

**CARACTERIZAÇÃO BIOGEOQUÍMICA, GEOBOTÂNICA E CONSERVAÇÃO
DOS BOSQUES DE MANGUE DA APA TINHARÉ-BOIPEBA, BAHIA: METAIS-
TRAÇOS EM SEDIMENTOS E FOLHAS DA AVICENNIA SHAUERIANA
(ACANTHACEAE)**

**BIOGEOCHEMICAL, GEOBOTANICAL CHARACTERIZATION AND
CONSERVATION OF THE MANGROVE FORESTS OF THE TINHARÉ-BOIPEBA
ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA, BAHIA: TRACE METALS IN
SEDIMENTS AND LEAVES OF AVICENNIA SHAUERIANA (ACANTHACEAE)**

**CARACTERIZACIÓN BIOGEOQUÍMICA, GEOBOTÁNICA Y CONSERVACIÓN
DE LOS BOSQUES DE MANGLAR DEL APA TINHARÉ-BOIPEBA, BAHÍA:
METALES-TRAZA EN SEDIMENTOS Y HOJAS DE AVICENNIA SHAUERIANA
(ACANTHACEAE)**

 <https://doi.org/10.56238/arev7n9-232>

Data de submissão: 23/08/2025

Data de publicação: 23/09/2025

Antonio Bomfim da Silva Ramos Junior

Doutor em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos

Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS)

E-mail: absrjunior@uefs.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-5980-851X>

Lattes: <https://lattes.cnpq.br/7770561630314291>

Manuel Vitor Portugal Gonçalves

Doutor em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos

Instituição: Universidade Federal da Bahia (UFBA)

E-mail: hidrovitor@gmail.com

Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-2559-6045>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8028380853221190>

Taíse Bomfim de Jesus

Doutora em Ecologia e Recursos Naturais

Instituição: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF)

E-mail: taise@uefs.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0001-5238-9554>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2896839202106073>

Iracema Reimão Silva

Doutora em Geologia Marinha, Costeira e Sedimentar

Instituição: Universidade Federal da Bahia (UFBA)

E-mail: iracemars@yahoo.com.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-0783-3211>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5704701054728240>

Manoel Jerônimo Moreira Cruz

Doutor em Petroquímica

Instituição: Universite Pierre & Marie Curie (Paris VI)

E-mail: jeronimo@ufba.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-8488-4936>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/0904466257879054>

Juan Carlos Rossi Alva

Doutorado em Bioquímica

Instituição: Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

E-mail: jcrossiconsult@gmail.com

Orcid: <https://orcid.org/0000-0001-5150-7862>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2039696191553980>

Maria da Conceição de Almeida

Doutora em Agronomia

Instituição: Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRP)

Email: marycalmeida07@gmail.com

Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-4089-6676>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2576593353925547>

Lavínia Santos Prates do Nascimento

Graduanda em Ciências Biológicas

Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS)

E-mail: laviniaprates06@gmail.com

Orcid: <https://orcid.org/0009-0009-9580-2578>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/6584347071180705>

RESUMO

O manguezal oferta serviços ecossistêmicos basilares para a reprodução material e simbólica da vida social e da biodiversidade nas áreas costeiras na América Latina e no mundo. O objetivo deste estudo foi investigar os indicadores ecológicos-geobotânicos (biometria e integridade foliar) e os níveis de metais-traços (Cu, Zn, Cd e Pb) nos sedimentos e nas folhas de *Avicennia schaueriana* na APA Área de Proteção Ambiental Tinharé-Boipeba, Cairu, no Litoral Sul da Bahia, com ênfase na conservação ambiental. Foram coletadas folhas da *Avicennia* em nove pontos amostrais para análises ecológico-geobotânicas e de metais-traço (FAAS). Os níveis foliares dos metais foram considerados normais e não tóxicos, sendo inferiores às áreas costeiras impactadas pelas atividades e usos da terra urbano-industrial. Além disso, os níveis dos metais-traços nos sedimentos dos bosques de mangue da APA não podem ser considerados poluídos. Os valores do fator de concentração ($FC < 1$) indicaram que os metais não estariam biodisponíveis e que o acúmulo destes nas folhas não correspondeu aos níveis nos sedimentos. A abordagem multivariada permitiu que fossem identificados um subgrupo de metais-traço de menor mobilidade geoquímica (Pb, Cu) e outro de maior mobilidade geoquímica (Cd, Zn). Desvelou, também, que as alterações nas variáveis geobotânicas podem decorrer da distribuição dos níveis de Zn, da herbivoria, ou ainda de estressores não investigados nesta pesquisa, como a influência das marés, salinidade, precipitações e aporte de água doce. Destaca-se a relevância de estudos ecológicos-geobotânicos e de biogeoquímica para a conservação da natureza e para a gestão territorial sustentável dos ecossistemas costeiros da APA Tinharé-Boipeba, Cairu.

Palavras-chave: Manguezal. Conservação da Natureza. Metais-traços. Serviços Ecossistêmicos.

ABSTRACT

The mangrove offers essential ecosystem services for the material and symbolic reproduction of social life and biodiversity in coastal areas in Latin America and worldwide. The aim of this study was to investigate ecological-geobotanical indicators (biometry and leaf integrity) and trace metal levels (Cu, Zn, Cd, and Pb) in sediments and leaves of *Avicennia schaueriana* in the Tinhârê-Boipeba Environmental Protection Area (APA), Cairu, on the southern coast of Bahia, with an emphasis on environmental conservation. *Avicennia* leaves were collected at nine sampling points for ecological-geobotanical and trace metal (FAAS) analyses. The foliar metal levels were considered normal and non-toxic, being lower than those found in coastal areas impacted by urban-industrial land use and activities. In addition, the levels of trace metals in the sediments of the mangrove forests in the APA cannot be considered polluted. The concentration factor values ($CF < 1$) indicated that the metals were not bioavailable and that their accumulation in the leaves did not correspond to the levels in the sediments. The multivariate approach made it possible to identify a subgroup of trace metals with lower geochemical mobility (Pb, Cu) and another with higher geochemical mobility (Cd, Zn). It also revealed that changes in geobotanical variables may result from the distribution of Zn levels, herbivory, or even stressors not investigated in this research, such as the influence of tides, salinity, rainfall, and freshwater input. The relevance of ecological-geobotanical and biogeochemical studies for nature conservation and for the sustainable territorial management of coastal ecosystems in the Tinhârê-Boipeba APA, Cairu, is highlighted.

Keywords: Mangrove. Nature Conservation. Trace Metals. Ecosystem Services.

RESUMEN

El manglar ofrece servicios ecosistémicos fundamentales para la reproducción material y simbólica de la vida social y de la biodiversidad en las áreas costeras de América Latina y del mundo. El objetivo de este estudio fue investigar los indicadores ecológicos-geobotánicos (biometría e integridad foliar) y los niveles de metales traza (Cu, Zn, Cd y Pb) en los sedimentos y en las hojas de *Avicennia schaueriana* en el Área de Protección Ambiental Tinhârê-Boipeba, Cairu, en el Litoral Sur de Bahía, con énfasis en la conservación ambiental. Se recolectaron hojas de *Avicennia* en nueve puntos de muestreo para análisis ecológico-geobotánicos y de metales traza (FAAS). Los niveles foliares de los metales fueron considerados normales y no tóxicos, siendo inferiores a los de las áreas costeras impactadas por las actividades y usos del suelo urbano-industrial. Además, los niveles de los metales traza en los sedimentos de los bosques de manglar del APA no pueden ser considerados contaminados. Los valores del factor de concentración ($FC < 1$) indicaron que los metales no estarían biodisponibles y que la acumulación de estos en las hojas no correspondió a los niveles en los sedimentos. El enfoque multivariado permitió identificar un subgrupo de metales traza de menor movilidad geoquímica (Pb, Cu) y otro de mayor movilidad geoquímica (Cd, Zn). También reveló que las alteraciones en las variables geobotánicas pueden derivar de la distribución de los niveles de Zn, de la herbivoría, o incluso de estresores no investigados en esta investigación, como la influencia de las mareas, salinidad, precipitaciones y aporte de agua dulce. Se destaca la relevancia de los estudios ecológicos-geobotánicos y de biogeoquímica para la conservación de la naturaleza y para la gestión territorial sostenible de los ecosistemas costeros del APA Tinhârê-Boipeba, Cairu.

Palabras clave: Manglar. Conservación de la Naturaleza. Metales traza. Servicios Ecosistémicos.

1 INTRODUÇÃO

O manguezal é um ecossistema costeiro intertidal constituído por espécies adaptadas a esse ambiente que se estende por mais de 15 milhões de hectares em cerca de 120 países, cujos bosques neotropicais ocupam mais de 4,5 milhões de hectares ($\pm 30\%$ da área global) (Lugo, 2002; Giri *et al.*, 2011). As espécies de plantas de mangue pertencentes ao gênero *Avicennia*, como a *Avicennia schaueriana*, formam bosques que, em conjunto, cobrem aproximadamente 17 milhões de hectares nas áreas costeiras tropicais e subtropicais do mundo (Valiela *et al.*, 2001; Sandilyan; Kathiresan, 2014).

Nas últimas cinco décadas, no entanto, os ecossistemas costeiros e estuarinos vêm sofrendo pressões contínuas da poluição, urbanização, usos da terra urbano-industriais, aquicultura e agricultura (Liu *et al.*, 2015; Marchand *et al.*, 2016). A degradação do manguezal ameaça a conservação da biodiversidade dos ecossistemas costeiros e marinhos, além da oferta de ecossistemas serviços ecossistêmicos às sociedades e ao planeta (Lovelock *et al.*, 2015; Martuti *et al.*, 2017; Khairuddin; Syukur, 2018). Os serviços ecossistêmicos do manguezal abrangem a oferta de espécies pesqueiras, habitats para organismos juvenis, provisão de alimentos, o sequestro do carbono azul e poluentes e a redução dos impactos da erosão marinha e de ventos fortes (Atwood *et al.*, 2017; Hochard *et al.* 2019).

Dentre as ameaças à conservação dos ecossistemas costeiros, os metais-traços destacam-se por sua persistência, alta reatividade e ecotoxicidade em relação à água, biota, solos e sedimentos do manguezal (Jesus *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2016; Abou Seedo *et al.*, 2017; Bastakoti *et al.*, 2019; Chai *et al.*, 2019; Salimi *et al.*, 2019). Esses elementos podem ser absorvidos pelos organismos ou permanecer por longos períodos nos sedimentos, tornando-se uma fonte de poluição para a água e biota. A contaminação do manguezal por metais-traços pode decorrer de fontes naturais ou associadas aos usos da terra urbano-industrial e agrícola, emissões de veículos, combustão de carvão, turismo, mineração e deficiências no saneamento (Sun *et al.*, 2010; Analuddin *et al.*, 2017; Branoff, 2017; Gonçalves *et al.*, 2020).

No geral, os metais-traços chegam no manguezal associados aos oxi-hidróxidos Fe/Mn, que podem precipitar como sulfetos nos sedimentos pobres em oxigênio e sob a influência das variações da salinidade, pH e potencial redox (Lacerda *et al.*, 1993; Zhou *et al.*, 2010; Sekomo *et al.*, 2011; Nath *et al.*, 2013). Marchand *et al.* (2011), Kristensen *et al.* (2008) e Grellier *et al.* (2017) relacionam a baixa mineralização da matéria orgânica no manguezal às condições de alagamento, anoxia e a decomposição anaeróbia mediada por bactérias redutoras de sulfato, ou seja, as condições geoquímicas favoráveis ao acúmulo da matéria orgânica, sulfetos e à retenção dos metais-traços nos sedimentos.

A rizosfera das plantas de mangue e os sedimentos do manguezal contribuem para a retenção e minimização do transporte e dispersão de metais-traços entre os ecossistemas costeiros e marinhos (Machado *et al.*, 2005). No entanto, destaca-se que os metais-traços podem ser liberados dos sedimentos do manguezal para a água ou biota caso as condições geoquímicas não sejam favoráveis à retenção desses, que pode alterar a sua especiação química e causar impactos negativos ao ambiente e à saúde humana (Yu *et al.*, 2010; Pakzadtoochaei, 2013; Wu *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2014; Al-Mur *et al.*, 2017).

A biogeoquímica tem sido utilizada em estudos voltados à avaliação dos impactos da poluição por metais-traços nos manguezais em países como Arábia Saudita, Austrália, Brasil, China, Egito, Índia, Irã, Paquistão e na Tailândia (Machado *et al.*, 2002; Zahir *et al.*, 2004; Defew *et al.* 2005; Bernini *et al.*, 2006; Garcia *et al.*, 2008; Leão *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2009; Silva, 2011; Gonçalves *et al.*, 2012; Senthilkumar *et al.*, 2013; Usman *et al.*, 2013; Birch *et al.*, 2015; Kannan *et al.*, 2016; Chowdhury *et al.*, 2017; Dar *et al.*, 2018; Kaewtubtim *et al.*, 2018; Chai *et al.*, 2019; Shi *et al.*, 2019; Almahasheer *et al.*, 2019; Alsamadany *et al.*, 2020; Manju *et al.*, 2020; Barros *et al.*, 2021; Gosh *et al.*, 2021; Rezaei *et al.*, 2021). No entanto, ainda são escassos os estudos que integrem o uso das análises geoquímicas na avaliação dos impactos da poluição por metais-traços e às práticas de conservação do manguezal, de forma a subsidiar um gerenciamento costeiro integrado e sustentável.

No Brasil, Souza-Filho (2021) demonstrou a poluição por chumbo e microplásticos dos sedimentos do manguezal no litoral do extremo sul da Bahia, sob a influência dos usos da terra urbano e rural. Oliveira (2000) estudou a geoquímica e os impactos ambientais da mineração de barita em áreas de manguezal da Baía de Camamu, no Baixo Sul da Bahia. Identificou teores de metais-traços Zn e Pb considerados tóxicos à biota ou indicativos de poluição dos sedimentos na Região das Ilhas, de modo que os níveis desses metais foram comparáveis aos encontrados no município de Santo Amaro, no Recôncavo Baiano. Queiroz (1992) demonstrou a existência da poluição do manguezal por metais-traço decorrente das atividades urbano-industriais e dos usos da terra no município de Santo Amaro.

No litoral sul da Bahia, o turismo de massas é a principal atividade econômica e fonte de renda da população, mas promove a degradação de ecossistemas costeiros e altera nas dinâmicas ambientais e territoriais (Silva *et al.*, 2007). Na Área de Proteção Ambiental - APA Tinharé-Boipeba, no Baixo Sul da Bahia, a conservação da etnobiodiversidade costeira e do manguezal, os usos da natureza e os modos de vida tradicionais estão sob pressão do turismo, dos usos da terra, da especulação imobiliária, sobre pesca, da mineração, da indústria do petróleo e das deficiências do saneamento básico (Lessa, 2007; Alencar, 2011; Silva *et al.*, 2009; Paixão, 2015; Paixão *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2020;

Elliff; Kikuchi, 2017; Sant'anna Porto, 2019; Pellegrini *et al.*, 2020; Vilar *et al.*, 2021; Santos *et al.* (2024).

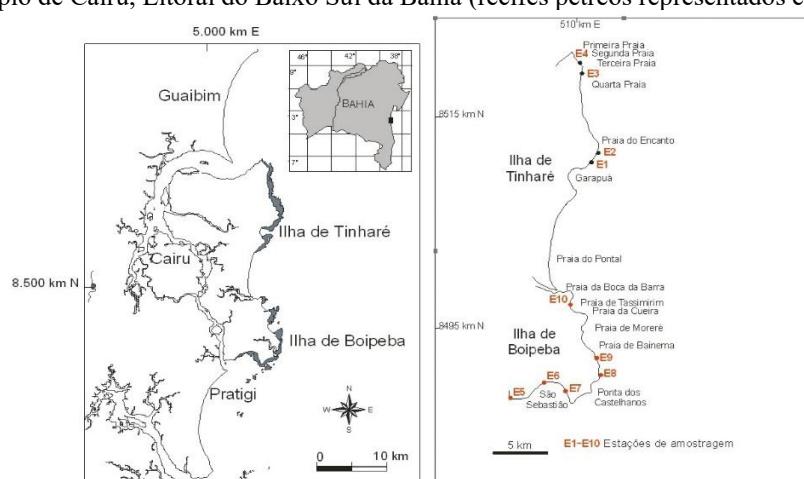
Desta forma, destaca-se que o objetivo deste estudo foi investigar as variáveis ecológicos-geobotânicos (biometria e integridade do limbo foliar) e os níveis de metais-traço nos sedimentos e nas folhas da espécie de mangue *Avicennia schaueriana* na APA Tinhare-Boipeba, Cairu, no Baixo Sul da Bahia, com ênfase na promoção da gestão costeira, saúde ambiental e da conservação do manguezal.

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo dessa pesquisa compreendeu os bosques de mangue localizados na área costeira da Área de Proteção Ambiental (APA) Tinhare-Boipeba, no município de Cairu, situado entre as APAs de Guaibim e Pratigi, no Litoral Sul da Bahia (Figura 1). Este município possui extensão de 460,980 km² e tem como sede a Ilha de Cairu, que integra o arquipélago-município formado por 26 ilhas. Em 2021, registrava uma população de 17.761 habitantes, com cobertura de esgotamento sanitário adequado de 33%, bem como apresentava, em 2022, valores do Produto Interno Bruto - PIB de 1.505.541,61 mil reais e do PIB *per capita* de 80.659,00 reais, com base no Censo do IBGE de 2022 (IBGE, 2022). Em 2010, a análise dessas informações censitárias demonstrou que o referido município expressava um valor do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – IDM de 0,627 (IBGE, 2010).

Figura 1 - Mapa de localização, situação e espacialização dos pontos de coleta (E1 a E10)¹ na APA Tinhare-Boipeba, no município de Cairu, Litoral do Baixo Sul da Bahia (recifes pétreos representados em cinza).



Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

¹ Na estação amostral E10 foram encontradas as espécies *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae) e *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. F. C. (Combretaceae), mas a espécie *Avicennia schaueriana* esteve ausente.

A APA Tinhareté-Boipeba, uma das três maiores ilhas que constituem o município de Cairu, possui área de 43.000 hectares ($4,3 \times 10^8$ m²). Situa-se em domínio de clima quente e úmido, tropical costeiro, nas faixas Aw e Af, com base na classificação de Köppen (1948). A temperatura média anual é de 24,6 °C, com valores máximos de 31,2 °C, em março, a 27,6 °C, em julho, e mínimos entre 24,4 °C, em março, e 19,4 °C, em agosto. A precipitação média anual é de 2.118,7 mm, concentradas entre os meses de março e agosto, com umidade relativa entre 80 e 90% (Brasil, 1995; SEI, 2014).

Na geologia local afloram os arenitos, os carbonatos e os folhelhos (Cenozóico ou Mesozoico) da Bacia de Camamu, que foram depositados sobre o embasamento cristalino gnáissico (Barbosa; Dominguez, 1996). Entre as unidades litoestratigráficas, destacam-se as Formações Sergi e Aliança, do Grupo Brotas (Jurássico/Mesozoico), as Formações Taipus e Algodões (Cretáceo) e os terraços marinhos holocênicos e pleistocênicos do Complexo Litorâneo (Quaternário), que incluem terraços marinhos holocênicos e pleistocênicos, sistemas dunares, como os que se observam na Ilha de Boipeba, e recifes pétreos e os depósitos sedimentares de mangue, que constituem a geodiversidade dessa APA.

A Bacia de Camamu apresenta relevância hidrogeológica e hospeda minérios não-energéticos (barita), óleo e gás nos arenitos, rochas reservatórios e selados por folhelhos da Formação Sergi. Destacam-se, entre os elementos da geodiversidade e biodiversidade que se sobressaem na paisagem, que constituem os atrativos ao turismo na APA, estão os recifes de corais (pétreos e atuais) e os bancos de algas coralinas que bordejam as ilhas de Tinhareté e Boipeba (Figura 1). Além disso, indicam-se as piscinas naturais nos recifes de Morro de São Paulo e Moreré, as falésias areníticas ou carbonáticas, enseadas, promontórios, terraços marinhos quaternários, áreas úmidas e extensos depósitos de mangue.

Do ponto de vista geomorfológico, as ilhas de Tinhareté e Boipeba possuem um relevo plano a suave onulado a forte onulado, englobando unidades como Baixada Litorânea, Planícies Marinhas e Fluviomarinhas. Esta última unidade geomorfológica, costeira, revela enorme diversidade de feições e relevância aos usos da terra devido à forte interação entre os processos geológicos e antrópicos. Distribui-se, neste modelado, a rede hidrográfica densa e dendrítica, com rios influenciados pelo oceano e pelas marés, cujos estuários destacam-se na interação entre águas doces costeiras e o oceano.

A APA abriga fitofisionomias diversas, incluindo praias e restinga e manguezal, que constituem o Bioma Mata Atlântica, associadas aos sistemas dunares e terraços marinhos quaternários. Observa-se fragmentos remanescentes de Mata Atlântica, bem como os bosques de mangue estuarino, de franja e transição, com destaque aos bosques da ilha de Boipeba e do distrito de Garapuá, na ilha de Tinhareté.

No litoral do Baixo Sul da Bahia, os impactos ambientais negativos decorrentes do turismo sobre os ecossistemas marinhas e costeiros intensificaram-se desde 1992, com a implementação do Programa de Desenvolvimento do Turismo no Nordeste (PRODETUR NE I e II). Nesse mesmo ano, foi criada a APA Tinharé-Boipeba pelo Decreto Estadual nº.1240/1992, com o objetivo de proteger e conservar o bioma Mata Atlântica, e os ecossistemas associados, a exemplo do manguezal e restinga, dunas, praias, recife de corais e bancos de algas coralinas, que compõem o patrimônio natural regional.

2.2 VARIÁVEIS GEOBOTÂNICAS: INTEGRIDADE E BIOMETRIA FOLIAR

Os pontos de coleta de folhas da espécie da *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke (*Acanthaceae*, subfamília Avicenniaceae) foram definidos com base na distribuição das áreas de mangue em franja ou de transição dispostos nas ilhas de Tinharé (E1, E2, E3, E4) e Boipeba (E5, E6, E7, E8, E9) (Figura 1), com auxílio de um GPS (*Global Positioning System*). Em cada ponto amostral, delimitaram-se, aleatoriamente, duas parcelas de 10 m², das quais foram coletadas 30 folhas adultas, a partir do terceiro nó, na extremidade distal do ramo, durante a baixa-mar, que totalizaram 540 folhas. Essas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados e mantidas à ± 4° C.

Procedeu-se uma avaliação geobotânica *in loco*, preliminar, seguindo-se de outra avaliação criteriosa no laboratório. A diagnose visual considerou, na avaliação da integridade do limbo foliar, aspectos como a existência de galhas (intumescências), herbivoria (pastejo), limbo revoluto (ápice foliar dobrado), clorose (despigmentação), manchas escuras, perfurações e necrose (morte celular). Adicionalmente, realizou-se à análise da biometria do limbo foliar, que contemplou a tomada de medidas do comprimento, da largura e da área do limbo foliar, com auxílio de um paquímetro manual.

As análises laboratoriais de diagnose foliar (integridade foliar e biométricas) e de metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) foram realizadas no Laboratório de Estudos em Meio Ambiente (LEMA), da Universidade Católica do Salvador (UCSAL), e nos laboratórios do Centro de Excelência em Geoquímica do Petróleo (LEPETRO), no Instituto de Geociências, da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

2.3 GEOQUÍMICA: METAIS-TRAÇO EM FOLHAS

A determinação de metais-traço (Cu, Cd, Pb, Zn) nas folhas das plantas de mangue foi realizada por *Espectrometria de Absorção Atômica com Chama* (FAAS) (*Varian Spectr AA-6440Z*), após a adição de 3 ml de HNO₃ (1:1) para 0,5 g de amostra (peso seco) e abertura em forno de micro-ondas. Além disso, os analitos foram lidos em duplicatas, com 20% de triplicatas, de brancos e da adoção do padrão de referência internacional (*National Institute of Standards and Technology, Apple Leaves* -

NIST-1515). A Tabela 1 sumariza as condições de detecção dos metais-traço e do controle de qualidade analítica, de modo que a recuperação variou entre 60% e 103%, sendo mais expressiva no metal Zn.

Tabela 1 - Recuperação de abertura de metais-traços em folhas da espécie *Avicennia schaueriana*, utilizando o forno de micro-ondas e padrão de referência NIST-1515.

| Padrão (NIST-1515) | Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) | Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$) | Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) | Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) |
|------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| $\lambda (\text{nm})$ | 324.80 | 228.80 | 217.00 | 213.90 |
| NIST 1515 | 5.64 | 0.002 | 0.47 | 12.50 |
| Padrão (média do valor encontrado) | 3.87 | 0.001 | 0.35 | 12.92 |
| Recuperação (%) | 70.00 | 60.00 | 74.00 | 103.00 |
| Limite de detecção | 0.019 | 0.015 | 0.0133 | 0.012 |

Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

2.4 GEOQUÍMICA: METAIS-TRAÇO EM SEDIMENTOS E FATOR DE CONCENTRAÇÃO (FC)

O Fator de Concentração (FC) foi calculado a partir da razão entre os níveis médios do metal-traço na matriz folha (*A. schaueriana*) e nos sedimentos (Equação 1), com base em Salisbury e Ross (2012). Interpretaram-se os dados de metais-traço dos sedimentos obtidos de 40 pontos na APA Tinhareté-Boipeba, analisados por FAAS (Varian SpectRAA-6440Z), da pesquisa de Silva (2011) (Figura 2) e dos níveis médios de metais-traço no folhelho padrão, com base em Turekian e Wedepohl (1961).

$$FC = \frac{[\text{Metal}] \text{ folha}}{[\text{Metal}] \text{ sedimento}} \quad (\text{Equação 1})$$

Compararam-se os teores de metais-traços nas folhas da *Avicennia* obtidos neste estudo com os valores de toxicidade de Ross (1994), Kabata-Pendias e Pendias (2001), *Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO, World Health Organization - WHO* (1996) e *Canadian Environmental Quality Guidelines - CEQG* (2007). De forma complementar, a modelagem geoquímica dos sedimentos foi confrontada com os valores indicativos de poluição estabelecidos pela USEPA - *United States Environmental Protection Agency* (1991) e NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration* (1999) e CCME - *Canadian Council of Ministers of the Environment* (2001).

2.5 ABORDAGEM ESTATÍSTICA

A abordagem estatística compreendeu análises descritivas e inferenciais. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de *Shapiro-Wilk*. Para comparações múltiplas, aplicaram-se testes

paramétricos (*One-Way - ANOVA*) quando a distribuição foi gaussiana, ou não paramétricos (*Kruskal-Wallis*) quando a normalidade não foi atendida, adotando-se nível de significância de 5%. Ademais, aplicou-se a técnica multivariada da Análise Fatorial, com rotação *Varimax* e normalização de Kaiser.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 GEOBOTÂNICA E DIAGNOSE VISUAL

A Tabela 2 apresenta os atributos edáficos e ecológicas-geobotânicas dos bosques de mangue das ilhas de Tinharé (E1-E4) e de Boipeba (E5-E9), dispostos sobre praias protegidas por recifes pétreos. Esses bosques de mangue abrigam as espécies *Avicennia schaueriana*, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, que crescem os sobre blocos de arenito rolados da Bacia de Camamu, ou substratos arenoso, arenoso-lamoso ou lamoso ricos em matéria orgânica e sulfetos, ou topo de recifes pétreos (carbonático) do sistema mangue-recifes, relevantes à conservação da geodiversidade e da paisagem. A paisagem é uma herança de processos fisiográficos e biológicos e um patrimônio de povos que historicamente a herdaram como território de atuação de suas comunidades (Ab'Saber, 2021).

Durante a pesquisa de campo, observou-se intensa utilização da faixa de praia pelos turistas, que inclui os banhos de mar e nas piscinas naturais formadas pelos recifes na baixa-mar, principalmente na 2^a Praia e 4^a Praia, na localidade de Morro de São Paulo, na Ilha de Tinharé (Tabela 2). Verificou-se a construção de barracas, residências e pousadas com alicerces de alvenaria na praia e no pós-praia, em desacordo com normas ambientais, além da exposição das raízes de coqueiros e estruturas de proteção costeira contra erosão. Além disso, foram detectadas deficiências no saneamento básico, em especial nos pontos E1, E3 e E4 (Morro de São Paulo, Tinharé) e em São Sebastião (Boipeba).

Tabela 2 - Características geoambientais das estações amostrais nos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, Caiuru.

| Estação | Localidade | Coordenadas (UTM) | | Aspectos Geoambientais (substrato, vegetação de mangue, interações ecológicas) e descrição de impactos ambientais negativos | Altura Relativa (m) |
|---------|----------------------------------|-------------------|---------|--|---------------------|
| E1 | Praia do Encanto I ^a | 510383 | 8515242 | Vegetação estabelecida sobre substrato arenoso rico em bioclasto; com domínio da <i>R. mangle</i> , com altura relativa média de ±6 m. Notou-se a presença do gastrópode <i>Littoraria angulifera</i> (Lamark, 1822); além da disposição inadequada de resíduos sólidos, tais como sacos plásticos e garrafas PET. | 2.0-10.0 |
| E2 | Praia do Encanto II ^a | 510249 | 8516142 | Vegetação sobre sedimentos fino lamoso ou arenoso; fitofisionomia heterogênea e presença do <i>L. angulifera</i> . Situa-se próximo a Garapuá. Observa-se vestígios de corte de árvores; resíduos sólidos recalcitrantes (isopor, | 5.0-20.0 |

| | | | | | |
|----|---|---------|---------|---|-----------|
| | | | | sacos plásticos, garrafas pet) em trecho de praia pouco habitada e de difícil acesso durante a preamar. | |
| E3 | Segunda Praia ^a | 510325 | 8520104 | Vegetação sobre arenito, sedimentos arenosos e topo de recifes pétreos; com domínio da <i>L. racemosa</i> . Constatou-se a ocupação da faixa praial por barracas com estruturas de proteção contra a erosão marinha (estacas de coqueiro, algumas apoiadas em alicerces de alvenaria). Observou-se ainda o fluxo de turistas e o uso recreacional das piscinas nos recifes pétreos durante a baixa mar; além do riacho que corta a praia, na interface com a 3 ^a Praia, próximo às piscinas dos recifes. | 2.0-5.0 |
| E4 | Quarta Praia ^a | 509273 | 8520884 | Vegetação estabelecida sobre arenito da Bacia de Camamu, associada aos sedimentos lamoso-arenosos e recife, com domínio da <i>L. racemosa</i> . A distribuição das plantas de mangue no pós-praia é limitada pelas falésias areníticas. Constatou-se a ocupação da face da praia por barracas de alvenaria, dotadas de estruturas de proteção contra a erosão marinha e o fluxo de turistas. Foram registrados resíduos sólidos recalcitrantes (isopor, embalagem de cigarros, sacos plásticos, garrafas PET); bem como um riacho fétido de água escura que atravessa a praia, na interface com a 3 ^a Praia, próximo às piscinas naturais dos recifes. | 3.0-4.0 |
| E5 | Ilha do Rato/rio dos Patos ^b | 5033797 | 8488164 | Ilhota localizada próxima a foz do rio Bainema, bordejada pelo manguezal, cujas plantas crescem sobre substrato arenoso ou arenoso-lamoso, além de alterações foliares (pastejo-herbivoria, perfurações e galhas) e da presença do gastrópode <i>L. angulifera</i> . Verifica-se, ainda, a disposição inadequada de resíduos sólidos recalcitrantes (sacos plásticos, garrafas pet) e fluxo de lanchas. | 3.0-5.0 |
| E6 | São Sebastião ^b | 505833 | 8489440 | Vegetação que se desenvolve sobre substrato arenoso ou arenoso-lamoso, rico em matéria orgânica, de odor fétido; apresentando fitofisionomia heterogênea, similar à observada no ponto E4. Observa-se a presença de resíduos de mariscagem, mancha de óleo e despejos de efluentes líquidos domésticos <i>in natura</i> no mar. | 4.0-10.0 |
| E7 | Ponta dos Castelhanos ^b | 508930 | 8488324 | Situa-se próximo à foz do Rio Catu, com vegetação estabelecida sobre substrato arenoso. Verifica-se o domínio da <i>R. mangle</i> , com altura relativa média de ±6,0 m, além da ocorrência de <i>C. rhizophorae</i> sobre rizóforos bem desenvolvidos da <i>R. mangle</i> , de <i>L. angulifera</i> e de alterações foliares (necrose, clorose e perfurações). | 6.0-8.0 |
| E8 | Moreré/rio Catu ^b | 511260 | 8492542 | Situa-se próximo à foz do rio Catu, onde a vegetação cresce sobre substrato arenoso, com domínio da <i>R. mangle</i> , além de propágulos desta espécie, e o uso recreacional das piscinas nos recifes e a disposição inadequada resíduos sólidos na baixa-mar. | 10.0-20.0 |
| E9 | Moreré/rio Bainema ^b | 510073 | 8495132 | Situa-se na foz do rio Bainema. A vegetação cresce sobre substrato arenoso, com fitofisionomia heterogênea, presença de <i>L. angulifera</i> e de manchas escuras e perfurações foliares. Observa-se, ainda, sacos plásticos aderidos aos rizóforos. | 5.0-10.0 |

^a Morro de São Paulo, pertencem ao distrito de Gamboa; ^b pertencem ao distrito Velha Boipeba.

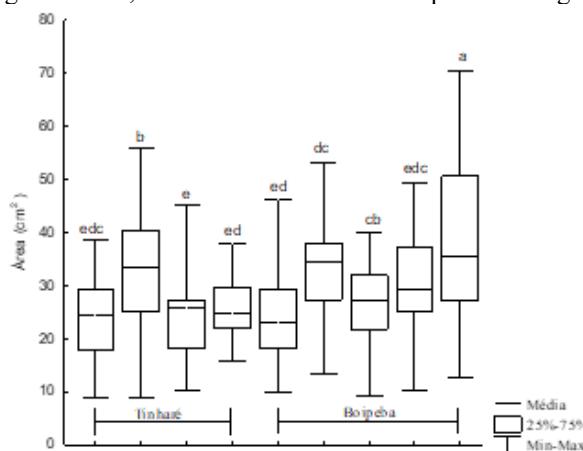
Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

Registrhou-se a disposição inadequada de resíduos sólidos recalcitrantes (garrafas PET, sacos plásticos, isopor) no cordão de praia nas áreas correspondentes aos pontos amostrais, além de pequeno aporte fluvial de odor fétido e coloração escura entre a 3^a Praia e 4^a Praia de Morro de São Paulo, próximo às piscinas nos recifes pétreos (Tabela 2). Esse cenário encontra-se em flagrante desacordo ao que dispõem a Lei 12.305/10 (Brasil, 2010), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, e a Lei nº 11.445/2007 (Brasil, 20070), que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Gonçalves *et al.* (2020) desvelaram a perda da qualidade das águas superficiais, que abrangeu o canal fluvial entre a 3^a e 4^a Praias, em área frequentada por turistas em Morro de São Paulo (Ilha de Tinharé).

Elliff e Kikuchi (2017) destacaram a necessidade de intervenções no saneamento básico para garantir a conservação dos recifes de corais e dos bancos de algas coralinas na APA Tinharé-Boipeba. Essa deficiência na oferta do saneamento básico representa uma ameaça ao uso recreativo das piscinas nos recifes em Morro de São Paulo (Ilha de Tinharé) e Moreré (Ilha de Boipeba). A poluição nas zonas costeiras ameaça à saúde humana, usos da natureza conservação e à economia (Souza; Silva, 2015).

Observou-se que as medianas da área foliar da *Avicennia* diferiram significativamente entre os pontos amostrais (*Kruskal-Wallis*) ($p < 0,001$) (E9 ou E6 > E2 > E8 > E3 e E7 > E1 e E4 > E5) (Figura 2). A área foliar foi mais desenvolvida nos pontos próximos às fozes dos rios Bainema, Catu e Santo (E9, E2 e E6), onde há menor estresse salino e plantas mais altas que crescem sobre substratos arenosos e arenoso-lamosos, de coloração cinza, fétidos e ricos em matéria orgânica e sulfetos (Tabela 2). Nos pontos E2 e E9, a área foliar e os aspectos ecológicos-geobotânicos foram semelhantes aos dos bosques de mangue de Garapuá (BA), na Ilha de Tinharé, Cairu, descritos no estudo de Pellegrini *et al.* (2009).

Figura 2 - Diagrama de *Box plot* da distribuição das medidas da área do limbo foliar nos pontos amostrais, com indicação das diferenças significativas, da *A. schaueriana* dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba.



Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

A Tabela 2 apresenta o resumo estatístico descritivo das variáveis ecológico-geobotânicas e biogeoquímicas analisadas. Verificou-se que a área do limbo das folhas variou entre 10,8 e 70,4 cm², influenciada pelas medidas da largura do limbo, que oscilaram de 2,1 a 6,7 cm, e do comprimento do limbo, entre 4,2 e 11,5 cm. A redução no crescimento de plantas de mangue pode estar associada a alterações anatômicas decorrentes do estresse ambiental, como o estresse que emerge da salinidade, ou que afeta o metabolismo fotossintético e ou o transporte de água e de nutrientes (Garcia, 2005).

Tabela 2 - Sumário estatístico das medidas das variáveis integridade e biometria do limbo foliar (comprimento, largura e área) da *Avicennia schaueriana* de amostras dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, Cairu, Bahia (n=540).

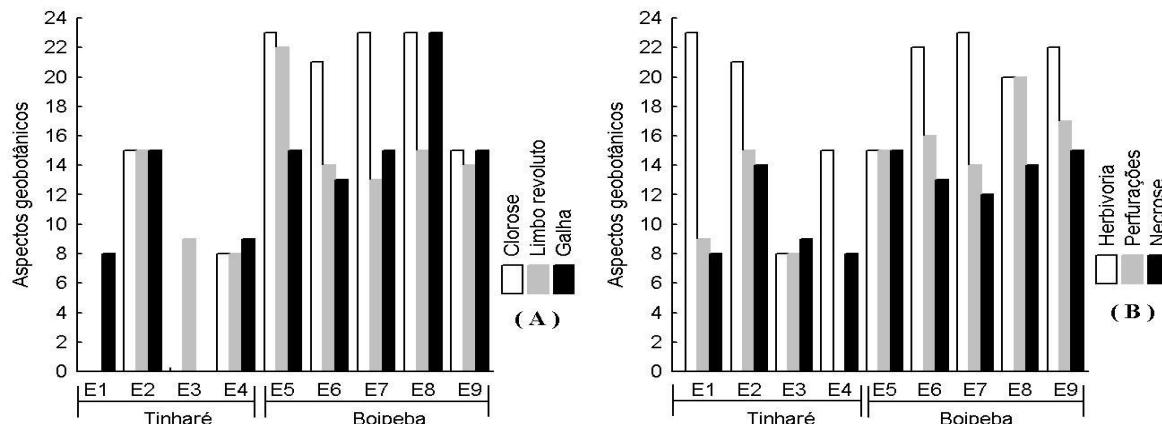
| Estação Amostral | Integridade do Limbo Foliar (Diagnose Visual) | | | | | Biometria do Limbo | | | |
|-----------------------------|---|-------------------|-------------------|----------------------|-------------------|--------------------|----------------------|----------------------|-------------------------|
| | Clorose | Mancha Escuras | Galha | Herbivoria (Pastejo) | Perfurações | Necrose | Largura (cm) | Comprimento (cm) | Área (cm ²) |
| Mínimo | 7.00 | 0.00 | 0.00 | 7.00 | 7.00 | 6.00 | 2.10 | 4.20 | 8.80 |
| Máximo | 23.00 | 23.00 | 13.00 | 15.00 | 15.00 | 15.00 | 6.70 | 11.50 | 70.35 |
| Mediana | 15.00 | 14.00 | 3.00 | 13.50 | 11.50 | 12.00 | 4.00 | 7.69 | 29.89 |
| Média | 15.00 | 12.40 | 4.20 | 12.70 | 11.50 | 11.90 | 3.80 | 7.60 | 28.46 |
| Desvio Padrão | 5.01 | 6.15 | 4.78 | 2.87 | 2.80 | 2.69 | 0.78 | 1.24 | 11.16 |
| Erro Padrão | 1.59 | 1.94 | 1.51 | 0.91 | 0.99 | 0.85 | 10.04 | 0.06 | 0.49 |
| Coeficiente de Variação (%) | 33.41 | 49.60 | 113.80 | 22.59 | 24.34 | 22.57 | 19 | 16 | 37.35 |
| Shapiro-Wilk (p valor) | 0.05 ^A | 0.32 ^A | 0.02 ^B | 0.01 ^B | 0.57 ^A | 0.36 ^B | <0.0001 ^B | <0.0001 ^B | 0.0001 ^B |

^A Distribuição gaussiana; ^B Distribuição não gaussiana.

Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

As amostras de folhas da espécie *A. schaueriana* da APA Tinharé-Boipeba foram classificadas, em relação a integridade do limbo foliar (% de folhas), na seguinte ordem: herbivoria (44%) > perfurações (33%) > clorose (32%) > galhas (29%) > limbo revoluto (28,49%) ou necrose (27,69%) (Tabela 2; Figura 3). Este perfil das alterações foliares e de perda da integridade foliar encontrados nos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba diferiram das características geobotânicas registrados nos estudos que foram realizados por Garcia *et al.* (2008), Garcia *et al.* (2014) e Santos (2013).

Figura 3 - Histograma de comparação das variáveis geobotânicas referentes a análise da integridade do limbo foliar da *Avicennia schaueriana* nos pontos amostras da APA Tinhareté-Boipeba, Cairu, Bahia, Brasil. A. Clorose (despigmentação), limbo revoluto (ápice dobrado) e galhas (intumescências) e B. Pastejo (herbivoria), perfurações e necrose.



Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

As medidas da área do limbo foliar obtidas nas estações amostrais da APA Tinhareté-Boipeba mostraram-se semelhantes às registradas por Brito (2006) nos bosques de mangue de Valença, no litoral do Baixo Sul da Bahia. Menghini (2004), ao investigar os bosques de mangue da Ilha de Barnabé, na Baixada Santista (SP), sob a influência do estresse industrial e portuário, observou menores superfícies foliares na área impactada. Garcia *et al.* (2008), por sua vez, não constataram diferenças significativas na superfície foliar entre a área de referência e a área sob influência da petroquímica no manguezal da Baía de Todos os Santos (BTS). Ressalta-se que a interpretação da biometria foliar deve ser criteriosa da biometria deve ser criteriosa, pois pode refletir a ação de múltiplos estressores, como a nutrição mineral, poluição orgânica ou por metais-traço, a salinidade e o estado de conservação ambiental.

Garcia *et al.* (2014), ao estudarem os bosques de mangue dispostos ao longo das bacias dos rios Una e Pardo, no Litoral do Baixo Sul da Bahia, verificaram que as principais alterações foliares, em ordem decrescente, foram: necrose (70-100%) > perfurações (45-80%) > galhas ou herbivoria (40-65%). Já Garcia *et al.* (2008), ao avaliarem a integridade foliar de *A. schaueriana* nas áreas de manguezal dos municípios de São Francisco do Conde e Madre de Deus, na BTS, Bahia, observaram uma maior intensidade de alterações em áreas industriais, destacando-se, em ordem decrescente: clorose (60%; 40%) > perfurações/herbivoria (60%; 30%) > galhas ou limbo revoluto (50%; 30%), onde tais alterações estiveram ausentes em 85% das folhas na área de referência, na ilha de Itaparica. Santos (2013) constatou, ao estudar os bosques de mangue do município de Madre de Deus, na BTS, uma maior ocorrência de necrose (58%), seguida por perfurações/herbivoria (48%) e galhas (29%).

3.2 BIOGEOQUÍMICA: METAIS-TRAÇOS EM FOLHA E NOS SEDIMENTOS

Os níveis dos metais-traço nas folhas da *A. schaueriana* mostraram-se, em ordem decrescente, a seguir: Zn > Cu > Cd > Pb (Tabela 3). As medianas dos metais Zn, Cd e Pb na *Avicennia* diferiram significativamente entre as amostras, conforme o teste de *Kruskal-Wallis*. O maior nível do Cu foi registrado no ponto E2, mas os níveis desse metal ficaram abaixo do limite de detecção do método analítico nos pontos E1, E4, E5, E6 e E7 (Figura 4a). Os níveis dos metais-traço nas amostras foram normais e não tóxicos, segundo as classificações de Ross (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001).

Tabela 4 - Sumário estatístico dos níveis dos metais-traços (Cu, Zn, Cd, Pb) ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em folhas da espécie *Avicennia schaueriana* coletadas nos bosques de mangue da APA Tinhareté-Boipeba, no município de Cairu, Bahia, Brasil.

| Metais-Traço | Limites de Toxicidade | | | Análise Descritiva | | | | | | |
|---------------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|-----------|--------|---------------------|---------------|-----------------------------|---------------------------|
| | Tóxico ^{s A} | Normal ^{s A} | Normal ^{s B} | Mín. | Máx. | Median | Média ± Erro Padrão | Desvio Padrão | Coeficiente de Variação (%) | Shapiro-Wilk (Valor de p) |
| Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) (n=26) | 20.0 - 100.0 | 4.0 - 15.0 | 5.0 - 30.0 | 2.24 | 19.6 1 | 10.01 | 11.02 ± 1.69 | 6.08 | 55.00 | 0.007 ^D |
| Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) (n=66) | > 400.0 | 8.0 - 400.0 | 27.0 - 150.0 | 19.6 1 | 31.4 7 | 16.97 | 18.53 ± 0.99 | 5.44 | 29.00 | 0.02 ^D |
| Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$) (n=66) | 5.0 - 30.0 | 0.02 - 0.8 | 0.05 - 0.20 | 0.05 | 0.23 | 0.15 | 0.15 ± 0.01 | 0.04 | 28.00 | 0.056 ^C |
| Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) (n=56) | 30.0 - 300.0 | 1.0 - 30.0 | 5.0 - 10.0 | 0.08 | 1.84 | 0.33 | 0.46 ± 0.01 | 0.41 | 88.00 | 0.008 ^D |

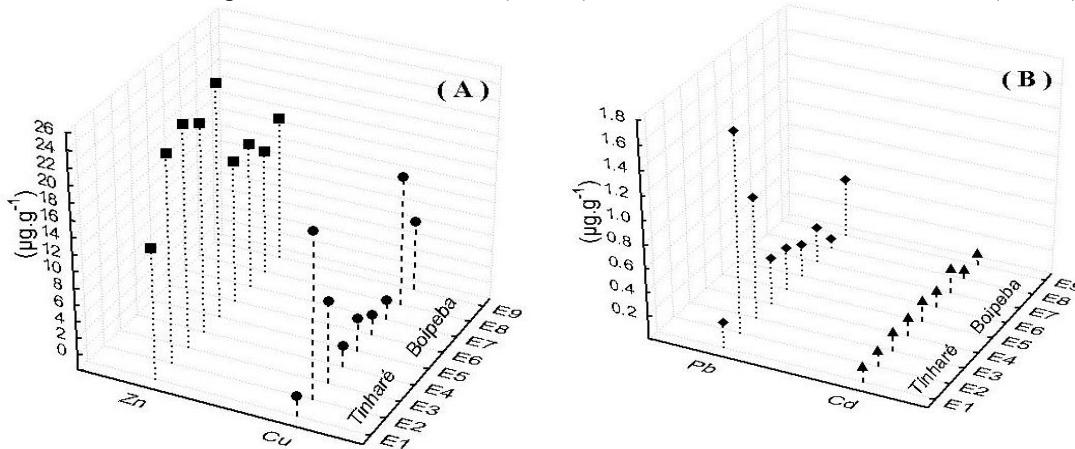
^A Ross (1994); ^B Kabata-Pendias; Pendias (2001); ^C Distribuição gaussiana; ^D Distribuição não gaussiana.

Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

Os maiores valores da área foliar (E2, E8 e E9) coincidiram com os pontos em que os níveis do Cu nas folhas da *Avicennia* estão na faixa ótima de Hopkins (2000), exceto no ponto E3, cuja área foliar mostrou-se entre as menores (Tabelas 2 e 3). As menores medidas da área foliar podem decorrer da deficiência nutricional em Cu, que induz alterações na integridade foliar, como clorose, necrose, limbo revoluto, além de reduzir a altura da planta e intensificar a perda de água (Parvaresh *et al.*, 2011).

Os níveis medianos do micronutriente Zn nas folhas da *A. schaueriana* apresentaram-se, em geral, próximos ao valor ótimo proposto por Hopkins (2000) (Figura 4a; Tabela 4). Enquanto que níveis dos metais potencialmente tóxicos Cd e Pb nas folhas, em geral, mais altos nas amostras da Ilha de Tinhareté, embora não tenham sido considerados como tóxicos, segundo as classificações de Ross (1994) ou Kabata-Pendias e Pendias (2001) (Figura 4b). A biogeoquímica da planta reflete não apenas as demandas metabólicas da espécie, mas também as condições ecológico-edáficas, os usos diferentes da terra influenciadas pelas condições físicas e geoquímicas do ambiente (Ignácio *et al.*, 2005).

Figura 4 - Distribuição dos teores médios dos metais-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas folhas da *A. schaueriana* nos pontos amostrais das APA Tinhareté-Boipeba. A. Micronutrientes (Cu, Zn) e B. Metais Potencialmente Tóxicos (Cd, Pb).



Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

Verifica-se, ademais, que os níveis dos metais nas folhas da *A. schaueriana* dos bosques de mangue da APA Tinhareté-Boipeba (estudo atual), Valença e da Baía de Camamu, no Baixo Sul da Bahia, não apontam toxicidade, segundo as classificações de Ross (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (2001) (Tabelas 4 e 5). Esses níveis de metais nas folhas da *A. schaueriana* não excederam os limites indicados pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2001) ou pela Organização Mundial da Saúde/Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (WHO/FAO, 2007).

Os valores obtidos para o Fator de Concentração (FC) foram < 1,0 (unidade) nos bosques de mangue brasileiros, como na APA Tinhareté-Boipeba (BA), Baía de Camamu (BA), Baía de Aratu (BA), Sudeste do Brasil, Rio Cubatão (SP), Baía de Sepetiba (RJ) e Baía de Vitória (ES). Por isso, espera-se que os níveis de metais-traço sejam mais altos nos sedimentos do que nos tecidos foliares (Tabela 4).

Tabela 4 - Comparação dos níveis dos metais-traço nas folhas de plantas de APA Tinhareté-Boipeba (BA) (atual), Cairu, Bahia, e de estudos anteriores realizados em bosques de mangue de áreas costeiras do Brasil e do mundo.

| Autor / Data | Localização | Níveis de metais nas Folhas ($\mu\text{g.g}^{-1}$) | | | | Fator de Concentração | | | |
|---|----------------------------|---|-------|------|------|-----------------------|------|------|------|
| | | Cu | Zn | Cd | Pb | Cu | Zn | Cd | Pb |
| Presente Estudo ^A | APA Tinhareté-Boipeba (BR) | 11.02 | 18.53 | 0.15 | 0.46 | 0.24 | 0.19 | 0.50 | 0.02 |
| Oliveira (2000) ^A | Baía de Camamu-Illhas (BR) | 5.00 | 22.00 | 0.69 | 5.00 | 0.25 | 0.27 | - | 0.03 |
| Oliveira (2000) ^A | Camamu-Estuário (BR) | 3.00 | 15.00 | - | 1.00 | 0.18 | 0.33 | - | 0.04 |
| Araújo (2000) ^A | Rio Itanhém, Alcobaça (BR) | 6.76 | 12.98 | 0.37 | 1.97 | 0.77 | 2.39 | - | 1.97 |
| Barbosa (1999) ^A | Rio Joanes, Bahia (BR) | 7.30 | 19.30 | 0.04 | 0.22 | 0.62 | 0.80 | - | 0.11 |
| Cuzzuol e Campos (2001) ^A | Rio Mucuri, Bahia (BR) | 4.30 | 22.70 | - | - | 2.87 | 2.57 | - | - |
| Machado <i>et al.</i> (2005) ^A | Sudeste do Brasil (BR) | - | 37.00 | - | - | - | 0.04 | - | - |

| | | | | | | | | | |
|---|-----------------------------------|-------|--------|-------------|-------|------|------|------|-------|
| Brito (2006) ^A | Valença, Bahia (BR) | 6.93 | 20.57 | - | - | - | - | - | - |
| Ramos e Geraldo (2007) ^A | Cubatão, São Paulo (BR) | 3.40 | 27.10 | 0.52 | LD | - | - | - | - |
| Garcia <i>et al.</i> (2008) ^A | S.F.C; M. de Deus (BR) | 11.40 | 23.77 | 0.07 | 0.34 | 0.47 | 0.47 | 0.33 | 0.02 |
| Bernini <i>et al.</i> (2006) ^B | Rio São Mateus – ES (BR) | 1.90 | 10.46 | 0.01 | 0.03 | 0.96 | 1.52 | - | - |
| Santos (2013) ^A | Madre de Deus (BR) | 4.30 | 10.71 | - | 0.11 | 0.39 | 0.73 | - | 0.01 |
| Garcia <i>et al.</i> (2014) ^B | Extremo Sul da Bahia (BR) | 1.68 | 11.22 | - | - | 0.23 | 0.91 | - | - |
| Madi <i>et al.</i> (2015) ^A | Antonina e Guaratuba (BR) | 2.05 | 14.80 | - | - | 0.62 | 2.22 | - | - |
| Wen-Jiao e Peng (1996) ^C | Yingluo Bay, China | 5.00 | 23.00 | - | 1.80 | 0.13 | 0.20 | - | 0.06 |
| Sarangi <i>et al.</i> (2002) ^D | Bhitarkanika, Orissa, Índia | 2.97 | 1.,23 | - | - | 0.46 | 0.82 | - | - |
| MacFarlane e Burchett (2002) ^C | Port Jackson, SE, Austrália | 17.75 | 28.80 | - | 3.70 | 0.21 | 0.11 | - | 0.01 |
| MacFarlane <i>et al.</i> (2003) ^C | Port Hacking, SE, Austrália | 9.00 | 25.00 | - | 5.00 | 0.15 | 0.10 | - | 0.05 |
| Alongi <i>et al.</i> (2003) ^C | Oeste da Austrália | 7.30 | 14.30 | - | - | 0.47 | 0.42 | - | - |
| Chen <i>et al.</i> (2003) ^C | Ting Kok, Hong Kong | 16.00 | 15.00 | - | 8.00 | 1.26 | 0.28 | - | 0.24 |
| Agoramoorthy <i>et al.</i> (2008) ^D | Tamil, Nadu, Índia | 14.78 | 107.40 | - | 23.1 | 0,62 | 2.15 | - | 1.16 |
| Parvaresh <i>et al.</i> (2011) ^C | Sirik Azini Creek, Irã | 10.63 | 18.91 | 0.93 | 8.06 | 0.40 | 0.21 | 0.04 | 0.16 |
| Keshavarz <i>et al.</i> (2012) ^C | Costa Marina de Oman, Irã | - | - | 0.005 | 8.21 | 0.40 | 0.22 | 0.04 | 0.16 |
| Kumar <i>et al.</i> (2011) ^C | Gujarat, Índia | - | 2.89 | 5.71 | 0.84 | - | 0.36 | 7.82 | 0.01 |
| Lotfinasabasl e Gunale (2012) ^C | Alibaug, Maharashtra, Índia | 43.19 | - | 24.3 | - | 0.57 | - | 3.83 | - |
| Mahdavi <i>et al.</i> (2012) ^C | Golfo Pérsico, Irã | - | - | 1.14 | 11.83 | - | - | 1.10 | 0.25 |
| Abohassan (2013) ^C | Shuaiba, Arábia Saudita | 4.17 | 4.23 | 0.01 | 0.57 | 1.01 | 1.53 | 0.50 | 1.07 |
| Einollahipeer <i>et al.</i> (2013) ^C | Qeshm Island, Golfo Pérsico, Irã | 37.73 | 33.83 | - | 0.84 | 0.89 | 0.77 | - | 0.02 |
| Chakraborty <i>et al.</i> (2013) ^D | Estuário da Costa Hooly, Índia | 22.77 | 9.17 | - | 2.40 | - | - | - | - |
| Pakzadtoochaei (2013) ^C | Baía de Kharchana, Irã | 7,74 | 22,78 | 0,37 | - | 0.38 | 0.29 | 1.68 | - |
| Pakzadtoochaei (2013) ^C | Golfo de Gwatr, Irã | 8,26 | 12,33 | 0,42 | - | 0.90 | 0.60 | 1.68 | - |
| Usman <i>et al.</i> (2013) ^C | Ilha Farasan, Arábia Saudita | 356.0 | 29.5 | 1.04 | - | 3.18 | 0.52 | 0.75 | - |
| Al Hosani e Al Anouti (2014) ^C | Emirados Árabes Unidos | 0.01 | 2.46 | - | 0.06 | - | - | - | - |
| Kathiressan (2014) ^C | SE da Índia (Não poluída) | 40.0 | 17,50 | 0.03 | 4.50 | 0,84 | 0,33 | - | 0,21 |
| Kathiressan (2014) ^C | Costa SE da Índia (Poluída) | 12.00 | 9.00 | 0.10 | 6.00 | 0,06 | 0,14 | 1,0 | 0,75 |
| He <i>et al.</i> (2014) ^C | Futian Mangrove, China | 6.57 | 50.55 | 0.02 | 0.87 | 0.07 | 0.17 | 0.01 | 0.01 |
| Mendulkar <i>et al.</i> (2015) ^D | Mumbai, Índia | 0.034 | 0.196 | 0.01 | 0.03 | 0.00 | 0.04 | 0.56 | 0.03 |
| Birch <i>et al.</i> (2015) ^C | Sidney, Austrália (Remediada) | 6,10 | 11,00 | 0,11 | 1,30 | 0,32 | 0,13 | 0,30 | 0,02 |
| Birch <i>et al.</i> (2015) ^C | Sidney, Austrália (Não Remediada) | 20,00 | 19,00 | 0,02 | 4,60 | 0,18 | 0,04 | 0,01 | 0,01 |
| Birch <i>et al.</i> (2015) ^C | Sidney, Austrália (área de ref.) | 12,00 | 14,00 | 0,01 | 0,36 | 0,80 | 0,82 | 0,03 | 0,007 |
| Kannan <i>et al.</i> (2016) ^C | Costa Leste da Índia | 0.90 | 5.70 | 5.05 | 7.78 | 0.26 | 2.66 | 0.93 | 0.30 |
| Abou Seedo <i>et al.</i> (2017) ^C | Tubli Bay, Bahrain (Poluída) | 18.45 | 49.00 | - | - | 0.33 | 0.65 | - | - |

| | | | | | | | | | |
|---|---------------------------------------|-------|-------|-------|--------|------|------|------|------|
| Abou Seedo <i>et al.</i> (2017) ^C | Bahrain (Não Poluída) | 18.39 | 36.74 | - | - | 1.23 | 1.24 | - | - |
| Dar <i>et al.</i> (2017) ^C | Mar Vermelho, Egito | 12.60 | 79.74 | 0.83 | 21.63 | 0.93 | 2.23 | 1.11 | 1.95 |
| Negi <i>et al.</i> (2017) ^C | Caster Road Greek, Índia (poluída) | 61.30 | 48.40 | - | 8.75 | 0.79 | 0.78 | - | 0.41 |
| Negi <i>et al.</i> (2017) ^C | Naigaon, Índia (não poluída) | 25.70 | 13.20 | - | 5.05 | 0.62 | 0.31 | - | 0.35 |
| Alzahrani <i>et al.</i> (2018) ^C | Arábia Saudita | 13.24 | - | 0.18 | 3.79 | 0.58 | - | 0.24 | 0.99 |
| Arumugam <i>et al.</i> (2018) ^C | Bay of Bengal, Índia | 4.39 | 9.80 | 0.35 | 13.22 | 0.35 | 0.68 | 1.11 | 1.06 |
| Kaewtubtim <i>et al.</i> (2018) ^C | Field - Pattani Bay, Tailândia | 14.46 | 20.10 | 0.50 | 26.50 | 1.53 | 0.56 | 1.21 | 0.11 |
| Almahasheer (2019) ^C | Baía de Tarut, Arábia Saudita | 370.0 | 196.0 | 839.0 | 1075.0 | 0.08 | 0.25 | 0.64 | 0.26 |
| Almahasheer (2019) ^C | Baía de Tubli, Bahrain | 323.0 | 189.0 | 894.0 | 1120.0 | 0.09 | 0.21 | 0.22 | 0.27 |
| Salimi <i>et al.</i> (2019) ^C | Golfo Pérsico, Irã | - | 11.97 | 0.11 | - | - | 0.25 | 0.11 | - |
| Takarina <i>et al.</i> (2017), Soraya <i>et al.</i> (2019) | Distrito de Blanakan, Indonésia. | 5.22 | 31.26 | - | 5.80 | 0.56 | 0.35 | - | 0.23 |
| Alsamatdany <i>et al.</i> (2020) ^C | Golfo da Arábia Saudita | 2.83 | 27.96 | 1.28 | 14.45 | 0.07 | 0.57 | 0.40 | 0.54 |
| Ghosh <i>et al.</i> (2021) ^D | Hooghly, India. | 29.9 | 22.60 | 0.15 | 2.20 | 0.42 | 0.27 | 1.36 | 0.11 |
| Rezaei <i>et al.</i> (2021) ^C | Costa N do Golfo Pérsico, Irã | 1.40 | 0.60 | - | - | 1.61 | 0.49 | - | - |

| Autor / Data | Limites | (µg.g ⁻¹) | | | |
|------------------------------------|----------------------------------|-----------------------|-------------|---------------|----------|
| | | Cu | Zn | Cd | Pb |
| Hopkins (2000) | Ótimo | 6.00 | 20.00 | - | - |
| Ross (1994) | Níveis Tóxicos ou Excessivos | 20- 100 | >400 | 5-30 | 30 - 300 |
| Kabata-Pendias e Pendias (2001) | Níveis Normais ou Suficientes | 5.0- 30 | 27- 150 | 0.05 - 0.2 | 5.0 - 10 |
| Kabata-Pendias e Pendias (2001) | Níveis Tóxicos ou Excessivos | 20- 100 | 100- 400 | 5.0 a 30 | 30 - 300 |
| WHO/FAO (2007) | Limite Máximo Recomendável | 40.00 | 60.00 | 0.20 | 5.00 |
| CEQG (1999) | Limite Máximo Recomendável | 18.27 | 124.0 | 0.70 | 30.20 |

^A *A. schaueriana*; ^B *A. germinans*; ^C *A. marina*; ^D *A. officinalis*; CEQG: Canadian Environmental Quality Guidelines; FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations; WHO: World Health Organization.

Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

Observa-se que o acúmulo de metais-traço nas folhas da *Avicennia* na APA não acompanha, necessariamente, os níveis registrados no substrato, o que pode refletir a baixa biodisponibilidade ou mecanismos de seletividade na absorção iônica pela planta. Lacerda (1997) e Lacerda *et al.* (1998) destacam um baixo valor do FC pode indicar que as plantas evitam a absorção dos metais-traço ou que recorrem a vias metabólicas de exclusão da *A. schaueriana*. Deve-se considerar, também, o papel das placas de ferro como barreiras à translocação de metais do solo ou sedimento aos tecidos vegetais.

A comparação dos valores do FC da APA Tinharet-Boipeba (estudo atual) e de estudos anteriores das espécies *A. schaueriana*, *Avicennia germinans* (L.) Stearn, *Avicennia marina* (Forssk.) Vierh e da *Avicennia officinalis* L. (Acanthaceae) em áreas costeiras do mundo (Figura 4) revelou padrões similares (FC < 1,0) aos observados na Austrália, Sul da China (Baía de Yingluo e Shenzhen),

Guiana Francesa, Golfo da Arábia Saudita, Irã, Índia, Mumbai, Orissa, Panamá, Paquistão e Sirik Azini Creek.

Lacerda (1997) esclarece que os valores de $FC < 1,0$ indicam que as plantas evitam a absorção de metais-traços e podem estar associados a mecanismos de atenuação do estresse salino. Nesse processo, a respiração radicular oxida a rizosfera e transforma sulfetos em sulfatos, promovendo a deposição de óxidos e hidróxidos de Mn e Fe nos sedimentos (Pi *et al.*, 2011). Este processo reduz a solubilidade e a toxicidade dos metais Fe e Mn, além de promover a formação de placas de Fe na superfície das raízes, a imobilização e a co-precipitação de metais-traços, o que limita sua translocação para os tecidos vegetais, dependendo das condições de oxirredução do meio. Em contrapartida, valores de $FC > 1,0$ indicam condições desfavoráveis ao sequestro e maior risco de absorção de metais-traço.

Os níveis dos metais-traços nos sedimentos da APA Tinharé-Boipeba e da Baía de Camamu (Estuário) não excedem o limite da Resolução do CONAMA nº 454/12 (Brasil, 2012), ou caracterizam área poluída, em relação as diretrizes de avaliação dos sedimentos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 1991), ou foram inferiores ou próximos a média do folhelho padrão, conforme Turekian e Wedepohl (1961) (Tabela 5). Contudo, na Região das Ilhas, na Baía de Camamu, sob influência da mineração da barita, os níveis do Pb nos sedimentos caracterizam uma área poluída.

Os níveis dos metais-traço nos sedimentos da APA Tinharé-Boipeba e na Baía de Camamu (Zona do Estuário), no Baixo Sul da Bahia, estiveram abaixo do nível de efeito adverso à biota (TEL) ou do nível de provável efeito adverso à biota (PEL) estabelecidos pelo CCME (2001) ou pela NOAA (1999) (Tabela 5). Esses resultados contrastam com o cenário verificado em bosques de mangue poluídos de outras regiões do mundo. No entanto, ressalta-se que os níveis de Pb nos sedimentos da região das Ilhas, na Baía de Camamu, com base em Oliveira (2000), ou de Zn no Rio dos Patos, na APA Tinharé-Boipeba (Silva, 2011), inserem-se no intervalo de prováveis efeitos adversos à biota (PEL), o que exige a identificação de fontes e a adoção de medidas preventivas da poluição por Zn.

Tabela 5 - Comparação entre os níveis e origem dos metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) nos sedimentos de bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba (BR), no município de Cairu, Bahia, e de estudos anteriores em áreas costeiras no mundo.

| Autor/Data | Localização | Sedimentos ($\mu\text{g.g}^{-1}$) | | | | Aspectos Ecológicos-Socioambientais |
|------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|-------|-----------|-----------|---|
| | | Cu | Zn | Cd | Pb | |
| Silva (2011) (Referência) | Tinharé-Boipeba (BR) | 7.29 | 78.17 | - | 18.9 0 | Rural-urbano, petrolífera, turismo. |
| Araújo (2000) | Alcobaça, BA (BR) | 8.73 | 5.43 | - | 29.1 0 | Urbano, turismo (Efluentes) |
| | Camamu, BA (BR) | 20.2 0 | 81.00 | <1.0 0 | 156. 0 | Mineração de barita (\uparrow Pb - Ilhas). |
| Oliveira (2000) | Camamu, BA (BR) | 16.5 0 | 45.80 | <1.0 0 | 28.0 0 | Turismo (Não poluída - Estuário). |

| | | | | | | |
|------------------------------------|--------------------------|-------|-------|-------|-------|---|
| Cuzzuol e Campos (2001) | Rio Mucuri, BA (BR) | 4.16 | 31.20 | - | - | Rural-Urbano (não poluído). |
| Santos <i>et al.</i> (1997) | Rios Joanes, BA (BR) | 11.80 | 24.00 | 0.21 | 18.72 | Urbano (não poluído) |
| Garcia <i>et al.</i> (2008) | BTS, BA (BR) | 23.90 | 46.00 | 0.49 | 16.50 | Urbano, Petroquímica (*Pb). |
| Leão <i>et. al.</i> (2008) | Baía de Aratu, BA (BR) | 14.73 | 37.61 | 416.5 | 112.7 | Urbano-Industrial (\uparrow Cd, Pb). |
| Queiroz <i>et. al.</i> (1992) | Santo Amaro, BA (BR) | 56.80 | 84.90 | 9.40 | 95.00 | Industrial, mineração (\uparrow Cu, Cd, Pb). |
| Bomfim (2014) | Santo Amaro, BA (BR) | 20.81 | 35.24 | 1.98 | 22.38 | Passivo ambiental (mineração de Pb) |
| Souza Filho (2021) | Porto Seguro, BA (BR) | 13.88 | 21.70 | 1.56 | 47.50 | Urbano-Ind. (\uparrow Pb e microplástico). |
| Machado <i>et al.</i> (2002) | SE do Brasil (BR) | 43.25 | 238.3 | - | 65.68 | Urbano-Industrial (\uparrow Cu, Zn, Pb). |
| Luiz-Silva <i>et al.</i> (2006) | Santos-Cubatão-SP (BR) | 32.00 | 94.00 | - | 22.00 | Urb. Ind. (siderurgia, fertilizantes) (\uparrow Cu, Zn). |
| Gonçalves <i>et al.</i> (2012) | Santos-Cubatão-SP (BR) | 66.50 | 380.0 | - | 76.00 | Urbano-Industrial (\uparrow Cu, Zn, Pb). |
| Kim <i>et al.</i> (2017) | Baixada Santista-SP (BR) | 10.20 | 56.72 | - | 12.11 | Urbano-Industrial. |
| Bernini <i>et al.</i> (2006) | Rio São Mateus-ES (BR) | 2.46 | 6.21 | - | - | Urbana (falhas no saneamento). |
| Da Souza <i>et al.</i> (2014) | Rio São Mateus-ES (BR) | 4.34 | - | - | 10.56 | Portuária, siderúrgicas e mineração). |
| Madi <i>et al.</i> (2015) | Paraná (BR) | 1.40 | 7.45 | - | - | Guaratuba e Antonina (não poluído). |
| Abou Seedo <i>et al.</i> (2017) | Tubli Bay, Bahrain | 56.30 | 75.33 | - | 21.27 | Urbano-industrial (esgotos, lixo; \uparrow Pb). |
| Almahasheer (2019) | Baía de Tubli, Bahrain | 4503 | 789.0 | 1686 | 4207 | Industrial (\uparrow Cu, Zn, Cd, Pb). |
| Parvaresh <i>et al.</i> (2011) | Sirik Azini Creek, Irã | 26.43 | 92.20 | 24.48 | 53.04 | Geogênica, pecuária, esgotos (\uparrow Cd, Pb). |
| Mahdavi <i>et al.</i> (2012) | Qeshm Island, Irã | 31.56 | 48.79 | 1.84 | 27.92 | Urbano-Industrial (\uparrow Cu, Pb). |
| Einollahipeer <i>et al.</i> (2013) | Qeshm Island, Irã | 42.13 | 43.61 | - | 47.90 | Urbano e petroquímica (\uparrow Cu, Pb). |
| Salimi <i>et al.</i> (2019) | Qeshm Island, Irã | - | 48.80 | 1.04 | - | Óleo, Petroq., agricult. e aquicultura. |
| Rezaei <i>et al.</i> (2021) | Golfo Pérsico, Irã | 0.87 | 1.22 | - | - | Petroquímica (Não Poluída). |
| Abohassan (2013) | Yambu, Arábia Saudita | 13.97 | 13.52 | 0.20 | 3.84 | Industrial (\downarrow Cu, Zn, Cd, Pb). |
| Usman <i>et al.</i> (2013) | Arábia Saudita | 112.0 | 57.20 | 1.23 | 45.20 | Industrial; pesca (\uparrow Cu, Pb). |
| Alzahrani <i>et al.</i> (2018) | Arábia Saudita | 22.87 | - | 0.75 | 3.82 | Urbano, Petroquímica (\downarrow Pb). |
| Almahasheer (2019) | Arábia Saudita | 3782 | 891.0 | 4150 | 4113 | Industrial (\uparrow Cu, Zn, Cd, Pb). |
| Alsamadany <i>et al.</i> (2020) | Golfo da Arábia Saudita | 43.06 | 48.48 | 3.21 | 26.61 | Urbano- Indust. (“lixo”, óleo) (\uparrow Cd, Pb). |
| Dar <i>et al.</i> (2017) | Mar Vermelho, Egito | 18.71 | 48.70 | 1.27 | 10.51 | Urbano-Industrial (\uparrow Pb). |
| Sarangi <i>et al.</i> (2002) | Orissa, Índia | 6.33 | 1.50 | - | - | Urbana (\downarrow Cu, Zn). |
| Kumar <i>et al.</i> (2011) | Gujarat, Índia | - | 8.10 | 0.73 | 73.60 | Urbana (lixo, esgoto, \uparrow Pb). |
| Chakraborty <i>et al.</i> (2013) | Costa Hooly, Índia | 37.39 | 59.3 | - | 32.40 | Urb. (Efluentes), aquicultura (\uparrow Pb). |
| Kathiresan (2014) | Costa SE – Índia | 196.0 | 65.00 | 0.10 | 8.0 | Industrial (\uparrow Cu, Pb). |

| | | | | | | |
|---------------------------------|--------------------------|-----------|------------|-----------|-----------|--|
| Kannan <i>et al.</i> (2016) | Costa Leste da Índia | 3.50 | 2.14 | 5.44 | 25.8 5 | Urbano-industrial (↓ Pb). |
| Chowdhury <i>et al.</i> (2017) | Baía de Bengala, Índia | 47.6 4 | 62.85 | 0.32 | 25.4 4 | Combustão de carvão, turismo (↑Cu). |
| Kathiresan (2014) | Costa SE da Índia | 118. 0 | 59.00 | 0.10 | 8-21 | Industrial (↑Cu; ↑Pb). |
| Arumugam <i>et al.</i> (2018) | Tamil Nudu, Índia | 12.3 4 | 20.20 | 0.31 | 11.3 5 | Urbana - Não Poluída (↑ Pb). |
| Ghosh <i>et al.</i> (2021) | Hooghly, India | 71.9 0 | 83.70 | 0.11 | 19.6 0 | Urbano-Industrial (↑Cu). |
| Kaewtubtim <i>et al.</i> (2018) | Pattani Bay, Tailândia | 9.43 | 34.33 | 4.36 | 250. 6 | Urb.-ind., pesca, aquicult. (↑Cd, Pb). |
| Kruitwagen <i>et al.</i> (2008) | Mtoni, Tanzânia | 405 0 | 2450 | 28.1 0 | 385. 0 | Indust. Têxtil (↑Cu, Zn, Cd, Pb). |
| Negi <i>et al.</i> (2017) | Naigaon e Mumbai | 77.3 0 | 62.00 | - | 21.1 0 | Indust. (efluentes), agricult. (*Pb). |
| MacFarlane <i>et al.</i> (2003) | Port Hacking, Austrália | 61.0 0 | 243.0 | - | 100. 0 | Urbano-industrial (↑Cu, Pb). |
| Birch <i>et al.</i> (2015) | Sidney, Austrália | 19.0 0 | 85.00 | 0.37 | 81.0 0 | Industrial (↑ Pb, Cu, Zn). Remediada. |
| | Sidney, Austrália | 114. 0 | 485.0 | 2.20 | 390. 0 | Industrial (↑ Pb, Cu, Zn). Não remediada. |
| Wen-Jiao e Peng (1996) | Yingluo Bay, China | 38.1 3 | 114.0 | 0.13 6 | 28.7 0 | Urbano-Industrial (↑Cu, Pb). |
| Chen <i>et al.</i> (2003) | Ting Kok, Hong Kong | 13.0 0 | 55.00 | - | 33.0 0 | Urbano (↑ Pb). |
| He <i>et al.</i> (2014) | Futian Mangrove, China | 90.9 0 | 305.3 | 1.95 | 74.5 0 | Industrial (↑Cu, Zn, Pb). |
| Defew <i>et al.</i> (2005) | Baía de Punta Mala, PA | 56.3 0 | 105.0 | <10. 0 | 78.2 0 | Urb.-Indust. (↑Cu, Zn, Pb). |
| Marchand <i>et al.</i> (2006) | Guiana Francesa, França | 21.2 9 | 157.4 | - | 27.9 7 | Urbano-Industrial/Geogênica (↑Zn). |
| Mejias <i>et al.</i> (2013) | Las Cucharillas, PR | 89.1 7 | 270.6 | - | 77.6 0 | Industrial (↑Cu, Zn, Pb). |
| Maldonado <i>et al.</i> (2016) | La Esperanza, Porto Rico | 10.5 6 | 17.58 | 0.11 | 2.37 | Urbano-Industrial (não poluído). |
| Espinosa <i>et al.</i> (2011) | Ciénaga Grand, Colômbia | 16.2 6 | 42.70 | 1.87 | 59.4 8 | Urbano-Indust.(mineração) (↑Pb) |
| A | Crusta Terrestre | 55.0 0 | 70.00 | 0.10 | 15.0 0 | A: Reimann e Caritat (1998) |
| B | Folhelho Padrão | 45.0 0 | 95.00 | 0.30 | 20.0 0 | B: Turekian e Wedepohl (1961) |
| C | Média de solos (mundo) | 70.0 0 | 38.90 | 0.41 | 27.0 0 | C: Kabata-Pendias e Pendias (2001) |
| CONAMA n. 454/12 | Limite Preconizado | 34.0 0 | 150.0 | 1.20 | 46.7 0 | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| NOOA (1999) | TEL ^A | 18.7 0 | 124.0 | 0.68 | 30.2 0 | <i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i> (Long <i>et al.</i> , 1995) |
| | ERL ^B | 34.0 0 | 150.0 | 1.20 | 46.7 0 | |
| | PEL ^C | 108. 0 | 271.0 | 4.21 | 218. 0 | |
| CCME (2001) | PEL ^C | 197. 0 | 315.0 | 3.50 | 91.3 0 | Canadian Council of Ministers of the Environment |
| US EPA (1991) | Não Poluído | <25. 0 | <90.0 | - | <40. 0 | <i>U.S. Environmental Protection Agency</i> |
| | Ligeiramente Poluído | 25- 50 | 90- 200 | - | 40- 60 | |

| | | | | |
|---------------------|------|------|------|------|
| Severamente Poluído | >50. | >200 | >6.0 | >60. |
| | 0 | 0 | 0 | 0 |

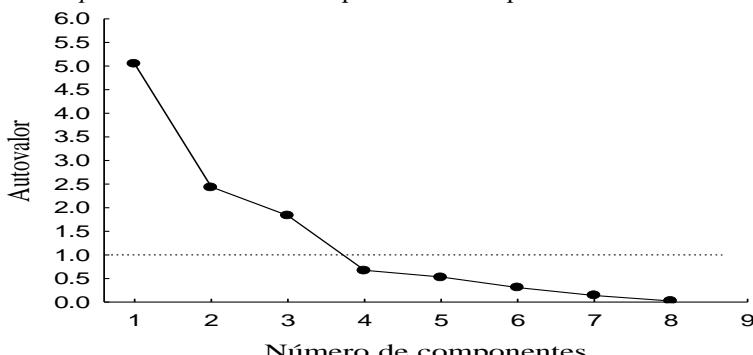
^A TEL: Abaixo do Nível de Efeito; ^B EER: Nível de Baixo Efeito; ^C PEL: Nível de Efeito Provável.

Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

3.3 ABORDAGEM MULTIVARIADA, GEOBOTÂNICA E BIOGEOQUÍMICA

A abordagem multivariada adotada baseou-se na análise fatorial, com extração das componentes principais (ACP), com auxílio da rotação *varimax* e da normalização de Kaiser (Tabela 6). Para a definição do número de fatores retidos, adotou-se o diagrama de *scree plot* (Figura 5), o qual evidencia a variação que é explicada pelos autovalores. Foram considerados apenas os fatores com autovalores superiores a 1, com base no critério de Kaiser, o que permitiu reduzir a dimensionalidade dos dados e reunir as variáveis ecológicas-geobotânicas e biogeoquímicas em três fatores principais.

Figura 5 - Diagrama *scree plot* da Análise das Componentes Principais das variáveis ecológico-geobotânicas.



Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

Observou-se que os três fatores que integram e relacionam as variáveis ecológicas-geobotânicas (integridade e a biometria foliar) e os níveis de metais-traço nas folhas da *A. schaueriana* explicaram aproximadamente $\pm 85\%$ da variância total (Tabela 6). O valor do índice de *Kaiser-Meyer-Olkin* (KMO) de adequação foi de 0,54 e o valor do teste de esfericidade de *Bartlett* foi $< 0,05$, que confirmam que os dados são apropriados para aplicação da análise fatorial. Com base na análise da communalidade ($h^2 \geq 0,66$), conclui-se que as variáveis geobotânicas e biogeoquímicas apresentaram relevância na estrutura proposta e, assim, podem ser usadas de forma consistente na análise fatorial.

Tabela 6 - Matriz das cargas fatores extraídos pela Análise da Componente Principal (ACP) com aplicação da rotação varimax para as variáveis ecológico-geobotânicas e biogeoquímicas nos bosques de mangue da *Avicennia schaueriana*.

| Variáveis Geobotânicas e Ecológicas-Biogeoquímicas | Análise de Componentes Principais | | | h^2 |
|---|-----------------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------|
| | Fator 1 | Fator 2 | Fator 3 | |
| Cu ²⁺ (nutriente mineral) | 0.22 | -0.13 | 0.90^A | 0.87 |
| Zn ²⁺ (nutriente mineral) | 0.02 | -0.92^A | 0.29 | 0.94 |
| Cd ²⁺ (metal potencialmente tóxico) | -0.01 | -0.74^A | -0.47 | 0.77 |
| Pb ²⁺ (metal potencialmente tóxico) | -0.08 | -0.38 | 0.81^A | 0.81 |
| Área do Limbo Foliar | 0.40 | 0.59^A | 0.40 | 0.66 |
| Despigmentação (clorose) | 0.95^A | 0.13 | -0.20 | 0.96 |
| Galhas (hiperplasia ou hipertrofia de células, de tecidos ou órgão) | 0.77^A | 0.50 | -0.02 | 0.85 |
| Herbivoria (recorte, pastejo) | 0.26 | 0.77^A | -0.21 | 0.70 |
| Perfurações | 0.76^A | 0.46 | 0.20 | 0.83 |
| Necrose | 0.92^A | 0.18 | 0.26 | 0.95 |
| Autovalor | 5.05 | 2.44 | 1.83 | KMO = 0,54 |
| Variância Total (%) | 45.89 | 22.18 | 16.67 | Barlett |
| Variância Acumulada (%) | 45.89 | 68.08 | 84.74 | <0,05 |

^A Valores em negrito indicam as cargas fatoriais principais mais significativas.

Fonte: Elaborada pelos autores (2025).

Desta forma, a abordagem multivariada contemplou 11 variáveis, de modo que os fatores F1, F2 e F3 explicaram, respectivamente, 45,9%, 22,2% e 16,7% da variância acumulada (Tabela 6). Além disso, as variáveis clorose, galhas, perfurações e necrose definiram o fator F1, enquanto as variáveis herbivoria, área foliar e os teores dos metais Cd e Zn definiram F2. Verificou-se que o fator F3 revelou a relação direta e significativa entre o Cu (nutriente mineral) e Pb (metal-traço potencialmente tóxico).

A presença de galhas e necroses nas folhas da espécie *A. schaueriana* foi explicitada pelo fator F1, e, por isso, não se explicada pelas interações entre as variáveis estudadas (Tabela 6). A deficiência nutricional de zinco torna os tecidos e órgãos aéreos susceptíveis à ação de herbívoros, além de influenciar a frutificação e o crescimento das plantas de mangue na APA. Os nutrientes minerais zinco e cobre constituem enzimas relevantes à biossíntese, à frutificação, crescimento e ao desenvolvimento vegetal (Epstein; Bloom, 2006). O zinco é um importante cofator de enzimas relacionadas à respiração celular, à fotossíntese e à biossíntese de hormônios do crescimento vegetal (Broadley *et al.*, 2007).

No Fator F2, observou-se a existência de uma relação inversa e significativa entre a herbivoria e os teores de Zn, bem como uma relação direta entre o desenvolvimento da área foliar e a herbivoria nas folhas da *A. schaueriana* (Tabela 6). Destaca-se que os níveis foliares de Zn nas amostras do estudo atual foram inferiores aos níveis normais descritos por Kabata-Pendias e Pendias (2001). Além disso, a deficiência nutricional das plantas de mangue pode decorrer da deficiência de Zn e de outros nutrientes (N, P), sendo que as deficiências e as variações na salinidade influenciam a capacidade do metabolismo de produzir compostos fenólicos, como os taninos, substâncias nocivas aos herbívoros.

A herbivoria é uma interação ecológica que pode alterar a estrutura de comunidades vegetais, causar a morte ou mudanças nos atributos das folhas e modificar a relação planta e meio (Ruthes *et al.*, 2021).

Observou-se, por um lado, a presença de espécimes com menores valores da área foliar nos pontos E1, E3, E4 e E5 (Figura 3), onde as plantas de mangue apresentaram menor altura relativa e crescem, sobretudo, sobre substratos arenosos ou, secundariamente, sobre os blocos de arenito rolados da Bacia Sedimentar de Camamu, ou ainda sobre recifes pétreos no sistema mangue-recife, a julgara pelas localidades da Praia do Encanto e Garapuá, na Ilha de Tinharé, e Moreré, na Ilha de Boipeba (Tabela 2). Nesses pontos, as plantas de mangue dispõem-se sobre a face de praia, pós-praia ou sobre terraços holocênicos, além de revelarem baixa densidade, menor porte e menor desenvolvimento foliar.

Por outro lado, nos pontos amostrais E2, E5 e E6, registra-se que as plantas de mangue crescem sobre substrato arenoso ou arenoso-lamoso de coloração cinza e com odor fétido, em virtude da presença de sedimentos caracterizados pelos maiores teores relativos das frações silte e argila, além da acumulação de matéria orgânica e de sulfetos. Outrossim, os pontos amostrais E8 e E9 encontram-se espacialmente localizados próximo às fozes dos rios Bainema e Catu, localizados na Ilha de Boipeba.

A abordagem multivariada permitiu, no geral, também, a discriminação entre os metais-traço de menor mobilidade geoquímica (Cu, Pb) e os de maior mobilidade geoquímica (Zn, Cd) (Tabela 6). Reimann e Caritat (1998) apontam que a influência da presença de sulfetos de solos e sedimentos, das variações do pH e a adsorção no processo de translocação do Cu da rizosfera às partes aéreas da planta. O cobre apresenta baixa mobilidade geoquímica nos solos e sedimentos e comporta-se diversamente nos solos ácidos e com baixo teor em matéria orgânica, no entanto possui uma mobilidade moderada em meio oxidante, alta em meio ácido e baixa em meio neutro a alcalino ou redutor (Ribeiro, 2006).

O metal-traço Pb é pouco móvel nos sedimentos, cuja geobiodisponibilidade depende dos teores de silte e argila (Malavolta, 2006). Destacam-se, entre as barreiras geoquímicas ao Pb, a presença de sulfatos, sulfetos e carbonatos em solos ou sedimentos, a adsorção de óxidos de Fe-Mn pela matéria orgânica insolúvel e os valores do potencial hidrogeniônico - pH (Otero; Macías, 2010). O Cd, por sua vez, é um metal-traço que possui baixa mobilidade geoquímica em meios oxidante ou ácidos e muito baixa mobilidade sob condições redutoras, formando compostos insolúveis, como no manguezal (Ribeiro, 2006). Reimann e Caritat (1998) destacam, ademais, que a formação de quelatos junto aos ácidos húmicos e a adsorção pelas argilas atuam como barreiras geoquímicas para o cádmio.

Com base na análise e interpretação de estudos de anteriores, elaborou-se uma proposição das possíveis fontes de metais-traço nos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, em Cairu, Bahia

(Fischer *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009; Alencar, 2011; Silva, 2011; Pellegrini *et al.*, 2020; Gonçalves *et al.*, 2020; Vilar *et al.*, 2021). Entre essas fontes de metais-traço aos bosques de mangue destacam-se o intemperismo químico de minerais que constituem das rochas da Bacia de Camamu, erosão, usos da terra, turismo, atividade petrolífera, aquicultura, agricultura, deficiências no saneamento básico e a mineração de minérios metálicos (barita, ferro, manganês, titânio), industriais (gipsita, grafita) e minérios usados na construção civil e outros fins (argila, calcário, dolomita, caulim).

Destaca-se, diante do exposto, que os níveis dos metais-traço nos sedimentos e nas folhas dos bosques de mangue do Baixo Sul da Bahia, bem como de outras áreas costeiras no mundo variaram em função da litologia, clima, usos da terra e atividades urbano-industriais, rurais, que ameaçam a biodiversidade costeira e marinha, a estabilidade climática e a reprodução material e simbólica da vida. Ressalta-se, além disso, a relevância da avaliação ecológica-geobotânica e biogeoquímica para a gestão territorial costeira, sustentável, aos usos da natureza, modos de vida das comunidades tradicionais e à valorização da etnobiodiversidade e da geoconservação dos ecossistemas da APA de Tinhare-Baopeba. Ademais, destaca-se que os serviços ecossistêmicos do manguezal e dos demais ecossistemas costeiros e marinhos dependem da coexistência entre os usos sustentáveis da terra e a conservação da natureza.

4 CONCLUSÕES

Os resultados das medidas dos níveis de metais-traço nas folhas da *Avicennia schaueriana* nos bosques de mangue da APA Tinhare-Baopeba, Cairu, Bahia, foram considerados normais, não tóxicos ou excessivos, de acordo com a classificação de Ross (1994) ou de Kabata-Pendias e Pendias (2001). Estes valores, referentes aos metais-traços nutrientes (Cu, Zn) e aos metais-traços potencialmente tóxicos (Cd, Pb) nas plantas de mangue mostraram-se semelhantes aos níveis foliares de espécies do gênero *Avicennia* obtidos em pesquisas geoquímicas anteriores realizadas em bosques de mangue de áreas costeiras consideradas não poluídas ou pouco influenciada pela poluição no Brasil e no Mundo.

Conclui-se, igualmente, que os níveis dos metais-traço (Cu, Cd, Pb, Zn) nos sedimentos da APA Tinhare-Baopeba, em Cairu, e da Baía de Camamu (Estuário), no Baixo Sul da Bahia, e de outras áreas costeiras no mundo evidenciam que as espécies de mangue *A. schaueriana*, *A. germinans*, *A. marina* e *A. officinalis* podem ser usadas no monitoramento e análise ambiental, bioindicação, na conservação da natureza, em estudos de fitorremediação e na recuperação de áreas costeiras degradadas.

Verificou-se, além disso, que os níveis dos metais-traço nos sedimentos da APA Tinhare-Baopeba, em Cairu, e da Baía de Camamu (Estuário) apresentaram-se inferiores aos valores de efeito

adverso à biota (TEL) propostos pelo CCME (2001) ou pela NOAA (1999). Ressalta-se, por um lado, que o nível médio do Pb nos sedimentos da Baía de Camamu excedeu a concentração média do folhelho padrão, embora não se possa caracterizar esta área como poluída, com base nas diretrizes de avaliação da qualidade dos sedimentos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Por outro lado, considera-se que os bosques de mangue das Ilhas na Baía de Camamu, sob influência da mineração de barita, configuram uma área poluída por Pb, o que demanda por estudos mais detalhados.

Ressalta-se que os valores Fator de Concentração (FC) dos metais-traço nos bosques de mangue da APA Tinhareté-Boipeba foram inferiores a 1,0, o que indicou que as condições geoquímicas podem favorecer a retenção de metais na rizosfera da *Avicennia* e nos sedimentos deste ecossistema. Este resultado pode estar relacionado à baixa biodisponibilidade, aos mecanismos de seletividade da absorção de íons pela planta ou às vias metabólicas de exclusão de sais. Destaca-se, ainda, o possível papel desempenhado pelas placas de ferro como barreira biogeoquímica à translocação de metais-traços dos sedimentos para os tecidos e órgãos da planta, como as folhas, mitigando a ecotoxicidade.

O serviço ecossistêmico de filtro ambiental para poluentes, como os metais-traços, oferecido pelo manguezal na APA Tinhareté-Boipeba, em Cairu, da Baía de Camamu, ou de áreas costeira na Bahia, no Brasil, e no mundo, é fundamental para a compreensão das condições sociais de saúde da população, para a reprodução social, material e simbólica da vida e identidades territoriais tradicionais, como dos pescadores e marisqueiras e para a consolidação de uma perspectiva da educação e cidadania ambiental que oriente usos ecologicamente prudentes e sustentáveis dos espaços costeiros, à conservação da etnobiodiversidade e geodiversidade, elementos basilares do gerenciamento costeiro.

A abordagem estatística multivariada permitiu a definição de três fatores e das cargas fatoriais principais das variáveis, identificando um subgrupo de metais-traço de menor mobilidade geoquímica (Pb, Cu) e outro subgrupo de maior mobilidade geoquímica relativa (Cd, Zn). Indicou, igualmente, que as alterações nas variáveis geobotânicas (biometria, integridade do limbo foliar) podem estar relacionadas aos teores de Zn, à herbivoria ou ainda a outros estressores não investigados nesta pesquisa, a exemplo da influência das marés, da salinidade, das precipitações e do aporte de água doce. Ressalta-se a relevância da avaliação ecológica-geobotânica e biogeoquímica dos metais-traço nos bosques de mangue de Cairu, no Baixo Sul da Bahia, para a conservação e o gerenciamento costeiro.

Assinala-se, outrossim, a importância da pesquisa de biogeoquímica para a compreensão da dinâmica ecológica e caracterização ambiental de bosques de mangue e outros ecossistemas costeiros, pois fornece subsídios para a (re) elaboração do planejamento territorial de espaços costeiros da APA Tinhareté-Boipeba, ou da Baía de Camamu, no litoral Baixo Sul da Bahia, Brasil. Dessa forma, reforça-

se a necessidade de esforços de educação ambiental e conservação da biodiversidade costeira, integrados ao monitoramento ambiental de metais-traços, em especial do Pb, nos sedimentos e na biota do manguezal na APA Tinhareté-Boipeba e de outros ecossistemas costeiros do Baixo Sul da Bahia.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pelo apoio financeiro ao projeto *Avaliação dos Possíveis Impactos das Atividades de Exploração de Petróleo e Gás nas Ilhas de Tinhareté e Boipeba, município de Cairu, Bahia* (Processo nº 8652/2007).

REFERÊNCIAS

- ABOHASSAN, R. A. Heavy metal pollution in *Avicennia marina* mangrove systems on the Red Sea coast of Saudi Arabia. **JKAU: Meteorol. Environ. Arid Land Agric. Sci.**, v. 24, n. 1, p. 35-53, 2013.
- ABOU SEEDO, K.; ABIDO, M. S.; SALIH, A. A.; ABAHUSAIN, A. Assessing heavy metals accumulation in the leaves and sediments of urban mangroves (*Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.) in Bahrain. **International Journal of Ecology**, v. 24, n. 1, p. 35-52, 2017.
- AB'SÁBER, Aziz Nacib. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. 8ed. Cotia, São Paulo: Ateliê editorial, 2021.
- AGORAMOORTHY, G.; CHEN, F. A.; HSU, M. J. Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. **Environmental pollution**, v.155, n.2, p.320-326, 2008.
- ALENCAR, C. M. M. Tensões entre pesca, turismo e exploração de gás reconfigurando ruralidade na ilha de Boipeba-BA. **Desenvolvimento e Meio ambiente**. v. 23: 149-166, 2011.
- AL HOSANI, M.; AL ANOUTI, F. A Preliminary exploration of heavy metal contamination within *Avicennia marina* in the United Arab Emirates. **Journal of Environmental & Analytical Toxicology**, v. 4, n.5, p.1-4, 2014.
- ALMAHASHEER, H. High levels of heavy metals in Western Arabian Gulf mangrove soils. **Molecular biology reports**, v.46, p.1585-1592, 2019.
- ALZAHRANI, 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.
- AL-MUR, B. A.; QUICKSALL, A. N.; AL-ANSARI, A. M. A. Spatial and temporal distribution of heavy metals in coastal core sediments from the Red Sea, Saudi Arabia. **Oceanologia**, v. 59, n. 3, p. 262-270, 2017.
- ANALUDDIN, K.; SHARMA, S.; SEPTIANA, A.; SAHIDIN, I.; RIANSE, U.; NADAOKA, K. Heavy metal bioaccumulation in mangrove ecosystem at the coral triangle ecoregion, Southeast Sulawesi, Indonesia. **Marine pollution bulletin**, n.125, v.1-2, p.472-480, 2017.
- ALONGI, D. M.; CLOUGH, B. F.; DIXON, P.; TIRENDI, F. Nutrient partitioning and storage in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. **Trees**, v.17, n.1, p.51-60, 2013.
- ALSAMADANY, H.; AL-ZAHRANI, H. S.; SELIM, E. M. M.; EL-SHERBINY, M. M. 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.

ARAÚJO, B. R. N. Diagnóstico geoambiental de zonas de manguezal do estuário dorio Itanhém, município de Alcobaça – região do extremo sul do Estado da Bahia. 2000. 159 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2000.

ARUMUGAM, G.; RAJENDRAN, R.; GANESAN, A.; SETHU, R. Bioaccumulation and translocation of heavy metals in mangrove rhizosphere sediments to tissues of *Avicenia marina*—A field study from tropical mangrove forest. **Environmental nanotechnology, monitoring & management.** 10: 272-279, 2018.

ATWOOD, T. B.; CONNOLLY, R. M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P. E.; DUARTE, C. M.; EWERS LEWIS, C. J., IRIGOIEN, X.; KELLEWAY, J. J. 970LAVERY, P.S.; MACREADIE, P.I.; SERRANO, O.; SANDERS, C.J.; SANTOS, I.; STEVEN, A. D. L.; LOVELOCK, C. E. Global patterns in mangrove soil carbon stocksand losses. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 7, p. 523-528, 2017.

BARBOSA, J.S.F.; DOMINGUEZ, J.M.L. (Coords.). **Texto Explicativo para o Mapa Geológico do Estado da Bahia Escala 1: 1.000.000.** Salvador: SGM/PPPG/FAPEX,1996.

BARBOSA, M. C. F. **Caracterização Biogeoquímica de Manguezal Estuário do Rio Joanes Município de Lauro de Freitas.** Dissertação de Metrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 68 p. 2000.

BARROS, Alexandre Bomfim et al. Caracterização e biodisponibilidade de metais no mangue da Foz do Rio Meirim, Maceió-AL. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n.2, p. 20133-20147, 2021.

BASTAKOTI, U.; BOURGEOIS, C.; MARCHAND, C.; ALFARO, A. C. Urban-rural gradients in the distribution of trace metals in sediments within temperate mangroves (New Zealand). **Marine Pollution Bulletin**, v.149, p.110614, 2019.

BERNINI, E.; DA SILVA, M. A B.; CARMO, T. M. S.; CUZZUOL, G. R. F. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do Rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n.4, p.689-699, 2006.

BIRCH, G. F.; DRAGE, D. S.; THOMPSON, K.; EAGLESHAM,G.; MUELLER, J. F. Emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, a food additive and pesticides) in waters of Sydney estuary, Australia, **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, n. 1-2, p. 56-66, 2015.

BOMFIM, M. R. **Características de ecossistemas manguezais contaminados por metais traços.** 2014. 105 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/21532>. Acesso em: 20.06.2022.

BRANOFF, B. L. Quantifying the influence of urban land use on mangrove biology and ecology: A meta-analysis. **Global ecology and Biogeography**, v. 26, n.11, p. 1339-1356, 2017.

BRASIL. Projeto Ilhas de Tinharé e Boipeba, Área de Proteção Ambiental. Etapa I. Diagnóstico Ambiental. Salvador: Companhia de Desenvolvimento da Região Metropolitana de Salvador (CONDER); Centro de Recursos Ambientais (CRA); Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais (CPRM). 2: p. 149, 1995.

BRITO, M. E. B. Estudos biogeoquímicos no manguezal da região estuarina de Valença – Bahia. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 172 p. 2006.

BROADLEY, M. R.; WHITE, P. J.; HAMMOND, J. P.; ZELKO, I.; LUX, A. Zinc in plants. **New phytologist**, v.173, n.4, p.677-702, 2007.

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables. **In: Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of Environment**. Winnipeg. 1299: p.1-5, 2001. Disponível em:https://www.elaw.org/system/files/sediment_summary_table.pdf. Acesso em:14.01.2021.

CEQG - Canadian Environmental Quality Guidelines. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life, 2007, Canadian Council of Ministers of Environment**. Disponível em: https://support.esdat.net/Environmental%20Standards/canada/aquatic%20life/aql_summary_7.1_en.pdf. Acesso em:08.09.2025.

CHAI, M., LI, R.; DING, H.; ZAN, Q. Occurrence and contamination of heavy metals in urban mangroves: A case study in Shenzhen, China. **Chemosphere**, v.219, p. 165-173, 2019.

CHAKRABORTY, D.; BHAR, S.; MAJUMDAR, J.; SANTRA, S. C. Heavy metal pollution and phytoremediation potential of *Avicennia officinalis* L. in the southern coast of the Hoogly estuarine system. **International Journal of Environmental Sciences**, v.3, n.6, p.2291-2303, 2013.

CHOWDHURY, R.; FAVAS, P. J.; JONATHAN, M. P.; VENKATACHALAM, P.; RAJA, P.; SARKAR, S. K. Bioremoval of trace metals from rhizosediment bymangrove plants in Indian Sundarban Wetland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 2, p. 1078-1088, 2017.

CHEN, X. Y. Heavy metals contents in sediments, mangroves and bivalves from Ting Kok, Hong Kong. **China Environmental Science-Chinese Edition**, v.23, n.5, p.480-484, 2003.

CUZZUOL, G. R. F.; CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação do manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v.2, v.4, p.227-234, 2001.

DAR, M. A.; KHALAFALLA, A. A.; TAWFIK, K. M.; SAMMAN, M. R. N. TheInteractions of Bioactive Heavy Metals between *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. andthe Underlying Sediments in the Mangrove Swamps, Red Sea. **Chemistry Research Journal**, v. 2, n.6, p. 25-43, 2017.

DA SOUZA, I.; BONOMO, M. M.; MOROZESK, M.; ROCHA, L. D.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R. D.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: integrating chemical and biological data by chemometrics. **Ecotoxicology**, v.23, n.3, p.335-348, 2014.

DEFEW, L. H.; MAIR, J. M.; GUZMAN, H. M. An assessmnt of metal contaminationin mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. **Marine pollution bulletin**, v.50, n.5, p.547-552, 2005.

ELLIFF, C. I.; KIKUCHI, R. K. Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. **Ocean & Coastal Management**, v.136, p.49-55, 2017.

EINOLLAHIPEER, F.; KHAMMAR, S.; SABAGHZADEH, A. A study on heavy metal concentration in sediment and mangrove (*Avicenia marina*) tissues in Qeshm island, Persian Gulf. **Journal of Novel Applied Sciences**, v. 2, n.10, p.498-504, 2013.

ESPINOSA, L. F.; PARRA, J. P.; VILLAMIL, C. Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los MANGLAres DE LA CIénaga Grande de Santa Marta, Colombia. **Bol. Invest. Mar.Cost., Santa Marta**, v. 40, n. 1, p. 7-23, 2011.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas**. 2 ed. Londrina: Planta, 2006.

FISCHER, F.; NASCIMENTO, A.; FISCHER, C. M.; PIERINI, C.; ROCHA, L.; MATOS, L. B.; SANTANA, L.; VINHAES, L.; SANTOS, M. E. P.; BRITO, M. R. S.; FILHO, N. G. **Baixo Sul da Bahia: uma proposta de desenvolvimento territorial**. Salvador: CIAGS/UFBA, 2007.

GARCIA, K. S. **Estudos biogeoquímicos em folhas de *Avicennia shaueriana* Staph & Leechman em zonas de manguezal da região de São Francisco do Conde e Madre de Deus-BA**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, p.195. 2005.

GARCIA, K. S.; OLIVEIRA, O. M. C.; ARAÚJO, B. R. N. Biogeoquímica de Folhas de *Avicennia schaueriana* Staph & Leechman na área norte da Baía de Todos os Santos. In: Queiroz, A.F.S; CELINO, J.J. (Org.). Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: Aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos. 1 ed. Salvador: EDUFBA, p. 213-232. 2008.

GARCIA, K. S.; NERY, A. L.; ANUNCIAÇÃO, D. S.; ARAÚJO, B. N. Biogeoquímica das folhas de *Avicennia* e a qualidade ambiental de manguezais nos rios Una, Pardo e Jequitinhonha. In: Joil José Celino Gisele Mara Hadlich Antônio Fernando de Souza Queiroz Olívia Maria Cordeiro de Oliveira. (Org.). Avaliação de ambientes costeiros da região sul da Bahia geoquímica, petróleo e sociedade. 1ed. Salvador: EDUFBA, 1(sn), p. 113-131. 2014.

GHOSH, S.; BAKSHI, M.; MAHANTY, S.; CHAUDHURI, P. Understanding potentially toxic metal (PTM) induced biotic response in two riparian mangrove species *Sonneratia caseolaris* and *Avicennia officinalis* along river Hooghly, India: Implications for sustainable sediment quality management. **Marine Environmental Research**, v.172, p. 105486, 2021.

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L.L.; ZHU, A.; SINGH, Z.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. 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.

GONÇALVES, W. F.; LUIZ-SILVA, W.; MACHADO, W.; NIZOLI, E. C.; SANTELLI, R. E. Geochemistry of intertidal sediment pore waters from the industrialized Santos-Cubatão Estuarine System, SE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.84, n.2, p.427-442, 2012.

GONÇALVES, M. P.; SILVA, I. R.; RAMOS JUNIOR, A. B. S.; SANTOS, R. A.; PAIXÃO, L. H. C.; ALENCAR, C. M. M. D.; ALVA, J. C. R. Qualidade das águas e análise de metais em folhas de

mangue na APA Tinharé-Boipeba (BA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.25, n.4, p.583-596, 2020.

GRELLIER, S.; JANEAU, J. L.; HOAI, N. D.; KIM, C. N. T.; PHUONG, Q. L. T.; THU, T. P. T.; NHU-TRANG, T.T.; MARCHAND, C. Changes in soil characteristics and C dynamics after mangrove clearing (Vietnam). **Science of the Total Environment**, v. 593, p. 654-663, 2017.

HE, B.; LI, R.; CHAI, M.; QIU, G. Threat of heavy metal contamination in eight mangrove plants from the Futian mangrove forest, China. **Environmental geochemistry and health**, v.36, n.3, p.467-476, 2014.

HOCHARD, J. P.; HAMILTON, S.; BARBIER, E. B. Mangroves shelter coastaleconomic activity from cyclones. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 25, p. 12232-12237, 2019.

HOPKINS, W.G. **Introduction to plant physiology**. 2. ed. Nova York: John Wiley & Sons, 2000.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010). **Dados do Censo demográfico**. Diário Oficial da União, s/d., Brasília, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022). **Dados do Censo Demográfico**. População e domicílios. Diário Oficial da União, s/d., Brasília, 2022.

IGNÁCIO, G.M.; DOMINGUES, D.; LANA, P.C.; CARRILHO, J.C. Variação nos níveis de herbivoria foliar em dois manguezais da baía de Paranaguá (Paraná – Brasil). **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 9, n. 2, p. 1-4, 2005.

JESUS, H. C. D.; COSTA, E. D. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v.27, p. 378-386, 2004.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS H. **Trace Elements in Soils and Plants**. 3 ed. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press Incorporation. 403 p. 2001.

KAEWTUBTIM, P.; MEEINKUIRT, W.; SEEPOM, S.; PICHTEL, J. Phytomanagement of radionuclides and heavy metals in mangrove sediments of Pattani Bay, Thailand using Avicennia marina and Pluchea indica. **Marine pollution bulletin**, v.127, p. 320-333, 2018.

KANNAN, N.; THIRUNAVUKKARASU, N.; SURESH, A.; RAJAGOPAL, K. Analysis of heavy metals accumulation in mangroves and associated mangroves species of Ennore mangrove ecosystem, east coast India. **Indian Journal of Science and Technology**, v.9, n.46, p.1-12, 2016.

KATHIRESAN, K., SARAVANAKUMAR, K., MULLAI, P. Bioaccumulation of trace elements by *Avicennia marina*. **Journal of Coastal Life Medicine**, v.2, n.11, p.888-894, 2014.

KESHavarz, M.; MOHAMMADIKIA, D.; GHARIBPOUR, F.; DABBAGH, A. R. Accumulation of heavy metals (Pb, Cd, V) in sediment, roots and leaves of mangrove species +/- in Sirik Creek along the sea coasts of Oman, Iran. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v.16, n.4, p.323-326, 2012.

KHAIRUDDIN, M. Y.; SYUKUR, A. Analisis Kandungan Logam Berat pada Tumbuhan Mangrove. **Jurnal Biologi Tropis**, v.18, n.1, p.69-79, 2018.

KIM, B. S. M.; ANGELI, J. L. F.; DE LIMA FERREIRA, P. A.; SARTORETTO, J. R.; MIYOSHI, C.; DE MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L. Use of a chemometric tool to establish the regional background and assess trace metal enrichment at Baixada Santista–southeastern Brazil. **Chemosphere**, v.166, p. 372-379, 2017.

KÖPPEN, W. **Climatología tradicional**. 3ed. México: Fondo de Cultura Económica, 1948

KRISTENSEN, E.; BOUILLOU, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic botany**, v.89, n.2, p. 201-219, 2008.

KRUITWAGEN, G.; PRATAP, H.B.; COVACI, A.; WENDELAAR BONGA, S.E. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. **Marine Pollution Bulletin**, v.56, p.1022-1042, 2008.

KUMAR, I. N.; SAJISH, P. R.; KUMAR, R. N.; BASIL, G.; SHAILENDRA, V. An assessment of the accumulation potential of Pb, Zn and Cd by Avicennia marina (Forssk.) Vierh. in Vamleshwar mangroves, Gujarat, India. **Notulae Scientia Biologicae**, v.3, n.1, p.36-40, 2011.

LACERDA, L. D.; CARVALHO, C. E. V.; TANIZAKI, K. F.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E. The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove rhizospheres. **Biotropica**, n.25, v.3, p. 252-257, 1993.

LACERDA, L. D. Trace metals in mangrove plants: why such low concentrations? In: Kjerfve, B.; Lacerda, L.D.; Diop, H.S. (Orgs.). **Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa**. Paris, Unesco, p. 171-178. 1997.

LACERDA, L.D. Trace Metals Biogeochemistry and Diffuse Pollution in Mangrove Ecosystems. **Ecosystems Occasional Papers**, v.2, p. 1-61, 1998.

LEÃO, C.S.; QUEIROZ, A.F.S.; CELINO, J.J.; HADLICH, G. M. Metais-traço no ecossistema manguezal da Baía de Aratu. In: QUEIROZ, A.F.S.; CELINO, J.J. (orgs.). **Avaliação de Ambientes na Baía de Todos os Santos**. Salvador: EDUFBA, p. 233-245. 2008.

LESSA, C. M. **Identificação de áreas prioritárias para a conservação dasociobiodiversidade na zona estuarina da Costa do Dendê, Bahia**. 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, 2007. Disponível em:<https://repositorio.unb.br/handle/10482/1094>. Acesso em: 05.07.2022.

LI, R.; CHAI, M.; QIU, G. Y. Distribution, fraction, and ecological assessment of heavy metals in sediment-plant system in mangrove forest. South China Sea. **PLoS one**, v.11, n.1, p.e0147308, 2016.

LI, L.; WU, H.; GESTEL, C. A.; PEIJNENBURG, W. J.; ALLEN, H. E. Soil acidification increases metal extractability and bioavailability in old orchard soils of Northeast Jiaodong Peninsula in China. **Environmental Pollution**, v.188, p.144-152, 2014.

LIU, J.; MA, K.; QU, L. Ecological risk assessments and context-dependence analysis of heavy metal contamination in the sediments of mangrove swamp in Leizhou Peninsula, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n. 1, p. 224-230, 2015.

LOTFINASABSL, S.; GUNALE, V. R. Studies on heavy metals bioaccumulation potential of mangrove species, *Avicennia marina*. **International Journal of Engineering Science and Technology**, v.4, n.10, p.4411-4421, 2012.

LOVELOCK, C. E.; CAHOON, D. R.; FRIESS, D. A.; GUNTENSPERGEN, G. R.; KRAUSS, K. W.; REEF, R.; ROGERS, K.; SAUNDERS, M.L.; SIDIK, F.; SWALES, A.; SAINTILAN, N.; THUYEN, X. L.; TRIET, T. The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. **Nature**, v. 526, n.7574, p.559-563, 2015.

LUGO, A. E. Conserving Latin American and Caribbean mangroves: issues and challenges. **Madera y Bosques**, v. 8, n. Es1, p. 5-25, 2002.

LUIZ-SILVA, W.; MATOS, R. H. R.; KRISTOSCH, G. C.; MACHADO, W. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**, v. 29, p.256-263, 2006.

MACHADO, W.; SILVA-FILHO, E. V.; OLIVEIRA, R. R.; LACERDA, L. D. Trace metal retention in mangrove ecosystems in Guanabara Bay, SE Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, n.11, p. 1277-1280, 2002.

MACHADO, W.; GUEIROS, B. B.; LISBOA-FILHO, S. D.; LACERDA, L. D. Trace metals in mangrove seedlings: role of iron plaque formation. **Wetlands Ecology and Management**, v.13, n.2, p. 199-206, 2005.

MACFARLANE, G. R.; BURCHETT, M. D. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **Marine Environmental Research**, v.54, n.1, p.65-84, 2002.

MACFARLANE, G. R., PULKOWNIK, A., BURCHETT, M. D. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh: biological indication potential. **Environmental Pollution**, v.123, n.1, p.139-151, 2003.

MADI, A. P. L. M.; BOEGER, M. R. T.; REISSMANN, C. B. Distribution of Cu, Fe, Mn, and Zn in Two Mangroves of Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.58, p.970-976, 2015.

MAHDAVI, E. S., RAHIMI, A. E. K., AMINI, H. V. Pb and Cd accumulation in *Avicennia marina* from Qeshm Island, Persian Gulf. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, v.11, n.4, p.867-875, 2012.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MALDONADO-ROMÁN, M.; JIMÉNEZ-COLLAZO, J.; MALAVÉ-LLAMAS, K.; MUSA-WASIL, J. C. Mangroves and their response to a heavy metal polluted wetland in the north coast of Puerto Rico. **Journal of Tropical Life Science**, v. 6, n. 3, p. 210-218, 2016.

MANJU, M. N.; KUMAR, C. R.; RESMI, P.; GIREESHKUMAR, T. R.; JOSEPH, M. M.; SALAS, P. M.; CHANDRAMOHANAKUMAR, N. Trace metal distribution in the sediment cores of mangrove ecosystems along northern Kerala coast, south-west coast of India. **Marine pollution bulletin**, v.153, p.110946, 2020.

MARCHAND, C.; ALLENBACH, M.; LALLIER-VERGÈS, E. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). **Geoderma**, v.160, n. 3-4, p.444-456, 2011.

MARCHAND, C.; FERNANDEZ, J. M.; MORETON, B. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). **Science of the Total Environment**, v.562, p.216-227, 2016.

MARTUTI, N. K. T.; WIDIANARKO, B.; YULIANTO, B. Translocation and Elimination of Cu in *Avicennia marina*. **Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science**, v.40, n.2, p. 285 - 294, 2017.

MEJÍAS, C. L.; MUSA, J. C.; OTERO, J. Exploratory evaluation of retranslocation and bioconcentration of heavy metals in three species of mangrove at Las Cucharillas marsh, Puerto Rico. **Journal of Tropical Life Science**, v.3, n. 1, p. 14-22, 2013.

MENDHULKAR, V. D.; YERAGI, L. A.; PREETI, P. ICP-AAS analysis for heavy metals in *Avicennia officinalis*. **International Journal of Research in Environmental Science and Technology**, v.5, n.1, p.35-7, 2015.

MENGHINI, R. P. **Ecologia de manguezais: grau de perturbação e processos regenerativos em bosque de mangue da Ilha Barnabé, Baixada Santista, São Paulo, Brasil**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 115p. 2004.

NATH, B.; BIRCH, G.; CHAUDHURI, P. Trace metal biogeochemistry in mangrove ecosystems: a comparative assessment of acidified (by acid sulfate soils) and non-acidified sites. **Science of the Total Environment**, v. 463, p.667-674, 2013.

NEGI, S. Study of physicochemical parameters and heavy metal accumulation in soil sediment and leaves of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **International Journal of Applied Environmental Sciences**, v.12, n.6, p.1241-1248, 2017.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. **Screening Quick Reference Tables**. USA, Seattle, 1999.

OLIVEIRA, O.M.C. **Diagnóstico Geoambiental em zonas de manguezal da Baía de Camamu – BA**. Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro. 249 p. 2000.

OLIVEIRA, O. M. C.; CRUZ, M.J.M.; QUEIROZ, A. F. S. Comportamento geoquímico de metais em sedimentos de manguezal da Baía de Camamu-Bahia. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v.13, n.2, p.1-8, 2009.

OTERO PÉREZ, X. L.; MACÍAS, F. **Biogeochemistry and pedogenetic process in saltmarsh and mangrove systems**. New York: Science Publishers, 2010.

PAKZADTOOCHAEI, S. Comparing the concentration of heavy metals (Cd, Cu, Ni and Zn) in the sediment and different tissues of *Avicenna marina* in Iranian coasts of the Oman Sea. **International Research Journal of Applied and Basic Sciences**, v.4, n.3, p.561-569, 2013.

PAIXÃO, L.H.C. **Atividade pesqueira no mundo rural contemporâneo domunicípio de Cairu/Ba.** 2015. 207 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Social), Universidade Católica do Salvador, Salvador, 2015. Disponível em: <http://ri.ucsal.br:8080/jspui/handle/123456730/128>. Acesso em:02.03.2022.

PAIXÃO, L. H.C.; ALENCAR, C. M.M.; GONÇALVES, M. V.P. Dinâmica Pesqueirade Gamboa no Mundo Rural Costeiro do Município de Cairu-BA. **III Seminário Nacional Espaços Costeiros: espaço de produção, espaços de vida**, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/secosteiros/article/view/18434>. Acesso em:02.03.2022.

PARVARESH, H.; ABEDI, Z.; FARSHCHI, P.; KARAMI, M.; KHORASANI, N.; KARBASSI, A. Bioavailability and concentration of heavy metals in the sediments and leaves of grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh, in Sirik Azini Creek, Iran. **Biological trace element research**, v.14, n.2, p.1121-1130, 2011.

PELLEGRINI, J. A. C.; SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; ESTRADA, G. C. D.; CAVALCANTI, V. F. A method for the classification of mangrove forests and sensitivity/vulnerability analysis. **Journal of Coastal Research**, v. SI 56, p. 443-447, 2009.

PELLEGRINI, J. A. D. C.; CASTRO, E. M. N. V. D.; CASTRO, K. N. V. D.; SOARES, M. L. G. Tensionamentos socioambientais em comunidades costeiras: um estudo interdisciplinar nos manguezais do sul da Bahia. **Ambiente & Sociedade**, v.23, p.1-23, 2020.

PI, N.; TAM, N. F.Y.; WONG, M. H. Formation of iron plaque on mangrove roots receiving wastewater and its role in immobilization of wastewater-borne pollutants. **Marine Pollution Bulletin**, v.63, n.5-12, p. 402-411, 2011.

QUEIROZ, A. **Mangroves de la baie de todos os santos-salvador-bahia-bresil: ses caractéristiques et l'influence anthropique sur sa géochimie**. 1992. 148 p. Tese (Doutorado), Université Louis Pasteur, Strasbourg, França, 1992.

RAMOS, M. G. M.; GERALDO, L. P. Avaliação das espécies de plantas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* como bioindicadoras de poluição por metais pesados em ambientes de mangues. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.4, p.440-445, 2007.

REIMANN, C.; CARITAT, P. **Chemical elements in the environment**. Springer Verlag: Berlin Heidelberg New York, 368 p. 1998.

REZAEI, M.; KAFAEI, R.; MAHMOODI, M.; SANATI, A. M.; VAKILABADI, D. R.; ARFAEINIA, H.; DOBARADARAN, S.; SORIAL, G.A.; RAMAVANDI, B.; BOFFITO, D. C. Heavy metals concentration in mangrove tissues and associated sediments and seawater from the north coast of Persian Gulf, Iran: Ecological and health risk assessment. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v.15, p.100456, 2021.

RIBEIRO, C. M. C. M. **Estabelecimento de uma rotina laboratorial para análise química de sedimentos e sua aplicação a sedimentos continentais do Minho (NW Portugal): contribuição para a reconstituição paleoambiental da região.** Dissertação de Mestrado, Universidade do Minho, Departamento de Ciências da Terra, 182 p. 2006.

ROSS, S. M. **Toxic metals in soil-plant systems.** Nova Nova York: John Wiley e Sons, 1994.

SALIMI, L.; SEZAVAR, S.; AGAH, H. Assessment of Cd, Ca, Zn, Cr, Al concentrations in water, sediment and tissues of mangrove forest, Avicennia marina from Qeshm Island, Persian Gulf. **Indian Journal of Geo Marine Sciences**, v.48, n.06, p.899-906, 2019.

SALISBURY, F. B.; ROSS, C. W. **Fisiologia das plantas.** 4ed. São Paulo: Cengage Learning, 2012.

SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Decline of mangroves—a threat of heavy metal poisoning in Asia. **Ocean & coastal management**, v.102, p.161-168, 2014.

SANTOS, A. L. F. **Manguezais do estuário do rio Joanes–Lauro de Freitas–Bahia, estudos de caracterização geoquímica como subsídios para um gerenciamento ambiental adequado.** 226 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1997.

SANTANNA PORTO, J. R. Expansão do turismo, conflitos territoriais e resistência quilombola no Baixo Sul da Bahia. **Revista del CESLA. International Latin American Studies Review**, v.23, p. 301-332, 2019.

SANTOS, L. O. **Disponibilidade de elementos químicos em apicuns e em sedimentos e folhas de manguezais do município de Madre de Deus, Bahia, Brasil.** 95 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Brasil, 2013.

SANTOS, C. S. G. B.; DE FREITAS, M. D. C. S.; COELHO, T. P. D.; PORCIUNCULA, D. C. L.; SILVA, A. M.; GONÇALVES, M. V. P. O fenômeno da metropolização do turismo e seus impactos sócio-espaciais nas dinâmicas territoriais de morro de São Paulo, na Ilha de Tinharé, Cairu, Baixo Sul da Bahia, Brasil. **Observatório de La Economía Latinoamericana**, v.22, n.11, p.e7834-e7834.

SARANGI, R. K.; KATHIRESAN, K.; SUBRAMANIAN, A. N. Metal concentrations in five mangrove species of the Bhitarkanika, Orissa, east coast of India. **Indian Journal of Marine Sciences**, v.3, n.3, p.251-253, 2002.

SEI - Superintendência de Estudos Econômicos. Cairu. **Estatísticas dos Municípios Baianos.** Salvador: SEI. 4: 37-55, 2014.

SEKOMO, C. B.; NKURANGA, E., ROUSSEAU, D. P., LENZ, P. N. Fate of heavy metals in an urban natural wetland: the Nyabugogo Swamp (Rwanda). **Water, Air, & Soil Pollution**, v.214, n.1, p.321-333, 2011.

SENTHILKUMAR, B.; PURVAJA, R.; RAMESH, R. Vertical profile distribution and accumulation of heavy metals in mangrove sediments (Pichavaram), southeast coast of India. **Journal of Applied Geochemistry**, v.15, n.3, p.318-335, 2013.

SHI, C.; DING, H.; ZAN, Q.; LI, R. Spatial variation and ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China. **Marine pollution bulletin**, v.143, p.115-124, 2018.

SILVA, I. R.; DE MELLO, S. B. Caracterização geo-ambiental e de ocupação das praias da costa do dendê, litoral sul do estado da Bahia. **Geosul**, v.22, n.44, p.27-46, 2007.

SILVA, I. R.; ROSSI, J. C.; NASCIMENTO, H. M.; SIQUEIRA, T. G. Geoenvironmental Characterization and Urbanization of the Beaches on the Islands of Tinharé and Boipeba, South Coast of the State of Bahia, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v.56, p.1297-1300, 2009.

SILVA, A. P. F. da. **Quantificação de metais (Al, Fe, Mn, Pb, Zn e Cu) nos sedimentos do sistema estuarino das Ilhas de Tinharé-Boipeba (Bahia - Brasil)**. 2011. 111 f. Dissertação (Mestrado), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <https://www.bdtd.uerj.br:8443/handle/1/15689>. Acesso em: 28.05.2022.

SORAYA, R. K.; TAKARINA, N. D.; SOEDJIARTI, T. Metals accumulation (Cu, Zn and Pb) in mangrove-associated plants from Blanakan brackish water Pond, Subang district, West Java. In: **AIP Conference Proceedings**. AIP Publishing LLC, v.2168, n.1, p.020086, 2019.

SOUZA FILHO, S. M. **Avaliação da contaminação por microplástico e metais empeixe, sedimento e água em estuários tropical e subtropical do Atlântico Sul**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021. Disponível em: <https://www.acervodigital.ufpr.br/handle/1884/73341>. Acesso em: 06.07.2022

SOUZA, J. L. D.; SILVA, I. R. Avaliação da qualidade ambiental das praias da ilha de Itaparica, Baía de Todos os Santos, Bahia. **Sociedade & Natureza**, v.27, p.469-483, 2015.

SUNDARAY, S. K.; NAYAK, B. B.; LIN, S.; BHATTA, D. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments—a case study: Mahanadi basin, India. **Journal of hazardous materials**, v.186, n.2-3, p.1837-1846, 2011.

SUN, Y.; ZHOU, Q.; XIE, X.; LIU, R. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. **Journal of hazardous materials**, v.174, n.1-3, p.455-462, 2010.

TAKARINA, N. D.; PIN, T. G. Bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) of heavy metals in mangrove trees of Blanakan fish farm. **Makara Journal of Science**, v.21 n.2, p.77-81, 2017.

TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. Distribution of the elements in some majorunits of the earth's crust. **Geological Society of America Bulletin**, v.72, n.2, p.175-192, 1961.

US EPA - U.S. Environmental Protection Agency. **Sediment quality guidelines**. Draftreport. EPA Region V Chicago IL, 1991.

USMAN, A. R.; ALKREDA, R. S.; AL-WABEL, M. I. Heavy metal contamination in sediments and mangroves from the coast of Red Sea: Avicennia marina as potential metal bioaccumulator. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.97, p. 263-270, 2013.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L.; YORK, J. K. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. **Bioscience**, v. 51, n.10, p.807-815, 2001.

VILAR, M., E.; M.; BARRETO, N. M. P. V.; SOARES, N. M.; TEIXEIRA, M. C. A.; MENDES, C. M. C. Perfil epidemiológico das parasitoses intestinais em moradores de uma comunidade da Ilha de Boipeba, Bahia, Brasil. **Revista de Ciências Médicas e Biológicas**, v. 20, n. 1, p. 14-21, 2021.

ZAHIR, E.; NAQVI, I. I.; ZEHRA, I. Spatial and temporal variation of heavy metals in mangrove and sediment along Karachi coastal areas. **Journal of Saudi Chemical Society**, v.8, p.197-202, 2004.

ZHOU, Y. W.; ZHAO, B.; PENG, Y. S.; Chen, G. Z. Influence of mangrove reforestation on heavy metal accumulation and speciation in intertidal sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v.60, n.8, p. 1319-1324, 2010.

YU, R.; HU, G.; WANG, L. Speciation and ecological risk of heavy metals in intertidal sediments of Quanzhou Bay, China. **Environmental monitoring and assessment**, v.163, n.1, p.241-252, 2010.

WEN-JIAO, Z.; PENG, L. Accumulation and distribution of Cu, Pb, Zn and Cd in Avicennia marina mangrove community of Futian in Shenzhen. **Oceanologia Et Limnologia Sinica**, v.27, n.4, p.388-393, 1996.

WHO/FAO. Joint FAO/WHO Food Standard Programme Codex Alimentarius Commission 13th Session. **Report of the Thirty-Eight Session of the Codex Committee on Food Hygiene**. Houston, United States of America, 2007.

WU, Q.; TAM, N. F.; LEUNG, J. Y.; ZHOU, X.; FU, J.; YAO, B.; HUANG, X.; XIA, L. Ecological risk and pollution history of heavy metals in Nansha mangrove, South China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.104, p.43-151, 2014.