas vidas.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

A **Deus** pela vida e oportunidade de ressignificar os desafios com amorosidade.

À minha **família** pelo incentivo e participação em momentos desafiadores inerentes a esta jornada, destaques para: **Aurora** de quem cada sorriso compensa a luta diária e de quem recebo os maiores ensinamentos; **Edson** que com maestria tem a capacidade de resolver diversas e adversas situações, além da dedicação e oferecimento de seus períodos de férias e licenças para o desenvolvimento da dissertação; minha mãe e sogra, **Izabel** e **Lúcia**, que se fizeram presentes nos cuidados a minha casa, família e filha em períodos decisivos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas (**PPGSQE**) pela compreensão e prorrogação de prazos necessários em decorrência da pandemia.

Aos professores, colegas e amigos da UEFS, LAPEM e UFMG pela cooperação, seja no uso do laboratório, seja na ajuda com análises e escrita, destaques para: Professores **Aristóteles**, **Hélio** e **Raquel** e funcionários e biólogos da UEFS **Clarissa**, **Goretti**, **Marcelo**, **Jade**, **Luane** e **Luiz Henrique**.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (**FAFESB**) pela concessão da bolsa tão importante incentivo aos pesquisadores no desenvolvimento de ciência.

**Gratidão!**

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| LISTA DE FIGURAS .....  | 1  |
| LISTA DE TABELAS .....  | 2  |
| RESUMO GERAL .....  | 3  |
| ABSTRACT .....  | 4  |
| INTRODUÇÃO GERAL .....  | 12 |
| REFERÊNCIAS.....  | 14 |
| CAPÍTULO I .....  | 17 |
| Análise metagenômica de comunidades microbianas em solos de manguezais impactados por Elementos Potencialmente Tóxicos, na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil ..... | 17 |
| INTRODUÇÃO .....  | 20 |
| MATERIAL E MÉTODOS.....   | 21 |
| RESULTADOS E DISCUSSÃO.....   | 29 |
| CONCLUSÕES .....  | 71 |
| REFERÊNCIAS.....  | 72 |

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização dos pontos de coleta de solo e atividades que apresentam atividades com potencial de contaminação nos manguezais da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. .... 22
- Figura 2.** Biblioteca de *amplicons* resultante do sequenciamento, com número de sequências no eixo x e pontos amostrais no eixo y. .... 29
- Figura 3.** Curva de rarefação para UTOs da comunidade microbiana nos manguezais amostrados na Baía de Todos os Santos, com tamanho da sequência das amostras no eixo x e riqueza de espécies no eixo y. .... 30
- Figura 4.** Abundância absoluta dos Filos entre as amostras pela quantidade de OTUs. .... 31
- Figura 5.** Mapa de calor para abundância relativa dos filios nos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo nos bosques de franja e de bacia. .... 33
- Figura 6.** Diversidade alpha (CHAO1) com 97% de similaridade às OTUs a nível de filo A) e gênero B). .... 41
- Figura 7.** Diversidade  $\beta$  a nível de Filo através de ACP (82.2%). Axis = Componente principal. .... 42
- Figura 8.** Diversidade  $\beta$  a nível de gênero através de ACP (51.9%). Axis = Componente principal. .... 43
- Figura 9.** Potenciais biomarcadores a nível de gênero por meio de redução média de precisão em solos de manguezais na Baía de Todos os Santos. .... 44
- Figura 10.** Especificação química dos Elementos Potencialmente Tóxicos dos solos de manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. .... 53



## LISTA DE TABELAS

|  |    |
|--|----|
| <b>Tabela 1.</b> Pontos amostrais coletados nos bosques de franja (BF) e bosques de bacia (BB) dos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo. ....  | 24 |
| <b>Tabela 2.</b> pH e Eh de amostras de solos coletadas nos bosques de franja (BF) e bosques de bacia (BB) dos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo. ....  | 24 |
| <b>Tabela 3.</b> Abundância relativa de UTOs a nível de Filo nos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo nos bosques de franja e bacia da Baía de Todos os Santos. ....   | 34 |
| <b>Tabela 4.</b> Diversidade alpha a nível de Filo e Gênero. ....  | 41 |
| <b>Tabela 5.</b> Concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos nos solos dos manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo.....  | 48 |
| <b>Tabela 6.</b> Classificação do Fator de contaminação (FC), coeficiente do potencial risco ecológico (RE) e Índice do Potencial Risco Ecológico (PERI) dos solos de manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo. ....                             | 57 |
| <b>Tabela 7.</b> Classificação do Risco Ecológico com os valores de Fator de contaminação (FC), Potencial de Risco Ecológico (RE) e Índice de Potencial Risco Ecológico (IPRE), adaptado de Hakanson (1980). ....                                      | 59 |
| <b>Tabela 8.</b> Análise de variância ( $p \leq 0,05$ ) para biomarcadores em potencial e as condições de contaminação dos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo. ....  | 62 |
| <b>Tabela 9.</b> Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de franja do manguezal de Aratuípe. DT – <i>Desulfatatilea</i> , DB – <i>Desulfobulbus</i> . ....                          | 65 |
| <b>Tabela 10.</b> Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de bacia do manguezal de Aratuípe. SQ – <i>Sunxiuqinia</i> . ....   | 66 |
| <b>Tabela 11.</b> Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de franja do manguezal de Iguape. CB – <i>Conexibacter</i> . ....   | 67 |
| <b>Tabela 12.</b> Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de bacia do manguezal de Iguape. DC - <i>Desulfococcus</i> , MB - <i>Mycobacterium</i> , RT – <i>Robiginitalea</i> . .... | 68 |
| <b>Tabela 13.</b> Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de franja do manguezal de rio São Paulo. PD – <i>Pseudohalilea</i> . ....   | 69 |
| <b>Tabela 14.</b> Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de bacia do manguezal de rio São Paulo. PT – <i>Prevotella</i> . ....   | 70 |

## RESUMO GERAL

Os manguezais estão estabelecidos em baixa energia hidrodinâmica e distribuídos em 124 territórios das regiões tropicais e subtropicais do mundo propícias a deposição de sedimentos finos e acúmulo de contaminantes liberados no sistema por atividades antropogênicas. O microbioma ambiental é dependente da concentração e disponibilidade de componentes orgânicos e inorgânicos no ecossistema. O presente estudo avaliou a relação de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na estrutura microbiológica de solos de manguezais situados na Baía de Todos os Santos (BTS). O estudo foi realizado em delineado experimental casualizado, fatorial 3 x 2, com três repetições. As amostras de solo foram coletadas em duas áreas denominadas bosque de franja (BF) e bosque de bacia (BB) nos manguezais de Aratuípe, São Paulo e Iguape. Avaliou-se a composição, riqueza e diversidade bacteriana através da estrutura da comunidade microbiológica por sequenciamento de amplicons da região 16S do rDNA (Illumina PE250) e quantificação de metais via extração sequencial em quatro frações combinada a digestão ácida, determinados por espectrometria de absorção atômica. O sequenciamento gerou dezoito (18) bibliotecas de amplicons com 17.036 Unidades Taxonômicas Operacionais (UTOs) identificadas no banco de dados SILVA; Abundância de Filos com *Proteobacteria* (62.05%), *Bacteroidetes* (12.0%), *Epsilonbacteraeota* (7.58%), *Acidobacteria* (5.0%), *Firmicutes* (4.73%), *Actinobacteria* (3.28%), *Cloroflexi* (1.71%); As diversidades  $\alpha$  e  $\beta$  a partir do índice CHAO1 e ACP, respectivamente, constataram os BBs mais diversos; Concentração de metais nas frações do solo (%) foram para Cr (F4>F3>F2), Cu (F3>F4>F2>F1), Mn (F3>F1>F4>F2), Fe (F4>F3>F2>F1), Co (F4>F3>F2>F1), Ni (F4>F3>F2>F1), Cd (F4>F3>F1), Pb (F4>F2>F3>F1) e Zn (F4>F3>F2>F1). EPTs influenciaram diferentemente a comunidade microbiana sustentada pelo fator de contaminação de cada área e local.

**Palavras-chave:** Metagenômica. Manguezal. BTS. EPTs.

## ABSTRACT

Mangroves result from low hydrodynamic conditions and they are distributed worldwide in the 124 territories within tropical and subtropical regions favorable to deposition of fine sediments and accumulation of contaminants released into the system by anthropogenic activities. Environmental microbiome depends on the concentration and availability of organic and inorganic compounds on the ecosystem. The present study evaluated the relationship of Potential Toxic Elements (PTEs) on the microbiological structure of mangroves located in the Todos os Santos Bay (TSB). The study was established in a completely randomized design in 3x2 factorial scheme with three replications. Soil samples were collected in two areas named as fringe forest (FF) and basin forest (BF) in the mangroves located at Aratuípe, Iguape and São Paulo river. Bacterial composition, richness and diversity were evaluated through the structure of microbiological community by sequencing 16S rDNA amplicons (Illumina PE250) and metal quantification by sequential extraction into four fractions combined with acid digestion determined by atomic absorption spectrometry. The sequencing generated between eighteen amplicons libraries with 17,036 Operational Taxonomic Units (OTUs) identified on SILVA database; Absolute abundance of phylum *Proteobacteria* (62.05%), *Bacteroidetes* (12.0%), *Epsilonbacteraeota* (7.58%), *Acidobacteria* (5.0%), *Firmicutes* (4.73%), *Actinobacteria* (3.28%), *Chloroflexi* (1.71%), The  $\alpha$  e  $\beta$  diversities from CHAO1 index and PCA, respectively, found more diversity for BFs; concentration of metals (%) in the soil fractions: Cr (F4>F3>F2), Cu (F3>F4>F2>F1), Mn (F3>F1>F4>F2), Fe (F4>F3>F2>F1), Co (F4>F3>F2>F1), Ni (F4>F3>F2>F1), Cd (F4>F3>F1), Pb (F4>F2>F3>F1) and Zn (F4>F3>F2>F1). The PTEs influenced the microbial community differently sustained by contamination factor in each area.

**Key Words:** Metagenomics. Mangrove. TSB. PTEs.

## INTRODUÇÃO GERAL

Manguezal é um ecossistema que proporciona uma interação periódica dos ambientes terrestre, aquático e atmosférico, distribuído em 124 territórios nas regiões tropicais, intertropicais e subtropicais (GIRI et al., 2011; SPALDING; KAINUMA; COLLINS, 2010). Sua localização não é limitada, porém, determinada por fatores físicos, químicos, ambientais e climáticos (NAIDOO, 2016), como pH, potencial redox, temperatura, correntes oceânicas e padrão de precipitação (MORRISEY et al., 2010) e antropogênicas (PELAGE et al., 2019).

Sua formação se dá em áreas de baixa energia hidrodinâmica com contribuição na deposição de sedimentos finos (BALKE; FRIESS, 2015; PINHEIRO; TALAMONI, 2018) que tornam-se substrato para o estabelecimento de espécies adaptadas ao ambiente com ciclos de inundação, baixa disponibilidade de oxigênio, salinidade alta e variável (PRIMAVERA et al., 2019) e grande disponibilidade de matéria orgânica (HOGARTH, 2015).

O ambiente estuarino oferece diversos serviços ecossistêmicos, tais como a regulação do clima por meio do sequestro de carbono e o controle de enchentes e fonte de alimento e renda por meio da comercialização de produtos oriundos dos manguezais e/ou consumo direto dos organismos aquáticos presentes, além de proporcionar uma zona temporária de reprodução, crescimento, abrigo e nutrição para organismos em seu ciclo de vida aquático antes de sua migração para áreas próximas ou oceano (LIU et al., 2019).

A alta produtividade do ecossistema está associada a atividade da comunidade microbiana responsável por disponibilizar nutrientes para os outros níveis da cadeia alimentar por meio de reações de desnitrificação e fixação de nitrogênio, solubilização de fosfatos, redução e oxidação dos sulfatos, fotossíntese anóxica e metanogênese (HOLGUIN; VAZQUEZ; BASHAN, 2001).

*Kirimurê*, o grande mar interior dos índios tupinambás, (re)batizada de Baía de Todos os Santos (BTS) está localizada entre as falhas geológicas de Salvador e Maragojipe, tem sido explorada desde o período colonial com fornecimento de suas densas florestas e bosques de mangue como matéria-prima das embarcações e suas águas como transporte que alimentaram o ciclo do açúcar e, mais tarde, o ciclo do

fumo para desenvolvimento econômico da capital Salvador e região do Recôncavo baiano (ARAÚJO, 2000).

O processo de urbanização nas regiões litorâneas vem submetendo o ecossistema de manguezal a constantes pressões de atividades portuárias na exploração do petróleo, indústrias da carcinicultura e contaminação por metais pesados oriundos de efluentes domésticos e industriais, relatados por Bomfim et al., (2015); Hatje; Andrade, (2009); Onofre et al., (2007); Queiroz; Celino (2008)..

O ambiente reduzido e rico em sulfetos dos mangues propicia a interação com poluentes ocasionando em deposição associada ao sedimento (PRADIT et al., 2019) em que a disponibilidade dos Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) nas frações do solo é determinada por fenômenos de adsorção, dessorção, precipitação, dissolução e difusão (MARTIN, 2018) para a comunidade microbiana que possui alta sensibilidade ao ambiente (HALLIN et al., 2009; ZHU et al., 2016) qualificando-a como um importante indicador (XIAO et al., 2017).

A dinâmica do ecossistema e a presença de poluentes pressionam a comunidade microbiana (PRADIT et al., 2019) promovendo ao mesmo tempo adaptabilidade e evolução dos microrganismos (RAMÍREZ-FLANDES et al., 2019), caracterizando um rico reservatório de diversidade microbiológica (IMCHEN et al., 2018), sendo esta imprescindível para a produtividade, conservação e regeneração dos manguezais (HOLGUIN et al., 2001) e o seu estudo utilizado como bioindicador da contaminação e/ou qualidade deste ecossistema (PEIXOTO et al., 2011).

Estudos metagenômicos são importantes para a análise do microbioma ambiental sem o condicionamento do cultivo *in vitro* (MÉNDEZ-GARCÍA et al., 2018), pois há variação de condições físicas, químicas e biológicas no ecossistema, principalmente do manguezal que é essencialmente periódico e de difícil reprodução. No entanto, poucos estudos foram realizados para compreender a diversidade microbiana nos solos de manguezais da Baía de Todos os Santos (COSTA, 2019; PAES, 2008; SANTANA, 2020; SANTOS, 2020) por meio dos estudos metagenômicos, assim como, não há estudos dos EPTs nas frações do solo através de extração sequencial de metais na área de estudo.

Portanto, este estudo objetivou avaliar a estrutura microbiológica de solos de florestas de manguezais da Baía de Todos os Santos através de suas unidades taxonômicas operacionais (UTOs) com a presença de EPTs em formas químicas mais disponíveis.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, U. C. A Baía de Todos os Santos: um sistema geo-resistente. **Bahia Análise & Dados**, v. 9, p. 10-23, 2000.
- BALKE, T.; FRIESS, D. A. Geomorphic knowledge for mangrove restoration: A pan-tropical categorization. **Earth Surface Processes Landforms**, v. 41, p. 231-239, 2015.
- BOMFIM, M. R. et al. Gênese, caracterização e classificação de solos de mangue na Bacia do Rio Subaé, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 5, p. 1247-1260, 2015.
- COSTA, M. F. **Quando o petróleo empobrece**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Universidade Estadual de Feira de Santana. Feira de Santana, 25p, 2019.
- GETZNER, M.; ISLAM, M. S. Ecosystem services of mangrove forests: Results of a meta-analysis of economic values **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 2020.
- GIRI, C.; OCHIENE, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T. et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using Earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 154-159, 2011.
- HALLIN, S; JONES, C. M.; SCHLOTTER, M.; PHILIPPOT, L. Relationship between n-cycling communities and ecosystem functioning in a 50-year-old fertilization experiment. **International Society for Microbial Ecology Journal**, v. 3, n. 5, p. 597-605, 2009.
- HATJE, V.; ANDRADE, J.B. Contaminação química. In: HATGE, V; ANDRADE, J.B. **Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos**. Salvador: EDUFBA, 2009.
- HOGARTH, P.J. **The Biology of Mangroves and Seagrasses**. Oxford University Press, United Kingdom. 2015.
- HOLGUIN, G.; VAZQUEZ, P.; ASHAN, Y. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. **Biology and Fertility of Soils**, v. 33, p. 265-278, 2001.
- IMCHEN, M. et al. Comparative mangrove metagenome reveals global prevalence of heavy metals and antibiotic resistome across different ecosystems. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-15, 2018.
- LIU, M.; HUANG, H.; BAO, S.; TONG, Y. Microbial community structure of soils in Bamenwan mangrove wetland. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.
- MARTIN, W. R. Chemical Processes in Estuarine Sediments. **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**, 2018.

MÉNDEZ-GARCÍA, C.; BARGIELA, R.; MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, M.; FERRER, M. Metagenomic Protocols and Strategies. *In: Metagenomics*. NAGARAJAN, M. Ed. Academic Press: p. 15-54, London, 2018.

MORRISEY, D.J. SWALES, A. DITTMANN, S. MORRISON, M.A. LOVELOCK, C.E. BEARD, C.M. The ecology and management of temperate mangroves. In: Gibson, R.N., Atkinson, R.J.A., Gordon, J.D.M. (Eds.), **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v. 48, p. 43-160, 2010.

NAIDOO, G. The mangroves of South Africa: An ecophysiological review. **South African Journal of Botany**, v. 107, p. 101-113, 2016.

ONOFRE, D. E. et al. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 2, p. 65-82, 2007.

PAES, F. A. **Análise de comunidades microbianas de solo de manguezal por T-RFLP e micro-arranjos de DNA**. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 128p, 2008.

PEIXOTO R., CHAER G.M., CARMO F.L., ARAÚJO F.V., PAES J.E., VOLPON A., SANTIAGO G.A., ROSADO A.S. Bacterial Communities Reflect the Spatial Variation in Pollutant Levels in Brazilian Mangrove Sediment. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 99, p. 341-354, 2011.

PINHEIRO, M. A. A.; TALAMONI, C. B. **Educação Ambiental sobre Manguezais**. São Vicente: Campus do Litoral Paulista – Instituto de Biociências, 2018.

PRADIT, S.; SHAZILI, N. A. M.; PATTARATUMRONG, M. S.; CHOTIKARN, P.; YUCHAROEN, M.; TOWATANA, P. Chemical fractionation of trace elements in mangrove sediments from the Songkhla Lake, Thailand using BCR technique. **Science Asia**, v. 45, p. 465-473, 2019.

PRIMAVERA, J. H.; FRIESS, D. A.; LAVIEREN, H. V.; LEE, S. Y. The Mangrove Ecosystem, **World Seas: An Environmental Evaluation**, chapter 1, p. 1-3, 2019.

QUEIROZ, A. F. DE S.; CELINO, J. J. **Avaliação de Ambientes na Baía de Todos os Santos: Aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos**. Salvador: EDUFBA (1ªed.), 2008

RAMÍREZ-FLANDES, S.; GONZÁLEZ, B.; ULLOA, O. Redox traits characterize the organization of global microbial communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 9, 3630–3635, 2019.

SANTANA, C. O. **Avaliação taxonômica e funcional da comunidade bacteriana nos sedimentos do rio Juliana – APA do Pratigi, Bahia, Brasil**. Tese (Doutorado em Geoquímica do Petróleo e Ambiental) – Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2020.

SANTOS, M. V. S. **Geoquímica e microbioma de sedimentos de manguezal da Baía de Todos os Santos impactado por metais em área de refino de petróleo**.

Tese (Doutorado em Geoquímica do Petróleo e Ambiental) – Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2020.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. World Atlas of Mangroves. **Earthcan**, 2010.

XIAO, H.; LI, Z.; DONG, Y.; CHANG, X.; DENG, L.; HUANG, J.; NIE, X.; LIU, C.; LIU, L.; WANG, D. LIU, Q.; ZHANG, Y. Changes in microbial communities and respiration following the revegetation of eroded soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 246, p. 30-37, 2017.

ZHU, Ping et al. Intertidal zonation affects diversity and functional potentials of bacteria in surface sediments: A case study of the Golden Bay mangrove, China. **Applied Soil Ecology**, v. 130, p. 159-168, 2018.



## **CAPÍTULO I**

**Análise metagenômica de comunidades microbianas em solos de manguezais impactados por Elementos Potencialmente Tóxicos na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil**

## **Análise metagenômica de comunidades microbianas em solos de manguezais impactados por Elementos Potencialmente Tóxicos na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil**

### **RESUMO**

Os manguezais são ecossistemas costeiros biológica e troficamente ativos que prestam diversos serviços ecológicos através de sua biodiversidade. A ocupação das zonas litorais expõe estas áreas a variadas fontes de contaminação oriundas de atividades antropogênicas que são acumuladas em seus solos e sedimentos submetendo-as a riscos ecológicos. O microbioma ambiental fornece informações da interação dos fatores físicos, químicos e ambientais com a comunidade microbiana que promove a disponibilização de elementos ao longo da cadeia trófica. O estudo avaliou a relação de micro-organismos potencialmente biomarcadores e a contaminação por metais em solos de manguezais na Baía de Todos os Santos. Realizado em delineamento experimental completamente casualizado (3x2!) em triplicata, os exemplares de solo foram coletados em duas florestas de mangue, bosque de franja (BF) e de bacia (BB), em três locais de manguezal: Aratuípe, Iguape e rio São Paulo. O metagenoma obtido por sequenciamento (*Illumina* PE250) de *amplicons* da região 16S rDNA, identificados no banco de dados SILVA e análise de bioinformática pela plataforma *MicrobiomeAnalyst*, Índice de Potencial Risco Ecológico (IPRE), Risco Ecológico (RE) e Fator de contaminação (FC) por quantificação de metais nas frações trocável (F1), redutível (F2), oxidável (F3) e residual (F4) via extração sequencial medidos por espectrofotometria de absorção atômica. Foram identificados 26 filos, 47 classes, 106 ordens, 164 famílias, e 178 gêneros, maior diversidade para os BBs segundo os índices CHAO1 e análise de componente principal, identificados gêneros potencialmente biomarcadores; *Desulfatitalea*, *Thioalkalispira*, *Desulfobulbus*, *Sunquixinia*, *Desulfococcus*, *Mycobacterium*, *Robinginitalea*, *Terracidiphilus*, *Occallatibacter*, *Conexibacter*, *Prevotella*, *Pseudohalaea* e *Donghicola*, metais predominantes nas frações menos biodisponíveis (F3 e F4); Cr (F4>F3>F2), Cu (F3>F4>F2>F1), Mn (F3>F1>F4>F2), Fe (F4>F3>F2>F1), Co (F4>F3>F2>F1), Ni (F4>F3>F2>F1), Cd (F4>F3>F1), Pb (F4>F2>F3>F1) e Zn (F4>F3>F2>F1), com IPREs e REs baixo e FCs variando de .baixo a considerável. Os FCs influenciaram de forma diferenciada a comunidade microbiana de cada área.

**Palavras-chave:** Metagenoma. 16S rDNA. Biomarcadores. Fator de contaminação. Solos de mangue. Baía de Tos os Santos (BTS).

## **Metagenomic analysis of microbial communities in mangrove soils impacted by Potentially Toxic Elements in Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil**

### **ABSTRACT**

Mangroves are biological and trophically active coastal ecosystems that provide diverse ecological services throughout their diversity. Occupation of coastal zones exposes these areas to various sources of contamination arising from anthropogenic activities which accumulated in the soils and sediments subjecting them to ecological risks. The environmental microbiome provides information on interaction of physical, chemical and environmental factors with microbial community that promotes the availability of elements along the food chain. The study evaluated the relationship of potentially biomarking micro-organisms and metal contamination in mangrove soils within Todos os Santos Bay. Carried out in completely randomized experimental design (3x2!) in triplicate, the soil specimens were collected in two mangrove forests, fringe and basin forest (FF and BF), in three mangrove sites: Aratuípe, Iguape and Rio São Paulo river. The metagenome obtained by sequencing (Illumina PE250) of amplicons from 16S rDNA region, identified on SILVA database and bioinformatics analysis under MicrobiomeAnalyst platform, Potential Ecological Risk Indexes (IPREs), Ecological Risks (ERs) and Contamination Factors (CFs) by quantification of metals in exchangeable (F1), reducible (F2), oxidizable (F3) and residual (F4) fractions via sequential extraction measured by atomic absorption spectrophotometry. Were founded 26 phyla, 47, classes, 106 orders, 164 families and 178 genera, greater diversity within BFs according to CHAO1 index and principal component analysis, identified genera potentially biomarkers; *Desulfatitalea*, *Thioalkalispira*, *Desulfobulbus*, *Sunquixinia*, *Desulfococcus*, *Mycobacterium*, *Robinginitalea*, *Terracidiphilus*, *Occallatibacter*, *Conexibacter*, *Prevotella*, *Pseudohalaea* e *Donghicola*, and metal are predominant in the less bioavailable fractions (F3 and F4); Cr (F4>F3>F2), Cu (F3>F4>F2>F1), Mn (F3>F1>F4>F2), Fe (F4>F3>F2>F1), Co (F4>F3>F2>F1), Ni (F4>F3>F2>F1), Cd (F4>F3>F1), Pb (F4>F2>F3>F1) e Zn (F4>F3>F2>F1), with low IPREs and ERs and FCs ranging from low to considerable. The contamination factors influenced the microbial Community in each area differently.

**Key words:** Metagenome. 16S rDNA. Biomarkers. Contamination Factor. Mangrove soil. Todos os Santos Bay (TSB).

## INTRODUÇÃO

Os manguezais são ambientes de interação marinha e terrestre que fornecem serviços ecossistêmicos imprescindíveis para a sobrevivência de comunidades de organismos aquáticos e dos que vivem em seu entorno. A oscilação das marés tem influência nas características físicas, químicas e biológicas ambientais na promoção de constante acúmulo de sedimentos e aporte de nutrientes com consequente heterogeneidade dos solos, organismos e nichos ecológicos neste ambiente (ANDREOTE et al., 2012; HOLGUIN; VAZQUEZ; BASHAN, 2001).

Apesar da sua importância, as florestas de manguezais têm se tornado menores ou fragmentadas com perdas entre 35 a 86% devido a atividades antrópicas (DUKE et al., 2007) que as tornam depósitos de elementos potencialmente tóxicos (EPTs). A dinâmica do ecossistema e a presença destes poluentes pressionam a comunidade microbiana (PRADIT et al., 2019) promovendo ao mesmo tempo adaptabilidade e evolução dos microrganismos (RAMÍREZ-FLANDES et al., 2019), caracterizando um rico reservatório de diversidade microbiológica (IMCHEN et al., 2018).

As comunidades microbianas associadas a grupos taxonômicos de plantas são fundamentais na ciclagem de nutrientes, produtividade e manutenção dos manguezais (MCLUSKY, 2013). Estudos taxonômicos têm relatado a presença de grupos pertencentes aos filos *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Chloroflexi*, *Bacteroidetes*, *Acidobacteria* e *Cyanobacteria* em manguezais do mundo (ZHANG et al., 2014; ISMAIL et al., 2017; YAN et al., 2017; CECCON et al., 2019; SHENG et al., 2019; LIU et al., 2020; MUNOZ et al., 2020; NATHAN et al., 2020; PADHY et al., 2021).

Para a compreensão dos reais riscos destes poluentes quando liberados no ambiente e sua relação com as comunidades microbianas, faz-se necessária a identificação das suas frações solúveis e trocáveis, carbonáticas, redutíveis, orgânicas e residuais. Quando presentes nas formas químicas mais disponíveis, estes poluentes podem causar danos à segurança alimentar, aos ecossistemas e à saúde humana (LONG et al., 2021).

Na distribuição mundial, o território brasileiro detém de 7% dos manguezais (GIRI et al., 2011), dos quais 177,6 km<sup>2</sup> são pertencentes à Baía de Todos os Santos (HADLICH; UCHA, 2009), segunda maior do país e onde se encontram as principais

atividades humanas, industriais e petrolíferas do Estado da Bahia, o que condiciona impactos pelo descarte de resíduos orgânicos e inorgânicos e vazamentos de óleos.

Os estudos metagenômicos são importantes para a análise do microbioma ambiental sem condicionamento do cultivo *in vitro* (MÉNDEZ-GARCÍA et al., 2018) já que a variação das condições físicas, químicas e biológicas no ecossistema de manguezal é periódica e de difícil reprodução, no entanto, poucos estudos foram realizados para compreender o comportamento dos microrganismos nos solos de manguezais da Baía de Todos os Santos (PAES, 2008). Uma avaliação das comunidades microbiológicas, baseadas na metagenômica, associada com a presença de elementos potencialmente tóxicos, é necessária para fornecer informações adicionais sobre a dinâmica deste ecossistema.

Neste estudo é hipotetizado que a presença de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) nas formas químicas mais disponíveis afetam a composição e diversidade dos microrganismos nos solos de florestas de manguezais. Desta forma, este estudo objetivou avaliar a estrutura microbiológica de solos de florestas de manguezais da Baía de Todos os Santos influenciada pela presença de formas químicas mais disponíveis aos organismos.

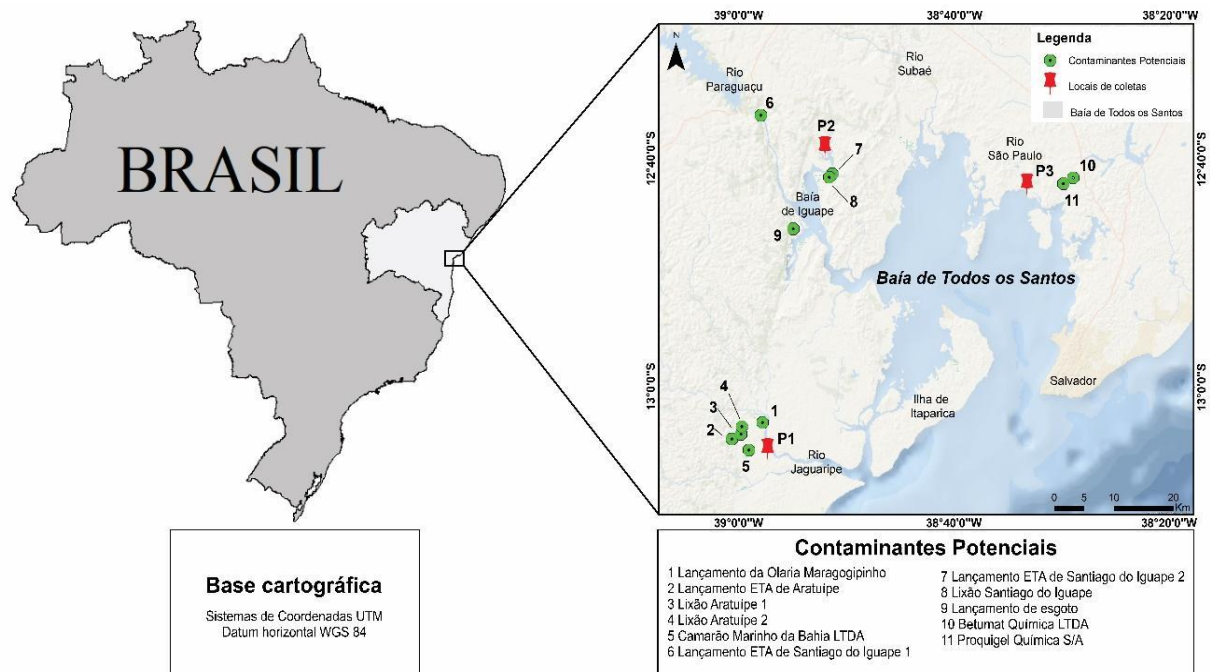
## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo e amostragem

A baía de Todos os Santos possui uma área de 1.233 km<sup>2</sup> e é considerada a segunda mais importante baía do Brasil. Localiza-se centrada entre a latitude de 12° 50' S e longitude de 38° 38' W (HATJE; ANDRADE, 2009; LEÃO; DOMINGUEZ, 2000), como pode ser observada na Figura 1. Inserida na região metropolitana de Salvador com população de 2,88 milhões de habitantes (IBGE, 2020), apresenta um clima tropical úmido e variação climática no eixo Leste-Oeste, recebendo descarga de três principais bacias de drenagem relacionadas aos rios Paraguaçu, Jaguaripe e Subaé (LESSA; DIAS, 2009). A temperatura média anual da região atinge 25,2°C, com máxima nos meses de janeiro a março e mínima de julho a setembro, taxas de precipitação média anual de 2.100mm, com mínima em janeiro e setembro e máxima de abril a junho, e evaporação média de 1.002mm (INMET, 1992).

Em seu entorno são desenvolvidas atividades primárias, de pesca de subsistência e comercial; secundárias, principalmente do Centro Industrial de Aratu – CIA, Centro Industrial do Subaé – CIS, Complexo petroquímico de Camaçari – COPEC; e terciárias, serviços de portos e navegação comercial, lazer e turismo (CRA, 2009).

O estudo foi estabelecido em delineado experimental completamente ao acaso, em esquema fatorial 3 x 2, com três repetições, nos bosques de franja e de bacia nos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo no período seco dos meses de fevereiro e março de 2020, durante a maré baixa (Figura 1).



**Figura 1.** Localização dos pontos de coleta de solo e atividades que apresentam atividades com potencial de contaminação nos manguezais da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil.

Os pontos amostrais foram determinados com adaptação ao método do gradiente de inundação de Lugo & Snedaker (1974), onde foram consideradas apenas o Bosque de Franja (BF) e o Bosque de Bacia (BB), com a linha d'água do rio como referência para a coleta. Neste sentido, o BF encontra-se numa distância perpendicular a 5m do rio com maior susceptibilidade à oscilação de marés, salinidade, disponibilidade de oxigênio, alagamento, temperatura e processos

erosivos, e BB a 10 m do rio as amostras da mesma área distantes 5m uma da outra paralelamente ao rio (Tabela 1).

Com auxílio de uma pá foram coletadas três amostras simples com volume de  $2,25 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$  na profundidade de 0,05 m, as quais foram homogeneizadas para obtenção de uma amostra composta para determinação de pH e Eh (HANNA, HI8424) em laboratório de acordo com a Tabela 2.

Para as concentrações de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) e análises moleculares, um volume de  $4 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3$  de solo foi coletado diretamente em tubos Falcon estéreis de 50mL e seguidamente armazenadas em caixa térmica (4°C) para manutenção e integridade de condições de campo. Parte das amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Metais Traços da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (LMT/UFRB) para posterior análise de EPTs e a outra parte para o Laboratório de Pesquisa em Microbiologia da Universidade Estadual de Feira de Santana (LAPEM/UEFS) para análises moleculares ambas mantidas em Ultrafreezer a -80°C.

**Tabela 1.** Pontos amostrais coletados nos bosques de franja (BF) e bosques de bacia (BB) dos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo.

| Pontos amostrais | Manguezal     | Bosque | Identificação |
|------------------|---------------|--------|---------------|
| S01              | Aratuípe      | Franja | ABF           |
| S02              | Aratuípe      | Franja | ABF           |
| S03              | Aratuípe      | Franja | ABF           |
| S04              | Aratuípe      | Bacia  | ABB           |
| S05              | Aratuípe      | Bacia  | ABB           |
| S06              | Aratuípe      | Bacia  | ABB           |
| S07              | Iguape        | Franja | IBF           |
| S08              | Iguape        | Franja | IBF           |
| S09              | Iguape        | Franja | IBF           |
| S10              | Iguape        | Bacia  | IBB           |
| S11              | Iguape        | Bacia  | IBB           |
| S12              | Iguape        | Bacia  | IBB           |
| S13              | Rio São Paulo | Franja | SPBF          |
| S14              | Rio São Paulo | Franja | SPBF          |
| S15              | Rio São Paulo | Franja | SPBF          |
| S16              | Rio São Paulo | Bacia  | SPBB          |
| S17              | Rio São Paulo | Bacia  | SPBB          |
| S18              | Rio São Paulo | Bacia  | SPBB          |

**Tabela 2.** pH e Eh de amostras de solos coletadas nos bosques de franja (BF) e bosques de bacia (BB) dos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo.

|         | Aratuípe       |             | Iguape       |              | Rio São Paulo |              |
|---------|----------------|-------------|--------------|--------------|---------------|--------------|
|         | BF             | BB          | BF           | BB           | BF            | BB           |
| pH      | 5,11 ± 0,76    | 4,93 ± 0,86 | 6,61 ± 0,27  | 6,59 ± 0,38  | 5,45 ± 0,59   | 5,84 ± 0,62  |
| Eh (mV) | 109,50 ± 13,96 | 121,12±8,55 | 20,54 ± 5,21 | 29,34 ± 3,16 | 85,42±12,17   | 59,37 ± 6,40 |

## Análises moleculares

### Extração

O DNA genômico ambiental foi extraído a partir de 0,5 gramas de solo diretamente no tubo fornecido pelo *FastDNA® SPIN Kit for Soil* da *MP Biomedicals®* que consiste de uma matrix de lise das células com partículas de cerâmica e sílica;



tampões para homogeneização e solubilização de proteínas; e eluição e purificação do DNA de acordo com as recomendações do fabricante com a adaptação do vórtex em substituição ao equipamento *FastPrep®*.

### **Geração de amplicons**

A região V4 do gene 16S rRNA foi amplificada com a utilização dos primers específicos 515F (5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3') e 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3') (CAPORASO et al, 2011), com todas reações de cadeia polimerase realizadas com *Phusion® High-Fidelity PCR Master Mix (New England Biolabs)* com volume final de 30 µL.

### **Quantificação e qualificação dos produtos de reação de cadeia polimerase**

A identificação das amostras foi obtida em gel de agarose a 2% em que 2µL volume de produto de reação de cadeia polimerase e mesmo volume tampão de corrida (1X) com o corante *SYB green* foram submetidos a eletroforese. A seleção da qualidade de amostras para as próximas etapas baseou-se em exemplares que apresentaram entre 400-450 pares de base (pb).

### **Mistura e purificação dos produtos de reação de cadeia polimerase**

Os produtos de reação de cadeia polimerase foram misturados levando em consideração a mesma densidade e, então, purificados com *Qiagen Gel Extraction Kit* (Qiagen, Alemanha).

### **Preparação da biblioteca e sequenciamento**

A biblioteca de amplicons foram geradas utilizando o *NEBNext® Ultra DNA Library Pre Kit for Illumina* de acordo com o protocolo do fabricante com 15ng e adição de código de índices e sua qualidade avaliada pelo fluorômetro Qubit® 2.0 (*Thermo*

*Scientific*) e o sistema *Agilent Bioanalyzer* 2100. A biblioteca foi sequenciada numa plataforma *Illumina* (PE250) com geração de 250 pares de base emparelhados.

### **Análise de dados**

Os dados da biblioteca de amplicons em formato de saída (FASTQ) foram conduzidos na plataforma *Microbiome Analyst* (<https://www.microbiomeanalyst.ca/>) por meio dos softwares: *VSEARCH* V2.9.1 (ROGNES et al., 2016) e *BLAST* V2.2.31+ (CAMACHO et al., 2009). Os scripts em shell (MCLLROY, 1987) e *Phyton* v3.0 (MARTELLI, 2006) foram automatizados em *VSEARCH* para condução do filtro, mesclagem e tabela de abundância e identificação taxonômica utilizou o banco de dados *SILVA* (QUAST et al. 2013) como referência:

- (i) Filtragem de qualidade comprimento foi feita pelo *VSEARCH* removendo sequências menores que 300 bp, phred acima de 33;
- (ii) Desreplicação (*VSEARCH*);
- (iii) Detecção e remoção de sequências quiméricas usando banco de dados *Silva* (*uchimime\_reference\_dataset\_untrimmed.fasta*) e implementação por *VSEARCH*;
- (iv) Agrupamento de sequências com similaridade acima de 97% (*VSEARCH*);
- (v) Identificação taxonômica automática (*BLASTn*) feita em *Phyton*; e
- (vi) Geração de tabela de abundância construída por *Phyton*.

### **Extração sequencial dos EPTs**

As amostras de solos foram secas ao ar em casa de vegetação, maceradas com almofariz de ágata e peneiradas em malha de nylon com trama de 1 mm, seguidas de pesagem e armazenamento de 1 grama de solo beneficiado em tubos.

A especiação química dos EPTs foi realizada pela combinação método BCR 701 da *Community Bureau of Reference* (URE et al., 1993) e digestão ácida (US EPA, 1996) da fração residual, o qual permite separar os teores de metais nas frações em solúvel (F1), redutível (F2), oxidável (F3) e residual (F4). As frações F1, F2 e F3

representam os metais de maior potencial de mobilidade, ou seja, maior biodisponibilidade no meio ambiente e para entrada na cadeia trófica. Em síntese, as frações foram determinadas como apresentado a seguir:

- (i) Fração Solúvel ou trocável (F1): 1 g do solo foi extraído com 40 mL da solução ácido acético  $0,11 \text{ mol L}^{-1}$  por 16 horas em agitador horizontal a 220 rpm, centrifugadas a 3000 rpm por 20 minutos e filtradas;
- (ii) Fração Redutível (F2): ao resíduo da etapa (i) foram adicionados 40mL da solução de cloridrato de hidroxilamina  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  e continuamente, agitadas por 16h, centrifugadas a 3000 rpm por 20 min e filtradas;
- (iii) Fração Oxidável (F3): ao resíduo da etapa (ii) foram adicionados 10 mL da solução de peróxido de hidrogênio  $8,8 \text{ mol L}^{-1}$  e as amostras foram digeridas a  $85^\circ\text{C}$  em banho-maria por 1h. Em seguida foi adicionado 50 mL da solução de acetato de amônia  $1,0 \text{ mol L}^{-1}$  e foram agitadas por 16h, centrifugadas a 3000 rpm por 20 min e filtradas;
- (iv) Fração Residual (F4): ao resíduo da etapa (iii) foi seco em estufa a  $65^\circ\text{C}$  e em seguida digeridas pelo método 3050B com adição de 10 mL da mistura  $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}$  na proporção 1:1 a temperatura ambiente por 16h, com posterior adição de 10 mL de  $\text{HNO}_3$  (fracionadas em duas etapas) com incubação a  $95^\circ\text{C}$  por 4 horas. Após resfriamento do processo anterior, foram adicionados 10 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$  para oxidação da matéria orgânica (em volumes fracionados de 1 mL). A digestão foi completada com adição de 5 mL de HCl concentrado e 10 mL de  $\text{H}_2\text{O}$  deionizada mantendo a temperatura de  $95^\circ\text{C}$  (USEPA, 1996). Após digestão, as amostras foram filtradas e avolumadas para 50 mL.

As concentrações dos EPTs nas frações foram determinadas por espectrometria de absorção atômica (VARIAN FS240).

### **Índice do Potencial Risco Ecológico**

O Índice do Potencial Risco Ecológico (IPRE), proposto por Hakanson et al. (1980), avaliou o potencial risco dos metais nos solos dos manguezais estudados. O método leva em consideração o nível tóxico, concentração total e sensibilidade

ecológico dos EPTs (DOUAY et al., 2013). O IPRE foi calculado de acordo com as Equações 1, 2 e 3:

$$FC = C_m / C_n \quad (1)$$

$$RE = T_r \times FC \quad (2)$$

$$IPRE = \sum RE = \sum T_r \times FC \quad (3)$$

Onde: FC é o fator de contaminação, uma medida do grau de poluição do EPT;  $C_m$  é a concentração de cada EPT na fração móvel ( $F_1 + F_2 + F_3$ ) e  $C_n$  na fração estável ( $F_4$ );  $T_r$  é o fator tóxico biológico para metais individuais: Zn (1), Cu (5), Pb (5) e Cd (30); RE é o índice de risco ecológico potencial de um único elemento; IPRE é o índice de risco ecológico potencial da contaminação geral. O valor de IPRE estimou o risco cumulativo dos metais nos manguezais avaliados.

### **Análises estatísticas**

Segundo Whittaker (1972), a diversidade relativa ao habitat pode ser avaliada nos níveis  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ . A alpha diversidade relaciona o número de espécies e sua abundância dentro de um habitat específico, enquanto que a beta diversidade relaciona habitats entre si com a avaliação da mudança de sua composição de acordo a variação de um gradiente e, portanto, foram estas selecionadas para o presente estudo.

A medida da riqueza das espécies foi feita pelo índice de CHAO1 (1984, 1987), de acordo com a equação 4:

$$E_{max} = E_{obs} + (a^2 + b^2) \quad (4)$$

Onde,  $E_{max}$  = número máximo de Unidades Taxonômicas Operacionais (UTOs);  $E_{obs}$  = número de UTOs observadas;  $a$  = número de UTOs observados uma única vez entre as amostras; e  $b$  = número de UTOs observados duas vezes entre as amostras.

A diversidade beta foi feita por meio de análise componente principal (ACP) entre as UTOs de cada área dos diferentes manguezais classificadas em filós e gêneros. Os potenciais biomarcadores foram selecionados a partir da combinação da

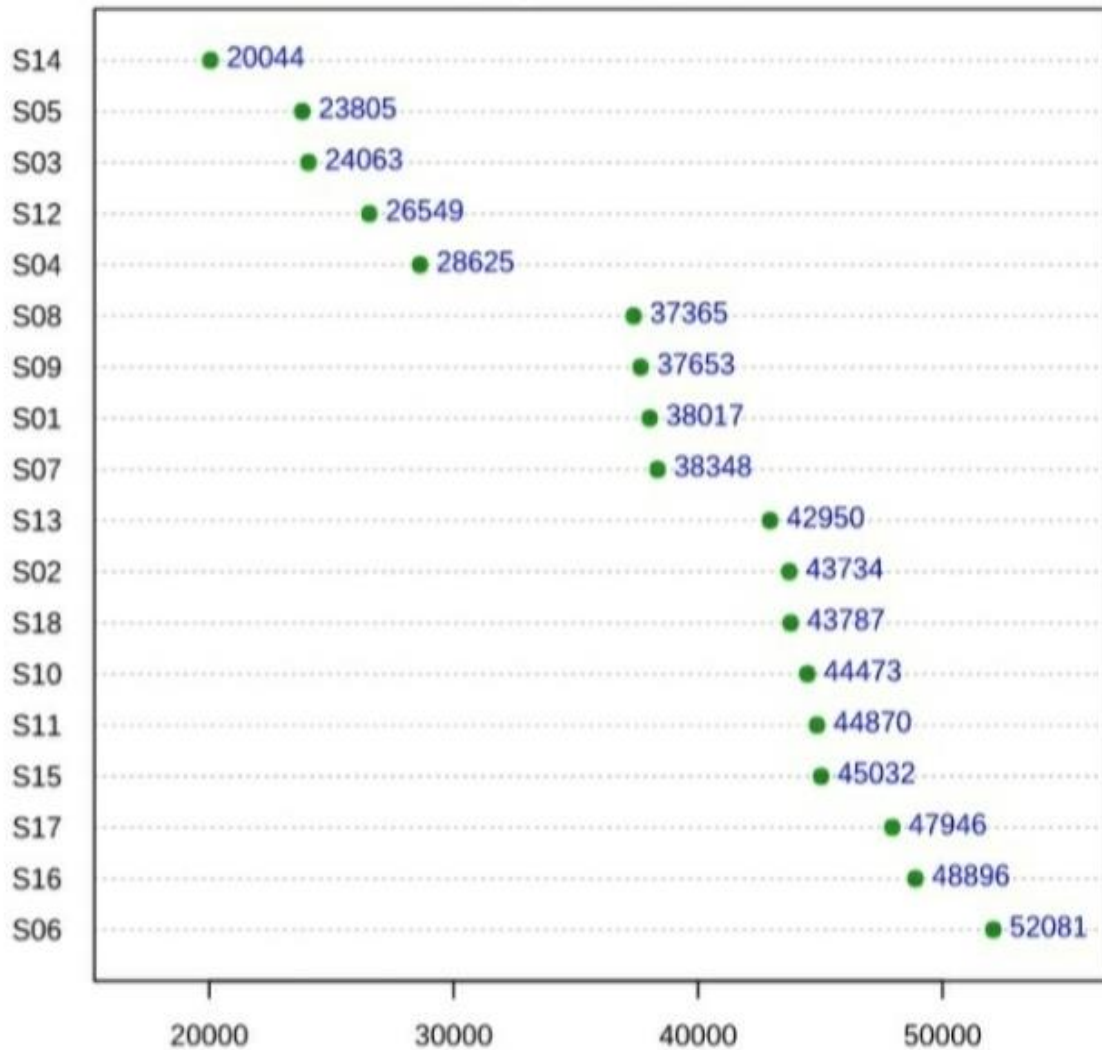
árvore de decisão e cálculo da perda de precisão do nível taxonômico que coloca em destaque o grupo de maior relevância.

Para investigar o efeito dos EPTs e a comunidade microbiana foi feita uma análise de variância (ANOVA,  $p \leq 0,05$ ) para Fator de contaminação (FC), pH e Eh, seguida de teste de correlação para os atributos significativos.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Composição microbiana

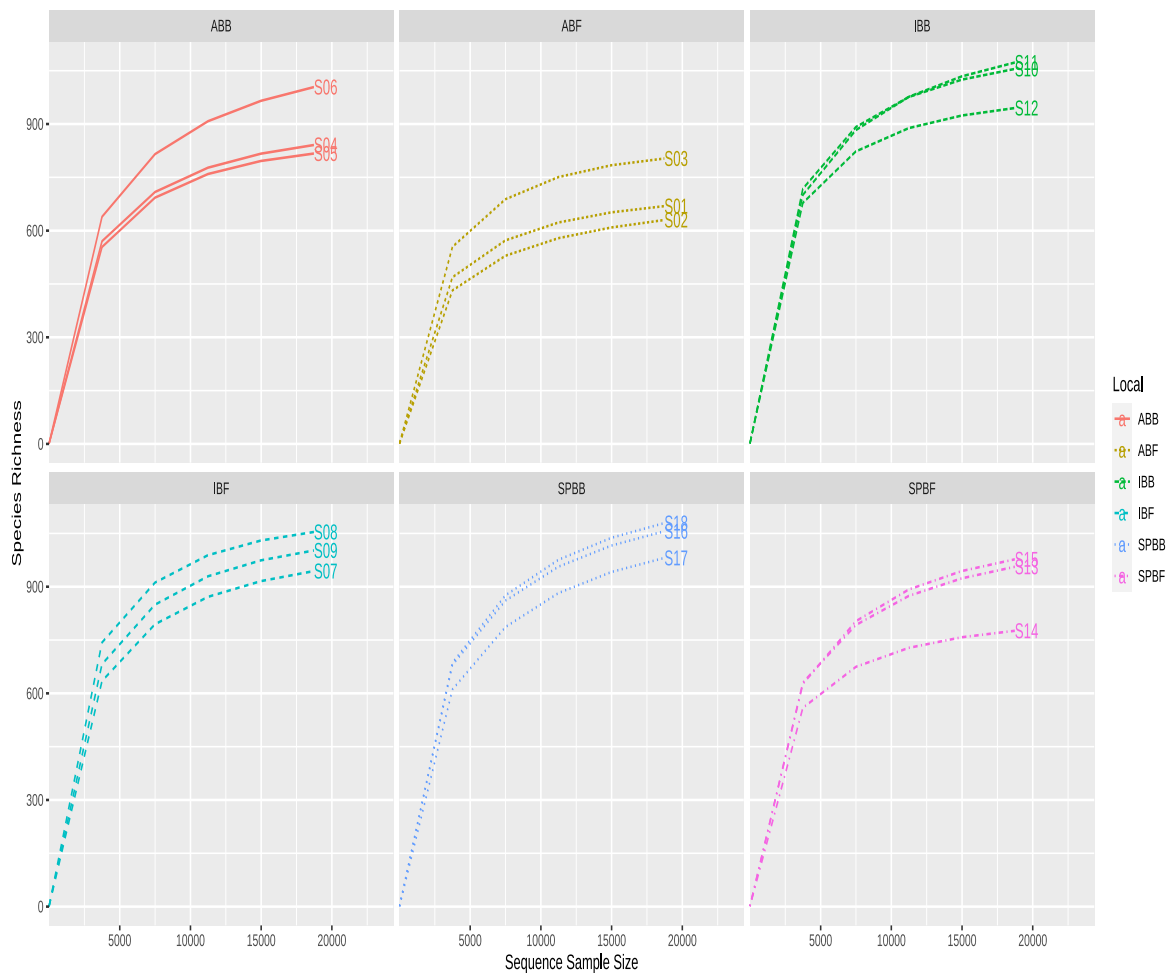
O sequenciamento gerou dezoito bibliotecas de *amplicons* com um número de seqüências entre 20.044 e 52.081 pares de base (Figura 2), evidenciando a eficiência da amplificação da região V4 (515F/806R) com 290 pares de base.



**Figura 2.** Biblioteca de *amplicons* resultante do sequenciamento, com número de seqüências no eixo x e pontos amostrais no eixo y.

A relação da riqueza das espécies com o tamanho da sequência é dada pela curva de rarefação (Figura 3), evidenciando que o sequenciamento foi suficiente na cobertura dos níveis taxonômicos na medida em que o aumento da riqueza alcança um platô com relação ao tamanho das sequências. Constata-se também a maior riqueza de espécies para ambos bosques em Iguape e menor no bosque de franja de Aratuípe.

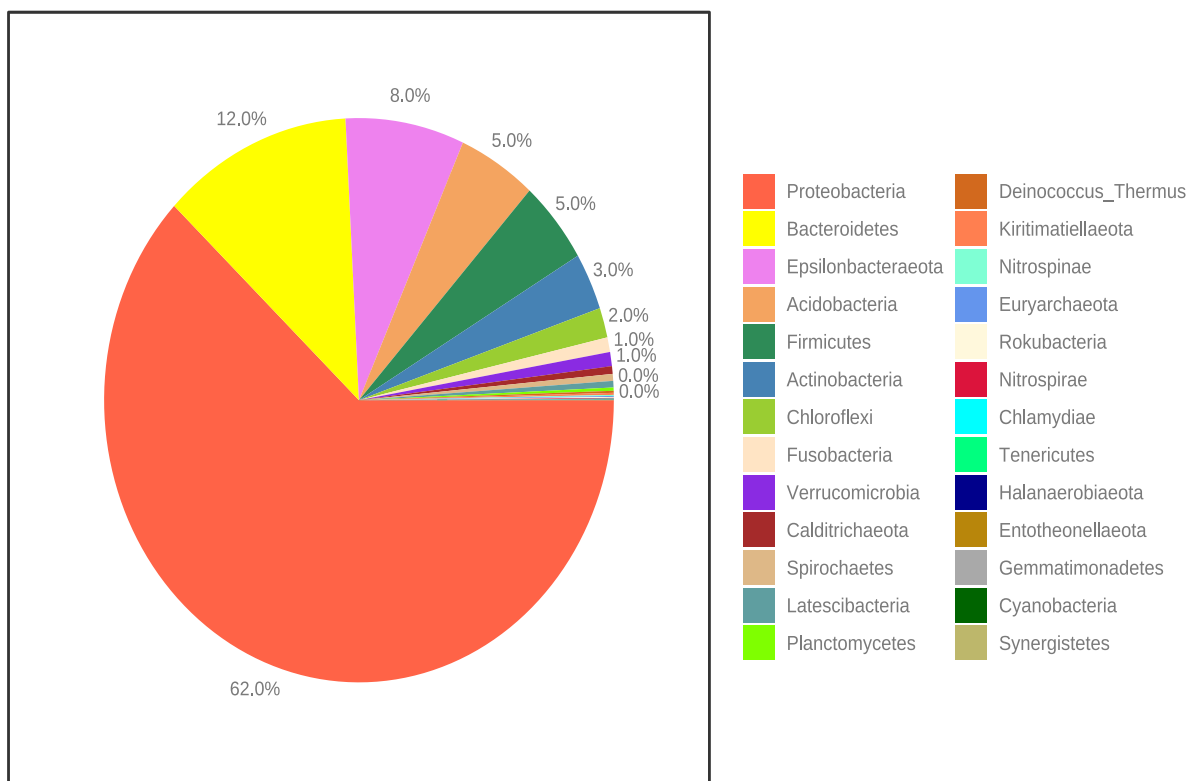
A abundância absoluta entre as amostras mostrou uma distribuição de OTUs nos Filos *Proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Epsilonbacteraeota*, *Acidobacteria*, *Firmicutes*, *Actinobacteria*, *Cloroflexi* e outros com representação menor que 1%, de acordo com a Figura 4.



**Figura 3.** Curva de rarefação para UTOs da comunidade microbiana nos manguezais amostrados na Baía de Todos os Santos, com tamanho da sequência das amostras no eixo x e riqueza de espécies no eixo y.

O filo *Proteobacteria* é o maior e mais diverso filogeneticamente, constituído de 460 gêneros e mais de 1.600 espécies com 5 classes principais:

*Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Deltaproteobacteria*. Sua grande diversidade se estende aos mecanismos de geração de energia com representantes fotoautotróficos, quimio-organotróficos, quimiolitotróficos, com importantes representantes envolvidos ciclos do carbono, nitrogênio e enxofre em uma variedade de ambientes (KERSTERS et al., 2006). Liang et al. (2007) ao estudarem sedimentos de mangue constataram o Filo *Proteobacteria* como o mais abundante, em destaque para a Classe *Gamaproteobacteria* que está envolvida na oxidação do enxofre. Taketani et al. (2010) em pesquisa de identificação e diversidade árcuas metanogênicas e bactérias redutoras de sulfato em mangues. Também verificaram Filo como o maior representante com destaque para a Classe da Deltaproteobacterias (TAKETANI et al., 2010).



**Figura 4.** Abundância absoluta dos Filos entre as amostras pela quantidade de OTUs.

Taketani et al. (2010) em pesquisa de identificação e diversidade de árcuas metagenômicas e bactérias redutoras de sulfato em mangues também verificaram o

filo *Proteobacteria* como o maior representante, com destaque para a classe *Deltaproteobacterias*.

Jiang et al. (2013) através do sequenciamento da região 16S rRNA na plataforma Illumina verificaram uma variação espacial na diversidade da comunidade bacteriana de mangues com a presença da Classe *Alphaproteobacteria* em relação direta com o desenvolvimento da rizosfera.

Ismail et al. (2017) ao utilizarem a metagenômica como ferramenta para estudo de abundância em ecossistemas de manguezal tropical confirma o Filo *Proteobacteria* como o mais abundante, principalmente nas Classes *Delta*-, *Alpha*- e *Gama-proteobacteria*, em ordem decrescente.

Smith et al. (2003), Ceccon et al. (2019) e Nathan et al. (2020), verificaram em seus estudos variação da comunidade bacteriana em decorrência da variação de fatores físico-químicos. Para o primeiro estudo, foi relacionada a disponibilidade de oxigênio para os processos metabólicos da respiração em ambientes estuarinos com constatação de variação da estrutura da comunidade bacteriana como resposta à salinidade e disponibilidade de compostos orgânicos e inorgânicos.

Ceccon et al. (2019) por meio de metaxonômica e metagenômica na Baía de Paranaguá, Brasil constatou que a presença dos grupos *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Chloroflexi*, *Bacteroidetes*, *Acidobacteria* e *Cyanobacteria* também foi influenciada pelo pH e salinidade. Fato confirmado no mais recente estudo citado Nathan et al. (2020) em que sedimentos de mangues foram analisados em área costeira e central com variação da comunidade microbiana relacionada ao local, salinidade e pH.

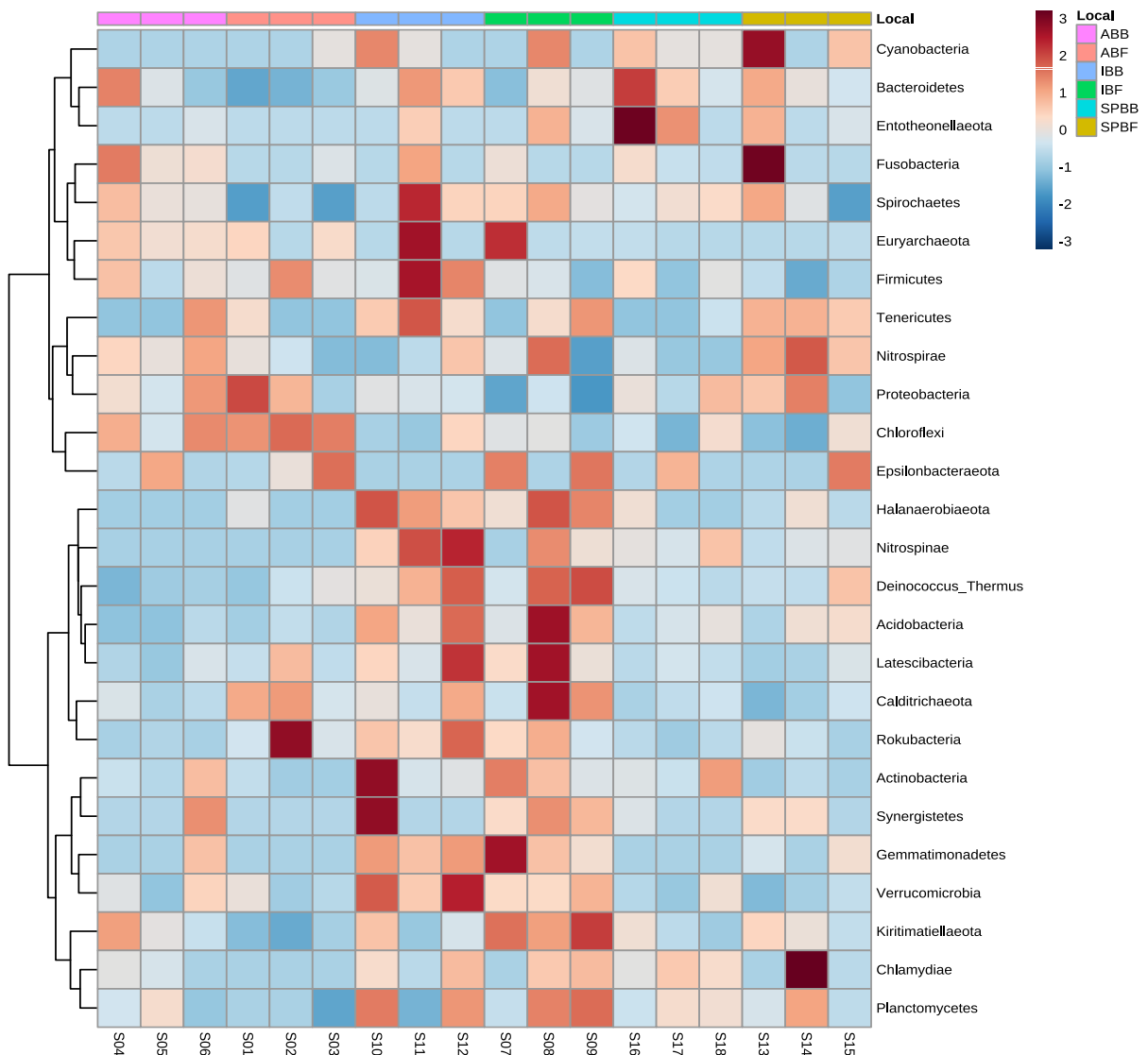
Os fatores antropogênicos também influenciam na microestrutura populacional, como verificado por Wang et al. (2016a), Cabral et al. (2016) e Fernández-Cadena et al. (2020) em manguezais contaminados por óleos e metais pesados. Em Wang et al. (2016a), locais impactados por derramamento de óleo apresentaram aumento de micro-organismo degradadores de hidrocarbonetos junto com genes desnitrificadores para o grupo das bactérias, com destaque para a Classe *Gammaproteobacteria*.

Os metais pesados selecionaram a classe de *Deltaproteobacteria* mais abundante, para Cabral et al. (2016) como uma resposta diferencial de genes de resistência a metais pesados e antibióticos nas comunidades microbianas, enquanto que para Fernandez-Cadena (2020) o grupo pode ser considerado uma sentinela de



ambientes contaminados por metais pesados oriundos de efluentes industriais quando comparado a ambientes de mangue conservados.

Quando leva-se em consideração as áreas de amostragem, há melhor distribuição e predominância de grupos nos diferentes locais e áreas, com os bosques de franja ligeiramente mais diversos com respeito a presença de número de filios, de acordo com a Figura 5 e Tabela 3 que fornecem a mesma informação de maneira visual e quantitativa, respectivamente. O bosque de franja possui maior influência da maré no alagamento, potencial redox e pH que favorecem a ocupação de nichos aeróbicos e anaeróbicos facultativos.



**Figura 5.** Mapa de calor para abundância relativa dos filios nos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo nos bosques de franja e de bacia.

**Tabela 3.** Abundância relativa de UTOs a nível de Filo nos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo nos bosques de franja e bacia da Baía de Todos os Santos.

| Filos                      | ABF       | ABB       | IBF      | IBB       | SPBF      | SPBB      |
|----------------------------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Acidobacteria</i>       | 598.67    | 489.33    | 1,475.33 | 1,377.67  | 878.67    | 801.33    |
| <i>Actinobacteria</i>      | 295.67    | 565.33    | 901.00   | 952.67    | 287.00    | 690.00    |
| <i>Bacteroidetes</i>       | 1,381.67  | 2,308.67  | 1,991.00 | 2,631.33  | 2,411.67  | 2,800.67  |
| <i>Calditrichaeota</i>     | 108.00    | 64.00     | 128.67   | 91.00     | 52.33     | 62.67     |
| <i>Chlamydiae</i>          | -         | 2.33      | 5.67     | 5.33      | 8.00      | 6.00      |
| <i>Chloroflexi</i>         | 416.00    | 364.33    | 297.00   | 292.33    | 271.67    | 290.67    |
| <i>Cyanobacteria</i>       | 0.33      | -         | 1.00     | 1.33      | 2.33      | 1.33      |
| <i>Deinococcus_Thermus</i> | 13.67     | 5.33      | 41.00    | 37.33     | 20.00     | 15.00     |
| <i>Entotheonellaeota</i>   | -         | 0.33      | 1.67     | 1.00      | 1.67      | 5.00      |
| <i>Epsilonbacteraeota</i>  | 1,989.67  | 1,231.00  | 2,686.33 | 89.33     | 1,411.33  | 1,114.33  |
| <i>Euryarchaeota</i>       | 10.67     | 15.67     | 16.67    | 17.67     | 0.33      | 0.67      |
| <i>Firmicutes</i>          | 971.67    | 901.33    | 766.00   | 1,185.00  | 674.33    | 826.00    |
| <i>Fusobacteria</i>        | 38.00     | 309.67    | 60.00    | 140.67    | 309.67    | 96.33     |
| <i>Gemmatimonadetes</i>    | -         | 1.00      | 4.00     | 3.67      | 1.00      | -         |
| <i>Halanaerobiaeota</i>    | 1.00      | -         | 8.00     | 8.33      | 2.00      | 1.33      |
| <i>Kiritimatiellaeota</i>  | 4.33      | 25.00     | 46.33    | 19.00     | 21.67     | 15.00     |
| <i>Latescibacteria</i>     | 65.00     | 42.67     | 108.33   | 100.00    | 43.67     | 49.33     |
| <i>Nitrospinae</i>         | -         | -         | 14.33    | 34.00     | 7.67      | 13.33     |
| <i>Nitrospirae</i>         | 5.33      | 10.33     | 7.67     | 6.00      | 13.67     | 4.33      |
| <i>Planctomycetes</i>      | 17.67     | 26.67     | 43.33    | 38.00     | 32.67     | 31.67     |
| <i>Proteobacteria</i>      | 12,637.33 | 12,148.67 | 9,826.00 | 11,294.00 | 12,114.33 | 11,713.67 |
| <i>Rokubacteria</i>        | 20.00     | 4.33      | 15.67    | 21.33     | 8.00      | 5.00      |
| <i>Spirochaetes</i>        | 41.00     | 77.33     | 82.33    | 89.00     | 65.67     | 72.67     |
| <i>Synergistetes</i>       | -         | 1.33      | 3.00     | 2.33      | 1.33      | 0.33      |
| <i>Tenericutes</i>         | 1.33      | 2.33      | 3.67     | 6.00      | 5.67      | 0.67      |
| <i>Verrucomicrobia</i>     | 113.00    | 133.00    | 196.00   | 285.67    | 83.67     | 112.67    |

Em Aratuípe, houve predominância de *Proteobacteria* e *Chloroflexi* no bosque de franja, enquanto que não houve nenhum grupo em destaque no bosque de bacia. A presença destes é um reflexo de organismos com amplo espectro fenotípico, incluindo representantes do Filo *Chloroflexi* cultivados com metabolismo fototrófico anóxico e organotrófico termófilo. A diversidade metabólica destes organismos e ocorrência de organismos não cultivados em diversos habitats, incluindo aquíferos, ambientes geotermiais e marinhos, sedimentos e solo, sugerem que esses organismos

possam ter um papel ecológico importante, porém ainda desconhecido (SEKIGUGHI et al., 2003; HUGENHOLTZ, 2004).

Em Padhy et al. (2021), ao utilizarem a análise metagenômica na investigação de diversidade de grupos de bactérias e arqueas verificaram os Grupos *Proteobacteria* e *Cloroflexi* como os mais abundantes no manguezal impactado por plantação de arroz com incremento de nutrientes ricos em carbono, nitrogênio e fósforo, enquanto que para Aratuípe as fontes potencialmente poluidoras são lixão, efluente de tratamento de água (ETA) e carcinicultura com características nutritivas semelhantes apesar de distintas fontes poluidoras.

No manguezal da bacia de Iguape, para o bosque de franja houve uma grande quantidade de grupos predominantes como *Acidobacteria*, *Calditrichaeota*, *Deinococcus Thermus*, *Epsilonbacteraeota*, *Gemmatimonadetes*, *Kiritimatiellaeota*, *Latescibacteria*, *Planctomycetes*, *Synergistetes*, enquanto que o bosque de bacia conta com *Actinobacteria*, *Euryarchaeota*, *Firmicutes*, *Halanaerobiaeota*, *Nitrospinae*, *Rokubacteria*, *Spirochaetes* e *Tenericutes*.

*Acidobacteria* é um filo bem distribuído entre ambientes e particularmente abundante no solo que pode chegar a 52% da comunidade bacteriana total (DUNBAR et al., 2002; SAIT et al., 2002), está envolvido na redução de nitrato, nitrito e óxido nítrico e nas reações de oxi-redução do ferro em condições anaeróbicas e ácidas (WARD et al., 2009). Zhang et al. (2014), em estudo na China sobre a variação deste grupo de micro-organismos verificou que o pH, temperatura do solo e vegetação são determinantes para sua distribuição que em Iguape é dominando por mangue preto (*Avicennia schaueriana*) e branco (*Laguncularia racemosa*).

Os Filos *Calditrichaeota* e *Deinococcus Thermus* oriundos de sedimentos marinhos, ambos encontrados com maior abundância no bosque de franja do manguezal em Iguape exibem capacidade de degradação proteica, mecanismos de proteção contra a oxidação e expressão do gene nitrito reductase que sugere um modo de vida estritamente anaeróbico, variando de extremófilos a termófilos (MARSHALL, et al. 2017; KLUBANOV et al., 2017; RAMEL et al., 2013; 2015; HO et al., 2016).

O filo *Epsilonbacteraeota* possui um metabolismo moldado às condições de potencial redox do ambiente, com capacidade de participação nos ciclos do carbono, nitrogênio e enxofre de forma aeróbica ou anaeróbica (CAMPBELL et al., 2006; 2009; BERG et al., 2011; FLORES et al. 2011; WRIGHT et al., 2013 WAIT et al., 2017),

enquanto que *Gemmatimonadetes* ocupa um nicho aeróbico bem representativo em solos mais secos relacionando também a possibilidade de presença nos bosques de bacia (FAWAZ, 2013), sedimentos marinhos (DeBRUYN et al., 2011) e mangues com pouca intervenção antropogênica (HALDAR et al., 2018).

Farag et al. (2017) constatou através da metagenômica a presença do Filo *Latescibacteria* em sedimentos terrestres, águas subterrâneas, ambiente pelágico marinho, ambientes salino a hipersalino e efluentes, apresentando uma um metabolismo fermentativo e heterotrófico e Salam (2019) ao sedimentos de lagos com deficiência de oxigênio, como ocorre nos bosques de franja dos ambientes estuarinos, verificou a presença do grupo associado às partículas do solo.

O filo *Kiritimatiellaeota* é bem distribuído mundialmente desde a intestino de vertebrados, solos a ambientes marinhos comumente ocupando condições anóxicas (SPRING et al., 2016; 2015), apresenta grande tolerância a condições óxidas (MU et al., 2019) incluindo degradação aeróbica de polissacarídeos sulfatados (VLIET et. al, 2019) em sedimentos marinhos, que possibilitaria sua presença também aos bosque de bacias das florestas de manguezais em que a oscilação da maré promove a variação na disponibilidade de oxigênio para as atividades metabólicas dos micro-organismos que estão adaptados a variação do potencial redox entre condições óxidas e anóxicas.

O filo Planctomycetes está presente em habitats terrestres, aquáticos e extremamente poluídos, com estilo de vida de adesão às superfícies ambientais e metabolismo de oxidação anaeróbica de amônia que é proposto como um sistema de desintoxicação para manutenção de baixas concentrações de alguns compostos (LAGE et al., 2019), mecanismo que confere adaptação ao ambiente anóxico e obtenção de energia para condição de maior alagamento apresentado no bosque de franja.

O filo Synergistetes é um dos maiores representantes anaeróbicos em uma variedade de ambientes, no estudo de Godon et al. (2005) o grupo esteve presente em 90% desde solos, intestino de vertebrados e invertebrados, fezes animais a digestores anaeróbicos. Sendo esta condição anóxica mais predominante no bosque de franja e a possível associação e parasitismo com a fauna residente.

Os micro-organismos do Filo *Actinobacteria* são comumente dominantes entre consórcios microbianos em solos, com papel importante no ciclos do carbono,

nitrogênio, fósforo (HILL et al., 2011) e associados a fatores ambientais como tipo de solo e pH (MATSUKAWA et al., 2007; HAYAKAWA, 2008) e , em especial, a habitats com condições especiais e extremas (SHENG et al., 2019). Grande maioria de seus representantes possui a capacidade de produção de uma variedade de metabólitos secundários, tais como enzimas, antibióticos, antitumorais (EISENLORD; ZAK, 2010; MIAO; DAVES, 2010).

Mesmo em áreas de mangues pertencentes a reserva, o Filo *Actinobacteria* junto com o *Proteobacteria* são os mais abundantes e relacionados a poluição por antibióticos e apresentam genes de resistência a antibióticos, em que mais de 90% de gene são resistentes a múltiplas Drogas como constatado no sul da China (LIU et al., 2020), visto a ocorrência de diversos tipos de micro-organismos ocupando filós e sobrepondo nichos esse mecanismo de resistência a antibiótico é esperado como obtenção de vantagem na competição intra ou interespecífica.

O filo Euryarchaeota é um grupo metanogênico representante das arqueobactérias e abundantes em ambientes extremos (JUNG et al., 2020), sendo anaeróbico obrigatório ao produzir metano pela redução de dióxido de carbono em que doadores de elétrons podem ser hidrogênio, formiato, acetato, metanol e aminas metiladas (WANG et al., 2020b) que corresponde à condição encontrada no bosque de franja.

O filo *Firmicutes* contém representantes aeróbicos, anaeróbicos facultativos e estritos, com grande maioria quimiorganotróficos e alguns fotoheterotróficos anóxicos (SCHLEIFER, 2009), além de apresentarem metabolismo caracterizado por fermentação e respiração (LEY et al., 2006) que possibilita a sua presença a ambos bosques estudados. Foram encontrados em abundância junto ao Filo *Proteobacteria* em estudos de mangues contaminados por efluentes e esgoto no Caribe Colombiano (ISAZA et al., 2021), tal qual a área estudada, com alta atividade de transcrição de genes de assimilação de formaldeído (R-CH<sub>2</sub>O), redução de nitrogênio e sulfato relacionados a condições anaeróbicas e de decomposição.

*Halanaerobiaeota* é um filo com metabolismo anaeróbico fermentativo e com tolerância e resistência a estresse osmótico de ambientes marinhos com alta salinidade (ROUSH et al., 2014; HUANG et al., 2020) corresponde ao bosque de franja.

*Nitrospinae* é um grupo de bactérias que atuam no ciclo do nitrogênio através da oxidação do nitrito em ambiente aquático marinho (SPIECK et al., 2014), incluindo

condições mínimas de oxigênio (SUN et al., 2019) e considerado o grupo dominante em ambientes marinhos (LEVIPAN et al., 2014).

Já o filo *Rokubacteria*, sendo o segundo mais abundante entre os bosques de franja é o mais abundante no bosque de bacia de Iguape com Eh moderadamente redutor  $27.75 \pm 19.01$  mV (Tabela 2) um pouco mais elevado que o bosque de franja no mesmo local que sugere uma maior disponibilidade de oxigênio como acceptor de eletrons. Este grupo tem a capacidade de utilizar uma diversidade de doadores e aceptores de eletrons sob condições aeróbicas e anaeróbicas justificando sua presença em ambos os bosques, está envolvido no ciclo do enxofre, nitrogênio e carbono (BECRAFT et al., 2017; HUG et al., 2016).

O filo *Spirochaetes* possui a habilidade de degradar celulose (LESCHINE, 1995) e mostra-se positivamente relacionada ao carbono e nitrogênio totais (ZHU et al., 2018) que sugere uma boa adaptação a locais com alta disponibilidade desses elementos que acontece através das atividades poluidoras esgostos e lixão para a área de Iguape.

Tenericutes é um grupo de organismos patogênicos e de estilo de vida parasitário (WHITE; JEWER, 2009) que tem sido encontrado em gônadas de peixes, ostras mexilhões e efluentes não tratados que são lançados ao mar observados através de técnicas de sequenciamento de material genético com cultivo independente (PIERCE; WARD, 2019; RODRIGUES; FERRARI, CONTE-JUNIOR, 2018; HOJ et al., 2018; ORELLANA et al., 2019) que explica sua presença no bosque de franja de Iguape, visto o filo ser encontrado na fauna residente comum do ambiente de manguezal, sendo comumente consumido e apresentar o mesma fonte poluidora do estudo com o mesmo método de análise metagenômica.

No manguezal localizado no rio São Paulo, houve predominância para o bosque de franja dos Filos *Chlamydiae*, *Cyanobacteria*, *Fusobacteria* e *Nitrospirae*, enquanto que no bosque de bacia para os grupos *Entotheonellaota* e *Bacteroidetes*.

*Chlamydiae* está presente em diversos habitats aquáticos e terrestres (COLLINGRO et al., 2020), em ambientes anóxicos, sedimentos marinhos de profundidade com características genéticas simbióticas (DHARAMSHI et al. 2020), que sugere o parasitismo à fauna existente e corrobora condições com privação de oxigênio predominante no bosque de franja.

A presença de *Cyanobacteria* é comum em ambientes eutrofizados, principalmente a disponibilidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) vinculado a ambiente redutor, anóxico, pH ácido e altas temperaturas (YAN et al., 2017), em que as características físico-químicas do local com pH de  $5.45 \pm 0.59$  e Eh de  $73.65 \pm 31.68$  mV favorecem junto com grupo com *Nitrospirae* a ciclagem de nutrientes através do ciclo do nitrogênio com bactérias oxidadoras de nitrito (WU et al., 2016a; ISOBE et al., 2014) e sulfato redutoras e oxidação anaeróbica de metano (PELLISSARI et al. 2017) em solos alagados. Fato que no manguezal do rio São Paulo a proximidade com indústrias químicas e histórico de contaminação de petróleo na região favorecem a ocupação deste nicho por esses grupos.

*Fusobacteria* é um dos grupos de anaeróbicos mais encontrados em sedimentos marinhos (WAITE et al., 2017), favorecido pela condições redutoras e grande aporte de matéria como o manguezal com influência das (MAINTINGUER et al., 2015), até mesmo neste ambiente simulado com compondo de 0.5 a 44% da diversidade bacteriana (YIN; YAN, 2020).

*Entotheonellaeota* foi identificado em solos contaminados por multimetals na China (ZHANG et al., 2020) e apresenta genes na produção de catalase, urease, transformação do nitrito a nitrato, acumulação, transporte e mineralização de metais pesados (KEREN et al., 2017; LACKNER et al., 2017; LIU et al., 2016).

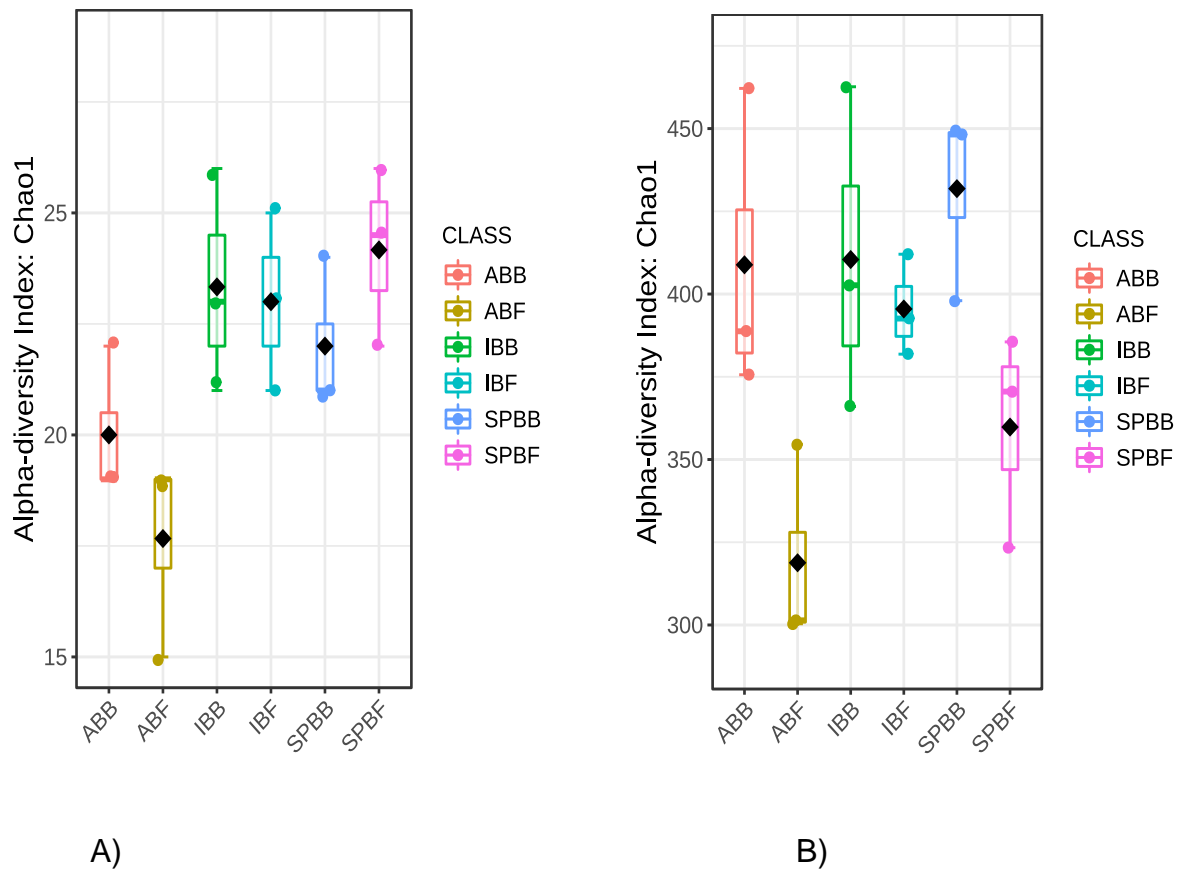
*Bacteroidetes* são bactérias heterotróficas que possuem uma variedade de enzimas para degradação de carboidratos que são a forma inicial de obtenção de energia utilizadas por organismos autotróficos na produção de biomassa (BAR-ON; PHILLIPS; MILO, 2018; LAPÉBIE; LOMBARD; DRULA, 2019), fazendo-se presente em profundidade de oceanos a areia de desertos (AN et al., 2013) que explicaria sua presença e bosques de franja e de bacia. A enzima carboidrato ativada (CAZymes, do inglês *Carbohydrate-Active Enzymes*) é um diferencial para este grupo que impede a competição com intra e interespecíficas (ANDERSON; SALYERS, 1989) devido a alta de disponibilidade de substâncias orgânicas ocasionadas por derramamento de petróleo e efluentes de indústrias químicas presentes próximas ao local de coleta do mangueal do rio São Paulo.

## Diversidade

A diversidade  $\alpha$  ilustrada na Figura 6A através do índice CHAO1 faz uma análise a nível de filo na qual os bosques de bacia possuem maior diversidade para os manguezais de Aratuípe e Iguape, e no bosque de franja no rio São Paulo. Quando se analisa a nível de gênero (Figura 6B) todos os manguezais avaliados possuem maior diversidade no bosque de bacia. Dos 26 fillos identificados, o manguezal de Aratuípe apresenta a menor diversidade, sobretudo no bosque de franja com presença entre 15 e 19 fillos, enquanto que o manguezal no rio São Paulo é mais diverso no bosque de franja. Há mudança quando a análise de diversidade  $\alpha$  é feita nível de gênero para o manguezal do rio São Paulo em que a maior representatividade é para o bosque de bacia, fato quantitativamente expresso na Tabela 4.

A diversidade  $\beta$  obtida através de análise de componente principal com a explicação de 82.2% para os fillos e 51.9% para os gêneros através dos componentes principais 1 e 2, de acordo com a Figuras 7 e 8, mostra a diferença na estrutura microbiana entre as áreas dos diferentes manguezais com maior representação para os bosques de bacia para ambos níveis taxonômicos analisados.

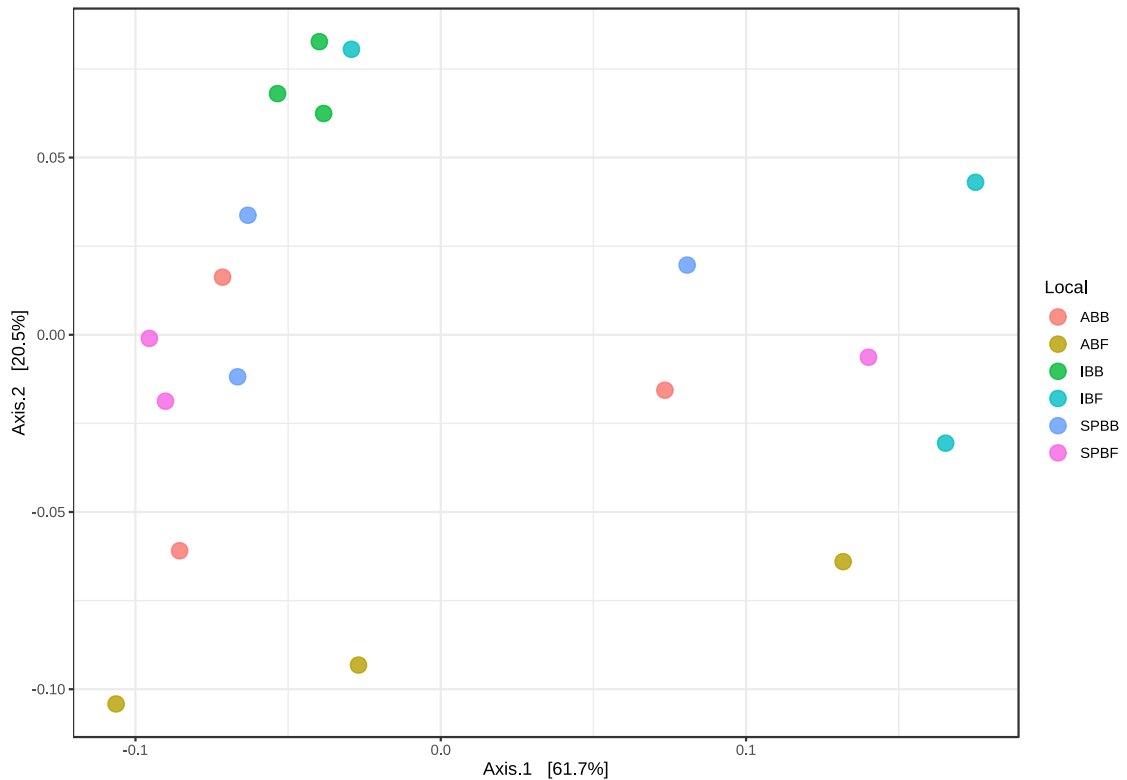




**Figura 6.** Diversidade alpha (CHAO1) com 97% de similaridade às OTUs a nível de filo A) e gênero B).

**Tabela 4.** Diversidade alpha a nível de Filo e Gênero.

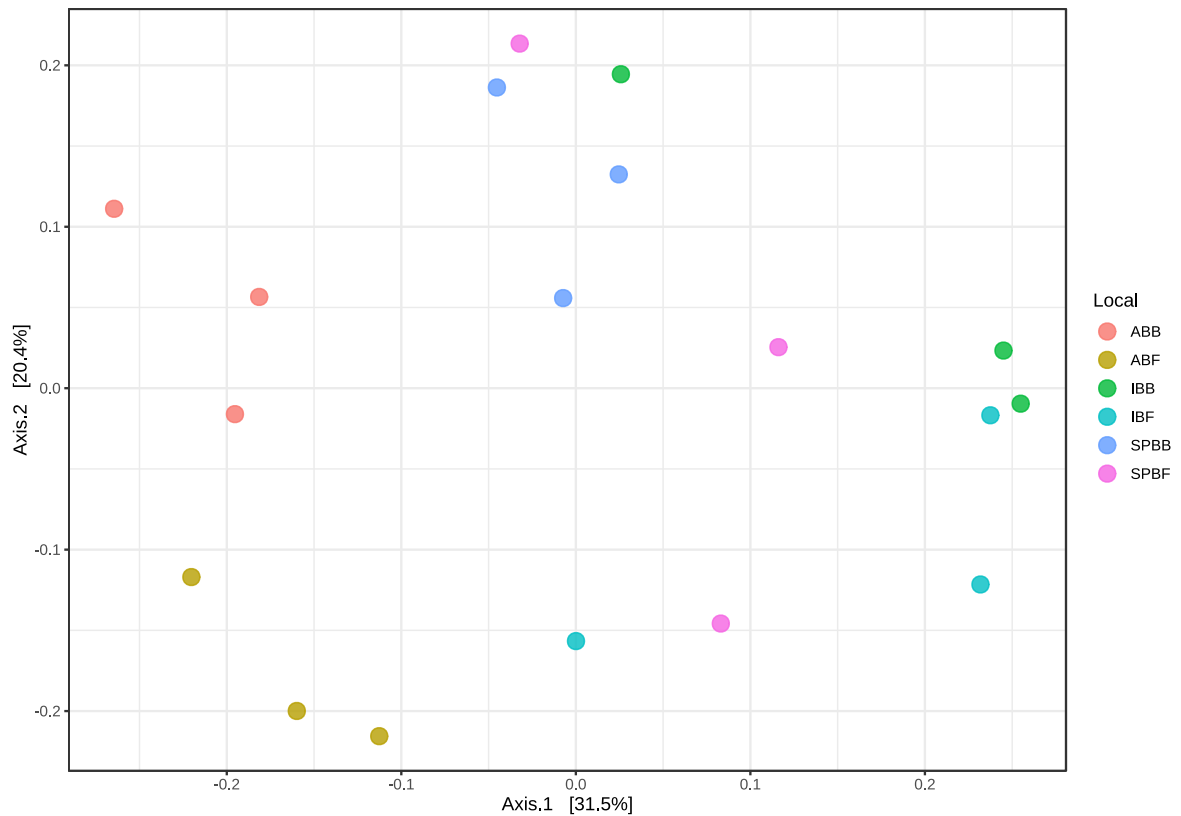
| Amostra     | CHAO1 Filo | CHAO1 Gênero |
|-------------|------------|--------------|
| <b>ABF</b>  | 17.67      | 318.79       |
| <b>ABB</b>  | 20.00      | 408.83       |
| <b>IBF</b>  | 23.00      | 395.49       |
| <b>IBB</b>  | 23.33      | 410.43       |
| <b>SPBF</b> | 24.17      | 359.81       |
| <b>SPBB</b> | 22.00      | 431.85       |



**Figura 7.** Diversidade  $\beta$  a nível de Filo através de ACP (82.2%). Axis = Componente principal.

A distribuição de comunidades bacterianas tem grande influência de fatores ambientais como resposta a duas possibilidades: substituição/rotação de espécies que reflete a tolerância ecológica das espécies (BASELGA, 2010; 2013; LEGENDRE, 2014), e origem das espécies que reflete a diversidade de nichos ecológicos disponíveis nas variações ambientais (GASTON, 2000) que nos manguezais do estudo está atrelado a influência de marés, drenagem dos rios e poluentes através das atividades antropogênicas que podem ser realizadas em in-situ ou transportadas.

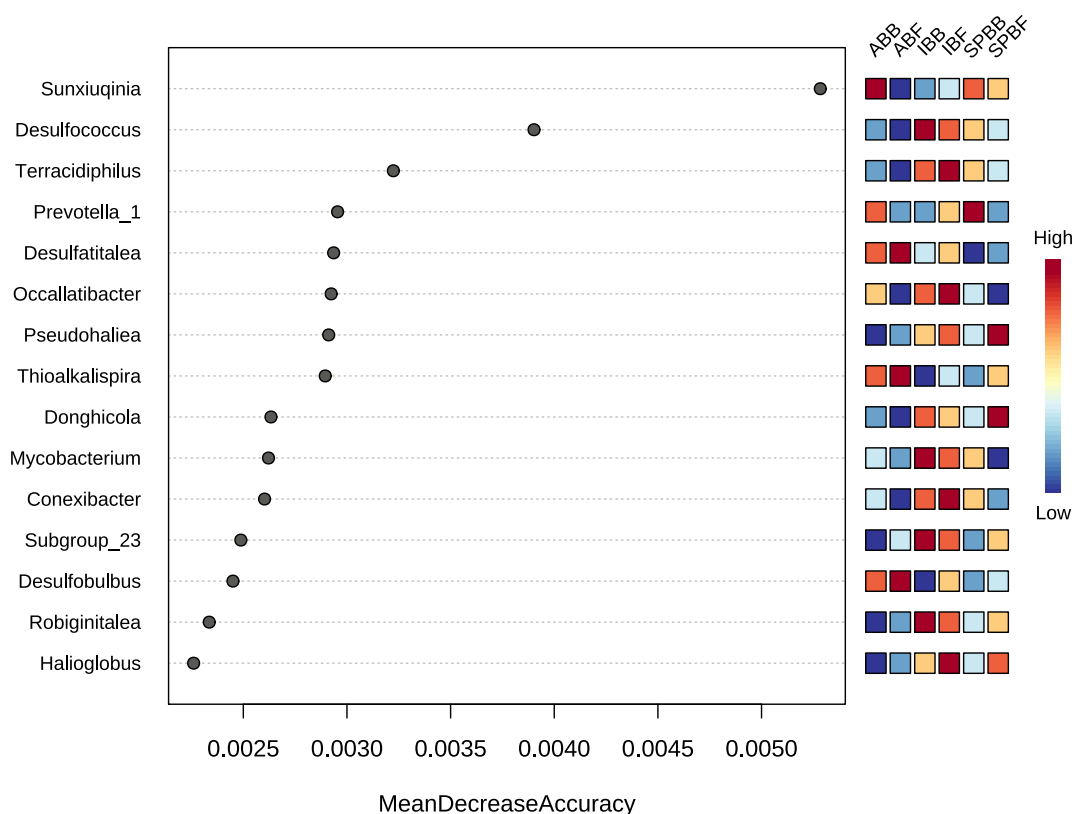
Zhu et al. (2018) em estudo sobre o efeito das marés e da rizosfera na composição e diversidade microbiana em sedimentos de mangue no Sul da China por meio de sequenciamento da região V4 do gene 16S rRNA, constatou maior diversidade para a região de maior alagamento, em analogia ao bosque de franja, com correlação positiva entre a diversidade alpha com carbono e nitrogênio orgânicos.



**Figura 8.** Diversidade  $\beta$  a nível de gênero através de ACP (51.9%). Axis = Componente principal.

## Biomarcadores

A análise dos microorganismos potencialmente marcadores às condições dos manguezais estudados foi feita obtida a nível de gênero, de acordo com a Figura 9. No manguezal de Aratuípe são *Desulfatitalea* e *Desulfobulbus* (*Proteobacteria*), para ambos os bosques, enquanto que *Sunxiuqinia* (*Bacteroidetes*), somente para o bosque de bacia.



**Figura 9.** Potenciais biomarcadores a nível de gênero por meio de redução média de precisão em solos de manguezais na Baía de Todos os Santos.

O gênero *Desulfatitalea* foi descrito por Higashioka et al. (2013) isolado de sedimento marinho com influência de marés em Tóquio, Japão. Neste estudo verificou-se sua capacidade redutora de sulfato sob condições anaeróbicas, utilizando compostos orgânicos de baixo peso molecular e hidrogênio como doadores de elétrons e sulfato e tiosulfato como aceptores de elétrons.

Tagg et al. (2019) encontraram o gênero colonizando de forma dominante em tinta presente no microplástico do estudo realizado na Alemanha numa área com atividade turista e portuária que pode estar associado a resíduo sólido oriundo dos lixões em Aratuípe em maiores pontos quando comparado a Iguape que possui somente um lixão próximo ao local de coleta, como também à atividade de aquicultura exclusivo de Aratuípe.

*Desulfobulbus* é um gênero de bactérias redutoras de sulfato (BRS) que utiliza compostos orgânicos e hidrogênio como doadores de eletrons; e sulfato, sulfito e tiosulfato como receptores de eletrons (WHITMAN et al., 2015). O grupo é verificado

como abundante para bactérias que utilizam o enxofre em estudo realizado por Li et al. (2020) ao compararem vegetação, parâmetros físico-químicos e profundidade concluindo que bactérias oxidadoras de sulfato (BOS) estão fortemente relacionadas a enriquecimento de sulfato e BRS a fontes de carbono no ecossistema de manguezal. Sendo o sulfeto acumulado no ambiente devido às atividades industriais e tem o seu ciclo relacionado aos ciclos do carbono, nitrogênio e fósforo e adsorção de ferro (HASLER et al., 2016).

*Sunxiuqinia* é um gênero com apenas 4 espécies isolados de sedimentos superficiais e profundos (LIM et al., 2016) e reportados em solos de manguezais contaminados por metais pesados independente de sua concentração (FERNÁNDEZ-CADENA et al., 2019), sugerindo adaptação ou resistência por parte do grupo podendo estar associada às atividades antropogênicas da região de Aratuípe com exclusividade para o bosque de bacia com menor transporte pela redução da influência da oscilação da maré quando comparado ao bosque de franja, sugerindo uma maior acumulação de contaminantes nesta área.

Em Iguape, os gêneros *Desulfococcus* (*Proteobacteria*), *Mycobacterium* (*Actinobacteria*) e *Robinginitalea* (*Bacteroidetes*) para o bosque de bacia e para o bosque de franja o grupo *Conexibacter* (*Actinobacteria*).

A presença de *Desulfococcus* com capacidade de oxidação anaeróbica de metano, redução de sulfato é considerado um filotipo potencialmente degradante de hidrocarbonetos (RABUS et al., 2015) é significativa. Em estudo sobre os grupos de microorganismos abundantes e ativos na desintoxicação de manguezais contaminados por óleo e efluentes domésticos e urbanos no Estado de São Paulo que tem o gênero como um deles junto com *Desulfatibacillum*, *Desulfitobacterium* e *Vibrio* (CABRAL et al., 2018).

*Mycobacterium* é gênero bem popular, visto ter espécies representantes de patógenos humanos, com metabolismo aeróbico ou anaeróbico facultativo, entretanto, é abundante numa variedade ambientes como ambientes aquáticos, solos ácidos (WALSH et al., 2019) e contaminados com hidrocarbonetos poliaromáticos exercendo a função de principais degradadores (GUO et al., 2011; WANAPAIKAN et al., 2017).

*Robinginitalea* é um gênero com poucos estudos, sendo reportado em ambiente marinho em areia de praia da costa africana (SIBANDA et al., 2021),

entretanto, é a primeira vez que reportado em solos de manguezais tropicais e na Baía de Todos os Santos.

Monciardini et al. (2003) isolou representantes do gênero *Conexibacter* de solos na Itália. Este gênero possui expressividade nos processos de nitrificação na rizosfera (DENG et al., 2015) e na degradação de herbicidas (AGUIAR et al., 2020) em solos de manguezais ocupando papel relevante no ciclo do nitrogênio e de contenção da poluição ambiental no bosques de franja da região de Iguape que está exposta a contaminação via lixão e esgotos.

A região estuarina do rio São Paulo apresenta o gênero *Prevotella* (*Bacteroidetes*) para o bosque de bacia, enquanto que no bosque de franja com o gênero *Pseudohalaea* (*Proteobacteria*) para o bosque de franja.

*Prevotella* é um gênero encontrado majoritariamente em cavidades oral e urogenital de mamíferos, sendo descrito pela primeira vez em ambiente natural por Ueki et al. (2007) com atividade na decomposição anaeróbica de celulose de resíduos de plantas e raízes de arroz em solos alagados. Recente estudo em ambiente ribeirinho em Singapura que incluiu influências de águas residenciais, estação de tratamento de efluente e mangue verificou exposição a genes de resistência a bactérias com forte associação com descarte de efluentes e diluição da maré com possível poluição fecal tendo os gêneros *Prevotella*, *Bacteroides*, *Escherichia coli* e oxigênio dissolvido como marcadores de qualidade ambiental. As condições anaeróbicas as quais o grupo está adaptado não exclui sua presença no bosque de bacia do rio São Paulo em que sofre menor influência do alagamento das marés, possivelmente o grupo ocupa um nicho anóxico.

*Pseudohalaea* é um gênero estritamente aeróbico com metabolismo respiratório e heterotrófico (SPRING et al., 2013) e presente em vários estudos de ambientes marinhos, com atividade de aquacultura e manguezais (SPRING et., 2015; SHI et al., 2019) que justifica sua presença no bosque de franja pela oscilação da disponibilidade de oxigênio no bosque de franja com o alagamento promovido pela alta da maré, no entanto, não é possível relacionar neste momento o grupo com a fonte de contaminação de indústrias químicas que a região do rio São Paulo é sabidamente exposta.

## Elementos Potencialmente Tóxicos

O descarte acidental ou deliberado de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) na água, no solo e na atmosfera pela atividade humana se tornou uma preocupação global por estes elementos não serem naturalmente biodegradáveis e por sua acumulação na cadeia trófica. A contaminação dos solos de manguezais altera a diversidade da comunidade microbiana e impacta negativamente alguns grupos específicos de microrganismos (SANTOS et al., 2011).

Os três manguezais avaliados neste estudo encontram-se sob forte influência de atividades antropogênicas como descarte de resíduos de olarias, de carcinicultura e de esgotos domésticos e industriais. A partir dos valores de referência do Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente (CCME, *Canadian Council of Ministers of the Environment*) (2001) foi possível avaliar a contaminação dos solos dos manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo (Tabela 5), em virtude da ausência de homogeneidade e informação para valores de referência de qualidade (VRQ) para os EPTs nos solos dos estados brasileiros (SBCS, 2013), além de que a Resolução CONAMA nº 344/2004 adota o Conselho canadense como parâmetro (BRASIL, 2004). Este parâmetro consiste em avaliar as concentrações acima do TEL que indica nível de efeito limiar e o PEL níveis de prováveis efeitos, ou seja, de acordo com Forsythe & Marvin (2009), valores acima do PEL são indicativos de possíveis riscos biológicos para os organismos aquáticos e humanos.

**Tabela 5.** Concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos nos solos dos manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo.

| Área          | Bosque | Cd      | ----- mgkg <sup>-1</sup> ----- |         |         |          |          |          |         |
|---------------|--------|---------|--------------------------------|---------|---------|----------|----------|----------|---------|
|               |        |         | Co                             | Cr      | Cu      | Mn       | Ni       | Pb       | Zn      |
| Aratuípe      | BF     | 1,01 b  | 18,19 b                        | 47,08 b | 10,61 b | 61,60 a  | 17,32 b  | 25,20 a  | 29,71 a |
|               | BB     | 2,62 a  | 25,95 a                        | 52,77 a | 13,60 a | 49,13 b  | 23,16 a  | 21,92 b  | 24,15 b |
| Iguape        | BF     | 2,81 b  | 37,73 b                        | 61,10 a | 24,57 b | 76,44 b  | 46,30 b  | 36,14 b  | 40,48 b |
|               | BB     | 6,16 a  | 43,72 a                        | 42,64 b | 33,50 a | 100,27 a | 59,57 a  | 73,55 a  | 44,78 a |
| Rio São Paulo | BF     | 7,20 b  | 38,96 b                        | 23,12 a | 41,79 b | 108,71 a | 52,49 b  | 80,89 b  | 49,28 b |
|               | BB     | 17,48 a | 91,13 a                        | 25,86 a | 49,68 a | 103,80 a | 104,83 a | 142,20 a | 79,16 a |
| CCME (2001)   | TEL    | 0,59    | -                              | 37,30   | 35,70   | -        | 18,00    | 35,00    | 123,00  |
|               | PEL    | 3,53    | -                              | 90,00   | 197,00  | -        | 36,00    | 91,30    | 315,00  |

As maiores concentrações de Cd, Co, Cu e Ni foram observadas nos bosques de bacia das três áreas indicando uma tendência de contaminação do Rio São Paulo > Iguape > Aratuípe (Tabela 5). As maiores concentrações no bosque de bacia podem estar associadas com a menor interferência da maré na movimentação e deslocamento destas espécies químicas e características físico-químicas do solo, como pH e Eh, além de menor impacto de processos erosivos em relação aos bosques de franja. As concentrações de Cd variaram entre 1,01 (BF) a 2,62 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Aratuípe e, entre 2,81 (BF) a 6,16 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Iguape com valores superiores ao TEL, e entre 7,20 (BF) a 17,48 mg kg<sup>-1</sup> (BB) no Rio São Paulo, cerca de 5 vezes superior ao PEL CCME (2001).

As concentrações de Co variaram entre 18,19 (BF) a 25,95 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Aratuípe, de 37,73 (BF) a 43,72 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Iguape e entre 39,96 (BF) a 91,13 mg kg<sup>-1</sup> (BB) no Rio São Paulo. Apesar de não haver referências dentro dos limites do TEL e PEL para o Co, comparando os resultados deste estudo com os realizados por AL-EDRESY et al. (2019) nos manguezais da Costa do Mar Vermelho (6,2 a 15,8 ug.g<sup>-1</sup>), estes valores foram muito elevados. Estão associados a presença de Co em ambientes costeiros o lodo de esgoto, fertilizantes fosfatados, processamento de ligas e indústrias que fazem uso ou processam seus compostos (Kim et al., 2006).

Em relação ao Cu, as concentrações variaram entre 10,61 (BF) a 13,60 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Aratuípe de 24,57 (BF) a 33,50 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Iguape e no Rio São Paulo



entre 41,79 (BF) a 49,68 mg kg<sup>-1</sup> (BB). Apesar destas variações, apenas os resultados encontrados nos solos do Rio São Paulo demandam maior atenção por estarem superiores ao TEL. Avaliando o risco ecológico de metais nos solos dos manguezais da Costa do Mar Vermelho, Arábia Saudita, sob influência de indústrias Alzahrani et al., (2018) obtiveram uma média de Cu de 22,87±13,60 ug g<sup>-1</sup>, valores inferiores aos observados para o RSP e similares aos de IGP. Estes resultados são consistentes com os obtidos neste estudo, onde as áreas de maior concentração dos elementos foram as com maior nível de industrialização.

As concentrações de Ni variaram entre 17,32 (BB) a 23,16 mg kg<sup>-1</sup> (BF) em Aratuípe, entre 46,30 (BF) a 59,57 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Iguape e entre 52,49 (BF) a 104,83 mg kg<sup>-1</sup> (BB) no Rio São Paulo. Os resultados para o Ni indicam potenciais riscos biológicos aos organismos aquáticos e ao homem, pois nos solos dos bosques de Iguape e, principalmente, no Rio São Paulo seus valores foram superiores ao PEL (CCME, 2001).

Em cada área avaliada foi possível observar comportamento distinto do Cr, onde suas concentrações variaram entre 47,08 (BF) a 52,77 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Aratuípe, entre 42,64 (BB) a 61,10 mg kg<sup>-1</sup> (BF) em Iguape e os valores mais baixos foram observados nos bosques do Rio São Paulo, que apesar de variarem entre 23,12 (BF) a 25,86 mg kg<sup>-1</sup> (BB) não apresentaram diferenças significativas. Nos bosques de Aratuípe e Iguape a concentração do Cr foi superior ao TEL (CCME, 2001), entretanto, para o Rio São Paulo estes resultados foram mais baixos em relação às diretrizes canadenses. A atividade de curtimento de peles utiliza majoritariamente sais de cromo trivalente para a obtenção do couro (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1974), com geração de efluentes líquidos e resíduos sólidos. Os resultados obtidos para Iguape corroboram com os dados observados por Queiroz; Celino (2008) para a Baía de Iguape que apresentaram valores de Cr no solo de mangue na faixa de 10-116 mg kg<sup>-1</sup> e pelo fato do rio Paraguaçu, com nascente na Chapada Diamantina e foz na baía de Iguape, apresentar em suas margens empresas dedicadas a esta atividade justifica ser o manguezal mais representativo para este metal.

Os valores nominais dos EPTS Mn e Zn em Aratuípe no bosque de franja foram maiores que no bosque de bacia nos manguezais do Rio São Paulo > Iguape > Aratuípe, exceto para o Mn no bosque de franja do rio São Paulo.

As concentrações de Mn variaram entre 49,13 (BB) a 61,60 mg kg<sup>-1</sup> (BF) em Aratuípe, entre 76,44 (BB) a 100,27 mg kg<sup>-1</sup> (BF) em Iguape e entre 103,80 (BB) a 108,71 mg kg<sup>-1</sup> (BF) no Rio São Paulo, neste último não houve diferenças significativas entre os bosques. Em publicação realizada, Queiroz; Celino (2008) apresentaram valores de Mn que variaram na Baía de Iguape entre 42 – 316 µg g<sup>-1</sup> e na BTS entre 44-308 mg kg<sup>-1</sup> corroborando com os resultados obtidos nos solos dos manguezais avaliados neste estudo.

As concentrações de Pb variaram entre 21,92 (BB) a 25,20 mg kg<sup>-1</sup> (BF) em Aratuípe, indicando neste caso a maior presença no bosque de franja. Nas demais áreas a maior concentração foi no bosque de bacia, variando entre 36,14 (BF) a 73,55 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Iguape e entre 80,89 (BF) a 142,20 mg kg<sup>-1</sup> (BB) no Rio São Paulo, o que pode estar associada com a posição fisiográfica destes manguezais. Em Iguape, estes valores foram superiores ao TEL e no Rio São Paulo superior ao PEL (CMME, 2001). Os resultados obtidos para os bosques de Aratuípe corroboram com os obtidos por Pradit et al. (2019) (38,9 – 79,0 mg kg<sup>-1</sup>) avaliando metais em sedimentos de manguezais do Lago Songkhla, Tailândia. Em trabalho realizado por Queiroz; Celino (2008), as concentrações de Pb na Baía de Iguape foram inferiores (3 – 22 µg g<sup>-1</sup>) as obtidas nos solos dos bosques de Iguape.

Para o Zn, os valores estão abaixo dos preconizados para o TEL, não indicando possíveis riscos biológicos aos organismos aquáticos e aos homens. Avaliando metais em manguezais sob influência de minas abandonadas, estaleiros de reparação e pintura de embarcações e aplicação de agrotóxicos no Lago Songkla, Tailândia, Pradit et al. (2019) obtiveram concentrações de Zn entre 34,50 – 116,70 mg kg<sup>-1</sup>, que compreende na faixa dos observados em Iguape e Rio São Paulo.

Os resultados obtidos para Cd, Cu, Pb, Ni e Zn neste estudo foram superiores aos encontrados por Onofre et al. (2007) nos solos de manguezais da Porção Norte (São Francisco do Conde e Madre de Deus) da Baía de Todos os Santos

Em geral, foram encontrados metais acima do limite de referência em todos os ambientes estudados: Aratuípe (Cd, Cr, Ni > TEL), Iguape (Cr, Pb > TEL e Cd, Ni > PEL) e rio São Paulo (Cu > TEL e Cd, Ni, Pb > PEL), sendo neste último local observado os maiores teores. Além disso, em todos os ambientes os teores de metal foram maiores nos bosques de bacia do que nos bosques de franja. Os dados obtidos

são importantes para o reconhecimento da presença dos EPTs na BTS, entretanto, não indicam sua biodisponibilidade.

Barros et al. (2021a; 2019b) em estudo de caracterização e biodisponibilidade de metais no mangue em Alagoas constatou os metais foram detectados em concentrações dentro de limites aceitáveis para a comunidade biótica através dos índices TEL e PEL, resolução CONAMA 344/04 (BRASIL, 2004) e índice *Environmental Protection Agency* (EPA), com exceção do Co que não foi contemplado no referido estudo.

Azevedo (2017) ao fazer biomonitoramento de metais em áreas de manguezal da região de Alagoas na mesma região que Barros et al. (2021a; 2019b) através da quantidade encontrada nos tecidos de ostra-mangue (*Crassostrea rhizophorae*) que pelo modo de vida séssele e biofiltrante são considerados bioindicadores qualidade ambiental tiveram valores superiores a recomendada para consumo pela legislação brasileira para Zn e Cd, com confirmação de poluição ambiental, indicando a entrada e disponibilização destes metais na cadeia trófica e, vale destacar o lapso temporal de 2 e 4 anos em que a concentração de contaminantes no ecossistema e na cadeia trófica é cumulativa.

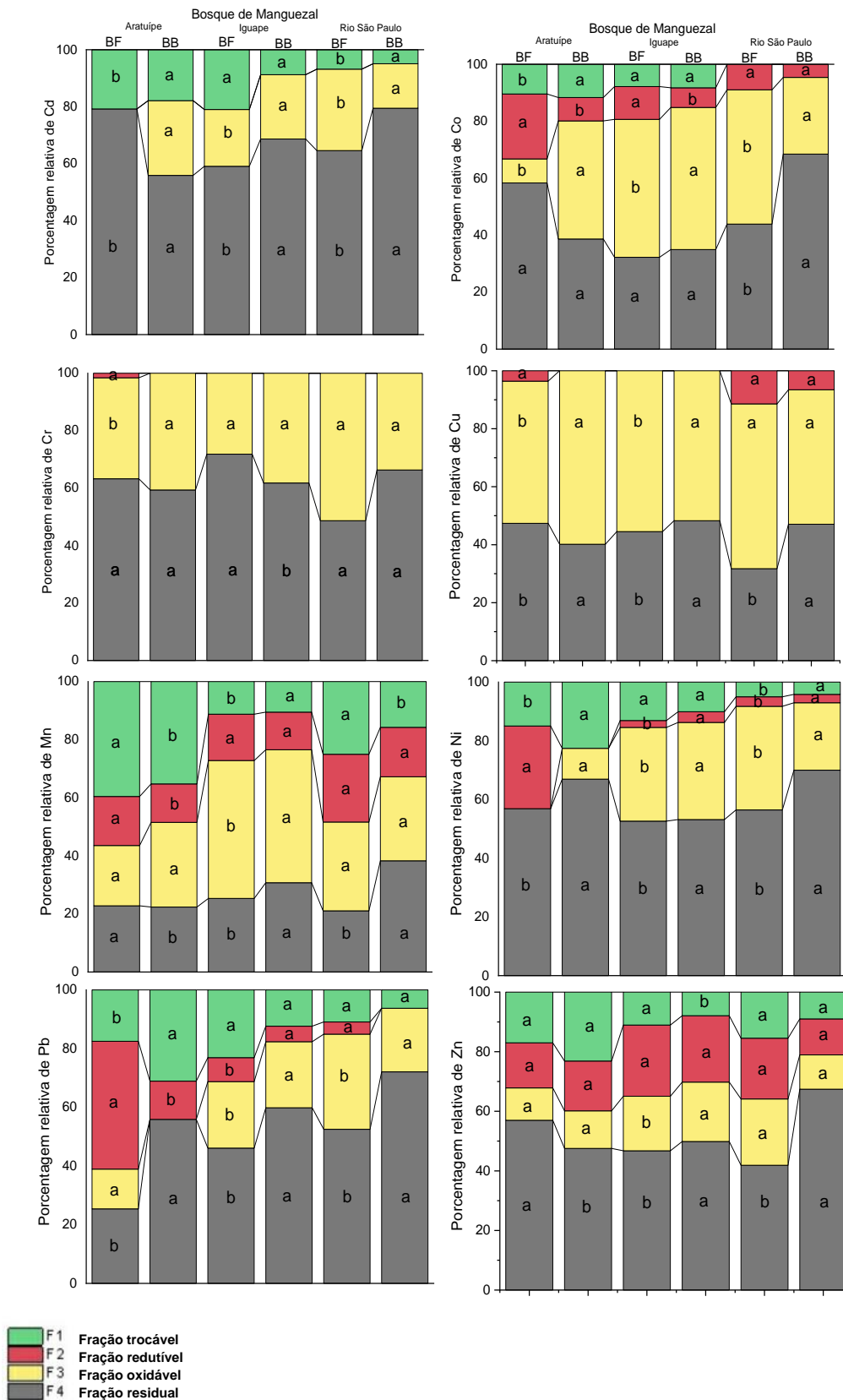
Nos manguezais os EPTs são acumulados nos solos/sedimentos superficiais de forma temporária, pois podem ser remobilizados e/ou ressuspensos na coluna d'água em condições ambientais variadas (MINU et al., 2018). Estas características associadas as possíveis mudanças nas concentrações ao longo do tempo tornam necessária o monitoramento destas áreas (FORSYTHE et al., 2021).

### **Especiação dos Elementos Potencialmente Tóxicos**

Neste estudo foi utilizado em caráter inaugural para a área o método de lixiviação seletiva (BCR) que permite agrupar as frações em quatro classes: de alta mobilidade e biodisponibilidade (frações trocáveis e solúveis em ácido (F1) e a fração redutível por Fe e Mn (F2)), potencialmente biodisponível (fração oxidável (F3)) e a fração não tóxica ou residual (F4) (DEVI; SOROCABA, 2014) de acordo com a Figura 10.

A amostragem nos bosques de franja e bacia alteraram, sobretudo, a proporção relativa das frações presentes. A especiação química e distribuição percentual dos

metais nos solos de mangue evidenciou que todos os elementos avaliados apresentam maior proporção nas frações com menor disponibilidade e mobilidade (F3 e F4). Comparativamente, os elementos Mn, Ni, Pb e Zn apresentaram maior proporção das frações biodisponíveis e móveis (F1 e F2), seguidos do Co e Cd. A distribuição do Mn nos bosques das três áreas estudadas apresentaram comportamentos distintos (Figura 10). Em Aratuípe, a maior concentração foi na fração mais disponível (F1) no bosque de franja, em Iguape foi na fração potencialmente disponível (F3) no bosque de bacia e no Rio São Paulo, também em F3, no bosque de franja e na F4 no bosque de bacia.



**Figura 10.** Especificação química dos Elementos Potencialmente Tóxicos dos solos de manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil.

Concentrações de Ni foram observadas em todas as frações avaliadas, com maior proporção na F4 nos bosques de bacia de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo, indicando ser um metal de origem litogênica. Todos os bosques as concentrações foram menores que o TEL, exceto no bosque de bacia do Rio São Paulo, onde a concentração foi cerca de duas vezes superior ao PEL (CCME, 2001). Avaliando manguezais do delta de Rufiji, Tanzânia,

Impactados pelo desenvolvimento urbano e atividades agrícolas, Minu et al. (2018) observaram que 90% do Ni estava na F4 indicando sua baixa disponibilidade. O Ni ocorre em níveis muito baixos no ambiente e é essencial em pequenas concentrações e sua presença nos manguezais está associada a indústrias de galvanização, combustão de combustíveis fósseis e galvanoplastia (AL HAGIB HA; AL-SELWI KM; AL-SHWAFI NA, 2018). Elevadas proporções de Ni e Cr nas frações mais residuais também foram observadas por Thanh-Nho et al., (2019) avaliando florestas de manguezais sob efeitos de perturbação ambiental no Vietnã, relacionando estes resultados com intensa precipitação do Ni com a pirita e sulfuretos (NOËL et al., 2015), refletindo suas fontes naturais ligadas aos minerais de ferro.

Para o Pb, uma maior disponibilidade em F1 e F2 foi observada nos bosques variando entre 4,41 (BF) a 6,81 (BB) e 2,86 (BB) a 10,98 mg kg<sup>-1</sup> (BF) em Aratuípe, entre 8,34 (BF) a 9,08 (BB) e 2,95 (BF) a 3,89 mg kg<sup>-1</sup> (BB) em Iguape, e entre 8,83 (BF) a 8,87 (BB) e 0,0 (BB) a 3,37 mg kg<sup>-1</sup> (BF) no Rio São Paulo, respectivamente (Figura 10). Comparando com os resultados das diretrizes da CCME (2001) estes valores estão abaixo dos limites do TEL, entretanto, o Pb é um elemento não essencial e tóxico mesmo em baixas concentrações, podendo afetar a saúde tanto de organismos aquáticos como na saúde humana com danos ao trato gastrointestinal, rins e sistema nervoso central (TIRKEY et al., 2012; AWOFOLU et al., 2005).

As concentrações de Pb nas F3 e F4 variaram entre 8,19 (BF) a 16,56 (BB) e 16,66 (BF) a 44,02 (BB) em IGP e 26,20 (BF) a 30,81 (BB) e 42,49 (BF) a 102,52 (BB) no RSP, indicando menor disponibilidade em relação aos bosques do manguezal de ARA. Para estas frações os valores chegam a ser superiores ao PEL (BB em ARA), o que indica que a área de pesquisa tem o metal, mas que não encontra-se disponível. Entre as fontes de Pb que podem afetar os manguezais estão os resíduos, encanamentos de água, revestimentos, pigmentos inibidores de ferrugens, os quais

podem ser descartados por meio de atividades industriais ou pelo descarte de esgoto domésticos.

O Zn foi o elemento com as maiores concentrações na F4 em todas as áreas, porém com uma distribuição diferente entre as demais frações para cada bosque. Houve uma tendência da segunda maior concentração na F1 dos bosques de Aratuípe, na F2 dos bosques de Iguape e na F3 dos bosques do rio São paulo (Figura 10). Ainda assim, estes valores foram inferiores aos estabelecidos pela CCME (2001) para os parâmetros do TEL e PEL, não sendo considerando um elemento de risco para o ambiente em que se encontra.

O comportamento do Co nos manguezais avaliados indica sua predominância nas F3 e F4, porém com disponibilidade em F1 (exceto no rio São Paulo) e F2, figura 10. As concentrações de Co em F3 e F4 em geral foram maiores no bosque de bacia, indicando menor predominância no bosque com maior influência da maré.

Considerando a distribuição do Cd nos solos dos três manguezais avaliados, as maiores proporções estão na F4 e F3 e em menor proporção na F1 (Figura 10). As concentrações de Cd na F4, valores que chegam a ser cerca de 4 vezes superiores ao PEL (tabela 5), apesar de se encontrarem numa forma indisponível. O Cd nestes manguezais pode estar associado a atividades antropogênicas como descarga de esgoto sem tratamento e lixões. Mesmo em baixas concentrações, o Cd é tóxico no ambiente, sendo a acidez pode ser um fator que favoreceu a disponibilidade do Cd no bosque de Aratuípe em relação ao Rio São Paulo. No bosque de franja, o contato com maior nível da água favorece a mobilidade do elemento, entretanto, no bosque de bacia espera-se que esta mobilidade seja menor, apesar de uma provável influência da acidez do solo de Aratuípe ( $4,93 \pm 0,86$ ).

No fracionamento do Cr, a maior proporção do elemento foi observada na F3 e F4 (Figura 10), indicando maiores concentrações de Cr no bosque de bacia de Aratuípe, no bosque de franja de Iguape, onde foram observados valores acima do TEL, e uma variação entre os bosques do Rio São Paulo. Apesar da menor concentração de Cr na F2 no bosque de franja de Aratuípe, a forma mais disponível do elemento pode indicar, de acordo com Padial (2008), influência de origem de fonte antropogênica proveniente de depósitos de resíduos sólidos (lixão), que é comum em diferentes cidades presentes na bacias hidrográficas dos rios que desaguam na BTS.

A presença do Cr na fração residual é importante, pois indica redução da disponibilidade do elemento, ou seja, tornando-se indisponível o que reduz os riscos aos organismos. Estudo realizado por Hagib et al. (2018) indicou que o descarte de esgoto parcialmente tratado é uma das principais fontes de Cr nos manguezais da Costa do Mar Vermelho, a exemplo do que ocorre nos municípios que fazem parte do entorno da BTS ou das margens dos rios que drenam para este ambiente.

Em geral, observa-se que há diferença significativa entre os teores de metais nas diferentes frações entre o bosque de franja e de bacia em todos os ambientes estudados. Apesar disso, entre as frações, não há uma tendência clara de estes valores serem maiores ou menores em uma das zonas do mangue, a exemplo do que foi observado com valores totais dos metais que tenderam a ser maiores em bosque de bacia. A amostragem por bosque ou zona é importante para mostrar que o local de obtenção da amostra, mesmo dentro de uma mesma área pode indicar diferenças significativas e que devem ser investigadas e monitoradas. Neste estudo foi possível observar que a proporção relativa das frações é alterada a depender do bosque além de outras características do local.

Existe uma grande variação na distribuição das frações dos EPTs entre os diferentes bosques, embora não tenha sido possível a comparação de distribuição dos elementos entre os manguezais deste estudo impossibilidade de padronização e pela diversidade de características como salinidades, taxa de infiltração da água, influência das marés, posição fisiogeográfica, influência fluvial e atividades antrópicas no seu entorno. Além destes fatores, a heterogeneidade na distribuição dos elementos pode estar associada a diferentes remobilizações devido as mudanças ambientais que consequentemente afetam sua disponibilidade e solubilidade (AL-MUR, 2020).

A partir destes resultados foi possível calcular o Fator de Contaminação (FC), Potencial Risco Ecológico (RE) e o Índice Potencial de Risco Ecológico (IPRE).

### **Fator de Contaminação (FC)**

O FC mediu a relação entre as frações de biodisponibilidade alta a potencial ( $F1+F2+F3$ ) e a concentração residual ( $F4$ ). Os valores calculados de FC dos bosques dos manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo estão apresentados na tabela 6 e a classificação quanto a sua toxicidade na tabela 7.



De acordo com o FC do bosque de franja de Aratuípe, os EPTs Cd, Co, Cr, Ni e Zn apresentam baixa possibilidade de causar contaminação, enquanto que o Cu apresenta contaminação moderada e para os EPTs de Mn e Pb tem potencial de causar considerável contaminação (Tabelas 6 e 7). Quanto ao bosque de bacia, Cd, Cr, Ni e Pb tem baixo potencial de causar contaminação e contaminação moderada para o Co, Cu e Zn e contaminação considerável para o Mn. O bosque de amostragem indica claramente as diferenças quanto ao FC dentro de uma mesma área em que a variação de nível de contaminação aumentou para as espécies químicas de Co e Zn no bosque de bacia e para o Pb no bosque de franja.

No bosque de franja de Iguape, o FC de Cd e Cr são indicam baixa contaminação, enquanto que os outros EPTs (Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) podem promover contaminação moderada. Já no bosque de bacia, o FC de Cd, Cr, Ni e Pb nas frações mais biodisponíveis tem potencial de baixa contaminação enquanto que as concentrações de Cu, Zn, Mn e Co podem causar contaminação moderada. A variação de nível de contaminação com relação a FC entre os bosques está nos EPTs Ni e Pb de baixa a moderada contaminação no bosque de franja deste manguezal.

**Tabela 6.** Classificação do Fator de contaminação (FC), coeficiente do potencial risco ecológico (RE) e Índice do Potencial Risco Ecológico (PERI) dos solos de manguezais de Aratuípe, Iguape e Rio São Paulo.

| FC         | RE             | IPRE             | Risco Ecológico                      |
|------------|----------------|------------------|--------------------------------------|
| < 1        | ≤ 40           | IPRE ≤ 150       | <b>Baixa contaminação</b>            |
| 1 < FC ≤ 3 | 40 < RE ≤ 80   | 150 < IPRE ≤ 300 | <b>Moderada contaminação</b>         |
| 3 < FC ≤ 6 | 80 < RE ≤ 160  | 300 < IPRE ≤ 600 | <b>Contaminação considerável</b>     |
| 6 < FC ≤ 9 | 160 < RE ≤ 320 | IPRE > 600       | <b>Alto risco</b>                    |
| FC > 9     | RE ≥ 320       |                  | <b>Risco elevado de contaminação</b> |

Em relação ao manguezal do Rio São Paulo, nos bosques de franja os FCs de Cd, Ni e Pb apresentaram baixa indicação de contaminação, enquanto que para o Cr, Zn, Co e Cu contaminação moderada e Mn considerável contaminação. Nos bosques de bacia, os valores de FCs de Cd, Pb, Ni, Co, Zn e Cr têm baixo potencial de

contaminação e potencial moderado para o EPTs Mn e Cu. A variação do nível de fator de contaminação variou para uma quantidade maior de EPTs quando comparado aos outros manguezais em que Co, Cr, e Zn vai de baixa a moderada contaminação, com o Mn variando o FC de moderado para contaminação considerável entre bosque de bacia e o bosque de franja.

Resultados com o mesmo comportamento aos deste estudo foram observados por Alsamadany et al. (2020) ao avaliar a distribuição espacial e o risco ecológico de atividades antrópicas nos manguezais da Baía de Taurut, Golfo Pérsico.

Os autores observaram que em algumas áreas o FC do Cu era baixo e em outros moderados nos manguezais de uma mesma localidade (Tarut), apesar do método de determinação de FC os autores terem considerado a relação da concentração do metal na amostra pelo valor de residual.

O teor total dos EPTs na tabela 5 mostrou uma maior concentração nos bosques de baixa, enquanto que o fracionamento aliado ao Fator de contaminação mostra a disponibilidade dos mesmos como sendo maior nos bosques de franja, fato que indicam a influência da maré na remobilização, assim como acidez, potencial redox, enquanto que a maior estabilidade relativa do bosque de bacia traduz-se na concentração total destes elementos.

**Tabela 7.** Classificação do Risco Ecológico com os valores de Fator de contaminação (FC), Potencial de Risco Ecológico (RE) e Índice de Potencial Risco Ecológico (IPRE), adaptado de Hakanson (1980).

| Área          | Bosque | Índice | Cd      | Co      | Cr     | Cu      | Mn     | Ni     | Pb      | Zn     | IPRE    |         |
|---------------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|---------|--------|---------|---------|
| Aratuípe      | BF     | FC     | 0,29 b  | 0,74 b  | 0,58 b | 1,11 b  | 3,40 a | 0,77 a | 3,06 a  | 0,75 b | 35,24 a |         |
|               |        | RE     | 8,58 b  | -       | 1,16 b | 5,58 b  | -      | 3,86 a | 15,31 a | 0,75 b |         |         |
|               | BB     | FC     | 0,81 a  | 1,61 a  | 0,69 a | 1,49 a  | 3,67 a | 0,56 a | 0,79 b  | 1,11 a | 41,03 a |         |
|               |        | RE     | 24,36 a | -       | 1,37 a | 7,47 a  | -      | 2,78 a | 3,95 b  | 1,11 a |         |         |
|               | Iguape | BF     | FC      | 0,70 a  | 2,11 a | 0,39 b  | 1,25 a | 2,96 a | 1,07 a  | 1,18 a | 1,15 a  | 40,32 a |
|               |        |        | RE      | 20,87 a | -      | 0,78 b  | 6,27 a | -      | 5,57 a  | 5,88 a | 1,15 a  |         |
| BB            |        | FC     | 0,45 b  | 2,43 a  | 0,64 a | 1,10 a  | 2,28 b | 0,91 a | 0,68 b  | 1,01 b | 29,45 b |         |
|               |        | RE     | 13,65 b | -       | 1,28 a | 5,52 a  | -      | 4,58 a | 3,42 b  | 1,01 b |         |         |
| Rio São Paulo | BF     | FC     | 0,55 a  | 1,42 a  | 1,15 a | 2,22 a  | 3,90 a | 0,78 a | 0,93 a  | 1,40 a | 39,79 a |         |
|               |        | RE     | 16,44 a | -       | 2,29 a | 11,11 a | -      | 3,90 a | 4,64 a  | 1,40 a |         |         |
|               | BB     | FC     | 0,26 b  | 0,46 b  | 0,64 b | 1,17 b  | 1,77 b | 0,43 b | 0,39 b  | 0,49 b | 19,49 b |         |
|               |        | RE     | 7,77 b  | -       | 1,28 b | 5,85 b  | -      | 2,17 b | 1,94 b  | 0,49 b |         |         |

Existem diversas explicações possíveis para as diferenças entre os valores de FCs para as amostras coletadas no BF e no BB e entre os manguezais situados nas diferentes localidades. Segundo Sintorini et al. (2021), as variações de parâmetros como pH e Eh são fortemente dependentes da atividade e decomposição do carbono realizada pelas plantas e microrganismos. O pH pode ser usado para medir a disponibilidade de nutrientes e metais pesados relacionados ao nível de toxicidade e poluição do solo (KRÓL et al., 2020).

A biodisponibilidade dos metais também está atrelada à sua capacidade de movimentação no ambiente, sendo que as condições de pH e Eh controlam em condições específicas de estados redox e as reações de dissolução/precipitação (LICHT, 2001) e qualquer variação promove a mobilização destes elementos e, conseqüente, liberação de formas mais biodisponíveis para a coluna d'água (HATJE; DE ANDRADE, 2009). A precipitação promove o acúmulo de metais no sedimento, enquanto que a adsorção permite a contaminação além das cercanias da fonte poluidora (BRYAN, 1984).

Os valores de pH indicaram que as amostras dos solos dos manguezais de Aratuípe e do Rio São Paulo apresentaram valores de acidez maiores do que as obtidas para o manguezal de Iguape, tabela 2. Os valores obtidos estão dentro da faixa de pH, entre 5 e 8, que a maioria dos microrganismos edáficos se distribuem. Entretanto, a pequena diferença de pH observada entre as áreas amostradas interfere na biodisponibilidade e toxicidade dos EPTs Fe, Al, Mn, Mo, B, Cu, Cd. De acordo com Sintorini et al., (2021) valores de pH abaixo de 5 favorecem a disponibilidade de EPTS como Cd, Co e Cr.

Os valores de Eh dos solos estudados situaram-se na faixa de anóxicos a subóxicos ( $20,54 \pm 5,21$  BF de IGP a  $121,12 \pm 8,55$  BB de ARA), tabela 2, o que compreende a faixa de redução do  $\text{SO}_4^{2-}$  para  $\text{HS}^-$  e  $\text{Fe}^{3+}$  para  $\text{Fe}^{2+}$ , alcançando valores próprios de meios anóxicos ( $\text{Eh} < 100$ , pH 7,0). Os valores de Eh dos solos dos bosques de Aratuípe indicaram valores subóxicos (entre 100 a 300 mV) variando entre  $109,50 \pm 13,96$  (BF) a  $121,12 \pm 8,55$  mV (BB), tabela 2. Nos solos dos bosques do Rio São Paulo, o Eh variou entre  $59,37 \pm 6,40$  mV (BB) a  $85,42 \pm 12,17$  (BF) e em Iguape foi entre  $20,54 \pm 5,21$  (BB) a  $29,34 \pm 3,16$  mV (BF), indicando solos de ambientes mais anóxicos ( $\text{Eh} < 100$  mV). Valores de Eh medem disponibilidade de oxigênio no ecossistema de manguezal como resultado da variação hidrodinâmica que ocorre no sistema.

Avaliando solos de manguezais do Rio Subaé, BTS, Bomfim et al. (2015) observaram valores de Eh na faixa de redução do  $Mn^{4+}$  para  $Mn^{2+}$  (200 a 300 mV) com presença desta espécie química na frações mais biodisponíveis (F1 e F2) entre 30 e 60% (Aratuípe > rio São Paulo > Iguape) mais significativo nos bosques de franja, na fração potencialmente disponível (F3) associada à matéria orgânica de 20 a 50% (Iguape > rio São Paulo > Aratuípe) e na fração residual (F4) de 20 a 40% (rio São Paulo > Iguape > Aratuípe) com maior concentração nos bosques de bacia, de acordo com a Figura 10. Fato que pode estar associado a diversos fatores como profundidade, local de amostragem, posição fisiogeográfica, entre outros. Fato que traz informação da origem antropogênica dos contaminantes transportadas pelas marés nos bosques de franja, enquanto a fração correspondente a origem litogênica se concentra mais nos bosques de bacia.

### **Risco Ecológico**

Os resultados do RE, produto do FC pelo fator de resposta tóxica dos EPTs, indicam que em todos os bosques avaliados existe um baixo risco de contaminação,  $ER < 40$  (Tabelas 6 e 7).

O baixo risco ecológico também foi observado por Alsamadany et al., (2020) nos manguezais da Costa do Golfo Árabe, Arábia Saudita para os EPTs Cr, Cu, Ni e Pb e por Jiang et al. (2020) nos manguezais do mar Maowei, China para os EPTs Cr, Mn, Ni, Cu, Zn e Pb ambos impactados por intensas atividades antrópicas. No entanto, nestas duas áreas mencionadas o Cd apresentou níveis muito elevados indicando elevado risco de contaminação.

Os valores do índice de Potencial Risco Ecológico todos os bosques avaliados ficaram abaixo (19,49 a 41,03) do limite estabelecido para baixa contaminação (150). Portanto, o Fator de contaminação foi o parâmetro que apresentou maior variação do nível de contaminação.

### **Correlação Potencial Biomarcadores e Fator de Contaminação**

Primeiramente, a análise de variância considerada foi de significância menor que 5% (Tabela 8) que indicou para a maioria dos biomarcadores em potencial a resposta ao local de coleta, com exceção do gênero *Prevotella* o qual somente o

bosque coletado foi significativo junto a *Desulfobulbus* e *Sunxiuqinia*, sendo que este último o único a responder à interação de local e bosque.

**Tabela 8.** Análise de variância ( $p \leq 0,05$ ) para biomarcadores em potencial e as condições de contaminação dos manguezais de Aratuípe, Iguape e rio São Paulo.

|                            | Local       | Bosque      | Local x Bosque |
|----------------------------|-------------|-------------|----------------|
| <i>Conexibacter</i> (CB)   | <0,01       | -           | -              |
| <i>Desulfatitalea</i> (DT) | <0,01       | -           | -              |
| <i>Desulfobulbus</i> (DB)  | <0,01       | $\leq 0,05$ | -              |
| <i>Desulfococcus</i> (DC)  | <0,01       | -           | -              |
| <i>Mycobacterium</i> (MB)  | $\leq 0,05$ | -           | -              |
| <i>Prevotella</i> (PT)     | -           | $\leq 0,05$ | -              |
| <i>Pseudohalaea</i> (PD)   | <0,01       | -           | -              |
| <i>Robiginitalea</i> (RT)  | <0,01       | -           | -              |
| <i>Sunxiuqinia</i> (SQ)    | <0,01       | <0,01       | <0,01          |
| pH                         | <0,01       | -           | -              |
| Eh                         | <0,01       | -           | -              |
| FCr                        | <0,01       | <0,01       | <0,01          |
| FCCu                       | <0,01       | <0,01       | <0,01          |
| FCMn                       | <0,01       | <0,01       | <0,01          |
| FCFe                       | <0,01       | <0,01       | -              |
| FCCo                       | <0,01       | <0,01       | <0,01          |
| FCNi                       | -           | <0,01       | <0,01          |
| FCCd                       | -           | 0,01        | -              |
| FCPb                       | <0,01       | <0,01       | <0,01          |
| FCZn                       | 0,01        | <0,01       | <0,01          |

As condições de acidez e potencial redox só foram relevantes para a localização do manguezal, com bosques de franja e bacia e interação com o local não significativos. Os FCs, com exceção de níquel e cádmio, variaram significativamente com relação ao manguezal estudado e todos tiveram a influência da área de bosque. A interação da área de bosque com o local de coleta foi significativo para todos os FCs, exceto Fe e Cd.

A correlação foi realizada entre os gêneros potencialmente biomarcadores de cada bosque e o Fator de contaminação dos três manguezais amostrados das Tabelas 9 a 14.

Os gêneros que ocupam os manguezais dos bosques estudados parecem estar adaptados a contaminação que vem sendo expostos apresentando correlações altas ( $< 0.80$ ) para fatores de contaminação dos metais Cr, Fe, Mn e Zn e nenhuma correlação negativa ( $> -0.80$ ) com os fatores de contaminação dos metais, sendo mais relevantes que as condições de acidez e potencial redox.

Em Aratuípe, o gênero *Desulfatitalea* apresenta forte correlação positiva com o fator de contaminação do Cr (0.99), enquanto *Desulfobulbus* com o Fe (0.98), no bosque de franja (Tabela 9). No bosque de bacia, o gênero *Sunxiuqinia* apresenta forte correlação com o fator de contaminação do Cr (0.79) (Tabela 10).

Em Iguape, o gênero *Conexibacter* apresentou relação de adaptação com o Mn (0.80) no bosque de franja (Tabela 11). No bosque de bacia, o gênero *Desulfococcus* foi positivamente ao Mn (0.79), *Mycobacterium* com Zn (0.80) enquanto que *Robiginitalea* com o Fe (0.80) (Tabela 12).

No manguezal do rio São Paulo, o gênero *Pseudohaliewia* apresentou correlação menor que 0.80 com o Ni (0.65) no bosque de franja (Tabela 13). No bosque de bacia, o gênero *Prevotella* tem uma correlação positiva com FC do Cr (0.78) (Tabela 14).

Os solos de manguezal aprisionam minerais e possuem alta sensibilidade a processos naturais e antropogênicos (KULKARNI et al., 2018). A contaminação por múltiplos metais propicia a acumulação destes ao longo da cadeia trófica na fração do solo com carbono orgânico, oxi-hidróxidos de ferro e sulfetos, tais como cobre (Cu), manganês (Mn), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (CHAPMAN et al., 1998; RANJAN et al., 2008). Os microorganismos que habitam este ecossistema se adaptaram a presença e aumento das espécies metálicas através de resistência genética junto aos ciclos de carbono e nitrogênio pelos processos de hidrólise de uréia, nitrificação, denitrificação, produção de exopolissacarídeo (EPS), produção de catalase e precipitação de calcita (REDMILE-GORDON et al., 2014; VODNIK et al., 2008; WU et al., 2014b).

Os potenciais biomarcadores são pertencentes aos filos *Proteobacteria* (*Desulfatitalea*, *Desulfobulbus*, *Desulfococcus* e *Pseudohaliewia*), *Bacteroidetes* (*Sunxiuqinia*, *Robiginitalea* e *Prevotella*) e *Actinobacteria* (*Conexibacter* e *Mycobacterium*) que confirmam a composição microbiana em manguezais ao redor do mundo (LI et al., 2020). Segundo Zhang et al. (2020) os dois primeiros grupos possuem a resistência metálica pela produção de urease e catalase, enquanto que o

último é um grupo ricamente produtor de metabólitos secundários, principalmente antibióticos, em adaptação à exposição de elementos tóxicos, com o controle da poluição do cromo (Cr) feito pela produção EPS e, urease e catalase é mecanismo dominante para controle da poluição de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) e está altamente correlação com o fator de contaminação (FC). A correlação entre a microbiota e a concentração de metais no solo de manguezais pode estar subestimada devido às interferências de múltiplos metais e seus efeitos nas propriedades do solo (KUPPUSAMY et al., 2016).



**Tabela 9.** Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de franja do manguezal de Aratuípe. DT – *Desulfatutilea*, DB – *Desulfobulbus*.

|           | <i>DT</i> | <i>DB</i> | pH     | Eh       | FCCr  | FCCu   | FCMn   | FCFe   | FCCo   | FCNi  | FCCd  | FCPb   | FCZn   |
|-----------|-----------|-----------|--------|----------|-------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|--------|
| <i>DT</i> | 0.0009    | 0.082     | 0.013  | 0.992    | 0.450 | 0.041  | 0.230  | 0.455  | 0.202  | 0.776 | 0.017 | 0.433  |        |
| <i>DB</i> | 0.710     |           | 0.022  | 0.005    | 0.446 | 0.509  | 0.016  | 0.980  | 0.734  | 0.131 | 0.738 | 0.0001 | 0.323  |
| pH        | -0.420    | -0.540    |        | 3.17E-11 | 0.201 | 0.321  | 0.045  | 0.665  | 0.528  | 0.897 | 0.511 | 0.301  | 0.604  |
| Eh        | 0.570     | 0.620     | -0.97  |          | 0.287 | 0.580  | 0.032  | 0.969  | 0.510  | 0.649 | 0.443 | 0.141  | 0.397  |
| FCCr      | -0.002    | 0.190     | -0.32  | 0.265    |       | 0.0002 | 0.050  | 0.058  | 0.426  | 0.023 | 0.186 | 0.142  | 0.003  |
| FCCu      | -0.19     | -0.16     | -0.25  | 0.134    | 0.766 |        | 0.189  | 0.091  | 0.102  | 0.861 | 0.317 | 0.695  | 0.0008 |
| FCMn      | 0.490     | 0.560     | -0.48  | 0.506    | 0.469 | 0.324  |        | 0.725  | 0.035  | 0.237 | 0.235 | 0.016  | 0.087  |
| FCFe      | -0.300    | -0.006    | -0.11  | -0.010   | 0.453 | 0.409  | -0.088 |        | 0.353  | 0.288 | 0.739 | 0.403  | 0.347  |
| FCCo      | 0.190     | -0.086    | 0.16   | -0.166   | 0.200 | 0.397  | 0.499  | -0.232 |        | 0.910 | 0.007 | 0.969  | 0.001  |
| FCNi      | 0.310     | 0.370     | -0.033 | 0.115    | 0.531 | 0.044  | 0.293  | 0.264  | -0.028 |       | 0.182 | 0.0003 | 0.430  |
| FCCd      | -0.070    | 0.085     | 0.17   | -0.192   | 0.326 | 0.249  | 0.294  | 0.084  | 0.608  | 0.329 |       | 0.217  | 0.010  |
| FCPb      | 0.550     | 0.785     | -0.26  | 0.360    | 0.359 | -0.099 | 0.557  | 0.209  | 0.009  | 0.745 | 0.305 |        | 0.909  |
| FCZn      | -0.190    | -0.250    | 0.13   | -0.212   | 0.653 | 0.713  | 0.414  | 0.235  | 0.700  | 0.198 | 0.583 | -0.028 |        |

**Tabela 10.** Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de bacia do manguezal de Aratuípe. SQ – *Sunxiuqinia*.

|             | <b>SQ</b> | <b>pH</b> | <b>Eh</b> | <b>FCCr</b> | <b>FCCu</b> | <b>FCMn</b> | <b>FCFe</b> | <b>FCCo</b> | <b>FCNi</b> | <b>FCCd</b> | <b>FCPb</b> | <b>FCZn</b> |
|-------------|-----------|-----------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>SQ</b>   | 0.114     | 0.218     | 0.786     | 0.091       | 0.601       | 0.618       | 0.738       | 0.007       | 0.465       | 0.027       | 0.467       |             |
| <b>pH</b>   | -0.384    |           | 3.17E-11  | 0.201       | 0.321       | 0.0451      | 0.665       | 0.527       | 0.897       | 0.511       | 0.301       | 0.604       |
| <b>Eh</b>   | 0.305     | -0.969    |           | 0.286       | 0.579       | 0.032       | 0.969       | 0.510       | 0.649       | 0.443       | 0.141       | 0.397       |
| <b>FCCr</b> | 0.068     | -0.315    | 0.265     |             | 0.0002      | 0.049       | 0.058       | 0.426       | 0.023       | 0.186       | 0.142       | 0.003       |
| <b>FCCu</b> | 0.409     | -0.247    | 0.139     | 0.765       |             | 0.189       | 0.091       | 0.102       | 0.861       | 0.317       | 0.695       | 0.0008      |
| <b>FCMn</b> | 0.131     | -0.477    | 0.506     | 0.468       | 0.324       |             | 0.725       | 0.034       | 0.237       | 0.235       | 0.016       | 0.087       |
| <b>FCFe</b> | -0.126    | -0.109    | -0.009    | 0.453       | 0.409       | -0.088      |             | 0.353       | 0.288       | 0.739       | 0.403       | 0.347       |
| <b>FCCo</b> | 0.084     | 0.159     | -0.165    | 0.200       | 0.397       | 0.499       | -0.232      |             | 0.910       | 0.0072      | 0.969       | 0.001       |
| <b>FCNi</b> | -0.606    | -0.032    | 0.114     | 0.530       | 0.044       | 0.293       | 0.264       | -0.028      |             | 0.182       | 0.0003      | 0.430       |
| <b>FCCd</b> | -0.183    | 0.165     | -0.192    | 0.325       | 0.249       | 0.294       | 0.084       | 0.607       | 0.329       |             | 0.217       | 0.010       |
| <b>FCPb</b> | -0.518    | -0.258    | 0.360     | 0.359       | -0.099      | 0.557       | 0.209       | 0.009       | 0.745       | 0.305       |             | 0.909       |
| <b>FCZn</b> | 0.183     | 0.130     | -0.212    | 0.652       | 0.713       | 0.414       | 0.235       | 0.700       | 0.198       | 0.583       | -0.028      |             |

**Tabela 11.** Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de franja do manguezal de Iguape. CB – *Conexibacter*.

|             | <b>CB</b> | <b>pH</b> | <b>Eh</b>             | <b>FCCr</b> | <b>FCCu</b> | <b>FCMn</b> | <b>FCFe</b> | <b>FCCo</b> | <b>FCNi</b> | <b>FCCd</b> | <b>FCPb</b> | <b>FCZn</b> |
|-------------|-----------|-----------|-----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>CB</b>   |           | 0.011     | 0.012<br>3.17E-<br>11 | 0.044       | 0.321       | 0.801       | 0.405       | 0.0165      | 0.446       | 0.342       | 0.59        | 0.623       |
| <b>pH</b>   | 0.580     |           |                       | 0.201       | 0.321       | 0.045       | 0.665       | 0.527       | 0.89786     | 0.511       | 0.301       | 0.604       |
| <b>Eh</b>   | -0.576    | -0.969    |                       | 0.286       | 0.579       | 0.032       | 0.969       | 0.510       | 0.64971     | 0.443       | 0.141       | 0.397       |
| <b>FCCr</b> | -0.478    | -0.315    | 0.265                 |             | 0.0002      | 0.049       | 0.058       | 0.426       | 0.02343     | 0.186       | 0.142       | 0.003       |
| <b>FCCu</b> | -0.247    | -0.247    | 0.139                 | 0.765       |             | 0.189       | 0.091       | 0.102       | 0.861       | 0.317       | 0.695       | 0.0008      |
| <b>FCMn</b> | -0.063    | -0.477    | 0.506                 | 0.468       | 0.324       |             | 0.725       | 0.034       | 0.2376      | 0.235       | 0.016       | 0.087       |
| <b>FCFe</b> | -0.208    | -0.109    | -0.009                | 0.453       | 0.409       | -0.088      |             | 0.353       | 0.28824     | 0.739       | 0.403       | 0.347       |
| <b>FCCo</b> | 0.556     | 0.159     | -0.165                | 0.200       | 0.397       | 0.499       | -0.232      |             | 0.91        | 0.007       | 0.969       | 0.001       |
| <b>FCNi</b> | -0.191    | -0.032    | 0.114                 | 0.530       | 0.044       | 0.293       | 0.264       | -0.028      |             | 0.182       | 0.0003      | 0.430       |
| <b>FCCd</b> | 0.237     | 0.165     | -0.192                | 0.325       | 0.249       | 0.294       | 0.084       | 0.607       | 0.329       |             | 0.217       | 0.010       |
| <b>FCPb</b> | -0.136    | -0.258    | 0.360                 | 0.359       | -0.099      | 0.557       | 0.209       | 0.009       | 0.745       | 0.305       |             | 0.909       |
| <b>FCZn</b> | 0.124     | 0.130     | -0.212                | 0.652       | 0.713       | 0.414       | 0.235       | 0.700       | 0.198       | 0.583       | -0.028      |             |

**Tabela 12.** Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de bacia do manguezal de Iguape. DC - *Desulfococcus*, MB - *Mycobacterium*, RT – *Robiginitalea*.

|             | <b>DC</b> | <b>MB</b> | <b>RT</b> | <b>pH</b> | <b>Eh</b> | <b>FCCr</b> | <b>FCCu</b> | <b>FCMn</b> | <b>FCFe</b> | <b>FCCo</b> | <b>FCNi</b> | <b>FCCd</b> | <b>FCPb</b> | <b>FCZn</b> |
|-------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>DC</b>   |           | 0.086     | 1.31E-05  | 0.0004    | 0.0003    | 0.305       | 0.357       | 0.079       | 0.574       | 0.575       | 0.539       | 0.705       | 0.273       | 0.526       |
| <b>MB</b>   | 0.415     |           | 0.027     | 0.023     | 0.031     | 0.008       | 0.048       | 0.313       | 0.310       | 0.502       | 0.666       | 0.559       | 0.294       | 0.797       |
| <b>RT</b>   | 0.839     | 0.517     |           | 0.0005    | 0.0003    | 0.487       | 0.573       | 0.177       | 0.804       | 0.188       | 0.670       | 0.329       | 0.318       | 0.226       |
| <b>pH</b>   | 0.743     | 0.530     | 0.732     |           | 3.17E-11  | 0.208       | 0.321       | 0.045       | 0.665       | 0.527       | 0.897       | 0.511       | 0.301       | 0.604       |
| <b>Eh</b>   | -0.745    | -0.508    | -0.750    | -0.969    |           | 0.286       | 0.579       | 0.032       | 0.969       | 0.510       | 0.649       | 0.443       | 0.141       | 0.397       |
| <b>FCCr</b> | -0.255    | -0.601    | -0.175    | -0.315    | 0.265     |             | 0.0002      | 0.049       | 0.058       | 0.426       | 0.023       | 0.186       | 0.142       | 0.003       |
| <b>FCCu</b> | -0.230    | -0.471    | -0.142    | -0.247    | 0.139     | 0.765       |             | 0.189       | 0.091       | 0.102       | 0.861       | 0.317       | 0.695       | 0.0008      |
| <b>FCMn</b> | -0.424    | -0.251    | -0.332    | -0.477    | 0.506     | 0.468       | 0.324       |             | 0.725       | 0.034       | 0.237       | 0.235       | 0.016       | 0.087       |
| <b>FCFe</b> | -0.142    | -0.253    | 0.062     | -0.109    | -0.009    | 0.453       | 0.409       | -0.088      |             | 0.353       | 0.288       | 0.739       | 0.403       | 0.347       |
| <b>FCCo</b> | 0.141     | 0.169     | 0.324     | 0.159     | -0.165    | 0.200       | 0.397       | 0.4991      | -0.232      |             | 0.91        | 0.007       | 0.969       | 0.001       |
| <b>FCNi</b> | 0.154     | -0.109    | 0.107     | -0.032    | 0.114     | 0.530       | 0.044       | 0.293       | 0.264       | -0.028      |             | 0.182       | 0.0003      | 0.430       |
| <b>FCCd</b> | 0.095     | 0.147     | 0.243     | 0.165     | -0.192    | 0.325       | 0.249       | 0.294       | 0.084       | 0.607       | 0.329       |             | 0.217       | 0.010       |
| <b>FCPb</b> | -0.273    | -0.261    | -0.249    | -0.258    | 0.360     | 0.359       | -0.099      | 0.557       | 0.209       | 0.009       | 0.745       | 0.305       |             | 0.909       |
| <b>FCZn</b> | 0.159     | -0.065    | 0.299     | 0.130     | -0.212    | 0.652       | 0.713       | 0.414       | 0.235       | 0.700       | 0.198       | 0.583       | -0.028      |             |

Tabela 13. Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de franja do manguezal de rio São Paulo. PD – Pseudohalaea.

|      | PD     | pH      | Eh       | FCCr  | FCCu   | FCMn   | FCFe   | FCCo   | FCNi  | FCCd  | FCPb   | FCZn   |
|------|--------|---------|----------|-------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|--------|
| PD   |        | 0.015   | 0.006    | 0.474 | 0.422  | 0.169  | 0.056  | 0.340  | 0.646 | 0.191 | 0.343  | 0.0411 |
| pH   | 0.558  |         | 3.17E-11 | 0.201 | 0.321  | 0.045  | 0.665  | 0.527  | 0.897 | 0.511 | 0.301  | 0.604  |
| Eh   | -0.615 | -0.969  |          | 0.286 | 0.579  | 0.032  | 0.969  | 0.510  | 0.649 | 0.443 | 0.141  | 0.397  |
| FCCr | 0.179  | -0.315  | 0.265    |       | 0.0002 | 0.049  | 0.058  | 0.426  | 0.023 | 0.186 | 0.142  | 0.003  |
| FCCu | 0.201  | -0.247  | 0.139    | 0.765 |        | 0.189  | 0.091  | 0.102  | 0.861 | 0.317 | 0.695  | 0.0008 |
| FCMn | -0.338 | -0.477  | 0.506    | 0.468 | 0.324  |        | 0.725  | 0.034  | 0.237 | 0.235 | 0.016  | 0.087  |
| FCFe | 0.457  | -0.109  | -0.009   | 0.453 | 0.409  | -0.088 |        | 0.353  | 0.288 | 0.739 | 0.403  | 0.347  |
| FCCo | 0.238  | 0.159   | -0.165   | 0.200 | 0.397  | 0.4991 | -0.232 |        | 0.910 | 0.007 | 0.969  | 0.001  |
| FCNi | 0.116  | -0.0325 | 0.114    | 0.530 | 0.044  | 0.293  | 0.264  | -0.028 |       | 0.182 | 0.0003 | 0.430  |
| FCCd | 0.322  | 0.165   | -0.192   | 0.325 | 0.249  | 0.294  | 0.084  | 0.607  | 0.329 |       | 0.217  | 0.010  |
| FCPb | -0.237 | -0.258  | 0.360    | 0.359 | -0.099 | 0.5578 | 0.209  | 0.009  | 0.745 | 0.305 |        | 0.909  |
| FCZn | 0.485  | 0.130   | -0.212   | 0.652 | 0.713  | 0.414  | 0.235  | 0.700  | 0.198 | 0.583 | -0.028 |        |

**Tabela 14.** Correlação entre os gêneros potencialmente biomarcadores e o Fator de contaminação (FC) dos EPTs no bosque de bacia do manguezal de rio São Paulo. PT – *Prevotella*.

|             | <b>PT</b> | <b>pH</b> | <b>Eh</b> | <b>FCCr</b> | <b>FCCu</b> | <b>FCMn</b> | <b>FCFe</b> | <b>FCCo</b> | <b>FCNi</b> | <b>FCCd</b> | <b>FCPb</b> | <b>FCZn</b> |
|-------------|-----------|-----------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>PT</b>   |           | 0.461     | 0.628     | 0.782       | 0.474       | 0.275       | 0.551       | 0.420       | 0.04164     | 0.338       | 0.064       | 0.301       |
| <b>pH</b>   | -0.185    |           | 3.17E-11  | 0.201       | 0.321       | 0.045       | 0.665       | 0.527       | 0.897       | 0.511       | 0.301       | 0.604       |
| <b>Eh</b>   | 0.122     | -0.969    |           | 0.286       | 0.579       | 0.032       | 0.969       | 0.510       | 0.649       | 0.443       | 0.141       | 0.397       |
| <b>FCCr</b> | -0.070    | -0.315    | 0.265     |             | 0.0002      | 0.049       | 0.058       | 0.426       | 0.023       | 0.186       | 0.142       | 0.003       |
| <b>FCCu</b> | 0.180     | -0.247    | 0.139     | 0.765       |             | 0.189       | 0.091       | 0.102       | 0.861       | 0.317       | 0.695       | 0.0008      |
| <b>FCMn</b> | -0.271    | -0.477    | 0.506     | 0.468       | 0.324       |             | 0.725       | 0.034       | 0.238       | 0.235       | 0.016       | 0.087       |
| <b>FCFe</b> | -0.150    | -0.109    | -0.009    | 0.453       | 0.409       | -0.088      |             | 0.353       | 0.288       | 0.739       | 0.403       | 0.347       |
| <b>FCCo</b> | -0.202    | 0.159     | -0.165    | 0.200       | 0.397       | 0.499       | -0.232      |             | 0.910       | 0.007       | 0.969       | 0.001       |
| <b>FCNi</b> | -0.484    | -0.032    | 0.114     | 0.530       | 0.044       | 0.293       | 0.264       | -0.028      |             | 0.182       | 0.0003      | 0.430       |
| <b>FCCd</b> | -0.239    | 0.165     | -0.192    | 0.325       | 0.24        | 0.294       | 0.084       | 0.607       | 0.329       |             | 0.217       | 0.010       |
| <b>FCPb</b> | -0.445    | -0.258    | 0.360     | 0.359       | -0.099      | 0.557       | 0.209       | 0.009       | 0.745       | 0.305       |             | 0.909       |
| <b>FCZn</b> | -0.258    | 0.130     | -0.212    | 0.652       | 0.713       | 0.414       | 0.235       | 0.700       | 0.198       | 0.583       | -0.029      |             |

## CONCLUSÕES

Os manguezais estudados na Baía de Todos os Santos sob condições ácidas e moderadamente redutoras possuem EPTs nas frações menos biodisponíveis F3 e F4, Fator de Contaminação variando de baixo a considerável e Risco Ecológico e Índice de Potencial Risco Ecológico baixos, apesar das concentrações totais de metais indicarem provável efeito biológico (PEL) para algumas áreas. A associação das comunidades microbianas a estas condições resultou em maior abundância de filos nos bosques de franja e maior diversidades  $\alpha$  e  $\beta$  nos bosques de bacia.

Foram identificados gêneros potencialmente biomarcadores para cada manguezal: *Desulfatitalea*, *Desulfobulbus* e *Sunxiuqinia*, em Aratuípe; *Conexibacter*, *Desulfococcus*, *Mycobacterium* e *Robiginitalea*, este último reportado pela primeira vez em manguezais tropicais e em Iguape na Baía de Todos os Santos; e *Pseudohalilea* e *Prevotella*, no manguezal do rio São Paulo com correlação alta ( $p < 0.05$ ,  $0.80 < R < -0.80$ ) para os fatores de contaminação do Cr, Zn, Fe e Mn, sugerindo adaptabilidade às condições.

Este estudo gerou uma base de dados da composição e diversidade microbiana em solos de florestas de manguezais impactados pela presença de EPTs. Entretanto, para melhor compreensão da interação de cada grupo taxonômico com a espécie química é necessário o estudo do genoma completo dos microrganismos associados a estas condições, dos genes e dos mecanismos de resistência à toxicidade por essas espécies metálicas.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L. M.; SOUZA, M. F.; LAIA, M. L.; MELO, J. O.; COSTA, M. R.; GONÇALVES, J. F.; SILVA, D. V.; SANTOS, J. B. Metagenomic analysis reveals mechanisms of atrazine biodegradation promoted by tree species. **Environmental Pollution**, v. 267, e 115636, p. 1-10, 2020.
- AL-EDRESY, M. A.; O WASEL, S.; AL-HAGIBI, H. A. Ecological risk assessment of heavy metals in coastal sediments between Al-Haymah and Al-Mokha, south red sea, Yemen. **International Journal of Hydrology**, v. 3, n. 2, p. 159-173, 2019.
- AL-MUR, B. A. Geochemical fractionation of heavy metals in sediments of the Red Sea, Saudi Arabia. **Oceanologia**, v. 62, n. 1, p. 31-44, 2020.
- AL HAGIB HA; AL-SELWI KM; AL-SHWAFI NA. Study of Heavy Metals contamination in Mangrove Sediments of the Red Sea Coast of Yemen from Al-Salif to Bab-el-Mandeb Strait. **Journal of Ecology & Natural Resources**, v. 2, n. 1, p.1-18, 2018.
- ALSAMADANY, H. et al. Spatial distribution and potential ecological risk assessment of some trace elements in sediments and grey mangrove (*Avicennia marina*) along the Arabian Gulf coast, Saudi Arabia. **Open Chemistry**, v. 18, n. 1, p. 77-96, 2020.
- ALZHRANI, D. A.; SELIM, E. M. M.; EL-SHERBINY, M. M. Ecological assessment of heavy metals in the grey mangrove (*Avicennia marina*) and associated sediments along the Red Sea coast of Saudi Arabia. **Oceanologia**, v. 60, n. 4, p. 513-526, 2018.
- AN, S.; COUTEAU, C.; LUO, F.; NEVEU, J.; DUBOW, M. S. Bacterial diversity of surface sand samples from the Gobi and Taklamaken deserts. **Microbial Ecology**, v. 66, p. 850-860, 2013.
- ANDERSON, K. L.; SALYERS, A. A. Biochemical evidence that starch breakdown by *Bacteroides thetaiotaomicron* involves outer membrane starch-binding sites and periplasmic starch-degrading enzymes. **Journal of Bacteriology**, v. 171, p. 3192-3198, 1989.
- ANDREOTE, F. D. et al. The microbiome of Brazilian mangrove sediments as revealed by metagenomics. **PLOS ONE**, v. 7, n. 6, p. 1-14, 2012.
- ATSDR. **Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Division of Toxicology and Environmental Medicine**, p. 373-382, 2012. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.pdf>. Acesso em 02 de agosto de 2021.
- AZEVEDO, J. A. M. **Biomonitoramento de metais traços (Fe, Zn, Cu, Mn, Cd e Ctr) em Áreas de Manguezais de Alagoas (Brasil) usando ostras *Crassostrea rhizophorae***. Dissertação (Mestrado em Análises de Sistemas Ambientais), Centro Universitário CESMAC, Maceió, Alagoas, 2017.
- BAR-ON, Y. M.; PHILLIPS, R.; MILO, R. The biomass distribution on Earth. **Proceedings National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, p. 6506–6511, 2018.
- BARROS, A. B.; AZEVEDO, J. A. M.; BASTOS, A. L.; NASCIMENTO, V. X. Caracterização e biodisponibilidade de metais no mangue da foz do rio Meirim, Maceió-AL. **Brazilian Journal**



of Development, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 20133-201347, 2021.

BARROS, A.B; AZEVEDO, J. A. M.; MIRANDA, P. R. B.; COSTA, J. G.; NASCIMENTO, V. X. Bioavailability of heavy metals in Mangrove soil in Alagoas, Brazil. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 35, n. 3, p. 818-825, May/June 2019.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v.19, p. 134-143, 2010.

BASELGA, A. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. **Methods in Ecology and Evolution**, v.4, p. 552-557, 2013.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução N° 344, de março de/2004. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2004. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 02 de agosto de 2021.

BOMFIM, M. R. et al. Gênese, caracterização e classificação de solos de mangue na Bacia do Rio Subaé, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 5, p. 1247-1260, 2015.

CABRAL, L.; JÚNIOR, G.V.L.; PEREIRA DE SOUSA, S.T.; DIAS, A.C.F.; LIRA CADETE, L.; ANDREOTE, F.D. Anthropogenic impact on mangrove sediments triggers differential responses in the heavy metals and antibiotic resistomes of microbial communities. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 460-469, 2016.

CAMACHO, C.; COULOURIS, G.; AVAGYAN, V.; MA, N.; PAPADOULOS, J.; BEALER, K.; MADDEN, T. L. BLAST+: architecture and applications. **BioMed Central Bioinformatics**, v. 10, p. 1-9, 2009.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Summary tables. **Canadian Council of Ministers of the Environment**, 2001.

CAPORASO, G.; LAUBERB, C. L.; WALTERS, W. A.; BERG-LYONS, D.; LOZUPONE, C. A.; TURNBAUGH, P.J.; FIERER, N. KINGHT, R. Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, p. 4516-4522, 2011.

CECCON, D. M.; FAORO, H.; LANA, P.C.; SOUZA, E. M.; PEDROSA, F. O. Metataxonomic and metagenomic analysis of mangrove microbiomes reveals community patterns driven by salinity and pH gradients in Paranaguá Bay, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 694, e. 133609, p. 1-13, 2019.

CHAO, A. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Jour Stat**, v. 11, p. 265-270, 1984.

CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, v. 43, p. 783-791, 1987.

COLLINGRO, A.; KASTLBACHER, S; HORN, M.; Chlamydiae in the Environment. **Trends in Microbiology**, p.1-12, 2020.

CRA. **Inventário de atividades com potencial de contaminação/ poluição e de produtos químicos na Baía de Todos os Santos**. Inventário Final – Volume 1. HYDROS Engenharia e Planejamento Ltda. Tomo I. Governo do Estado da Bahia, p.92-96, 2009.

DHARAMSHI, Marine Sediments Illuminate Chlamydiae Diversity and Evolution, **Current Biology**, v.30, e1-e7, p. 1-17, 2020.

DENG, J.; GU, Y.; ZHANG, J.; XUE, K.; QIN, Y.; YUAN, M.; YIN, H.; HE, Z.; WU, L.; SCHUUR, E. A. G.; TIEDJE, J. M.; ZHOU, J. Shifts of tundra bacterial and archaeal communities along a permafrost thaw gradient in Alaska. **Molecular Ecology**, v. 24, n.1, , p. 222-234, 2015.

DOS SANTOS, H. F. et al. Mangrove bacterial diversity and the impact of oil contamination revealed by pyrosequencing: Bacterial proxies for oil pollution. **PLOS ONE**, v. 6, n. 3, p. 1-8, 2011.

DUKE, N. C. et al. A World Without Mangroves? **Science**, v. 317, n. 5834, p. 41b-42b, 2007.

DOUAY, F.; PELFRÊNE, A.; PLANQUE, J.; FOURRIER, H.; RICHARD, A.; ROUSSEL, H.; GIRONDELOT, B. Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.185, n. 5, p. 3665-3680, 2013.

EMUROTU, J. E. Chemical Speciation and Potential Mobility of some Metals of Selected Farmland in Kogi State, North Central Nigeria. **Nigerian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 28, n. 1, p. 48-55, 2021.

FERNÁNDEZ-CADENA, J. C.; RUÍZ-FERNÁNDEZ, T. E.; FERNÁNDEZ-ROQUILLO, T. E.; DÍEZ, B.; TREFAULT, N.; ANDRADE, S.; DE LA IGLESIA, R. Detection of sentinel bacteria in mangrove sediments contaminated with heavy metals. **Marine Pollution Bulletin** v.. 150, e. 110701, p.1-10, 2020.

FORSYTHE, K. W. et al. Multivariable 3D Geovisualization of Historic and Contemporary Lead Sediment Contamination in Lake Erie. **Pollutants**, v. 1, n. 1, p. 29-50, 2021.

FORSYTHE, K. W.; MARVIN, C. H. Assessing historical versus contemporary mercury and lead contamination in Lake Huron sediments. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 12, n. 1, p. 101-109, 2009.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 220-227, 2000.

GIRI, C. et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011.

GODON, J-J.; MORINIÉRI, J.; MOLETTA, M; GAILLAC, M.; BRU, V.; DELGÉNES, P. Rarity associated with specific ecological niches in the bacterial world: the 'Synergistes' example, **Environmental Microbiology**, v. 7, p. 213-224, 2005.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M. **Palavras-chave: supratidal salt flats, image processing, Spring software, CBERS image, processamento de imagens, Spring, imagem CBERS**, v. 1, p. 4607-4614, 2009.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control - a sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, p. 975-1001, 1980.

HAO, T.; XIANG, P.; MACKEY, H. R.; CHI, K.; LU, H.; CHUI, H.; VAN LOOSDRECHT, M. C.; CHEN, G. A review of biological sulfate conversions in wastewater treatment. **Water research**, v. 65, p. 1-21, 2014.

HASLER-SHEETAL, H.; CASTORANI, M.C.; GLUD, R.N., CANFIELD, D.E.; HOLEMR, M. Metabolomics reveals cryptic interactive effects of species interactions and environmental stress on nitrogen and sulfur metabolism in seagrass. **Environmental Science Technology**, v. 50, p. 1-27, 2016.

HATJE, V.; ANDRADE, J. B. DE. **Baía de todos os santos: aspectos oceanográficos**, Salvador: EDUFBA, 2009.

HIGASHIOKA, Y.; KOJIMA, H.; WATANABE, M.; FUKUI, M. Desulfatitalea tepidiphila gen. nov., sp. nov., a sulfate-reducing bacterium isolated from tidal flat sediment. **International Journal Systematic Evolutionary Microbiology**, v. 63, p. 761-765, 2013.

HOJ, L.; LEVY, N.; BAILLIE, B. K.; CLODE, P.L.; STROHMAIER, R.C.; SIBONI, N.; WEBSTER, N. S.; UTHICKE, S.; BOURNEM D. G. Crown-of-Thorns Sea star *Acanthaster* cf. *solaris* has tissue-characteristic microbiomes with potential roles in health and reproduction. **Applied Environmental Microbiology**, v. 84, n. 13, p. 1-40, 2018.

---

HOLGUIN, G.; VAZQUEZ, P.; BASHAN, Y. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: An overview. **Biology and Fertility of Soils**, v. 33, n. 4, p. 265-278, 2001.

HU, B. et al. Spatial distribution and ecotoxicological risk assessment of heavy metals in surface sediments of the southern Bohai Bay, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 6, p. 4099-4110, 2013.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2020**. 2020.

IMCHEN, M. et al. Comparative mangrove metagenome reveals global prevalence of heavy metals and antibiotic resistome across different ecosystems. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-15, 2018.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). **Normais Climatológicas – 1961 a 1990**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1992.

ISMAIL, Z.; SAM, C.K.; YIN, W.F.; CHAN, K.G. Tropical mangrove swamp metagenome reveals unusual abundance of ecologically important microbes. **Current Science**, v. 112, n. 8, p.1698-1703, 2017.

ISOBE, K.; OHTE, N. Ecological Perspectives on Microbes Involved in N-Cycling. **Microbes Environ**, v. 29, n. 1, p. 4-16, 2014.

JIANG, R. et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment in the Maowei sea mangrove, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, n. 111816, p. 1-9, 2020.

JIANG, X.T.; PENG, X.; DENG, G.H.; SHENG, H.F.; WANG, Y.; ZHOU, H.W.; TAM, N.F.Y. Illumina sequencing of 16S rRNA Tag revealed spatial variations of bacterial communities in a mangrove wetland. **Microbial Ecology**, v. 66, p. 96-104, 2013.

JUNG, J.; KIM, J-S.; TAFNER, J.; BERG, G.; RYU, C-M. Archaea, tiny helpers of land plants. **Computational and Structural Biotechnology Journal**, v. 18, p. 242-250, 2020.

KABALA, C.; SINGH, B. R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 485-492, 2001.

KEREN, R.; MAYZEL, B.; LAVY, A.; POLISHCHUK, I.; LEVY, D.; FAKRA, S. C.; POKROY, B.; ILLA, M. Sponge-associated bacteria mineralize arsenic and barium on intracellular vesicles. **Nature Communications**, v. 8, n. 14393, p. 1-12, 2017.

KERSTERS, K.; DE VOS, P.; GILLIS, M.; SWINGS, J.; VANDAMME, P.; STACKEBRANDT, E. Introduction to the Proteobacteria. The Prokaryotes: Volume 5: **Proteobacteria: Alpha and Beta Subclasses**, p. 3-37, 2006.

KIELAK, A.M.; BARRETO, C.C.; KOWALCHUK, G. A.; VAN VEEN, J. A.; KURAMAE, E.E. The Ecology of Acidobacteria: Moving beyond Genes and Genomes. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, n. 744, p. 1-16, 2016.

KIM, G.Y.; LEE, J. Y.; LEE, J.O.; RYU, C.H.; CHOI, B.T. Partial characterization and immunostimulatory effect of a novel polysaccharide protein complex extracted from *Phellinus linteus*. **Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry**, v. 70, n. 5, p. 1218-1226, 2006.

KIM, M.-K.; ZOH, K.-D. Fate and transport of mercury in environmental media and human exposure. **Journal of Preventive Medicine & Public Health**, v. 45, p. 335-343, 2012.

KRÓL, A.; MIZENA, K.; BOZYM, M. An assessment of pH-dependent release and mobility of heavy metals from metallurgical slag. **Journal of Hazardous Materials**, v. 384, n.121502, p. 1-23, 2020.

KULKARNI, R.; DEOBAGKAR, D.; ZINJARDE, S. Metals in mangrove ecosystems and associated biota: a global perspective. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 153, p. 215-228, 2018.

KUPPUSAMY, S.; THAVAMANI, P; MEGHARAJ, M.; VENKATESWARLU, K.; LEE, Y.B.; NAIDU, R. . Pyrosequencing analysis of bacterial diversity in soils contaminated long-term with PAHs and heavy metals: Implications to bioremediation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 317, p. 169-179, 2016.

LACKNER, G.; PETERS, E. E.; HELFRICH, E. J. N.; PIEL, J. Insights into the lifestyle of uncultured bacterial natural product factories associated with marine sponges. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, e. 347–356, 2017.

LAGE, O.; NIFTRIK, I.; JOGLER, C.; DAVES, D. P. **Planctomycetes** *In*: Encyclopedia of Microbiology, v. 1A-C, Amsterdam, Netherlands: Editor in Chief (4<sup>th</sup>ed), 2019.

LAPÉBIE, P.; LOMBARD, V.; DRULA, E. Bacteroidetes use thousands of enzyme combinations to break down glycans. **Nature Communications**, v. 10, p. 2043, 2019.

- LEÃO, Z. M. A. N.; DOMINGUEZ, J. M. L. Tropical Coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n.1-6, p. 112-122, 2000.
- LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 1324-1334, 2014.
- LESCHINE, S. B. Cellulose degradation in anaerobic environments. **Annual Review of Microbiology**, v. 49, p. 399-426, 1995.
- LESSA, G.; DIAS, K. Distribuição espacial das litofácies de fundo da Baía de Todos os Santos. **Quaternary and Environmental Geosciences**, v. 1, n. 2, p. 84-97, 2009.
- LEVIPAN, H. A.; MOLINA, V.; FERNANDEZ, C. Nitrospina-like bacteria are the main drivers of nitrite oxidation in the seasonal upwelling area of the Eastern South Pacific (Central Chile ~36°S). **Environmental Microbiology Reports**, v. 6, p. 565-573, 2014.
- LI, M.; FANG, A.; YU, X.; ZHANG, K.; HE, Z.; WANG, C.; PENG, Y.; XIAO, F.; YANG, T.; ZHANG, W.; ZHENG, X.; ZHONG, Q.; LIU, X.; YAN, Q. Microbially-driven sulfur cycling microbial communities in different mangrove sediments. **Chemosphere**, v. 273, n. 128597, p. 1-12, 2020.
- LI, Y.; ZHAN, M.; XU, R.; LIN, H.; SUN, X.; XU, F.; GAO, P.; KONG, T.; XIAO, E.; YANG, N.; SUN, W. Arsenic and antimony co-contamination influences on soil microbial community composition and functions: Relevance to arsenic resistance and carbon, nitrogen, and sulfur cycling. **Environment International**, v.153, n.106522, p. 1-11, 2021.
- LIANG, J.B.; CHEN, Y.Q.; LAN, C.Y.; TAM, N.F.; ZAN, Q.J.; HUANG, L.N. Recovery of novel bacterial diversity from mangrove sediment. **Marine Biology**, v. 150, n. 5, p. 739-747, 2007.
- LIU, F.; LI, J.; FENG, G.; LI, Z. New genomic insights into “Entotheonella” symbionts in *Theonella swinhoei*: Mixotrophy, anaerobic adaptation, resilience, and interaction. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, n. 1333, p. 1-11, 2016.
- LIU, T.; LUN, J.; ZHENG, P.; FENG, J.; MENG, S.; PENG, T.; ZHONG, H. Diversity and distribution of antibiotics and antibiotic resistance genes in seven national mangrove nature reserves, South China Author links open overlay pane. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 153, n. 105000, p. 1-8, 2020.
- LONG, S. et al. Heavy Metal Tolerance Genes Associated With Contaminated Sediments From an E-Waste Recycling River in Southern China. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, n. 665090, p. 1-12, 2021.
- LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 39-64, 1974.
- MAITINGUER, S.I.; SAKAMOTO, I.K.; ADOENO, M.A.T.; VARESCHE, M.B.A.. Bacterial diversity from environmental sample applied to bio-hydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 40, p. 3180-3190, 2015.
- MÉNDEZ-GARCÍA, C.; BARGIELA, R.; MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, M.; FERRER, M. Metagenomic Protocols and Strategies. *In: Metagenomics Perspectives, Methods, and Applications*, Academic Press, p.15-54, 2018.

MCILROY, M. D. A Research UNIX Reader. *In: The Programmer's Manual*, 1971-1986. Murray Hill, New Jersey 07974, AT & ATBell Laboratories (6<sup>a</sup> e 7<sup>a</sup> ed). **UNIX® Programmer's Manual**, n. 139, p. 1-15, 1987.

MINU, A. et al. Temporal and spatial distribution of trace metals in the Rufiji delta mangrove, Tanzania. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 336, p. 1-19, 2018.

MONCIARDINI, P.; CAVALETTI, L.; SCHUMANN, P; ROHDE, M. DONADIO, S. *Conexibacter woesei* gen. nov., sp. nov., a novel representative of a deep evolutionary line of descent within the class Actinobacteria. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 53, p. 569-576, 2003.

MUNOZ, R.; TEELING, H.; AMANN, R.; ROSSELLA-MARA, R. Ancestry and adaptive radiation of Bacteroidetes as assessed by comparative genomics. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 43, n. 2, p. 1-37, 2020.

MU, D.; ZHOU, L.; LIANG, Q.; CHEN, G.; DU, Z. *Tichowtungia aerotolerans* gen. nov., sp. nov., a novel representative of the phylum *Kiritimatiellaeota* and proposal of *Tichowtungiaceae* fam. nov., *Tichowtungiales* ord. nov. and *Tichowtungiiia* class. nov. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v.70, n.9, p. 5001-5011, 2019.

MUYZER, G.; KUENEN, J.G.; ROBERTSON, L.A. Colorless sulfur bacteria. In: Rosenberg, E., DeLong, E.F., Lory, S., Stackebrandt, E., Thompson, F. (Eds.), *In: The Prokaryotes - Prokaryotic Physiology and Biochemistry* (4<sup>a</sup> ed.), Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, p. 555-588, 2013.

NATHAN, V. K.; VIJAYAN, J.; AMMINI, P. Comparison of bacterial diversity from two mangrove ecosystems from India through metagenomic sequencing. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35, n. 101184, p. 1-20, 2020.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Chromium**; Whashington Dc: The National Academies Press, 155p, 1974.

NOËL, V. et al. Ni cycling in mangrove sediments from New Caledonia. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 169, p. 82–98, 2015.

OLIVERI, E.; SALVAGIO MANTA, D.; BONSIGNORE, M.; CAPPELLO, S.; TRANCHIDA, G.; BAGNATO, E.; SABATINO, N.; SANTISI, S.; SPROVIERI, M. Mobility of mercury in contaminated marine sediments: Biogeochemical pathways. **Marine Chemistry**, v.186, p. 1–10, 2016.

ONOFRE, D. E. et al. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 2, p. 65-82, 2007.

ORELLANA, E.; DAVIES-SALA, C.; GUERRERO, L.D.; DARDÉ, I. ALTINA, M.; LORENZO, M.C.; FIGUEROLA, E.L.; PONTIGGIA, R.M.; ERIJMAN, L. Microbiome network analysis of co-occurrence patterns in anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. **Water Science and Technology**, v.79, n.10, p.1959-1965, 2019.

PADHY, S.R.; BHATTACHARYYA, P.; NAYAK, S. K.; DASH, P. K.; MOHAPATRA, T. A unique bacterial and archaeal diversity make mangrove a green production system

compared to rice in wetland ecology: A metagenomic approach. **Science of The Total Environment**, v. 781, n. 146713, p. 1-11, 2021.

PELAGE, L.; DOMLAIN, G.; LIRA, A. S.; TRAVASSOS, P.; FRE'DOU, T. Coastal Land Use in Northeast Brazil: Mangrove Coverage Evolution Over Three Decades. **Tropical Conservation Science**, v.12, p.1–15, 2019.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VINAS, M.; DE SOUSA, S.S.; GARCIA SEVZARINO, J.P.H.; AVILA, C. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 584, p. 642–650, 2017.

PIERCE, M. L.; WARD, J. E. Gut microbiomes of the eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and the blue mussel (*Mytilus edulis*): Temporal variation and the influence of marine aggregate-associated microbial communities. **American Society for Microbiology**, v. 4, n.6, e. 00730–19, p. 1-17, 2019.

PRADIT, S.; SHAZILI, N. A. M.; PATTARATUMRONG, M. S.; CHOTIKARN, P.; YUCHAROEN, M.; TOWATANA, P. Chemical fractionation of trace elements in mangrove sediments from the Songkhla Lake, Thailand using BCR technique. **Science Asia**, v. 45, p. 465-473, 2019.

QUAST, C.; PUESSEL, E.; YILMA, P.; GERKEN, J.; SCHWEER, T.; YARZA, P.; PEPLIES, J.; GLO, F. O. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. **Nucleic Acids Research**, v. 41, p. D590-596, 2013.

QUEIROZ, A. F. DE S.; CELINO, J. J. **Avaliação de Ambientes na Baía de Todos os Santos: Aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos**. Salvador: EDUFBA(1ªed.), 2008

RABUS, R.; VENCESLAU, S.S.; WOHLBRAND, L.; VOORDOUW, G.; WALL, J. W.; PEREIRA, I. A. C. A Post-Genomic View of the Ecophysiology, Catabolism and Biotechnological Relevance of Sulphate-Reducing Prokaryotes. Post-Genomic View of the Ecophysiology, Catabolism and Biotechnological Relevance. **Advances in Microbiology**, v.66, p.550321, 2015.

RAMÍREZ-FLANDES, S.; GONZÁLEZ, B.; ULLOA, O. Redox traits characterize the organization of global microbial communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 116, n. 9, p. 3630-3673, 2019.

RANJAN, R. K. et al. Trace metal fractionation in the Pichavaram mangrove-estuarine sediments in southeast India after the tsunami of 2004. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p. 8197-8213, 2013.

RAUCH, W.; KLEIDORFER, M. Water treatment. Replace contamination, not the pipes. **Science**, v. 345, n. 6198, p. 734-735, 2014.

REDMILE-DORDON, M.A.; BROOKES, P.C.; VERSHED, R.P.; GOULDING, K.W.T.; HIRSCH, P.R. Measuring the soil–microbial interface: extraction of extracellular polymeric substances (EPS) from soil biofilms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 72, p. 163-171, 2014.

RODRIGUES, P. A.; FERRARI, R. G.; CONTE-JUNIOR, C. A.; Application of molecular tools to elucidate the microbiota of seafood. **Journal of Applied Microbiology**, v. 124, n. 6, p. 1347-65, 2018.

---

ROGNES, T.; FLOURI, T.; NICHOLS, B.; QUINCE, C.; MAHÉ, F. VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics. **Peer Journal**, v. 4, n. 2584, p. 1-22, 2016.

SIBANDA, T.; RAMGANESH, S. Taxonomic and functional analyses reveal existence of virulence and antibiotic resistance genes in beach sand bacterial populations. **Archives of Microbiology**, v. 203, p. 1753-1766, 2021.

SINTORINI, M. M. et al. Effect of pH on metal mobility in the soil. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 737, n. 012071, P. 1-6, 2021.

SOROKIN, D.Y.; TOUROVA, T. P.; KOLGANOVA, T. V.; SIOLLEMA, K. A.; KUENEN, J. G. *Thioalkalispira microaerophila* gen. nov., sp. nov., a novel lithoautotrophic, sulfur-oxidizing bacterium from a soda lake. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 52, n. 6, p. 2175-2182, 2012.

SMITH, E.M.; KEMP, W.M. Planktonic and bacterial respiration along an estuarine gradient: responses to carbon and nutrient enrichment. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 30, p. 251-261, 2003.

SPIECK, E.; KEUTER, S.; WENZEL, T.; BOCK, E.; LUDWIG, W. Characterization of a new marine nitrite oxidizing bacterium, *Nitrospina watsonii* sp. nov., a member of the newly proposed phylum "Nitrospinae". **Systematic and Applied Microbiology**, v. 3, n. 3, p. 170-176, 2014.

SPRING, S.; BRINKMANN, N.; MURRJA, M.; SPROER, C.; REITNER, J. High diversity of culturable prokaryotes in a lithifying hypersaline microbial mat. **Geomicrobiology Journal**. v. 32, p. 332-334, 2015.

SPRING, S.; BUNK, B.; SPROER, C.; SCHUMANN, P.; ROHDE, M. Characterization of the first cultured representative of *Verrucomicrobia* subdivision 5 indicates the proposal of a novel phylum. **Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology**, v. 10, p. 2801-2816, 2016.

SPRING, S.; RIEDEL, T.; CATHRIN, S.; SHI, Y.; HARDER, J.; FUCH, B.M. Taxonomy and evolution of bacteriochlorophyll a-containing members of the OM60/NOR5 clade of marine gammaproteobacteria: description of *Luminiphilus sylvensis* gen. nov., sp. nov., reclassification of *Haliala rubra* as *Pseudohaliala rubra* gen. nov., comb. nov., and emendation of *Chromatocurvus halotolerans*. **BMC Microbiology**, v. 13, n. 118, p. 1-21, 2013.

SUN, X.; KOP, L. F. M.; LAU, M. C. Y.; FRANK, J.; JAYAKUMAR, A.; LUCKER, S.; WARD, B. Uncultured Nitrospina-like species are major nitrite oxidizing bacteria in oxygen minimum zones. **Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology**, v. 13, p. 2391-2402, 2019.

TAGG, A.S.; OBERBECKMANN, S.; FISCHER, D.; KREIKEMEYER, B.; LABRENZ, M. Paint particles are a distinct and variable substrate for marine bacteria. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 117-123, 2019.

THANH-NHO, N. et al. Bioaccumulation of some trace elements in tropical mangrove plants



and snails (Can Gio, Vietnam). **Environmental Pollution**, v. 248, p. 635-645, 2019.

TAKETANI, R.G.; YOSHIURA, C.A.; DIAS, A.C.F.; ANDREOTE, F.D.; TSAI, S.M. Diversity and identification of methanogenic archaea and sulphate-reducing bacteria in sediments from a pristine tropical mangrove. **Antonie Van Leeuwenhoek** **97**, v. 4, p. 401-411, 2010.

UEKI, A.; AKASAKA, H.; SATOH, A.; SUZUKI, D.; UEKI, K. *Prevotella paludivivens* sp. nov., a novel strictly anaerobic, Gram-negative, hemicellulosedecomposing bacterium isolated from plant residue and rice roots in irrigated rice-field soil. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 57, p. 1803-1809, 2007.

URE, A. M.; QUEVAUVILLER, P. H.; MUNTAU, H.; GRIRPINK, B. Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments. An Account of the Improvement and Harmonization of Extraction Techniques Undertaken Under the Auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 51, i. 1-4, p. 135-151, 1993.

USEPA. United State Environmental Protection Agency. EPA **Method 3050B (SW-846): Acid digestion of Sediments, Sludges, and Soils**. Revision 2, Washington, DC, 12 p. 1996.

VODNIK, D.; GRCMAN, H.; MACEK, I.; VANELTEREN, J.T.; KAVACEVIC, M. The contribution of glomalin-related soil protein to Pb and Zn sequestration in polluted soil. **Science of the Total Environment**, v. 392, p. 130-136, 2008.

VLIET, V.; PALAKAWONG, S.; DIOP, S.; VILLANUEVA, L.; STAMS, A.; SÁNCHEZ-ANDREA, I. Anaerobic degradation of sulfated polysaccharides by two novel Kiritimatiellales strains isolated from Black Sea sediment. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, n. 253, p. 1-16, 2018.

WAITE, D.W.; VANWONTERGHEM, I.; RINKLE, C.; PARKS, D.H.; ZHANG, Y.; TAKAI, K.; WOYKE, T. Comparative genomic analysis of the class Epsilonproteobacteria and proposed reclassification to Epsilonbacteraeota (phyl. Nov.). **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. 682, p. 1-19, 2017.

WALSH, C. M.; GEBERT, M. J.; DELGADO-BAQUERINO; MAESTRE, F. T.; FIERER, N. **Aglobal survey of mycobacterial diversity in soil**, v. 85, n. 17, e-01180-19, p. 1-41, 2019.

WANG, L.; HUANG, X.; ZHENG, T-L. Responses of bacterial and archaeal communities to nitrate stimulation after oil pollution in mangrove sediment revealed by Illumina sequencing. **Marine Pollution Bulletin**, v.109, n. 1, p. 1-9, 2016a.

WANG, W.; YU, Y.; YANG, Y.; ZHOU, Y.; ZHANG, S.; WANG, X.; YANG, Z. Impact of anthropogenic activities on the sediment microbial communities of Baiyangdian shallow lake. **International Journal of Sediment Research**., v. 35, p. 180-192, 2020b.

WHITE, C. P.; JEWER, D.D. Seal finger: a case report and review of literature. **Plastic Surgery**. v. 17, n.4, p. 133-145, 2009.

WHITTAKER, R.H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213-251, 1972.

WU, P.; XIONG, X.; XU, Z.; LU, C.; CHENG, H.; LYU, X.; FANG, H. Bacterial Communities in the Rhizospheres of Three Mangrove Tree Species from Beilun Estuary, China. **PLOS ONE**, v. 11, n.10, e016408, 0. 1-13, 2016a.

WU, Z.; MCGROUTHER, K.; HUANG, J.; WU, P.; WU, W.; WANG, H. Decomposition and the contribution of glomalin-related soil protein (GRSP) in heavy metal sequestration: field experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 283-290, 2014.

YAN, X., XU, X., WANG, M., WANG, G., WU, S., LI, Z., SUN, H., SHI, A., YANG, Y. Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective, **Water Research**, v. 125, p. 449-457, 2017.

YAMADA, T.; SEKIGUCHI, Y. Cultivation of uncultured Chloroflexi subphyla: significance and ecophysiology of formerly uncultured Chloroflexi 'subphylum I' with natural and biotechnological relevance. **Microbes and Environments**, v. 24, p. 205–216, 2009.

YIN, Y.; YAN, Z. *Variations of soil bacterial diversity and metabolic function with tidal flat elevation gradient in an artificial mangrove wetland.* **Science of the Total Environment**, v. 718, n. 137385, p. 1-11, 2020.

ZHANG, J.; SHI, Q.; FAN, S.; ZHANG, Y.; ZHANG, M.; ZHANG, J.. Distinction between Cr and other heavy metal-resistant bacteria involved in C/N cycling in contaminated soils of copper producing sites. **Journal of Hazardous Materials**, v. 402, n.123454. p. 1-29, 2020.

ZHU, P.; WANG, Y.; SHI, T.; ZHANG, X.; HUANG, G.; GONG, J. Intertidal zonation affects diversity and functional potentials of bacteria in surface sediments: A case study of the Golden Bay mangrove, China. **Applied Soil Ecology**, p. 1-10, 2018.