

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA-UFRB
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS-CCAAB

AVALIAÇÃO DO RISCO ECOLÓGICO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE
TÓXICOS EM SOLOS DE MANGUEZAIS NA BAÍA DE TODOS SANTOS,
BAHIA, BRASIL

SILMARA DOS SANTOS

CRUZ DAS ALMAS-BA
MAIO -2023

AVALIAÇÃO DO RISCO ECOLÓGICO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE
TÓXICOS EM SOLOS DE MANGUEZAIS NA BAÍA DE TODOS SANTOS,
BAHIA, BRASIL

SILMARA DOS SANTOS

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao Colegiado de Agronomia do Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Agrônoma.

Orientador: Jorge Antônio Gonzaga Santos
Coorientadora: Marcela Rebouças Bomfim


CRUZ DAS ALMAS-BA
MAIO -2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA-UFRB
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS-CCAAB


COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE
CURSO DE SILMARA DOS SANTOS



Prof. Dr. Jorge Antônio Gonzaga Santos
UFRB
(Orientador)



Prof. Dr.: Marcela Rebouças Bomfim
UFRB
(coorientadora)

Documento assinado digitalmente
 LUCAS DE SOUZA ALVES
Data: 02/06/2023 07:34:14-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

M.Sc Lucas de Souza Alves
UFBA

Dedico este trabalho a minha mãe, Ana Rita dos Santos em memória; a todos os meus familiares e amigos que se mantiveram sempre presentes nesta caminhada acadêmica.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus por nunca ter me desamparado e me ajudado a superar todos os obstáculos da vida. A minha mãe Ana Rita mesmo não estando entre nós foi um dos motivos por nunca ter desistido, ao meu pai Miguel por todo o auxílio e carinho. Minha vó, Tereza por toda cumplicidade, amparo. A minha irmã Solange, peça fundamental para minha vida, e aos meus irmãos Sidney, Pedro e Sandro e ao meu primo George por todo apoio e carinho. A todos os meus tios e tias por se manterem sempre presentes.

Aos meus amigos, Raissa, Welder, Diana, Tabata, Leiliane, Lucas que fizeram esta caminhada mais leve, e por se tornarem meu ponto de apoio durante a vida acadêmica. E a todos os colegas que contribuíram de alguma forma.

Ao meu orientador ao Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos e minha coorientadora Dra. Marcela Rebouças Bomfim, pela dedicação e compreensão, sempre disponível a compartilhar todo o seu conhecimento e por ter me permitido conduzir esse trabalho, sem vocês não seria possível. A Pós-Doc. Maria da Conceição Almeida por ter acompanhado todas análises da pesquisa e por todo conhecimento compartilhado.

RESUMO

Os manguezais estão sob constante pressões antrópicas, caracterizada, pelo avanço da urbanização, industrialização, desmatamento, que contribui o para contaminação do ecossistema. Dentre os contaminantes destaca-se os Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs), que são caracterizados pela alta toxicidade, bioacumulação, se tornando uma problemática global. Diante do exposto este estudo objetivou avaliar o risco ecológico de EPTs nos solos de manguezais sob influência marítima da Baía de Todos os Santos (BTS). Foram selecionados para obtenção de amostras de solos os manguezais de Ponta Grossa (PG), Cacha Pregos (CP), Saubara (SB) e Ilha de Maré (ILM). Em cada localidade foi demarcado um grid de 25m² e os respectivos pontos de amostragem de acordo com o gradiente de inundação: ZA, BF, BB1, BB2. Em laboratório as amostras foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas para obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Os EPTs (As, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn) foram determinados através do método BCR. Em posse dos resultados foram avaliados: Fator de Contaminação (FC); o Fator de Contaminação Global (FCG); o Risco Ecológico (RE); Índice do potencial Risco Ecológico (IPRE); Código de Avaliação de Risco (RAC). Em todos os manguezais havia concentrações de As, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn na F1 e F2. Em Saubara, As, Ni e Pb foram superiores a legislação (NOOA,2008) nas F3 e F4. O PERI de CP indicou baixa contaminação e o RAC alto risco para o As e o Zn. Em Ilha de Maré, o RAC para As, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn indicou risco médio a muito alto. Em Ponta Grossa, o PERI indicou baixo o risco de contaminação e o RAC para As, Ni e Zn foi moderado a muito alto. Em Saubara, o PERI foi moderado e o RAC para As, Cr e Zn moderado a alto. Cacha Pregos, Ponta Grossa, Ilha de Maré e Saubara demandam de monitoramento devido à disponibilidade de alguns EPTs e atividades que ocorrem no seu entorno.

Palavras-chave: Contaminação, metais, zonas úmidas

ABSTRACT:

The mangroves are under constant anthropic pressure, characterized by the advance of urbanization, industrialization, deforestation, which contributes to the contamination of the ecosystem. Among the contaminants, Potentially Toxic Elements (EPTs) stand out, which are characterized by high toxicity, bioaccumulation, becoming a global problem. Given the above, this study aimed to evaluate the ecological risk of EPTs in mangrove soils under maritime influence in Baía de Todos os Santos (BTS). The mangroves of Ponta Grossa (PG), Cacha Pregos (CP), Saubara (SB) and Ilha de Maré (ILM) were selected to obtain soil samples. In each location, a 25m² grid was demarcated and the respective sampling points according to the flood gradient: ZA, BF, BB1, BB2. In the laboratory, the samples were air-dried, crushed and sieved to obtain the Fine Air Dry Earth (TFSA). EPTs (As, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn) were determined using the BCR method. With the results in hand, the following were evaluated: Contamination Factor (FC); the Global Contamination Factor (GFC); the Ecological Risk (ER); Potential Ecological Risk Index (IPRE); Risk Assessment Code (RAC). In all mangroves there were concentrations of As, Cd, Cr, Ni, Pb and Zn in F1 and F2. In Saubara, As, Ni and Pb were superior to the legislation (NOOA, 2008) in F3 and F4. The PERI of CP indicated low contamination and the RAC high risk for As and Zn. In Ilha de Maré, the RAC for As, Cd, Cr, Ni, Pb and Zn indicated medium to very high risk. In Ponta Grossa, the PERI indicated a low risk of contamination and the RAC for As, Ni and Zn was moderate to very high. In Saubara, the PERI was moderate and the RAC for As, Cr and Zn moderate to high. Cacha Pregos, Ponta Grossa, Ilha de Maré and Saubara require monitoring due to the availability of some EPTs and activities that take place in their surroundings.

Keywords: Contamination, metals, wetlands

SUMÁRIO

| | | |
|--------|---|----|
| 1. | INTRODUÇÃO | 8 |
| 2. | REVISÃO DE LITERATURA | 9 |
| 2.1. | Os Manguezais e Serviços Ecossistêmicos | 9 |
| 2.2. | Manguezais da baía de Todos os Santos | 10 |
| 2.3. | Elementos Potencialmente Tóxicos: impactos ao ecossistema | 11 |
| 2.4. | Toxicidade: métodos de avaliação e detecção..... | 13 |
| 3. | MATERIAL E MÉTODOS | 14 |
| 3.1. | Área de Estudo..... | 14 |
| 3.2. | Amostragem e beneficiamento das amostras | 15 |
| 3.3. | Fracionamento Químico dos Elementos Potencialmente Tóxicos.... | 16 |
| 3.4. | Risco Ecológico dos Elementos Potencialmente Tóxicos nos manguezais sob Influência Marinha de BTS | 17 |
| 3.5. | Estatística..... | 18 |
| 4. | RESULTADOS E DISCUSSÕES | 18 |
| 4.1. | Distribuição dos EPTs nos Solos dos Manguezais sob influência marinha da Baía de Todos os Santos | 18 |
| 4.1.1. | Cacha Pregos (CP) | 19 |
| 4.1.3. | Ponta Grossa (PG)..... | 26 |
| 4.2. | Ilha de Maré (ILM)..... | 21 |
| 4.1.4. | Saubara (SB)..... | 28 |
| 4.2. | Risco ecológico nos manguezais sob influência marinha da Baía de Todos os Santos | 32 |
| 4.2.1. | Cacha Prego (CP) | 32 |
| 4.2.2. | Ilha de Maré (ILM) | 33 |
| 4.2.3. | Ponta Grossa (PG)..... | 35 |
| 4.2.4. | Saubara (SB)..... | 36 |
| 5. | CONCLUSÕES | 37 |
| 6. | REFERÊNCIAS..... | 37 |
| | ANEXO | 45 |

1. INTRODUÇÃO

A distribuição e abundância dos manguezais entre marés podem ser consideradas um indicador direto da saúde do habitat e são altamente sensíveis a mudanças ambientais que podem ocorrer de forma natural ou por meio de ações humanas (SIGH et al., 2020). Estão entre os ecossistemas mais produtivos, adaptados ao ambiente tipicamente redutor (ALZHRANI et al., 2018), entretanto, nas duas últimas décadas, 35% dos manguezais do mundo foram destruídos pela urbanização, industrialização, agricultura, aquicultura, eutrofização, alterações hidrológicas ribeirinhas e aumento do nível do mar (FRIESS et al., 2019), atividades que adicionam substâncias potencialmente nocivas (CHAI et al., 2019; PAES et al., 2022).

A contaminação dos manguezais por Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) é uma preocupação atual e importante em todo o mundo (ISLÃ et al., 2022) dada a elevada toxicidade, persistência, não degradabilidade, bioacumulação e biomagnificação (OLUWAGBEMIGA et al., 2019; TSERING et al., 2020). A composição do solo (silte, argila, matéria orgânica e sais), reações químicas (potencial redox, pH, ligação e capacidade de troca catiônica) e o acúmulo de carbono, contribuem para a retenção e comportamento dos EPTs nestes ecossistemas (FARIDAH-HANUM et al., 2019; VERMA e PANDEY, 2019).

Apesar disto, os altos teores de sulfetos podem contribuir para elevar a biodisponibilidade devido aos processos de oxidação (WOLF e RASHID, 2008); NGUYEN et al., 2018) e a exposição dos solos e sedimentos fluviais e estuarinos aos EPTs podem ser causar efeitos deletérios à saúde humana, biodiversidade local e equilíbrio ecológico (FAROMBI et al., 2007; MARCHAND et al. 2016; NAZ et al. 2021).

A mobilidade dos EPTs, sua biodisponibilidade e toxicidade ecológica dependem, em grande parte, de suas frações (troçável, redutível, oxidável, residual) (MALSIU et al., 2020; HU et al., 2021; LIU et al., 2022). Podem formar complexos com compostos orgânicos, precipitar com sulfetos, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn ou carbonatos, e pode se ligar aos minerais de silicato, minimizando assim sua difusão no ambiente (ARAÚJO et al. 2022).

Os manguezais da Baía de Todos os Santos (BTS) estão sendo impactados desde o início da década de 1950, quando as primeiras indústrias iniciaram suas atividades: pesca intensiva, pintura e manutenção de barcos com substâncias sintéticas, atividades industriais, agrícolas e minerárias que descartam seus resíduos tratados ou não nos rios e mares (ANDRADE et al. 2017 BISPO, et al. 2018; NASCIMENTO, 2019; MARTINS et al., 2015; MOTA, 2021; HATJE, et al. 2012; SANTOS et al., 2018), afetando direta ou indiretamente os manguezais.

Para compreender os impactos dos EPTs é necessário investigar sua distribuição nas diferentes frações do solo, e desta forma estimar os efeitos nos organismos presentes no ambiente, e os riscos que esses elementos representam (AL-MUR, 2020). Este estudo objetivou avaliar a distribuição de As, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn nos solos dos manguezais sob influência marinha na Baía de Todos os Santos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Os Manguezais e Serviços Ecossistêmicos

O manguezal é um ecossistema de transição entre ambientes terrestres e marinhos (BARROS et al. 2019; (ZHOU; WANG; SONG, 2022), situados em terras baixas, ocupando áreas tropicais e subtropicais (BARROS et al. 2019; BOMFIM et al., 2018; ICMBio, 2018), estando presentes em uma área global de aproximadamente 181.000 km², onde 7% dessa área se encontra distribuída no Brasil (OTTONI et al., 2021).

Entre os serviços ambientais fundamentais que este ecossistema fornece estão a reprodução de espécies, ciclos biogeoquímicos (ANDRADE et al., 2022), armazenamento de carbono (MA et al., 2023), proteção da linha costeira (XIE et al., 2022) retenção de poluentes (CHAI et al., 2019), controle de erosão, fonte de alimentos, além de serviços de turismo, lazer, educação e pesquisa (VITAL-TORRADO e FERREIRA, 2017).

São caracterizados por gradientes de transição (fisiológicas), influenciados pela salinidade, concentração de nutrientes, tipo de solo, amplitude das marés e entradas de água doce, influenciando na adaptabilidade da flora (OTTONI et al. 2021) e fauna (VITAL-TORRADO e FERREIRA, 2017). Além disto, as condições edáficas, topográficas, climáticas, hidrológicas e oceanográficas, podem influenciar

na sua estrutura, podendo ser dividido em feição lavado, e bosques (bosque de franja, bacia, transição) (IMCBIO,2018). Estruturados por florestas, denominada de mangue, sistema marinho e solos complexos e variáveis (ICMBIO, 2018; FARIDAH-HANUM et al., 2019).

O mangue (*Rhizophora mangle*; *Avicennia schaueriana*; *Laguncularia racemosa*) são as espécies adaptadas a condições salinas e anoxias, são distribuídas no ambiente de acordo com o gradiente de salinidade, e inundação (BOMFIM et al., 2015; IMCBIO, 2018; SOUZA, et al., 2018). Outras espécies vegetais como as samambaias, bromélias e gramíneas, também estão presentes nos manguezais (VITAL-TORRADO e FERREIRA,2017). Ao contrário da flora, a fauna não é exclusiva, apresentando uma complexa comunidade, abrangendo animais de vida livre, sésseis, arborícolas, rastejadores e escavadores (IMCBIO,2018).

Mesmo apresentando uma diversidade biológica, alta produtividade e inúmeros serviços, os manguezais de acordo com os autores Ottoni et al., (2021) e Vital-Torrado e Ferreira (2017) possui um amplo histórico de impactos que afetaram o ecossistema de forma direta, caracterizada pela poluição química, exploração madeireira, conversão para aquicultura, e agricultura não sustentáveis, despejos industriais, portuários e urbanos e processo de urbanização.

2.2. Manguezais da baía de Todos os Santos

A Baía de Todos os Santos (BTS) é a maior baía navegável do Brasil, com uma área de 1.233 km² (HATJE e ANDRADE, 2009; PAES et al., 2022). A BTS é composta por ilhas, planícies de maré, manguezais, estuários, praias, áreas urbanas e pólos industriais (RIOS, 2019; EÇA et al., 2021). As densas áreas de manguezais na BTS, ocupa cerca de 177 Km² (RIOS, 2019), são distribuídos principalmente nas porções estuarinas, na porção norte, na Baía de Aratu e na contra costa da Ilha de Itaparica e entre outros locais, onde é observado as espécies de mangue: *Avicennia schaueriana*, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia germinans* (BARROS et al., 2012).

Os manguezais são de suma importância para manutenção da BTS (RIOS, 2019), no que tange as questões ambientais, servindo de refúgio, alimentação para

muitas espécies (EÇA et al., 2021), e questões sócio- econômica histórica (HATJE; BARROS, 2012) para as populações tradicionais que vivem em seu entorno. Ainda de acordo com Rios (2019) ao entorno da BTS encontra-se 16 municípios. Dentre os municípios e comunidades presentes destacam-se a Ilha de Maré pertencente ao município de Salvador, Cacha Pregos e Ponta Grossa situadas no município de Vera Cruz e o município de Saubara.

Os municípios presentes na BTS foram resultado do processo de urbanização e industrialização e expansão agrícola na metade do século XX, como relata os autores (ANDRADE et al., 2017; HATJE et al. 2009; HATJE e BARROS, 2012; ROCHA, et al., 2012), intensificando os impactos a biodiversidade dos ecossistemas presentes na BTS. Dentre os impactos destaca-se a contaminação por EPTs proveniente de efluentes industriais e domésticos (ROCHA, et al.,2012). De acordo com Hatje et al. (2009) os elementos Cd, Zn, Cu, As e Pb podem ser encontrados em sedimentos e na biota próximo as áreas antropizadas da BTS. As áreas mais críticas foram observadas no Rio Subaé, na Baía de Itapagipe e no Porto de Aratu, porém, a BTS é menos impactada em relação as baías de Guanabara e Sepetiba (ROCHA et al. 2012).

2.3. Elementos Potencialmente Tóxicos: impactos ao ecossistema

Os solos de manguezais são formados através do transporte e depósitos de sedimentos fluviais e marinhos (HUERGO et al., 2018), compostos por silte, argila, areia, associados a matéria orgânica e sais, apresentam coloração cinza escuro (BARROS et al., 2021; FARIDAH-HANUM et al., 2019), geralmente com baixa disponibilidade de nutrientes e alto acúmulo de carbono (FARIDAH-HANUM et al., 2019).

São solos hidromórficos, que podem ser chamados de sedimentos em algumas literaturas, principalmente devido aos poucos estudos relacionados a pedologia, acerca das gêneses e classificação desses solos (VITAL-TORRADO e FERREIRA, 2017). No entanto, atualmente o solo de manguezal pode ser classificado de acordo com Santos et al., (2018) como Gleissolos ou Organossolos.

A dinâmica das marés, juntamente com a textura fina e a matéria orgânica, produzem um gradiente em superfície de condições anaeróbicas, redução de sulfato,

que produz o H₂S dando ao solo um forte odor, e características físico-químicas como, potencial redox, salinidade e variações de pH (HUERGO et al., 2018; VERMA e PANDEY, 2019).

Estas características influenciam na dinâmica dos EPTs e atribuem ao solo a capacidade de atuar como sumidouros, porém, essa capacidade pode variar a depender das características do solo e da hidrologia (AL-MUR, 2020; THANH-NHO et al., 2019). Deste modo os EPTs podem não estar constantemente ligado ao solo, ocorrendo a transferência na interface solo- água, podendo ser reciclado no ecossistema, atuando como fonte de poluição (ISLAM et al. 2022; THANH-NHO et al., 2020).

Os EPTs podem ser de origem natural, bem como intemperismo geológico de rochas, no entanto, a maioria desses elementos tem origem antropogênicas (TYTYA e KOSTECKI, 2019; WANG et al., 2020). São descarregados diretamente ou indiretamente em colunas de água, transportados e acumulados nos solos de manguezais (LIU et al., 2022).

Nos solos de manguezais os EPTs apresentam diferentes formas químicas: solúvel em ácido (troçável), redutível, oxidável e residual (CHEN et al., 2022), ou seja, pode formar complexo com a matéria orgânica, ser precipitados com sulfetos, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn ou carbonatos, estar ligados a minerais de silicatos, diminuindo sua difusão (ARAÚJO et al., 2022). Apresentando uma variedade de mobilidade, disponibilidade biológica e propriedades de toxicidade (CHEN et al., 2022).

Os EPTs o acumulados nos solos de manguezais podem persistir ao longo do tempo, resultando em bioacumulação e biomagnificação (MONDAL et al., 2020) podendo afetar a saúde humana (DUDANI et al., 2017) dos manguezais e de outros ecossistemas próximos (TURK et al. 2019).

As plantas presentes no ecossistema de manguezais submetidas a solos contaminados apresentam difusão e inibição de processos metabólicos, levando a inibição do crescimento, baixa produtividade, clorose, alteração no equilíbrio de nutrientes e hídricos, que levam à morte da planta (WANI et al., 2018; YADAV et al., 2023).

A qualidade do solo é um fator importante determinante para a produtividade de um ecossistema (KULKARNI; DEOBAGKAR; ZINJARDE, 2018). Os EPTs são considerados elementos perigosos, em altas concentrações podem levar a redução

da densidade e diversidade dos organismos presentes no ecossistema de manguezal (YADAV et al., 2023).

2.4. Toxicidade: métodos de avaliação e detecção

A poluição e contaminação ambiental são assuntos emergentes no mundo, que necessitam de atenção pelos impactos causados. Principalmente quando nos referimos aos EPTs que são alguns dos contaminantes mais graves, que podem entrar no ambiente de forma natural ou antrópica (ALMAHASHEER et al., 2018).

Quando presente no ambiente em alta concentração e ultrapassando os valores limites, os EPTs podem apresentar potencial tóxico (SILVA et al., 2019), resistência à degradação e acúmulo gradual no ambiente (HU et al., 2021). Podendo interferir na qualidade do solo e conseqüentemente no equilíbrio e saúde dos manguezais.

A concentração desses elementos no solo pode ser determinada por diferentes métodos que são frequentemente mencionados nas literaturas, dentre esses métodos pode-se citar, a determinação do teor total, através do 6200 da USEPA (USEPA, 2007) (para análises com PXRF) e digestão por meio de reagentes ácidos, método utilizado por Wang et al., (2020) e fracionamento químico utilizado por Hu et al., (2021) em seu trabalho.

Embora a quantidade total dos EPTs seja um fator importante para avaliar a contaminação pode não indicar totalmente a potencialidade da biodisponibilidade ou toxicidade, não sendo o suficiente para compreender seus efeitos, portanto, é necessário investigar suas diversas formas geoquímicas (AL-MUR, 2020; ARAÚJO et al., 2022; CHEN et al., 2022; HU et al. 2021).

Deste modo o método de especiação ou fracionamento se mostra favorável por considerar a biodisponibilidade dos elementos (SILVA, et al. 2019). Principalmente devido os EPTs apresentarem diferentes formas geoquímicas no ambiente, proporcionando mobilidade (interface sedimento/água), que vai influenciar na sua biodisponibilidade e solubilidade no meio (AL-MUR, 2020).

O método de fracionamento ou extração sequencial padrão do European Community Bureau of Reference (BCR), pode determinar o comportamento dos EPTs no solo (ZHANG; ZHANG; SHAN, 2023), fornecendo informações sobre transformação, distribuição, biodisponibilidade, mobilização e transporte dos EPTs

(VERMA e PANDEY 2019) e os riscos ambientais que os elementos proporcionam (ARAÚJO et al., 2022).

Na literatura são mencionadas várias formas de avaliar o índice de contaminação e risco ecológico, indicados para ambientes costeiros e marinhos (XIE et al., 2022), dentre os métodos destaca-se, o índice de Geoacumulação (Igeo), Índice de Risco Ecológico Potencial (IR), Código de Avaliação de Risco (RAC) e Índice de carga de poluição (PLI), que foram utilizados por Chen et al., (2022) para avaliação de risco de metais em sedimentos de superfície de mangue no estuário do rio Nanliu no Golfo de Beibu, China.

O Igeo é utilizado para reconhecer as prováveis influências antrópicas, o IR para quantificar o nível de contaminação por metais pesados em solos e sedimentos e o risco ecológico geral de vários EPTs residuais (ISLAM et al., 2022), o RAC é usado para avaliar a biodisponibilidade e mobilidade dos EPTs, e o PLI avalia a contaminação de vários elementos, refletindo a contribuição de cada EPT para a contaminação da área e sua variação no espaço (CHEN et al., 2022).

Alguns critérios de qualidade são utilizados na avaliação da contaminação em sedimentos marinhos e estuarinos, onde destacam-se o TEL (Threshold effect level) e o PEL (Probable effect level). O TEL representa a concentração abaixo da qual a ocorrência de efeitos adversos raramente acontece, entre TEL e PEL são valores que, ocasionalmente, é esperado a ocorrência de tais efeitos, enquanto o PEL representa a concentração acima da qual os efeitos adversos são frequentemente esperados (CAPOANE, 2016; HATJE et al. 2009; XIE et al., 2022).

O processo de detecção e avaliação dos EPTs no ecossistema de manguezais são importantes para compreender o nível de contaminação da área de interesse e realizar possíveis intervenções, através de métodos de remediações, e proporcionar medidas a fim de proteger os ecossistemas (CHEN et al., 2022; ISLAM et al., 2022).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado nos manguezais sob influência marinha da Baía de Todos os Santos (BTS), Bahia: Ponta Grossa (PG), 38W 43' 32", 13S 00' 29"; Cacha

Pregos (CP) 38W 47' 33", 13S 07' 16", Saubara (SB) 38W 44' 48", 12S 44' 37"; e Ilha de Maré (ILM), 38W 31' 21", 12S 44' 58", Figura 1.

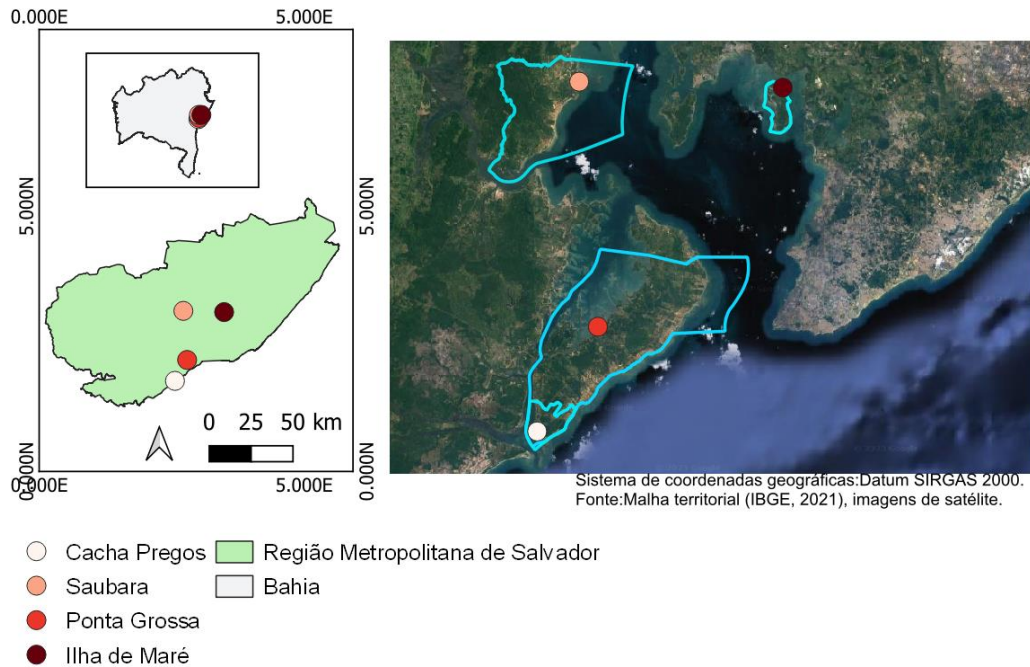


Figura 1: Localização da área de estudo, Baía de Todos os Santos- BTS.

3.2. Amostragem e beneficiamento das amostras

A coleta foi realizada no período de inverno, onde em cada localidade foi demarcado um gride de 25m² e os pontos de amostragem foram selecionados de acordo com o gradiente de inundação estabelecido por Lugo e Snedaker, (1974), com adaptações: Zona Alagada (ZA), área que antecede a franja do mangue; Bosque da Franja (BF), florestas que se desenvolvem na margem; Bosque de Bacia 1 (BB1), porção interior inicial da floresta; e Bosque de Bacia 2 (BB2), porção interior final da floresta. Em cada Zona ou Bosque foram coletados três pontos, cada ponto com triplicatas perfazendo amostra composta (Figura 2).

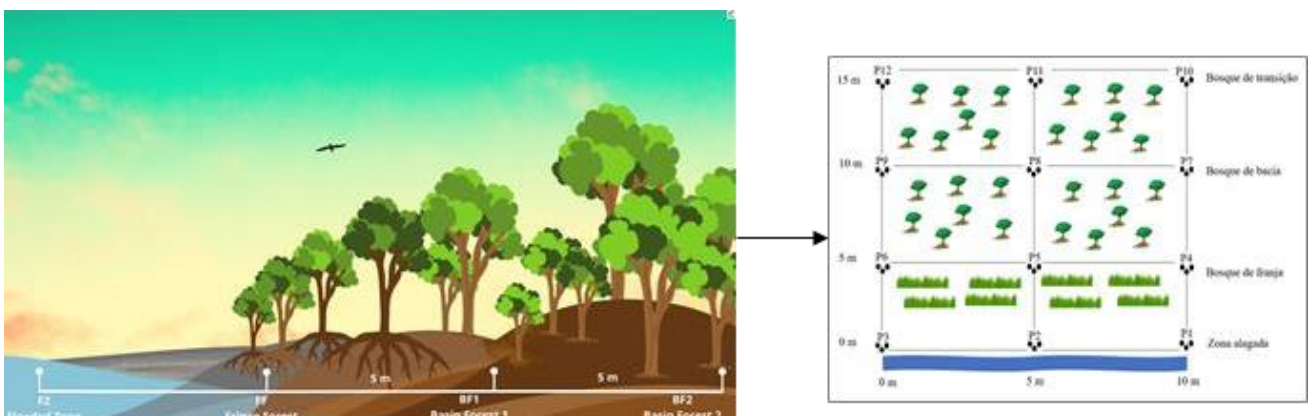


Figura 2. Esquema amostral de coleta das seções ZA, BF, BB1, BB2 nos manguezais

As amostras de solos foram obtidas com auxílio de tubo de PVC de 75 mm de diâmetro e 20 cm de profundidade, as quais foram acondicionadas, identificadas e transportados em caixas térmicas até o Laboratório de Beneficiamento de Amostras. Após esses processos foi obtido a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

3.3. Fracionamento Químico dos Elementos Potencialmente Tóxicos

Foi realizado o fracionamento dos EPTs através da extração sequencial, método BCR701– European Commission, adaptado para 4 etapas, que consiste em pesar 1,00 g de solo em tubo de centrifuga tipo falcon de 50 ml, permitindo separar em quatro frações:

- a) Fração Solúvel em ácido ou trocável (F1): 1,00 g do solo foi extraído com 40 mL da solução ácido acético 0,11 mol/L por 16 horas em uma mesa agitadora orbital-TE 145 (TECNAL) horizontal a 220 RPM, centrifugadas a 3000 RPM (Sorvall RAC6+; Thermo scientific) por 20 minutos e filtradas;
- b) Fração Redutível (F2): no resíduo da F1 foram adicionados 40ml da solução de cloridrato de hidroxilamina 0,5mol/L e continuamente, agitadas por 16h, centrifugadas a 3000 RPM por 20 minutos e filtradas;
- c) Fração Oxidável (F3): no resíduo da F2 foram adicionados 10 ml da solução de peróxido de hidrogênio 8,8mol/L e as amostras foram digeridas a 85°C em banho-maria por 1h. Em seguida foi adicionado 50 ml da solução de acetato de amônia 1,0 mol/L e foram agitadas por 16h, centrifugadas a 3000 RPM por 20 minutos e filtradas.

O resíduo das frações (F1, F2 e F4), depois de filtrados foram lavados por agitação com 20 mL de água destilada por 15 min, centrifugados e o sobrenadante descartado para evitar interferências de uma extração para a outra.

- d) F4: Fração Residual: o resíduo da F3 foi digerido pelo método 3050B (USEPA, 1996).

Os EPTs de todas as frações foram determinados por Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP), Agilent-OES. Na Figura 3, algumas etapas do fracionamento dos EPTs.

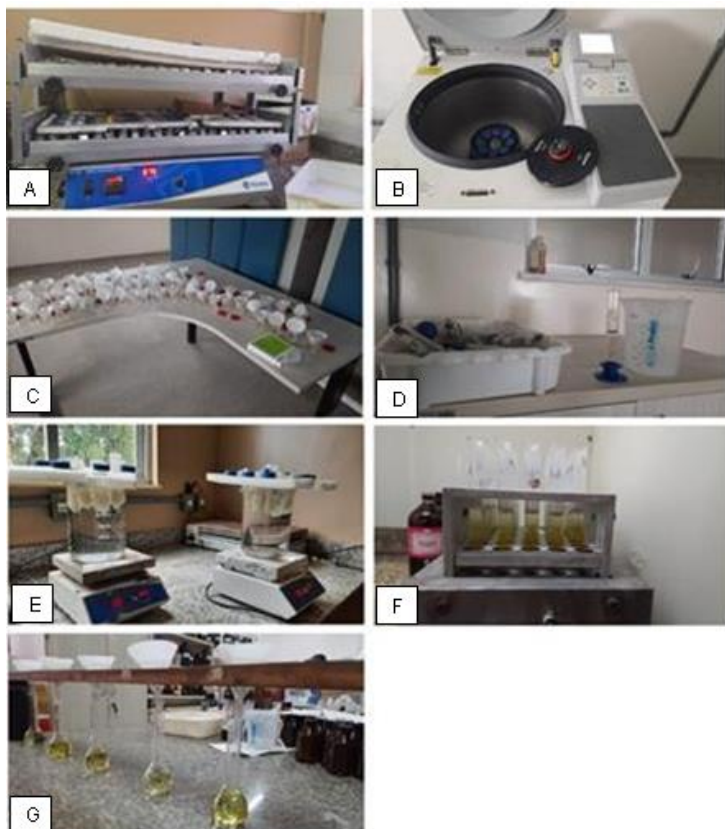


Figura 3. A- Amostras no agitador; B- Centrifuga; C- Adição de 20ml de H₂O para lavagem do solo; D- Amostra em banho-maria; E- Filtração das amostras; F- Digestão das amostras; G- amostras sendo avolumadas em balões de 50 ml.

3.4. Risco Ecológico dos Elementos Potencialmente Tóxicos nos Manguezais sob Influência Marinha de BTS

Após obtenção das concentrações dos EPTs foram calculados: o Fator de Contaminação (FC), equação 1; o Fator de Contaminação Global (FCG), Equação 2; o Risco Ecológico (RE), Equação 3; e o Índice do Potencial Risco Ecológico (IPRE), Equação 4; o Código de Avaliação de Risco (RAC), Equação 5.

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

$$FCG = \sum FC \quad (2)$$

$$RE = Tr * FC \quad (3)$$

$$\text{IPRE}=\sum\text{RE} \quad (4)$$

$$\text{RAC}=(\text{F1}/\text{F1}+\text{F2}+\text{F3}+\text{F4}) \times 100 \quad (5)$$

onde: FC é o fator de contaminação, uma medida do grau de poluição do EPT; Cm é a concentração de cada EPT na fração móvel (F1 + F2) e Cn na fração estável (F3+ F4); Tr é o fator tóxico biológico para metais individuais: Zn (1), Cr (2), Pb (5), Ni (5) e Cd (30); RE é o índice de risco ecológico potencial de um único elemento; IPRE é o somatório do risco ecológico potencial de todos os EPTs avaliados. O FCG é o somatório dos fatores de contaminação para os elementos As, Zn, Cr, Pb, Ni e Cd. O Código de Avaliação de Risco (RAC) analisa o risco ecológico de acordo com proporção de metais solúveis em ácido/trocáveis (F1), na soma das quatro frações (F1+F2+F3+F4).

3.5. Estatística

Os dados obtidos foram tabulados em planilhas no Microsoft Excel e analisados estatisticamente através do programa JMP statistic.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Distribuição dos EPTs nos Solos dos Manguezais sob influência marinha da Baía de Todos os Santos

A extração sequencial fornece ferramentas úteis para avaliar a distribuição dos EPTs e tem um excelente desempenho em apresentar a influência das características do solo em áreas úmidas, como os manguezais (CHAKRABORTY et al., 2014).

Os resultados obtidos para os manguezais de CP, PG, ILM e SB foram comparados com valores de referência da National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2008) que separam a concentração de EPTs em dois grupos: (1) Threshold Effect Level (TEL) que é a concentração de contaminantes associados aos sedimentos, e abaixo desse valor não causa efeito adverso a comunidade biológica; e (2) o Probable Effect Level (PEL), que representa a

concentração de contaminantes no sedimento acima da qual existe probabilidade de causar efeitos adversos aos organismos aquáticos e seres humanos, Tabela 2.

Tabela 1. Valores de referência de Elementos Potencialmente Tóxicos para sedimentos marinhos

| EPTs | TEL | PEL |
|---------------------|-------|-------|
| mg kg ⁻¹ | | |
| As | 7,24 | 41,6 |
| Cd | 680 | 4,21 |
| Cr | 52,3 | 160,0 |
| Pb | 30,24 | 112,0 |
| Ni | 15,9 | 42,8 |
| Zn | 124,0 | 271,0 |

Fonte: NOAA (2008)

A porcentagem das frações mais disponíveis (F1 +F2) e das menos disponíveis (F3+F4) foram utilizadas nas discussões para representar a disponibilidade dos elementos em relação ao seu total.

4.1.1. Cacha Pregos (CP)

A distribuição de As, Cr, Ni, Pb e Zn nos solos dos manguezais de CP esta apresentada na Figura 4. A concentração de Cd estava abaixo dos limites de detecção do instrumento, portanto, considerada como categoria não detectada.

Considerando que as F1 e F2 são as mais biodisponíveis, as maiores concentrações de As ocorreram nos bosques mais distantes da linha da água (BB1 e BB2): ZA (0,00±0,00 mgkg⁻¹) ≤ BF (0,00 ±0,00 mgkg⁻¹) < BB1 (1,54±0,29 mg kg⁻¹) < BB2 (2,80±0,34 mgkg⁻¹), já na F2 a concentração foi predominante no BF (0,68±0,06 mgkg⁻¹), Figura 4.

A distribuição das formas menos disponíveis de As (F3 e F4) foi inversa a mais disponível (ZA > BF > BB1 > BB2), indicando menor risco nas zonas mais alagadas. Ainda que 40% (BB1) e 88,67% (BB2) do As estejam na soma de F1 e F2, suas concentrações estão abaixo dos valores do TEL (< 7,24 mgkg⁻¹), (NOAA, 2008).

A presença de As no meio ambiente está associada a atividades antrópicas tais como na preservação de madeiras, uso de pesticidas e venenos (Kim et al.,

2016; Xie et al., 2022). Sua presença, ainda que abaixo do valor de referência pode causar riscos. De acordo com Khosravi et al., (2019), cerca de 90% do As nos ecossistemas aquáticos estão associados a material particulado e aos sedimentos.

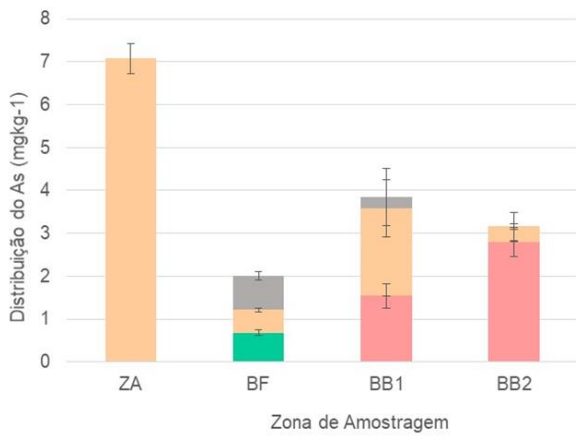
O comportamento do Cr na F1 indicou que a ZA ($0,25 \pm 0,03 \text{ mgkg}^{-1}$) < BB1 ($0,70 \pm 0,08 \text{ mgkg}^{-1}$) < BF ($0,71 \pm 0,05 \text{ mgkg}^{-1}$) < BB2 ($0,76 \pm 0,05 \text{ mgkg}^{-1}$), Figura 2b. É um elemento tóxico para organismos aquáticos mesmo em baixas concentrações (GUAN et al., 2018), embora de acordo com os valores estabelecidos para o TEL concentrações de até $52,3 \text{ mg kg}^{-1}$ não apresenta riscos a comunidade biológica (NOAA, 2008).

Quando concentrados nas frações mais disponíveis (F1 e F2), o Cr pode ser absorvido pelos peixes, transferidos para o homem e sua ingestão em altas concentrações pode causar falência renal aguda, caracterizada por perda de proteínas e sangue na urina (CETESB, 2023). As concentrações de Cr observadas na F4 variaram entre $3,97 \pm 0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ a $12,09 \pm 0,89 \text{ mg kg}^{-1}$.

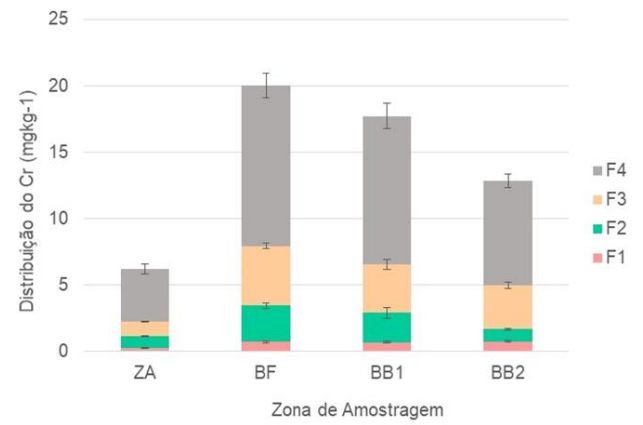
O Pb é elemento altamente tóxico e potencialmente perigoso para a biota aquática (GUAN et al. 2018). Quando presente no corpo humano pode causar problemas renais e hepáticos, deficiência intelectual, irritabilidade e câncer (LATIF et al., 2024).

A distribuição do Pb nos solos dos manguezais de CP foi BF ($6,23 \pm 0,21 \text{ mg kg}^{-1}$) > BB1 ($4,79 \pm 0,45 \text{ mg kg}^{-1}$) > BB2 ($2,49 \pm 0,17 \text{ mg kg}^{-1}$) > ZA ($2,10 \pm 0,21 \text{ mg kg}^{-1}$). Em todas as áreas analisadas o Pb disponível concentra-se na F2, sendo superior a F4, Figura 2c, entretanto, seus valores estão bem abaixo do TEL ($30,24 \text{ mg kg}^{-1}$). Esta disponibilidade na F2 pode estar associada a fontes antropogênicas.

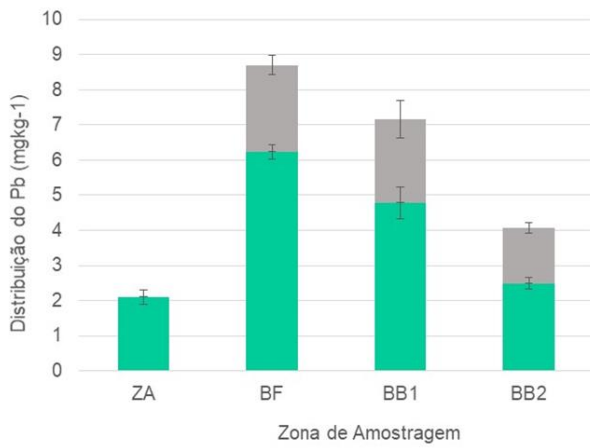
No entorno da BTS, incluindo CP a pesca é uma atividade recorrente (SOUZA, 2010) além da manutenção e construção de barcos artesanais (WALTER, 2018) o que pode justificar as concentrações de As, Cr e Pb, visto que esses elementos podem ser encontrados em tintas e verniz, que são utilizadas nas embarcações (CETESB, 2023; KIM et al., 2016; WALTER, 2018; SILVEIRA, 2010; XIE et al., 2022).



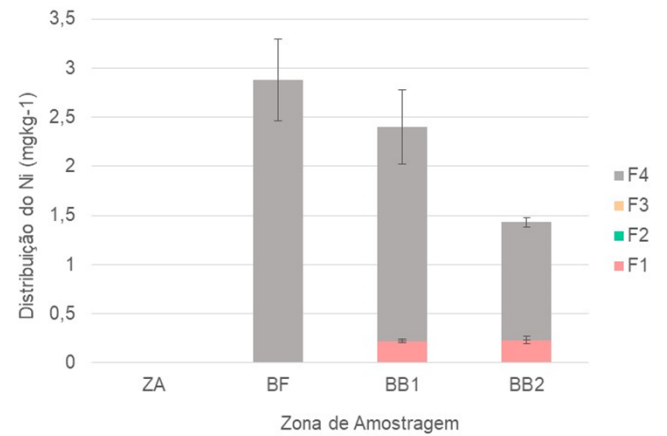
(a)



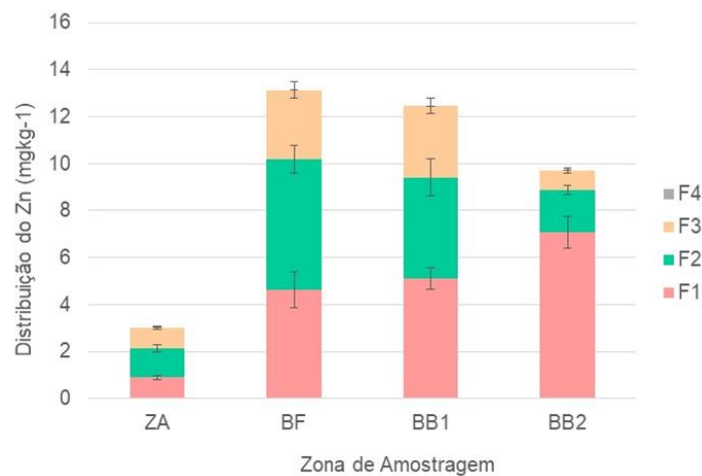
(b)



(c)



(d)



(e)

Figura 3. Distribuição de As (a), Cr (b), Pb(c), Ni (d) e Zn (e) nos solos dos Manguezais de Cacha Preggo, Vera Cruz, Bahia, Brasil.

Em CP as concentrações de Ni biodisponíveis obtidas nos diferentes bosques foram muito baixas ($0,00 \pm 0,00$ a $0,23 \pm 0,04$ mg kg⁻¹) Figura 2d, sendo até 73 vezes menor do que o valor do TEL ($15,9$ mg kg⁻¹). Praticamente todo o Ni estava localizado na F4 no BF ($2,88 \pm 0,42$ mg kg⁻¹) e no BB1 ($2,18 \pm 0,38$ mg kg⁻¹).

Entre 75 a 91% do Zn presente no manguezal de CP encontra-se nas formas disponíveis, onde na F1 variou de: BB2 ($7,08 \pm 0,69$ mgkg⁻¹) > BB1 ($5,11 \pm 0,44$ mgkg⁻¹) > BF ($4,64 \pm 0,64$ mgkg⁻¹) > ZA ($0,89 \pm 0,07$ mgkg⁻¹) e na F2 BF ($5,56 \pm 0,59$ mgkg⁻¹) > BB1 ($4,31 \pm 0,80$ mgkg⁻¹) > BB2 ($1,79 \pm 0,18$ mgkg⁻¹) > ZA ($1,25 \pm 0,16$ mgkg⁻¹), abaixo dos estabelecidos pela legislação (NOAA, 2008). A menor concentração do elemento na ZA pode estar relacionado ao bombeamento das mares, que induz o transporte do elemento para a coluna de água (THANH-NHO et al. 2020).

A presença do Zn em CP, na F1 e F2 pode ser associado as descartes de lixo efluentes domésticos (SANTOS, 2013) além das embarcações (WALTER, 2018), visto que esse elemento ser encontrado em baterias alcalinas/pilhas secas, tintas, e pode ser utilizado na preservação de madeiras e na indústria farmacêutica (CETESB, 2023).

Entre CP e Berlinque (distrito do município de Vera Cruz) está localizada a APA Recife das Pinaúnas, unidade de conservação com 25 km de recifes e alta biodiversidade marinha (Governo do Estado da Bahia, 2015). Ausência de EPTs ou baixa disponibilidade, são muito importantes para preservar estas áreas. Apesar disto, o histórico de pressões ambientais na BTS, assim como indícios de derramamento de petróleo e descarte de efluentes nos manguezais de CP (MARTINS et al., 2015; SANTOS et al., 2018), demandam de monitoramento para não alterar sua qualidade ambiental (ANDRADE et al., 2017).

4.1.2. Ilha de Maré (ILM)

As maiores concentrações do As foram observadas nas formas mais disponíveis, onde na F1 do BB1 ($1,87 \pm 0,28 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($1,54 \pm 0,11 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($1,46 \pm 0,17 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($1,27 \pm 0,28 \text{ mg Kg}^{-1}$) e na F2 o BB1 ($2,04 \pm 0,4 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($1,95 \pm 0,35 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($1,54 \pm 0,11 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($1,27 \pm 0,28 \text{ mg Kg}^{-1}$), indicando que a ZA foi a mais baixa, Figura 4a.

Além da variação da maré influenciando no pH e Eh, a granulometria pode estar associada a diminuição do teor do elemento nas ZA e BF, pois de acordo com ZHOU et al. (2021) a textura mais grossa, um efeito de diluição nas concentrações da maioria dos metais, visto que estas zonas estão mais próximas ao mar tanto como características granulometria mais grosseiras.

Mesmo apresentando 43,83 (ZA) a 84,45% (BB1) na soma de F1 e F2, valores significativos foram observados na F3 da ZA ($2,03 \pm 0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$) e do BB2 ($1,31 \pm 0,12 \text{ mg Kg}^{-1}$), porém todos abaixo dos valores do TEL ($< 7,24 \text{ mg Kg}^{-1}$), (NOAA, 2008).

Apesar de estar concentrado na F1, o Cd apresentou valores muito baixos ($0,02$ a $0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$) em relação aos do TEL ($6,8 \text{ mg Kg}^{-1}$), com aproximadamente 79 a 100% nas frações mais disponíveis (F1 e F2), Figura 4b. A concentração do Cd e do Cr pode estar associado as atividades metalúrgicas e ao entrono da ILM (ANDRADE et al., 2017; BISPO et al.2018).

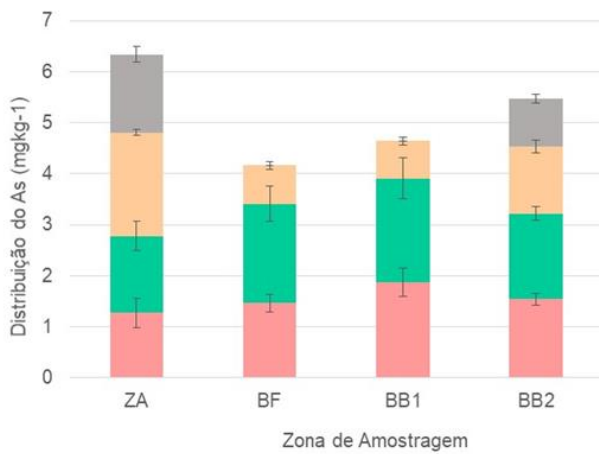
A concentração de Cr na F1 foi na ordem BB2 ($0,72 \pm 0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0,58 \pm 0,04 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,49 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,27 \pm 0,03 \text{ mg Kg}^{-1}$); e na F2 a ZA ($1,42 \pm \text{mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,48 \text{ mg} \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,04 \pm 0,01 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,03 \pm 0,00 \text{ mg Kg}^{-1}$), Figura 4c.

O Cr é considerado um elemento cancerígeno, sob exposição constante, desta forma é considerado um contaminante de grande preocupação para os manguezais (YANG et al., 2019), e apesar de indicar nas frações mais disponíveis uma variação com cerca de 87,97 (BB1) a 96,39 % (ZA) seus valores não ultrapassaram os valores estabelecidos pelo TEL ($52,3 \text{ mg Kg}^{-1}$), (NOAA, 2008).

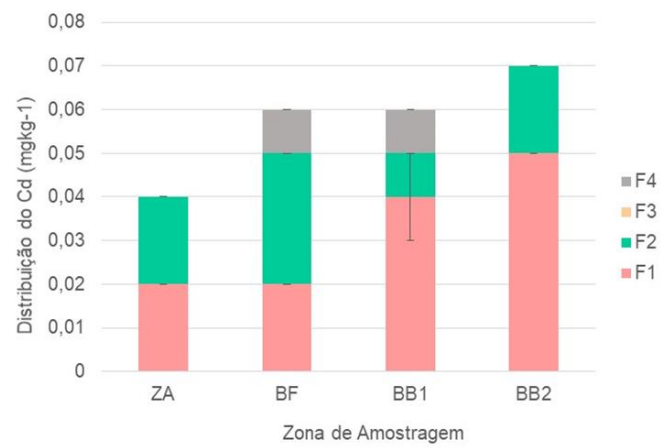
A porcentagem do Ni para as frações mais disponíveis (F1 e F2) foram de 84,97 a 91,97 %, no entanto o Ni se concentrou mais na F1, com valores entre as zonas: BB2 ($1,80 \pm 0,15 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($1,45 \pm 0,09 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,72 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0,56 \pm 0,04 \text{ mg Kg}^{-1}$), com tendência aumentar nas partes internas do mangue, com pouca influência da maré, como observado na Figura 4e . O Ni

possui mobilidade média sob condições oxidantes e muito baixa em ambientes redutores e são facilmente adsorvidos a argilas (PIMENTA, 2021).

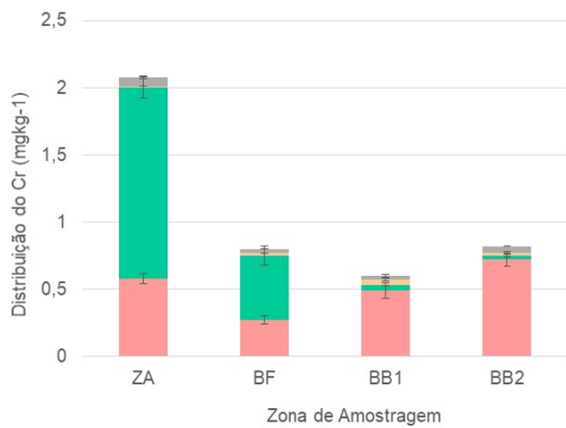
O Ni está presente em diversos processos industriais, sendo utilizado em produtos químicos, petroquímicos e em ligas metálicas (RECK et al., 2008), desta forma sua presença pode estar associada as atividades de metalurgias na região, assim como o Zn.



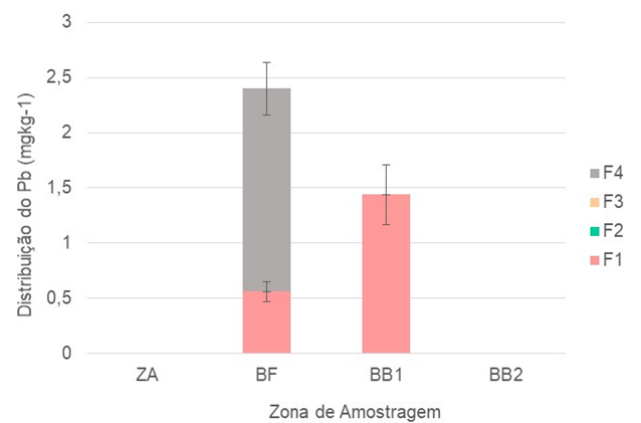
(a)



(b)



(c)



(d)

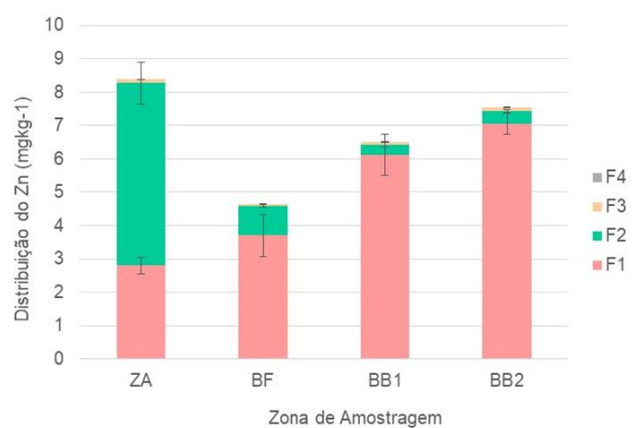
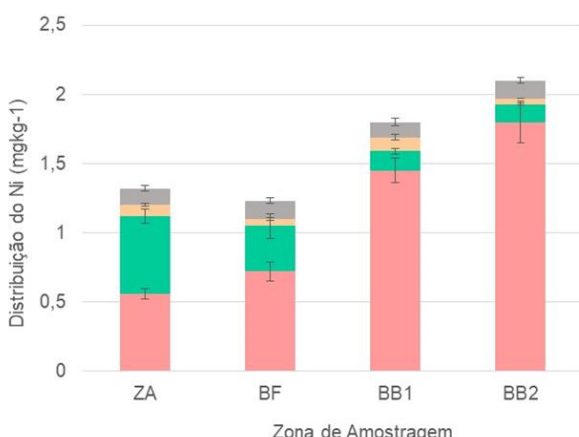


Figura 4. Distribuição de As (a), Cd (b), Cr (c), Pb (d), Ni (e) e Zn (f) nos solos dos Manguezais de Ilha de Maré, Bahia, Brasil.

O Zn exibe na F1 e F2 um percentual de 98,43 a 99,32 %, com maiores concentrações na parte mais interna do manguezal: na F1 do BB2 ($7,06 \pm 0,32 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($6,12 \pm 0,61 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($3,70 \pm 0,64 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($2,80 \pm 0,24 \text{ mg Kg}^{-1}$), já na F2 tenderam a ser maiores na parte mais alagada: ZA ($5,47 \pm 0,62 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,90 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,36 \pm 0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,30 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$).

Os EPTs na fração mais disponível do solo podem estar associados ao teor de óxidos de Mn e Fe no solo, que estão frequentemente ligados ao processo de adsorção desses elementos as partículas (ASHAYERI et al., 2023). Mesmo apresentando valores altos nas frações mais disponíveis, os elementos Cd, Cr, Ni e Zn apresentaram concentrações abaixo do TEL.

O Pb também apresentou valores abaixo do estabelecido pela legislação $30,24 \text{ mg Kg}^{-1}$ (TEL), mesmo com porcentagem de 23,47 a 100% nas frações F1 e F2, os valores de Pb foram baixos, e concentrados na BF com $0,56 \pm 0,09 \text{ mg Kg}^{-1}$ e na BB1 com $1,44 \pm 0,27 \text{ mg Kg}^{-1}$. De forma geral o processo de industrialização, agricultura, aquicultura, resíduos domésticos, mineração, despejo de sucatas de automóveis e fluidos contribuem para a contaminação por EPTs (Zn, Pb e Ni) em nas frações F1, F2 e F3 (KHAN et al., 2020).

Apesar de a ILM apresentar diversas atividades antrópicas em seu entorno, e por esta localizada em frente à Baía de Aratu (RODIN, 2021) que possui um pólo industrial abrangendo indústrias químicas, metalúrgicas, siderúrgicas, mecânicas, farmacêuticas e alimentícias (ANDRADE et al., 2017; BISPO, et al. 2018), além de lançados de efluentes domésticos na rede pluvial ou diretamente nos

mangues e rios (HATJE, et al. 2012), as concentrações de As, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn, foram abaixo dos valores de referência para o TEL (NOAA, 2008).

4.1.3. Ponta Grossa (PG)

As concentrações de As, Cr, Ni, Pb e Zn em PG podem ser observadas na Figura 7. Nas frações disponíveis o As foi detectado apenas na zona ZA ($2,04 \pm 0,19 \text{ mg Kg}^{-1}$) da F1 e na zona BB2 ($0,80 \pm 0,08 \text{ mg Kg}^{-1}$) da fração F2, o que pode estar associada a topografia do local de amostragem. De forma geral a concentração de As foi predominante na fração F3 variando entre as zonas: BB2 ($2,28 \pm 0,21 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($2,22 \pm 0,36 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,92 \pm 0,09 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0 \pm 0,00 \text{ mg Kg}^{-1}$), valores abaixo do TEL. De acordo com Thanh-Nho et al. (2020), os solos de manguezais mais próximos a costa são mais reativos e portanto mais propensos a apresentar maior nível de EPTs, principalmente devido a teor de material orgânico.

Mesmo em baixa concentração o As pode ser prejudicial para o ecossistema de mangue por estar facilmente disponível no solo, devido às características das frações F1 (solúveis em água, trocáveis e fracamente solúveis em ácido), que pode disponibilizar o elemento de acordo com as mudanças das condições do solo, tornando o elemento altamente biodisponível (LIANG et al., 2023).

As concentrações de Cr foram maiores nas frações menos disponíveis, com uma porcentagem de 86,7 a 93,44%, para as F3 e F4. Mesmo com maior valor nas frações menos disponíveis, o Cr apresentou concentrações na F1 e F2, variando entre as zonas: BB1 ($0,25 \pm 0,03 \text{ mg Kg}^{-1}$) \geq BB2 ($0,25 \pm 0,02 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0,24 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,23 \pm 0,03 \text{ mg Kg}^{-1}$) na F1, já na F2 foi distribuído da seguinte forma: ZA ($1,02 \pm 0,39 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,51 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,31 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,17 \pm 0,03 \text{ mg Kg}^{-1}$). De acordo com Guan et al. (2018), mesmo em baixas concentrações, o Cr pode ser tóxico para organismos aquáticos.

Já os valores de Ni para as frações menos disponíveis, variou de 72,30 a 100% (F3 e F4). O Ni foi detectado apenas na ZA com valor de $0,43 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$ da F1, os quais estavam abaixo do valor de referência do TEL para sedimentos marinhos estabelecido pela NOAA (2008).

Nos solos de PG o Pb e Zn apresentaram maior concentração nas frações mais disponíveis do solo. Porém o Pb prevaleceu na fração F2, sendo distribuída entre as zonas: ZA ($3,06 \pm 0,38 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($1,69 \pm 0,22 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($1,15 \pm 0,13 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,54 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$), com maior disponibilidade nas zonas mais alagadas.

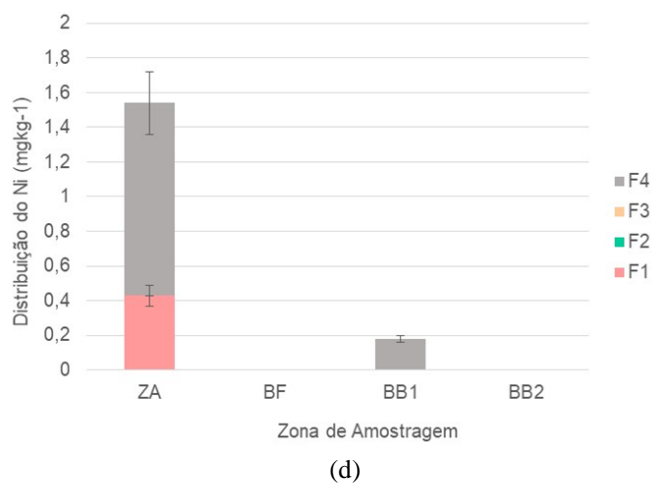
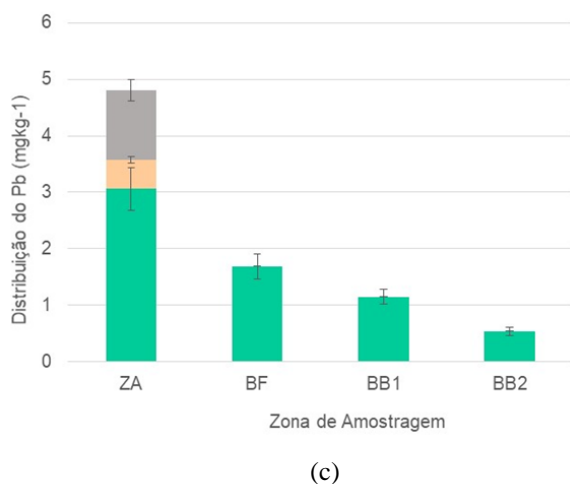
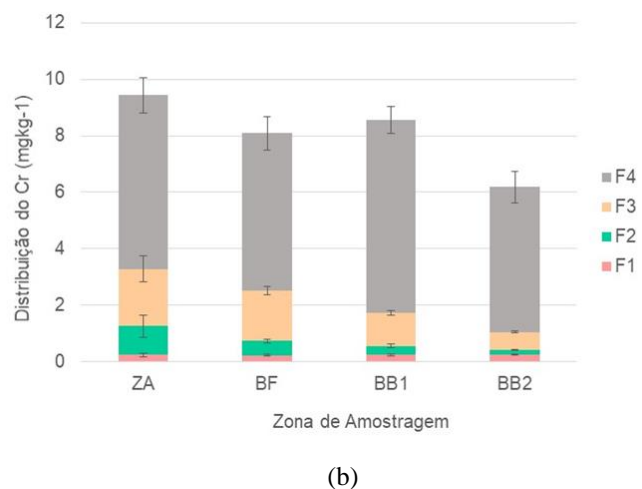
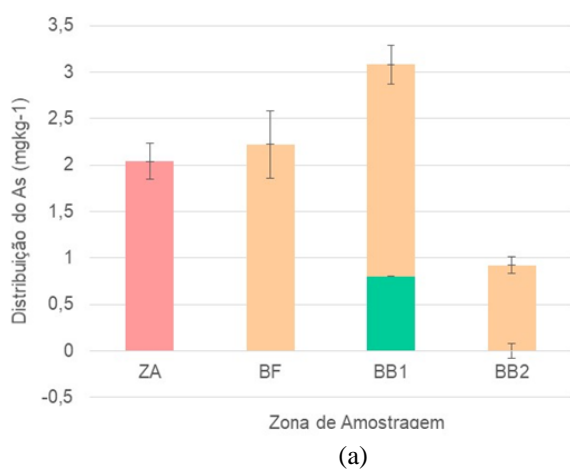


Figura 5. Distribuição de As (a), Cr (b), Pb (c), Ni (d) e Zn (e) nos solos dos Manguezais de Ponta Grossa, Bahia, Brasil.

Já o teor de Zn foi distribuído entre a F1 e F2, com porcentagem de aproximadamente 70 a 85 %. Na F1, os valores tenderam a ser maior nas zonas mais alagadas como observado a seguir: ZA ($5,38 \pm 0,62 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($2,58 \pm 0,28 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($2,52 \pm 0,23 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($1,90 \pm 0,32 \text{ mg Kg}^{-1}$), a mesma tendência foi observado na F2, distribuídos: ZA ($2,26 \pm 0,25 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,50 \pm 0,09 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,43 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,37 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$).

A maioria dos elementos apresentou maior concentração na fase mais disponível do solo (com exceção do Cr e Ni), porém abaixo do TEL. Assim como CP a região de PG pertence ao município de Vera Cruz, na Ilha de Itaparica, onde apresenta ocorrência de atividades antrópicas, caracterizada pela pescar artesanal, turismo, urbanização, descartes de efluentes (SANTOS et al., 2018; MOTA, 2021). Além disso durante a coleta dos solos em PG foi observado a presença de lixos (latas, sacos plásticos) e embarcações.

4.1.4. Saubara (SB)

A maior concentração do As foi observada nas F3 e F4, Figura 6a. A F3 a concentração foi de 0,0 a $11,90 \text{ mg Kg}^{-1}$ e na F4 entre $3,60$ a $16,31 \text{ mg Kg}^{-1}$, com

valores acima do referência TEL ($7,24 \text{ mg Kg}^{-1}$), NOAA (2008). Mesmo que as maiores concentrações estejam na F4, havendo baixa mobilidade e risco ambiental (Liu et al., 2022), as concentrações presentes na F3 podem se tornar disponíveis de acordo com as alterações no ambiente (AL-MUR, 2020), podendo causar efeitos deletérios.

Ainda que os valores de As predominem nas frações residuais, as F1 e F2 variaram entre: BF ($6,84 \pm 0,53 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($4,19 \pm 0,41 \text{ mg Kg}^{-1}$); e BF ($2,69 \pm 0,33 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($1,89 \pm 0,12 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($1,50 \pm 0,27 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,86 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$), respectivamente, tendendo a maior concentração nas zonas mais alagadas do manguezal, com valor abaixo do TEL.

As concentrações de Cd, Cr e Ni foram maiores nas frações menos disponíveis. Nas F3 e F4 a porcentagem do Cd variou aproximadamente de 93 a 98 %. Mesmo que em concentrações muito baixas nas F1 e F2, o teor de Cd variou entre $0,01$ a $0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$ na F1 e de $0,01$ a $0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$, na F2.

Nas frações residuais o Cr predominou variando de $1,58$ a $23,23 \text{ mg Kg}^{-1}$ na F3, e de $1,40$ a $25,69 \text{ mg Kg}^{-1}$ na F4, Figura 6c. Ainda que em concentrações menores a as frações mais disponíveis apresentaram concentrações de Cr, na F1 distribuído entre as zonas: BF ($0,34 \pm 0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0,23 \pm 0,02 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,25 \pm 0,03 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,07 \pm 0,01 \text{ mg Kg}^{-1}$), e na F2: ZA ($1,20 \pm 0,08 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,87 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$) \geq BB2 ($0,87 \pm 0,06 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,86 \pm 0,04 \text{ mg Kg}^{-1}$), abaixo do valor de referência para o TEL. Efluentes industriais e esgotos domésticos podem ser os principais responsáveis pelas concentrações de Cr (XU et al. 2017) diante das atividades que ocorrem ao entorno de SB.

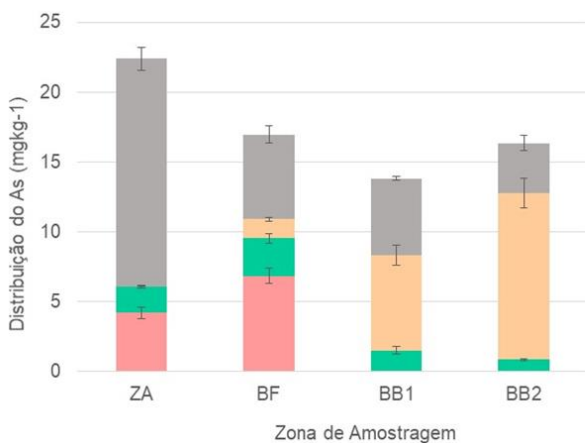
O Ni nas frações menos disponíveis, variou de $0,08$ a $28,37 \text{ mg Kg}^{-1}$ na F3 e $14,48$ a $39,65 \text{ mg Kg}^{-1}$ na F4, com valores acima do TEL ($15,9 \text{ mg Kg}^{-1}$) (NOAA, 2008), no entanto essas frações possuem baixa mobilidade (Liu et al., 2022). De acordo com Giraldo (2019) a matéria orgânica tende a se degradar em condições oxidantes, permitindo a liberação dos metais, já na fração residual o metal pode ser mobilizado apenas como resultado do intemperismo de longo prazo.

Já frações mais disponíveis o Ni apresentou baixa concentração, variando de forma decrescente: BF ($0,69 \pm 0,04 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0,33 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,11 \pm 0,02 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,07 \pm 0,01 \text{ mg Kg}^{-1}$), com valores maiores nas zonas com maior influência da água. Na F2, distribuído da seguinte forma: BB1

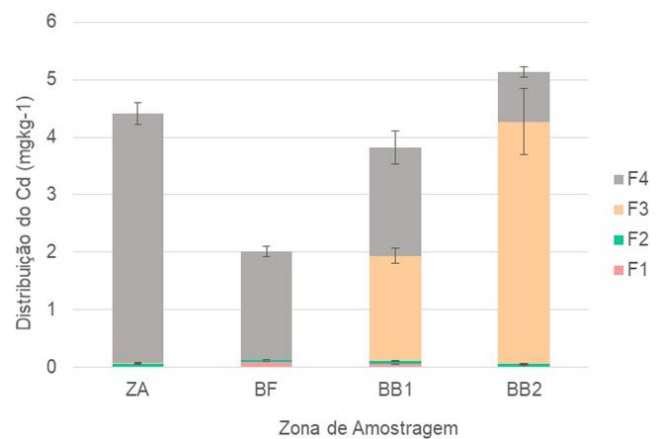
($0,44 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0,37 \pm 0,08 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,36,03 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0,35 \pm 0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$), mais baixos que o TEL.

A concentração do Zn nas frações mais disponíveis foi de 39, 95 a 99,47 %. Na F1 com valores entre as zonas: BF ($4,26 \pm 0,59 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($1,09 \pm 0,07 \text{ mg Kg}^{-1}$) > ZA ($0,93 \pm 0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($0,70 \pm 0,08 \text{ mg Kg}^{-1}$), e na F2 : ZA ($1,39 \pm 0,13 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB1 ($1,28 \pm 0,13 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($1,20 \pm 0,17 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($1,14 \pm 0,17 \text{ mg Kg}^{-1}$), Figura 6f. De acordo com Chen et al. (2022), os metais presentes na F1 são mais propensos a serem liberados no meio ambiente ou consumidos diretamente por organismos, necessitando de monitoramento.

As concentrações do Ni e Zn podem estar associadas a falta de saneamento básico (tratamento de esgoto doméstico) e à disposição de lixo na área como consequência do aumento da urbanização em SB (NASCIMENTO, 2019). Visto que esses elementos estão presente em baterias alcalinas, pigmentos inorgânicos, além de cosméticos (CETESB, 2023).



(a)



(b)

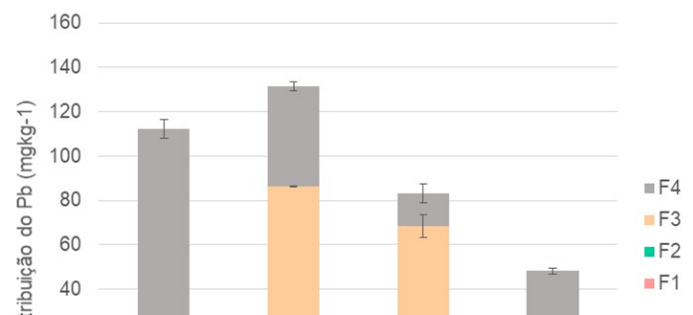
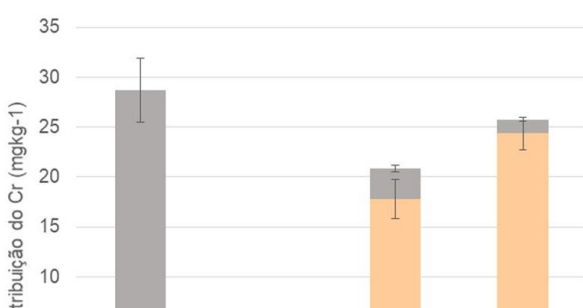


Figura 6. Distribuição de As (a), Cd (b), Cr (c), Pb(d), Ni (e) e Zn (f) nos solos dos Manguezais de Saubara, Bahia, Brasil.

Nas frações menos disponíveis, os valores acima do Pb foram acima do TEL ($30,24 \text{ mg Kg}^{-1}$) para sedimentos marinhos, distribuída de 0 a $85,59 \text{ mg Kg}^{-1}$, na F3 e de $14,79$ a $110,28 \text{ mg Kg}^{-1}$, na F4. Na fração mais solúvel apenas na F2 foi detectada o Pb, representados de forma decrescente entre as zonas: ZA ($1,75 \pm 0,12 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BF ($0,85 \pm 0,08 \text{ mg Kg}^{-1}$) < BB1 ($0,13 \pm 0,02 \text{ mg Kg}^{-1}$) > BB2 ($0 \pm 0,00 \text{ mg Kg}^{-1}$), Figura 6d.

Mesmo que os As, Ni e Pb apresentem valores acima do TEL, concentrado nas frações menos disponíveis, caracterizada pela baixa mobilidade, cuidados precisam ser tomados. Principalmente devido as atividades que ocorrem na área: falta de esgotamento doméstico (HATJE et al. 2012); despejo de lixo; industriais e aumento da população (NASCIMENTO, 2019). As concentrações na F4 pode

ser um indicativo de origem natural, ou (superfície sedimentar e intemperismo geológico) (KHAN et al., 2020).

4.2. Risco ecológico nos manguezais sob influência marinha da Baía de Todos os Santos

Os EPTs nos sedimentos representam um estresse para as formas de vida costeira (ZAREZADEH et al., 2017; THANH-NHO et al., 2018), sendo assim, foram determinados, a partir do fracionamento, o FC, FCG, RE, PERI e RAC, indicadores de contaminação e riscos (LIU et al., 2021; XIE et al., 2022), Tabela 3.

Tabela 3: Indicadores para classificação de contaminação e risco de EPTs nos solos.

| FC | FCG | RE | PERI | Contaminação | RAC (%) | Contaminação |
|-------|---------|-----------|-----------|--------------|---------|------------------|
| < 1 | < 6 | < 40 | < 150 | Baixa | <1 | Sem risco |
| 1 - 3 | 6 - 12 | 40 - 80 | 150 - 300 | Moderada | 1-10 | Baixo risco |
| 3 - 6 | 12 - 24 | 80 - 160 | 300 - 600 | Considerável | 11-30 | Risco médio |
| > 6 | > 24 | 160 - 320 | — | Alta | 31-50 | Alto risco |
| — | — | ≥ 320 | ≥ 600 | Muito Alta | >50 | Risco muito alto |

Fonte: Adaptada de Chen et al. (2022); Hakanson (1980)

4.2.1. Cacha Pregos (CP)

Os FC para os EPTs de CP foram moderados para Pb (BF, BB1, BB2) e Zn (ZA); altos para Zn (BF e BB1) e muito alto para As (BB2) e Zn (BB2), os demais indicaram baixa contaminação (FC < 1) Tabela 4.

Tabela 4: Distribuição dos indicadores de contaminação para os EPTs, em Cacha Pregos, Bahia, Brasil.

| Zonas | | EPTs | | | | |
|-------|---------|------|------|------|------|-------|
| | | As | Cr | Ni | Pb | Zn |
| ZA | FC | 0,00 | 0,23 | 0,00 | 0,00 | 2,43 |
| | RAC (%) | 0,00 | 3,97 | 0,00 | 0,00 | 29,42 |
| | RE | 0,00 | 0,47 | 0,00 | 0,00 | 2,43 |
| | FCG | - | - | 2,66 | - | - |
| | PERI | - | - | 2,90 | - | - |

| | | | | | | |
|------------|----------------|-------|------|--------|-------|-------|
| | FC | 0,52 | 0,21 | 0,00 | | 3,25 |
| | RAC (%) | | | | 2,55 | |
| | RE | 0,00 | 3,53 | 0,00 | 0,00 | 35,29 |
| | | 5,15 | 0,42 | 0,00 | | 3,52 |
| BF | FCG | - | - | 6,79 | - | - |
| | PERI | - | - | 21,82 | - | - |
| | FC | 0,73 | 0,19 | 0,10 | 2,11 | 3,12 |
| | RAC (%) | 40,81 | 3,98 | 9,15 | 0,00 | 41,22 |
| BB1 | RE | 7,28 | 0,39 | 0,50 | | 3,12 |
| | | | | | 10,55 | |
| | FCG | - | - | 6,25 | - | - |
| | PERI | - | - | 21,84 | - | - |
| | FC | 8,03 | 0,15 | 0,19 | 1,59 | 10,65 |
| | RAC (%) | 88,54 | 5,92 | 15,87 | 0,00 | 72,83 |
| BB2 | RE | 80,34 | 0,31 | 0,95 | 7,95 | 10,65 |
| | FCG | - | - | 20,62 | - | - |
| | PERI | - | - | 100,20 | - | - |

Exceto na ZA, os demais bosques apresentaram um aumento no FCG de acordo com o distanciamento da água, BF > BB1 < BB2 indicando contaminação moderada a considerável. A disponibilidade do As na F1 de BB2

influenciou no moderado RE. Apesar destes resultados, o PERI < 150 indicou baixa contaminação. Importante salientar que este índice varia com o número de EPTs avaliados.

O RAC classificou o Zn (ZA) e o Ni (BB2) na faixa de risco médio; o Zn (BF e BB1) e As (BB1) como alto risco; As e Zn no BB2 como risco muito alto; e os demais sem risco ou baixo risco (Tabela 4). O Zn e As foram os EPTs de maior RAC, o que pode estar associado atividades como o com atividades dedescarte de efluentes doméstico, de embarcações e de plataformas, despejos de lixo, atividades pesqueiras realizadas, de forma imprópria (SANTOS et al., 2018; SANTOS, 2013) que ocorrem nos manguezais de Cacha Pregó, e ao entorno da Ilha de Itaparica, demandando de monitoramento.

4.2.2. Ilha de Maré (ILM)

O FC para os EPTs de ILM foram consideráveis para Ni (ZA), As (BF e BB1) e Cd (BF); altos para Cd (BB1), Cr e Zn (ZA, BF, BB1 e BB2) e Ni (BF, BB1 e BB2), os demais indicaram baixa a moderada contaminação, tabela 5. A variação do

FCG entre 86,09 (BB2) a 177,87 (BF) indicou alta contaminação em todas as áreas de amostragem (FCG >24), tabela 5.

Tabela 5: Distribuição dos indicadores de contaminação para os EPTs, em Ilha de Maré, Bahia, Brasil.

| Zonas | Indicies | EPTs | | | | | |
|-------|----------|-------|--------|--------|--------|-------|--------|
| | | As | Cd | Cr | Ni | Pb | Zn |
| ZA | FC | 0,78 | 0,00 | 26,77 | 5,72 | 0,00 | 73,98 |
| | RAC(%) | 19,87 | 50,60 | 27,79 | 42,50 | 0,00 | 33,49 |
| | RE | 7,81 | 0,00 | 53,53 | 28,60 | 0,00 | 73,98 |
| | FCG | - | - | - | 107,24 | - | - |
| | PERI | - | - | - | 110,95 | - | - |
| BF | FC | 4,62 | 4,31 | 15,35 | 6,11 | 0,32 | 147,15 |
| | RAC(%) | 35,22 | 33,76 | 34,21 | 58,83 | 23,70 | 79,56 |
| | RE | 46,22 | 129,26 | 30,71 | 30,57 | 1,58 | 73,98 |
| | FCG | - | - | - | 177,87 | - | - |
| | PERI | - | - | - | 355,50 | - | - |
| BB1 | FC | 5,41 | 6,85 | 7,40 | 7,94 | 0,00 | 75,52 |
| | RAC(%) | 40,46 | 56,21 | 81,46 | 80,70 | 100,0 | 94,07 |
| | RE | 54,13 | 205,63 | 14,79 | 39,70 | 0,00 | 75,52 |
| | FCG | - | - | - | 103,12 | - | - |
| | PERI | - | - | - | 389,78 | - | - |
| BB2 | FC | 1,44 | 0,00 | 9,53 | 11,53 | 0,00 | 63,28 |
| | RAC(%) | 28,12 | 80,63 | 86,97 | 85,73 | 0,00 | 93,70 |
| | RE | 14,38 | 0,00 | 19,69 | 57,65 | 0,00 | 63,28 |
| | FCG | - | - | 86,09 | - | - | - |
| | PERI | - | - | 137,10 | - | - | - |

O RE foi moderado para o As (BF e Bb1), Cr (ZA) e Zn (ZA, BF, BB1 e BB2); considerável para Cd no BF e alto no BB1. Os elementos Cd e o Zn foram os EPTs que contribuíram para o PERI considerável no BF e no BB1, os demais indicaram baixa contaminação (PERI < 150).

O FCG apresentou alto risco para todas as zonas, em ILM, sendo influenciado principalmente pelo Cr e o Zn. O RE foi classificado em alto risco (BF, BB1) para o Cd, mesmo o elemento apresentando baixas concentrações nas frações (F1, F2, F3, F4), o que o pode ter influenciado o alto risco ecológico do Cd foi ser o fator tóxico biológico (Tr) igual a 30. Levando ao PERI indicar risco considerável (BF, BB1)

O RAC categorizou o As (ZA e BB2), Cr (ZA) e o Pb (BF) em risco médio; o As (BF e BB1), Cd (BF), Cr (BF), Ni (ZA) e o Zn (ZA) em alto risco; o Cd (ZA, BB1 e BB2), Cr (BB1 e BB2), Ni (BF, BB1 e BB2), Pb (BB1) e o Zn (BF, BB1 e BB2) com risco muito alto.

As concentrações de alto risco para o ecossistema em ILM, pode ser resultado das indústrias químicas, metalúrgicas, siderúrgicas, mecânicas, farmacêuticas e alimentícias, ao seu entorno (complexo industrial Aratu) e urbanização nas proximidades da ILM e aos efluentes domésticos despejados no ecossistema (ANDRADE et al., 2017; BISPO, et al. 2018; HATJE, et al., 2012; RODIN 2021), desta forma medidas cabíveis precisam ser tomadas.

4.2.3. Ponta Grossa (PG)

O FC em PG, foi categorizado em moderado (ZA) para o Pb (ZA), e para o Zn moderado (BF); e considerável para o Zn (ZA, BB1 e, BB2), os demais EPTs foram identificados com baixa contaminação (FC < 1), Tabela 6.

Tabela 6: Distribuição dos indicadores de contaminação para os EPTs, em Ponta Grossa, Bahia, Brasil.

| Zonas | | EPTs | | | | |
|-------|---------|------|------|-------|------|-------|
| | | As | Cr | Ni | Pb | Zn |
| ZA | FC | 0,00 | 0,15 | 0,39 | 1,79 | 5,79 |
| | RAC (%) | 100 | 2,51 | 27,93 | 0,00 | 59,86 |
| | RE | 0,00 | 0,31 | 1,95 | 8,94 | 5,79 |
| | FCG | - | - | 8,13 | - | - |
| | PERI | - | - | 17,11 | - | - |
| BF | FC | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 2,42 |
| | RAC (%) | 0,00 | 2,91 | 0,00 | 0,00 | 58,96 |
| | RE | 0,00 | 0,20 | 0,00 | 0,00 | 2,42 |
| | FCG | - | - | 2,52 | - | - |
| | PERI | - | - | 2,42 | - | - |
| BB1 | FC | 0,00 | 0,7 | 0,00 | 0,00 | 4,75 |
| | RAC (%) | 0,00 | 2,90 | 0,00 | 0,00 | 70,35 |
| | RE | 0,00 | 0,14 | 0,00 | 0,00 | 4,75 |
| | FCG | - | - | 4,82 | - | - |
| | PERI | - | - | 4,75 | - | - |
| BB2 | FC | 0,35 | 0,07 | 0,00 | 0,00 | 5,00 |
| | RAC (%) | 0,00 | 4,17 | 0,00 | 0,00 | 69,50 |
| | RE | 3,50 | 0,15 | 0,00 | 0,00 | 5,00 |
| | FCG | - | - | 5,43 | - | - |
| | PERI | - | - | 8,51 | - | - |

O FCG foi classificado em moderado risco na zona (ZA) (8,13), contribuição do Zn, as demais zonas apresentaram baixa contaminação (FCG < 6). O RE e o PERI apresentaram baixa contaminação para PG. No entanto, o RAC classificou o Ni (ZA) em risco moderado; o As (ZA) e o Zn (ZA, BF, BB1 e BB2) em risco muito alto, para os demais elementos (Cr, Pb) o risco foi baixo (<1) ou sem risco (1-10).

Os EPTs que apresentam um grau contaminação preocupante para PG, podem ter origem do intenso histórico de atividades antrópicas caracterizado pela industrialização, agricultura e urbanização, ao entorno da BTS, que dura até os dias atuais, como descrito por Andrade et al (2017), Hatje et al (2012) e Santos et al. (2018).

4.2.4. Saubara (SB)

O FC foi categorizado em moderado par o As (BF) e Zn (ZA e BB1); e alto risco para o Zn (BF), (BF) para o As, para o Zn foi classificado em moderado (ZA, BB1) e alto risco (BF), os elementos Cd, Cr, Ni e Pb demais EPTs apresentaram contaminação baixa ($FC < 1$), Tabela 7.

Tabela 7: Distribuição dos indicadores de contaminação para os EPTs, em Saubara, Bahia, Brasil.

| Zonas | | EPTs | | | | | |
|-------|--------|-------|------|-------|--------|------|--------|
| | | As | Cd | Cr | Ni | Pb | Zn |
| ZA | FC | 0,37 | 0,01 | 0,05 | 0,02 | 0,02 | 1,57 |
| | RAC(%) | 18,72 | 0,23 | 0,80 | 1,03 | 0,00 | 24,47 |
| | RE | 3,73 | 0,38 | 0,11 | 0,11 | 0,08 | 1,57 |
| | FCG | - | - | - | 2,04 | - | - |
| | PERI | - | - | - | 6,20 | - | - |
| BF | FC | 1,29 | 0,07 | 0,86 | 0,03 | 0,02 | 202,40 |
| | RAC(%) | 40,33 | 4,96 | 12,96 | 1,73 | 0,00 | 77,46 |
| | RE | 12,92 | 2,07 | 1,71 | 0,14 | 0,08 | 202,40 |
| | FCG | - | - | - | 204,67 | - | - |
| | PERI | - | - | - | 218,31 | - | - |
| BB1 | FC | 0,12 | 0,03 | 0,05 | 0,01 | 0,00 | 1,13 |
| | RAC(%) | 0,00 | 1,67 | 0,34 | 0,19 | 0,00 | 18,48 |
| | RE | 1,23 | 0,89 | 0,11 | 0,05 | 0,01 | 1,13 |
| | FCG | - | - | - | 1,34 | - | - |
| | PERI | - | - | - | 3,42 | - | - |
| BB2 | FC | 0,06 | 0,01 | 0,05 | 0,01 | 0,00 | 0,67 |
| | RAC(%) | 0,00 | 0,39 | 0,98 | 0,15 | 0,00 | 19,50 |
| | RE | 0,56 | 0,36 | 0,07 | 0,05 | 0,00 | 0,67 |
| | FCG | - | - | - | 0,79 | - | - |
| | PERI | - | - | - | 1,70 | - | - |

Por contribuição do As e Zn o FCG apresentou alto risco (BF). O RE foi classificado com contaminação alta apenas para o Zn (BF), contribuindo para que o PREI apresente contaminação moderada (BF).

O RAC classificou o As (ZA), Cr (BF) e o Zn (ZA, BB1 e BB2) em risco médio; e o As (BF) em risco alto; o Zn (BF) em risco muito alto, os demais EPTs (Cd, Ni e Pb) apresentaram baixo risco ou sem risco de contaminação.

Os EPTs que apresentaram risco alto para SB, precisam de atenção devido a intensa atividade de pesca artesanal e mariscagem, na região (VIEIRA,2020). As possíveis fonte desses elementos pode estar associada a urbanização, falta de esgotamento doméstico, disposição de resíduos urbanos sólidos, implantação de atividade industrial, e turística (HATJE et al. 2012; NASCIMENTO, 2019; VIEIRA,2020).

5. CONCLUSÕES

- Em todos os manguezais havia concentrações de As, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn na F1 e F2.
- Em Saubara, As, Ni e Pb foram superiores a legislação (NOAA,2008) nas F3 e F4.
- O PERI de CP indicou baixa contaminação e o RAC alto risco para o As e o Zn.
- Em Ilha de Maré, o RAC para As, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn indicou risco médio a muito alto.
- Em Ponta Grossa, o PERI indicou baixo o risco de contaminação e o RAC para As, Ni e Zn foi moderado a muito alto.
- Em Saubara, o PERI foi moderado e o RAC para As, Cr e Zn moderado a alto.
- Cacha Pregó, Ponta Grossa, Ilha de Maré e Saubara demandam de monitoramento devido à disponibilidade de alguns EPTs e atividades que ocorrem no seu entorno.

6. REFERÊNCIAS

ABBAS, G. et al. Arsenic uptake, toxicity, detoxification, and speciation in plants: Physiological, biochemical, and molecular aspects. **International Journal of Environmental Research and Public Health** MDPI, 2018.

ANDRADE, R. L. B. et al. Chronology of anthropogenic impacts reconstructed from sediment records of trace metals and Pb isotopes in Todos os Santos Bay (NE Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 125, 2017.

ASHAYERI, S. Y. et al. Risk assessment, geochemical speciation, and

source apportionment of heavy metals in sediments of an urban river draining into a coastal wetland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, 1 jan. 2023.

ALMAHASHEER, H. et al. Remobilization of heavy metals by mangrove leaves. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, n. DEC, 13 dez. 2018.

AL-MUR, B. A. Geochemical fractionation of heavy metals in sediments of the Red Sea, Saudi Arabia. **Oceanologia**, v. 62, n. 1, 2020.

ALJAHDALI, M.O.; ALHASSAN, A.B. Ecological risk assessment of heavy metal contamination in mangrove habitats, using biochemical markers and pollution indices: A case study of *Avicennia marina* L. in the Rabigh lagoon, **Red Sea. Saudi J. Biol. Sci.** 2020, 27, 1174–1184. [Google Scholar] [CrossRef]

ANDRADE, G. R. P. et al. Clay minerals control rare earth elements (REE) fractionation in Brazilian mangrove soils. **Catena**, v. 209, 2022.

ARAÚJO, P. R. M. et al. Geospatial modeling and ecological and human health risk assessments of heavy metals in contaminated mangrove soils. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, 2022.

BISPO, B. M. o papel dos estudos oceanográficos na gestão de conflitos da zona costeira: o caso das comunidades da Ilha de Maré, Baía de Todos os Santos, Bahia. Trabalho de Conclusão de Curso, **Oceanografia (IGEO)**, Universidade Federal da Bahia, 2019.

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

BARROS, F. et al. Benthic habitats in Todos os Santos Bay. **Revista Virtual de Química**, v. 4, n. 5, p. 551–565, 2012.

BOMFIM, M. R. et al. Morphology, Physical and Chemical Characteristics of Mangrove Soil under Riverine and Marine Influence: A Case Study on Subaé River Basin, Bahia, Brazil. Em: **Mangrove Ecosystem Ecology and Function**. [s.l.] InTech, 2018.

CAPOANE, V. Concentrações de cu, zn e mn no sedimento de fundo de uma bacia hidrográfica com suinocultura intensiva. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 1, 2016.

CEZAR, M.; BARBOSA, M.; DE SOUZA, N. Avaliação em nível de rastreamento do risco toxicológico para a saúde humana por ingestão de invertebrados marinhos: baía de todos os santos, Bahia, Brasil. (Monografia) Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

Ficha de Informação Toxicológica. 2023. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/servicos/informacoes-toxicologicas/#1530561574004-65aaa05f-3fc6>>, Acesso em: 24 de abril de 2023.

CELIS-HERNÁNDEZ, O. et al. Biogeochemical behaviour of cadmium in sediments and potential biological impact on mangroves under anthropogenic influence: A baseline survey from a protected nature reserve. **Marine Pollution Bulletin**, v. 185, 1 dez. 2022.

COSTA, E. S., et al. Can severe drought periods increase metal concentrations in mangrove sediments? A case study in eastern Brazil. **Science of the Total Environment**, 2020.

CHAI, M. et al. Occurrence and contamination of heavy metals in urban mangroves: A case study in Shenzhen, China. **Chemosphere**, v. 219, p. 165–173, 1 mar. 2019.

CHEN, B. et al. Geochemical Speciation, Risk Assessment, and Sources Identification of Heavy Metals in Mangrove Surface Sediments from the Nanliu River Estuary of the Beibu Gulf, China. **Sustainability** (Switzerland), v. 14, n. 15, 2022.

Chakraborty, P.; Chakraborty, S.; Ramteke, D.; Chennuri, K. Kinetic speciation and bioavailability of copper and nickel in mangrove sediments. **Mar. Pollut. Bull.** 2014.

CURI, N. C. K. J. C. N. R. F. V.-T. P. S. C. E. G. R. Pedologia: solos dos biomas brasileiros. ESALQ, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa-MG, 2017.

DUDANI, S. N. et al. Heavy metal accumulation in the mangrove ecosystem of south Gujarat coast, India. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 17, n. 4, p. 755–766, 2017.

DAN, S. F.; UDOH, E. C.; WANG, Q. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals, and relationship with organic matter sources in surface sediments of the Cross River Estuary and nearshore areas. **Journal of Hazardous Materials**, v. 438, 15 set. 2022.

DUDANI, S. N. et al. Heavy metal accumulation in the mangrove ecosystem of south Gujarat coast, India. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 17, n. 4, p. 755–766, 2017.

EÇA, G. F. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and shellfish from Todos os Santos bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, 1 dez. 2021.

ELTURK, M. et al. Heavy metal contamination in mangrove sediments in Klang estuary, Malaysia: Implication of risk assessment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, 15 out. 2019.

FARIDAH-HANUM, I. et al. Development of a comprehensive mangrove quality index (MQI) in Matang Mangrove: Assessing mangrove ecosystem health.

Ecological Indicators, v. 102, p. 103–117, 1 jul. 2019.

FAROMBI, E.O.;ADELOWO, O.A.; AJIMOKO, Y.R., Biomarkers of oxidative stress and heavy metal levels as indicators of environmental pollution in African cat fish (*Clarias gariepinus*) from Nigeria Ogun River Int. J. Environ. Res. Publ. Health, 2007.

GIRALDO, P.S., Application of the Geochemical Fractionation of Metals in Sediments for Environmental Analysis of a Water Reservoir. **Case Riogrande li**(Antioquia - Colombia), IntechOpen, 2019.

GUAN, J. et al. Heavy metals in Yinma River sediment in a major Phaeozems zone, Northeast China: Distribution, chemical fraction, contamination assessment and source apportionment. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 2018.

Gu, C.K. et al., Spatial distribution and health risk assessment of dissolved trace elements in groundwater in southern China. **Sci. Rep.**, 10, 2020.

HATJE, V.; BARROS, F. Overview of the 20th century impact of trace metal contamination in the estuaries of Todos os Santos Bay: Past, present and futurescenarios. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 11, p. 2603–2614, 2012.

HATJE,V. e ANDRADE, J.B. de, **Baía de Todos os Santos**, UniversidadeFederal da Bahia, EDUFBA, Salvador-BA, 2009.

HATJE, V. et al. Historical records of mercury deposition in dated sediment cores reveal the impacts of the legacy and present-day human activities in Todos os Santos Bay, Northeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p.396–406, 2019.

HU, B. et al. Fraction distribution and bioavailability of soil heavy metals under different planting patterns in mangrove restoration wetlands in Jinjiang, Fujian, China. **Ecological Engineering**, v. 166, 1 ago. 2021.

HUSSAIN, M. M. et al. Arsenic speciation and biotransformation pathways in the aquatic ecosystem: The significance of algae. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, 2021.

HUERGO, L.F. et al. Influence of ancient anthropogenic activities on the mangrove soil microbiome, **Science of The Total Environment**, Volume 645, 2018.

ERBECK L.S., et al., trends in mangrove and pond aquaculture cover on Hainan (China) since 1966: mangrove loss, fragmentation and associated biogeochemical changes. **EstuarCoast Shelf Sci** 233:106531, 2020.

ISLAM, M. M. et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of potentially toxic metals in the Sundarbans mangrove soils of Bangladesh. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, 1 dez. 2022.

IMCBIO. Atlas dos Manguezais do Brasil, **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, Brasília, 2018.
KUMAR, V. et al. Pollution assessment of heavy metals in soils of India and ecological risk assessment: A state-of-the-art. **ChemosphereElsevier Ltd**, 2019.

VERMA; PANDEY, J. Heavy metal accumulation in surface sediments of the Ganga River (India): speciation, fractionation, toxicity, and risk assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 7, 2019.

KULKARNI, R.; DEOBAGKAR, D.; ZINJARDE, S. Metals in mangrove ecosystems and associated biota: A global perspective. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **Academic Press**, 2018.

Kim, B.S.M. et al., Spatial distribution and enrichment assessment of heavy metals in surface sediments from baixada santista, southeastern Brazil Mar. **Pollut. Bull.**, 2016.

KHAN, W. R. et al. Risk Assessment of Heavy Metal Concentrations in Sediments of Matang Mangrove Forest Reserve. **Tropical Conservation Science**, v. 13, 2020.

LATIF, M. et al. Bioaccumulation of lead in different organs of Ctenopharyngodon Idella (grass fish) and Tor putitora (Mahseer) fish. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, 2024.

LIU, X. et al. Dissolved oxygen drives the environmental behavior of heavy metals in coastal sediments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.194, n. 4, 1 abr. 2022.

LIU, M. et al. Accumulation and transformation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze River estuary to the East China Sea shelf. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 111–121, 1 fev. 2019.

LIANG, Y. et al. Geochemical controls on the distribution and bioavailability of heavy metals in sediments from Yangtze River to the East China Sea: Assessed by sequential extraction versus diffusive gradients in thin-films (DGT) technique. **Journal of Hazardous Materials**, v. 452, 15 jun. 2023.

- MA, J. et al. Factors affecting N₂O fluxes from heavy metal-contaminated mangrove soils in a subtropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, 1jan. 2023.
- MALSIU, A. et al. Assessment of Heavy Metal Concentrations with Fractionation Method in Sediments and Waters of the Badovci Lake (Kosovo). **Journal of Environmental and Public Health**, v. 2020, 2020.
- MEI, K. et al. The migrated behavior and bioavailability of arsenic in mangrove sediments affected by pH and organic acids. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, . 2020.
- MEI, K. et al. Stimulation of oxalate root exudate in arsenic speciation and fluctuation with phosphate and iron in anoxic mangrove sediment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 189, p. 114823, 2023.
- MONDAL, P. et al. Geochemical fractionation and risk assessment of trace elements in sediments from tide-dominated Hooghly (Ganges) River Estuary, India. **Chemical Geology**, v. 532, 20 jan. 2020.
- MOUSHMI, K. S. et al. Trace metal distribution and ecological risk assessment in the core sediments of a highly urbanized tropical mangrove ecosystem, Southwest coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 175, 1 fev. 2022.
- MOTA, T.A. Potencial extrativo e status de conservação do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), na Baía de Todos os Santos (BA), Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia-UFRB, Cruz das Almas-BA, 2021.
- NOAA, BUCHMAN, M. F., Screening Quick Reference Tables, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, **National Oceanic and Atmospheric Administration**, 2018.
- NASCIMENTO, D. V. Avaliação da distribuição temporal por contaminantes inorgânicos nas regiões Norte e Nordeste da Baía de Todos os Santos (Bahia- Brasil). Universidade Federal da Bahia, **Instituto de Geociências**, Salvador, 2019.
- OKORO, H. K. et al. Fractionation profile, mobility patterns and correlations of heavy metals in estuary sediments from Olukoro river, in tede catchment of western region, Nigeria. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, v. 8, p. 53–62, 2017.
- OTTONI, F. P. et al. Brazilian mangroves at risk. **Biota Neotropica**, v. 21, n. 2, 2021.
- OLUWAGBEMIGA, A.P. et al., Coastal marine sediment heavy metals

contamination of a transgressive mud beach, ondo state, southwest, Nigeria. *J.Mar. Sci. Res*, 2019.

RECK, B. K. et al. Anthropogenic nickel cycle: Insights into use, trade, and recycling. *Environmental Science and Technology*, v. 42, n. 9, p. 3394–3400, 2008.

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

RIOS, K. A. N. As comunidades tradicionais pesqueiras da Baía de Todos os Santos: contradições, lutas e resistência. PAULA, C. Q. de; SILVA, C. N. da, (editores), **Mares. Revista de geografia e etnociências**, v. volume 1, 2019.

ROCHA, G. O. et al. Contamination at Todos os Santos Bay. *Revista Virtual de Química*, v. 4, n. 5, p. 583–610, 2012.

PAES, E. DA S. et al. Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, northern Brazil. *Environmental Research*, v. 210, 1 jul. 2022.

SAZON, R.; VERONICA, P. M. Accumulation of Heavy Metals in Sediments and Tissues of *Rhizopora apiculata*, *Sonneratia alba* and *Avicennia* sp. in Alinsaog River, Zambales, Central Luzon, Philippines. 2019. Available online: <https://ssrn.com/abstract=3489099> (accessed on 5 January 2023). [CrossRef]

SANTOS, L. M. M. et al. Avaliação do teor de elementos químicos em manguezais da ilha de Itaparica, Bahia, Brasil. *Acta Brasiliensis*, 2018.

SILVA, E. J.; FONTGALLAND, I. L. Ações e políticas públicas nos manguezais para a preservação dos serviços ambientais. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 15, 2021.

SILVA, T. J. et al. Phytoremediation of soils contaminated with metals: Current outlook and prospects of use of forest species. *Revista Virtual de Química*, Sociedade Brasileira de Química, 2019.

SILVEIRA, M. J. S., Contribuição para a elaboração de um sistema de gestão ambiental dos diques de manutenção e reparo de Marinha do Rio de Janeiro, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2010.

SINGH, J. K. Structural characteristics of mangrove forest in different coastal habitats of Gulf of Khambhat arid region of Gujarat, west coast of India. *Heliyon*, v. 6, n. 8, 2020.

SUN, J. et al. Tracing of heavy metal sources and mobility in a soil depth profile via isotopic variation of Pb and Sr. *Catena*, v. 171, p. 440–449,

2018.

THANH-NHO, N. et al. Metals geochemistry and ecological risk assessment in a tropical mangrove (Can Gio, Vietnam). **Chemosphere**, v. 219, p. 365–382, 2019.

THANH-NHO, N. et al. Trace Metal Dynamics in a Tropical Mangrove Tidal Creek: Influence of Porewater Seepage (Can Gio, Vietnam). **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 20, 2020.

Thanh-Nho, N.; Strady, E.; Nhu-Trang, T.T.; David, F.; Marchand, C. Trace metals partitioning between particulate and dissolved phases along a tropical mangrove estuary (Can Gio, Vietnam). **Chemosphere** 2018.

THINH, N. VAN et al. Chemical speciation and bioavailability concentration of arsenic and heavy metals in sediment and soil cores in estuarine ecosystem, Vietnam. **Microchemical Journal**, v. 139, p. 268–277, 2018.

TSERING, T. et al. Metal fractionation in surface sediments of the brahmaputra river and implications for their mobilization. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 24, p. 1–16, 2020.

TYTŁA, M.; KOSTECKI, M. Ecological risk assessment of metals and metalloid in bottom sediments of water reservoir located in the key anthropogenic “hot spot” area (Poland). **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 5, 1 mar. 2019.

VIEIRA, I. E. N. Ecosistemas educativos saberes e identificações do lugar : manguezal e associação dos artesãos de Saubara-Bahia. **Revista Educação e Ciências Sociais**, v. 3, n. 5, 2020. Disponível em: <https://www.revistas.uneb.br/index.php/cienciassociais/article/view/8063>. Acesso em: 7 maio. 2023.

WANG, Q. et al. Interactions of soil metals with glomalin-related soil protein as soil pollution bioindicators in mangrove wetland ecosystems. **Science of the Total Environment**, v. 709, 2020.

WALTER, Y. Seleção de Materiais Design aplicados à Construção Naval Artesanal (Tese Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Porto Alegre, , 2018.

WANI, W. et al. Engineering plants for heavy metal stress tolerance. **Rendiconti Lincei Springer-Verlag Italia**, 2018.

WOLF, H.D. ; RASHID, R., Heavy metal accumulation in *Littoraria scabra* along

polluted and pristine mangrove areas of Tanzania Environ. Pollut.,2008.

XIE, Z. et al. Risk assessment of heavy metals in a typical mangrove ecosystem - A case study of Shankou Mangrove National Natural Reserve, southern China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 178, 2022.

XU et al. , Occurrence, speciation and transportation of heavy metals in 9 coastal rivers from watershed of Laizhou Bay, China, **Elsevier Lt, Chemosphere** (2017).

YADAV, K. K. et al. An eco-sustainable approach towards heavy metals remediation by mangroves from the coastal environment: A critical review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 188, p. 114569, 2023.

YANG, D. et al. Geochemical and probabilistic human health risk of chromium in mangrove sediments: A case study in Fujian, China. **Chemosphere**, v. 233,p. 503–511, 2019.

ZHANG, T. et al. Assessing the remobilization and fraction of cadmium and lead in sediment of the Jialing River by sequential extraction and diffusive gradients in films (DGT) technique. **Chemosphere**, v. 257, 2020.

ZHANG, C.; ZHANG, Y.; SHAN, B. Heavy metal distribution, fractionation, and biotoxicity in sediments around villages in Baiyangdian Lake in North China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 1, 1 jan. 2023.

ZHOU, X.; WANG, Y. P.; SONG, Z. Heavy Metal Contamination and Ecological Risk Assessments in Urban Mangrove Sediments in Zhanjiang Bay, South China. **ACS Omega**, v. 7, n. 24, p. 21306–21316, 2022.

ZHOU, H. Z. et al. Distribution fractions and potential ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments of the Greater Bay Area. **Environmental Science and Pollution Research**, 2023.

Zarezadeh, R.; Rezaee, P.; Lak, R.; Masoodi, M.; Ghorbani, M. Distribution and accumulation of heavy metals in sediments of the northern part of mangrove in Hara Biosphere Reserve, Qeshm Island (Persian Gulf). **Soil Water Res.** 2017.

ANEXO

- a. Concentração do As , Cr , Ni , Pb e Zn, nas frações dos solos dos Manguezais de Cacha Pregó, Ilha de Maré, Ponta Grossa e Saubara, Baía de Todos os Santos, Bahia.

| Áreas | Zonas | | As | Cd | Cr | Ni | Pb | Zn |
|-------|---------|---------------------------|-------|------|-------|-------|--------|------|
| | | mg kg⁻¹ | | | | | | |
| CP | ZA (FZ) | F1 | 0,00 | 0,00 | 0,25 | 0,00 | 0,00 | 0,89 |
| | | F2 | 0,00 | 0,00 | 0,92 | 0,00 | 2,10 | 1,25 |
| | | F3 | 7,08 | 0,00 | 1,08 | 0,00 | 0,00 | 0,88 |
| | | F4 | 0,00 | 0,00 | 3,97 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | FF (BF) | F1 | 0,00 | 0,00 | 0,71 | 0,00 | 0,00 | 4,64 |
| | | F2 | 0,68 | 0,00 | 2,74 | 0,00 | 6,23 | 5,56 |
| | | F3 | 0,53 | 0,00 | 4,48 | 0,00 | 0,00 | 2,92 |
| | | F4 | 0,80 | 0,00 | 12,09 | 2,99 | 2,47 | 0,00 |
| | BB1 | F1 | 1,54 | 0,00 | 0,70 | 0,22 | 0,00 | 5,11 |
| | | F2 | 0,00 | 0,00 | 2,19 | 0,00 | 4,79 | 4,31 |
| | | F3 | 2,05 | 0,00 | 3,65 | 0,00 | 0,00 | 3,04 |
| | | F4 | 0,25 | 0,00 | 11,17 | 2,18 | 2,37 | 0,00 |
| | BB2 | F1 | 2,80 | 0,00 | 0,76 | 0,23 | 0,00 | 7,08 |
| | | F2 | 0,00 | 0,00 | 0,94 | 0,00 | 2,49 | 1,79 |
| | | F3 | 0,36 | 0,00 | 3,27 | 0,00 | 0,00 | 0,84 |
| | | F4 | 0,00 | 0,00 | 7,89 | 1,20 | 1,57 | 0,00 |
| ILM | ZA (FZ) | F1 | 1,27 | 0,02 | 0,58 | 0,56 | 0,00 | 2,80 |
| | | F2 | 1,51 | 0,02 | 1,42 | 0,56 | 0,00 | 5,47 |
| | | F3 | 2,03 | 0,00 | 0,01 | 0,08 | 0,00 | 0,11 |
| | | F4 | 1,53 | 0,00 | 0,07 | 0,12 | 0,00 | 0,00 |
| | FF (BF) | F1 | 1,46 | 0,02 | 0,27 | 0,72 | 0,56 | 3,70 |
| | | F2 | 1,95 | 0,03 | 0,48 | 0,33 | 0,00 | 0,90 |
| | | F3 | 0,75 | 0,00 | 0,02 | 0,05 | 0,00 | 0,03 |
| | | F4 | 0,00 | 0,01 | 0,03 | 0,13 | 1,84 | 0,00 |
| | BB1 | F1 | 1,87 | 0,04 | 0,49 | 1,45 | 1,44 | 6,12 |
| | | F2 | 2,04 | 0,02 | 0,04 | 0,14 | 0,00 | 0,30 |
| | | F3 | 0,73 | 0,00 | 0,04 | 0,10 | 0,00 | 0,09 |
| | | F4 | 0,00 | 0,01 | 0,03 | 0,11 | 0,00 | 0,00 |
| | BB2 | F1 | 1,54 | 0,05 | 0,72 | 1,80 | 0,00 | 7,06 |
| | | F2 | 1,68 | 0,01 | 0,03 | 0,13 | 0,00 | 0,36 |
| | | F3 | 1,31 | 0,00 | 0,02 | 0,04 | 0,00 | 0,12 |
| | | F4 | 0,94 | 0,00 | 0,05 | 0,13 | 0,00 | 0,00 |
| PG | ZA (FZ) | F1 | 2,04 | 0,00 | 0,24 | 0,43 | 0,00 | 5,38 |
| | | F2 | 0,00 | 0,00 | 1,02 | 0,00 | 3,06 | 2,26 |
| | | F3 | 0,00 | 0,00 | 2,03 | 0,00 | 0,51 | 1,33 |
| | | F4 | 0,00 | 0,00 | 6,14 | 1,11 | 1,23 | 0,00 |
| | FF (BF) | F1 | 0,00 | 0,00 | 0,23 | 0,00 | 0,00 | 2,58 |
| | | F2 | 0,00 | 0,00 | 0,51 | 0,00 | 1,69 | 0,50 |
| | | F3 | 2,22 | 0,00 | 1,79 | 0,00 | 0,00 | 1,29 |
| | | F4 | 0,00 | 0,00 | 5,56 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | BB1 | F1 | 0,00 | 0,00 | 0,25 | 0,00 | 0,00 | 2,52 |
| | | F2 | 0,00 | 0,00 | 0,31 | 0,00 | 1,15 | 0,43 |
| | | F3 | 0,92 | 0,00 | 1,17 | 0,00 | 0,00 | 0,63 |
| | | F4 | 0,00 | 0,00 | 6,83 | 0,18 | 0,00 | 0,00 |
| | BB2 | F1 | 0,00 | 0,00 | 0,25 | 0,00 | 0,00 | 1,90 |
| | | F2 | 0,80 | 0,00 | 0,17 | 0,00 | 0,54 | 0,37 |
| | | F3 | 2,28 | 0,00 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,46 |
| | | F4 | 0,00 | 0,00 | 5,13 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | ZA (FZ) | F1 | 4,19 | 0,01 | 0,23 | 0,33 | 0,00 | 0,93 |
| | | F2 | 1,89 | 0,05 | 1,20 | 0,37 | 1,75 | 1,39 |
| | | F3 | 0,00 | 0,02 | 1,58 | 0,62 | 0,00 | 1,50 |
| | | F4 | 16,31 | 4,33 | 25,69 | 31,31 | 110,28 | 0,00 |
| | FF (BF) | F1 | 6,84 | 0,10 | 0,34 | 0,69 | 0,00 | 4,26 |
| | | F2 | 2,69 | 0,03 | 0,86 | 0,36 | 0,85 | 1,20 |
| | | F3 | 1,36 | 0,00 | 0,00 | 0,08 | 1,45 | 0,03 |
| | | F4 | 6,07 | 1,89 | 1,40 | 39,39 | 45,00 | 0,00 |

| | | | | | | | | |
|-----------|------------|----|-------|------|-------|-------|-------|------|
| SB | BB1 | F1 | 0,00 | 0,06 | 0,07 | 0,11 | 0,00 | 0,70 |
| | | F2 | 1,50 | 0,05 | 0,87 | 0,44 | 0,13 | 1,28 |
| | | F3 | 6,84 | 1,83 | 16,80 | 19,62 | 68,18 | 1,87 |
| | | F4 | 5,48 | 1,88 | 3,09 | 39,65 | 48,18 | 0,00 |
| | BB2 | F1 | 0,00 | 0,02 | 0,25 | 0,07 | 0,00 | 1,09 |
| | | F2 | 0,86 | 0,04 | 0,87 | 0,35 | 0,00 | 1,14 |
| | | F3 | 11,90 | 4,21 | 23,23 | 28,37 | 85,59 | 3,36 |
| | | F4 | 3,60 | 0,86 | 1,42 | 14,48 | 14,79 | 0,00 |