



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Biologia Marinha, Aquática e Costeira

Trabalho de Culminação de Curso

Variante: Investigação

Tema:

Avaliação da contaminação de sedimentos e *M. meretrix* da Baía de Maputo por metais e risco à saúde humana

Edson Salvador Mangane

Maputo, Julho de 2025



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Biologia Marinha, Aquática e Costeira.

Trabalho de Culminação de Curso

Variante: Investigação

Tema:

Avaliação da contaminação de sedimentos e *Meretrix meretrix* da Baía de Maputo por metais e risco à saúde humana

Autor:

Edson Salvador Mangane

Supervisoras:

Prof^ª. Doutora Maria Perpétua Scarlet

Prof^ª. Doutora Daniela de Abreu

Maputo, Julho de 2025

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho de conclusão do curso de Licenciatura em Biologia Marinha, Aquática e Costeira à minha família e aos muitos amigos que me acompanharam ao longo desta jornada.

Expresso, em especial, minha profunda gratidão aos meus queridos pais, Salvador Gaspar Mangane e Matilde Natividade Jaime Siteo, pelo amor, apoio incondicional e incentivo constante ao longo de todo o percurso.

AGRADECIMENTOS

A realização deste Trabalho de Conclusão de Curso só foi possível graças ao apoio e à colaboração de diversas pessoas e instituições, às quais expresso minha mais sincera gratidão.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus Pai Todo-Poderoso, por me conceder força, saúde e sabedoria ao longo desta caminhada.

À minha mãe, Matilde Natividade Jaime, pelo amor incondicional, pelo apoio emocional e financeiro, e por sempre acreditar no meu potencial, mesmo nos momentos mais desafiadores.

À minha supervisora, Professora Doutora Maria Perpétua Scalert, pela orientação dedicada, paciência e por compartilhar seu vasto conhecimento, essencial para a concretização deste trabalho.

À co-supervisora, Professora Doutora Daniela de Abreu, e ao Doutor Álvaro Vetina, pela valiosa colaboração, disponibilidade, apoio técnico e incentivo contínuo.

Ao Doutor Eutílério Chauque e a Doutora Cyntia Timba pelas sugestões pertinentes e contribuições que enriqueceram significativamente este trabalho.

À Doutora Nelda, pelo suporte e assistência durante as análises realizadas no Laboratório Central do Departamento de Química.

Aos amigos e familiares que, contribuíram para a realização deste sonho, deixo o meu mais profundo agradecimento.

O meu muito obrigado a todos!

DECLARAÇÃO DE HONRA

Eu, Edson Salvador Mangane, estudante da Faculdade de Ciências, Departamento de Ciências Biológicas, do curso de Licenciatura em Biologia Marinha, Aquática e Costeira, declaro, sob minha honra, que o presente Trabalho de Culminação de Curso é resultado da minha própria investigação e nunca foi apresentado, no todo ou em parte, para a obtenção de qualquer grau académico, nem utilizado para outros fins. O trabalho foi elaborado com base em revisão bibliográfica, colheita de amostras, análises laboratoriais e tratamento estatístico dos resultados, conforme indicado ao longo deste relatório.

Este documento é submetido como requisito parcial para a obtenção do grau de Licenciado em Biologia Marinha, Aquática e Costeira, na Universidade Eduardo Mondlane, em Maputo.

Maputo, Julho de 2025

O autor

(Edson Salvador Mangane)

GLOSSÁRIO

CDE – Consumo Diário Estimado ERM

ICP-OES - Espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado

ISO – Organização Internacional de Normalização

OMS – Organização Mundial da Saúde

pH – potencial hidrogeniónico

QRA – Quociente de Risco Alvo

RC – Risco Carcinogénico

SARM – Stream Sediment

RESUMO

A contaminação ambiental por metais tem se tornado uma preocupação crescente na Baía de Maputo. Neste estudo, avaliou-se a concentração de metais em três áreas da Baía de Maputo a saber: Matola Rio, Macaneta e Lingamo, por meio da determinação dos teores de metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix*. Foram colectadas 45 amostras de amêijoas (15 por área), com indivíduos entre 3,5 e 5 cm de comprimento, conforme modelo adaptado de estudos ecológicos de bioacumulação (Krizmanic *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022). As amostras de sedimentos (n = 6; duas por área) foram colectadas manualmente com colher de Teflon em zonas intermareais expostas, até 10 cm de profundidade, seguindo os protocolos da USEPA (2001), APHA (2017) e ISO 5667-12 (2017). Todas as amostras foram analisadas em triplicado. A digestão das amostras de sedimento foi realizada conforme método adaptado de Loring e Rantala (1992). Já a digestão dos tecidos de *M. meretrix* seguiu o protocolo de Nussey *et al.* (1999). Ambas as matrizes foram analisadas por espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, modelo ICPE-9820, Shimadzu). Materiais de referência certificados (SARM 46 e ERM-BB422) foram usados para validação analítica. Foram quantificados os metais Al, As, Cd, Pb, Cr, Cu, Fe, Mn e Zn, com base nos limites da Organização Mundial da Saúde (OMS). Para avaliação do risco à saúde humana, foram calculados o Consumo Diário Estimado (CDE), o Quociente de Risco Alvo (HQ) e o Risco Carcinogénico (CR). O teste de Grubbs foi aplicado para eliminação de outliers e o teste de Kruskal-Wallis para comparação estatística entre áreas e matrizes, nos casos de diferença significativa, aplicou-se o teste de Dunn com correcção de Bonferroni para identificar os pares de áreas com diferenças estatísticas e o teste t Student para uma amostra foi utilizado para comparar as concentrações médias observadas com os limites máximos permitidos pela OMS. Os resultados indicaram que Fe, Cu e As foram os metais mais abundantes, enquanto Pb, Mn e Cr apresentaram as menores concentrações em amêijoas e sedimentos. Nos sedimentos, as concentrações decrescentes na seguinte ordem: Matola Rio: As > Fe > Pb > Zn > Cu > Cd > Mn > Cr. Macaneta: As > Fe > Pb > Zn > Cu > Cd > Cr > Mn e Lingamo: As > Fe > Pb > Zn > Cu > Cr > Cd > Mn e nos tecidos de *M. meretrix*, as concentrações decresceram na seguinte ordem: Matola Rio: Fe > Al > Cu > Zn > Mn > As > Cd > Pb. Macaneta: Cu > Fe > Al > Zn > As > Cd > Mn > Pb e Lingamo: Fe > Al > Cu > Zn > As > Cd > Mn > Pb. A avaliação de risco indicou que, embora os valores de CDE estivessem abaixo dos limites máximos toleráveis, o HQ para As ultrapassou o valor de 1 em

todas as áreas (Matola Rio: 2,36; Macaneta: 1,75; Lingamo: 1,94), indicando risco potencial não carcinogênico. Adicionalmente, os valores de CR para As foram superiores ao limite aceitável de 10^{-4} , evidenciando risco carcinogênico significativo. Os riscos associados ao cádmio e chumbo, permaneceram abaixo dos limites críticos.

Palavras-chave: Baía de Maputo; metais pesados; bioacumulação; risco à saúde humana; Kruskal-Wallis; teste t; teste de Dunn.

Índice

DEDICATÓRIA	3
Agradecimentos	4
DECLARAÇÃO DE HONRA.....	5
GLOSSÁRIO	6
Resumo	7
1.Introdução.....	13
1.2. Justificativa.....	15
2. Objectivos	16
2.1. Objectivo Geral.....	16
2.2. Objectivos Específicos	16
3. Hipóteses.....	16
3.1. Hipótese Nula	17
3.2. Hipótese Alternativa	17
4. Área de Estudo.....	18
5. Revisão Bibliográfica.....	19
5.1 Metais no ambiente marinho	19
5.2 Sedimentos como reservatórios de metais.....	20
5.3 Bioindicadores e o papel dos bivalves.....	21
5.4 Risco da bioacumulação para a saúde humana.....	23
6. Material e Metodologia.....	24
6.1. Materiais	24
6.2. Reagentes.....	24
6.3. Metodologia.....	25
6.3.1. Amostragem das amêijoas	25

6.3. 2. Amostragem dos Sedimentos	25
6.3.3. Lavagem do material	25
6.3.4. Tratamento das amostras de amêijoas	26
6.3.5. Tratamento de amostras de sedimento de superfície	26
6.3.6. Digestão e análise das amostras de sedimentos de superfícies.....	26
6.3.7. Digestão e análise das amostras de amêijoa	27
6.3.8. Plasma indutivamente acoplado (ICP – OES).....	27
6.3. 9.Princípio do método.....	28
6.3.10. Validação de método (recuperação)	28
6.4.11. Teste de Grubb.....	29
7. Análise de Dados	30
7.1.Avaliação do risco a saúde humana.....	30
7.2. Consumo Diário Estimado (CDE).....	30
7.3. Quociente de risco alvo (QRA) e Risco cancerígeno (RC)	31
8. Resultados	32
8.1. Validação da exactidão por meio do material de referência SARM 46	32
8.1.2. Validação da exactidão por meio do material de referência ERM BB422.....	33
8.2.Concentração média de metais (mg/kg) e desvio padrão (SD) em sedimentos.....	34
8.2.1.Concentração média de metais (mg/kg) e desvio padrão (SD) em amêijoas	35
8.3. Análise comparativa das concentrações de metais nas amostras de sedimentos e os valores limites da OMS	37
8.3.1.Análise comparativa das concentrações de metais nas amostras de <i>M. meretrix</i> e os valores limites da OMS	39
8.4. Avaliação do risco a saúde humana Avaliação do risco a saúde humana	42
8.4.1.Consumo Diário Estimado (CDE) de metais por ingestão de <i>M. meretrix</i>	42

8.4.3. Quociente de risco alvo	43
8.4.5. Risco carcinogénico (RC).....	44
9. Discussão.....	47
9.1. Validação analítica.....	47
9.1.2. Diferenças espaciais nas concentrações de metais.....	48
9.1.3. Capacidade bioindicadora de <i>M. meretrix</i>	48
9.1.4. Metais de interesse toxicológico.....	48
9.1.5. Avaliação de risco à saúde humana.....	49
10. Conclusão	50
11. Recomendações	52
12. Referências bibliográficas	54
12. Anexos.....	62

Índice tabela

Tabela 1: Resultados analíticos obtidos para material de referência certificado (SARM 46).....	32
Tabela 2: Resultados analíticos obtidos para o material de referência certificado (ERM BB422)	32
Tabela 3: Concentrações médias de metais (mg/kg) e desvio padrão (\pm) analisadas nas amostras de sedimentos.....	35
Tabela 4: Concentrações médias de metais (mg/kg) e desvio padrão (\pm) analisadas nas amostras de <i>M. meretrix</i>	37
Tabela 5: Consumo diário estimado de metais por ingestão de <i>M. meretrix</i> nas diferentes áreas de amostragem	43
Tabela 6: Quociente de risco alvo dos metais em <i>M. meretrix</i> em comparação com limite de segurança para adultos (THQ = 1).....	44

Tabela 7: Risco Carcenogénico estimado associado a ingestão de <i>M. meretrix</i> por indivíduos adultos.....	45
---	----

Índice figura

Figura 1: Ilustração das áreas de amostragem (Fonte: Mangane, 2024).....	19
Figura 2: Vista geral de um aparelho de ICP - OES (Fonte: Mangane, 2024)	28
Figura 3 : Comparação entre as concentrações de metais nos sedimentos e os valores limites da OMS	41
Figura 4: Comparação entre as concentrações de metais em <i>M. meretrix</i> e os valores limites da OMS	41

Índice Anexo

Anexo 1: Dados referentes a análise morfométrica das amostras de amêijoas	60
Anexo 3. Condições de análise no ICP-OES	60
Anexo 4: Apresenta os comprimentos de onda de leitura registados para cada elemento analisado.	61
Anexo 5: Limite máximo de resíduos estabelecidos pela legislação (OMS).....	61
Anexo 6: Teste de Kruskal Wallis Amêijoas	62
Anexo 7: apresenta teste estatístico de Kruskal Wallis para teste de normalidade	63
Anexo 8: Teste de Kruskal Wallis Sedimentos.....	63
Anexo 9:: Verificação de outliers das concentrações de metais em amêijoas	65
Anexo 10: Concentração de metais nas amostras de sedimentos em mg/kg	A
Anexo 11: Concentração de metais nas amostras de amêijoas em mg/kg	2
Anexo 12: Teste t de uma amostra - Sedimentos vs Limites	3
Tabela 12: Resultados do Teste t – Concentrações de Metais em Amêijoas.....	3

1.Introdução

A poluição por metais em ambientes marinhos tem se intensificado nas últimas décadas, especialmente em regiões estuarinas sujeitas à intensa industrialização, urbanização e práticas agrícolas (Giri *et al.*, 2020). Essas actividades contribuem significativamente para a introdução de elementos tóxicos como arsénio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr) e mercúrio (Hg) nos ecossistemas aquáticos (Liu *et al.*, 2022; Rahman *et al.*, 2023; Giri *et al.*, 2020). Esses metais são caracterizados por sua persistência no ambiente, baixa biodegradabilidade e elevada toxicidade, o que os torna altamente perigosos mesmo em baixas concentrações (Ahmed, 2020; Jomova *et al.*, 2021; Iwegbue *et al.*, 2021).

Os sedimentos atuam como reservatórios naturais desses contaminantes, acumulando metais ao longo do tempo por meio de processos de adsorção à matéria orgânica e partículas minerais (Rodrigues *et al.*, 2021). No entanto, alterações em parâmetros ambientais como pH, potencial redox e salinidade podem promover a remobilização desses metais para a coluna d'água, aumentando sua biodisponibilidade para organismos aquáticos (Rodrigues *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023; Sany *et al.*, 2020). Por essa razão, os sedimentos são utilizados como matriz principal para a avaliação da contaminação ambiental por metais (de Souza Machado *et al.*, 2021).

Entre os organismos aquáticos, os bivalves, como a amêijoia *M. meretrix*, têm sido amplamente utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental, devido ao seu comportamento filtrador, vida betónica e capacidade de acumular contaminantes tanto da água quanto dos sedimentos (Zuykov *et al.*, 2013; Qin *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2022). Essa espécie é comum em regiões estuarinas tropicais e apresenta elevada tolerância a ambientes contaminados, sendo capaz de reflectir fielmente os níveis de poluição do habitat onde se encontra (Thangaradjou *et al.*, 2023; Zhou *et al.*, 2020).

A bioacumulação de metais em organismos comestíveis, como a *M. meretrix*, representa um risco directo à saúde pública, sobretudo em comunidades costeiras que consomem regularmente frutos do mar oriundos de áreas contaminadas (Wang *et al.*, 2022). A exposição crónica a metais como As, Cd e Pb está associada a efeitos adversos à saúde, incluindo cancro, neurotoxicidade, doenças renais, disfunções hepáticas e distúrbios imunológicos (Rahman *et al.*, 2023; FAO/WHO, 2021; Jomova *et al.*, 2021). Esses metais, por não serem facilmente metabolizados

ou excretados pelo organismo humano, tendem a se acumular nos tecidos ao longo do tempo, aumentando o risco de efeitos cumulativos, especialmente em grupos vulneráveis como crianças e gestantes (Liu *et al.*, 2021; Ahmed *et al.*, 2020; Tchounwou *et al.*, 2012). Diante desse contexto, o presente estudo pretende avaliar os níveis de contaminação por metais nos sedimentos e nos tecidos da amêijoia *M. meretrix* e os riscos à saúde pública decorrentes do consumo da *M. meretrix* na Baía de Maputo, com foco nas zonas dos estuários dos rios Matola, Macaneta e Lingamo.

1.1.Problema

A contaminação por metais em ambientes aquáticos tem se intensificado em função do crescimento industrial, agrícola e urbano, que resulta na descarga crescente de efluentes contendo esses poluentes (Singh *et al.*, 2010; Tao *et al.*, 2012; Birch *et al.*, 2014; Jebalia *et al.*, 2014). Após serem lançados na coluna d'água, os metais tendem a se associar às partículas em suspensão, precipitando-se e acumulando-se nos sedimentos, que funcionam como reservatórios de poluentes persistentes (Forstner, 1983; Rajeshkumar e Li, 2018). Organismos filtradores bentônicos, como a amêijoia *M. meretrix*, são vulneráveis à bioacumulação dos metais em seus tecidos, devido ao seu modo alimentar, podendo acumular concentrações elevadas mesmo em ambientes com níveis baixos de contaminação (Zuykov *et al.*, 2013; Alrabie, 2019).

A amêijoia *M. meretrix* é amplamente consumida pela população costeira da Baía de Maputo, resultando em importante fonte nutricional e económica. Contudo, o consumo frequente deste bivalve contaminado pode representar uma via relevante de exposição humana a metais tóxicos, os quais estão associados a graves efeitos adversos à saúde (Ruhena *et al.*, 2024). Metais essenciais como cobre (Cu), cromo (Cr) e níquel (Ni) são necessários em baixas concentrações para funções metabólicas, mas em níveis elevados apresentam toxicidade (Rahman *et al.*, 2014). Já metais como Arsénio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e cromo hexavalente são reconhecidos como agentes tóxicos e carcinogênicos, representando risco à saúde pública pela via alimentar (Lei *et al.*, 2009; Islam *et al.*, 2014; Ruhena *et al.*, 2024).

Os efeitos tóxicos do chumbo incluem deficits cognitivos e neurológicos em crianças, hipertensão e doenças cardiovasculares em adultos, além de potencial carcinogénico (Flora *et al.*, 2006; Steenland e Boffetta, 2000). A exposição crónica ao cádmio está relacionada a câncer,

insuficiência renal, disfunção hepática e problemas reprodutivos (Wilbur *et al.*, 2012). O cromo hexavalente pode causar danos respiratórios, cardiovasculares, renais e neurológicos graves, podendo levar à morte em casos extremos (Wilbur *et al.*, 2012). Assim, a presença destes metais em organismos consumidos pela população demanda avaliações periódicas para estimar riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Diante do exposto, Quais são os níveis de metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix* colectados na baía de Maputo, e quais os riscos a saúde humana associado ao consumo do *M. meretrix*? Assim sendo, torna se importante a realização desta análise do teor de metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix* colectados na Matola Rio, Macaneta e Lingamo.

1.2. Justificativa

M. meretrix é um bivalve sésil e filtrador, distribuído em estuários e zonas costeiras, sendo utilizado como bioindicador da qualidade ambiental devido à sua alta capacidade de acumulação de contaminantes nos tecidos (Cunningham, 1979; Zuykov *et al.*, 2013). Essa característica torna *M. meretrix* um organismo sentinela ideal para monitorar a presença e a bioacumulação de metais em ecossistemas aquáticos (Rainbow, 2002; Alagboso *et al.*, 2021).

Além de seu papel ecológico, *M. meretrix* possui importante valor comercial e é fonte alimentar para a população, o que implica que sua contaminação por metais pode representar um risco directo à saúde humana (Islam *et al.*, 2014; Ruhena *et al.*, 2024). A ingestão contínua de metais, mesmo em baixas concentrações, pode provocar efeitos crónicos e cumulativos, incluindo disfunções neurológicas, renais, cardiovasculares e carcinogênese (Jarup, 2003; Tchounwou *et al.*, 2012). Portanto, o monitoramento constante dos níveis de metais em sedimentos e em *M. meretrix* e da Baía de Maputo é fundamental para a avaliação do estado ambiental e para a protecção da saúde pública. Essa pesquisa justifica-se pela necessidade de fornecer dados actualizados e confiáveis que subsidiem políticas ambientais e de saúde, promovendo o uso sustentável dos recursos naturais e a segurança alimentar.

2. Objectivos

2.1. Objectivo Geral

- Avaliar o nível de contaminação de sedimentos e *M. meretrix* por metais em três áreas (Matola Rio, Lingamo e Macaneta) da Baía de Maputo, e o risco a saúde humana.

2.2. Objectivos Específicos

- Determinar o teor de metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix* nas três áreas de estudo;
- Comparar o teor de metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix* nas três áreas de estudo;
- Comparar o teor dos metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix* com os valores padrão para alimentos marinhos estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde para o consumo humano;
- Determinar os riscos para saúde pública associados ao consumo da *M. meretrix* provenientes das áreas de estudo.

3. Hipóteses

As actividades antropogénicas constituem uma importante via de introdução de metais no ambiente aquático, contribuindo para a contaminação de compartimentos como os sedimentos e organismos bentónicos, incluindo espécies como *M. meretrix* (Islam, *et al.*, 2019). Os sedimentos atuam como reservatórios de metais, que podem estar presentes na forma dissolvida ou adsorvidos em partículas sólidas (Islam *et al.*, 2019). Por sua vez, *M. meretrix* é um molusco bivalve filtrador, que obtém alimento e nutrientes ao filtrar a água, expondo-se continuamente aos contaminantes presentes na coluna d'água e nos sedimentos. Dessa forma, pode absorver metais tanto directamente da água como por ingestão de partículas de sedimento contaminado (Zhou *et al.*, 2020). Diante desse contexto ecológico e toxicológico, formulam-se as seguintes hipóteses para este estudo:

3.1. Hipótese Nula

- Não há diferença significativa na concentração dos metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix* entre as três áreas de amostragem (Matola Rio, Macaneta e Lingamo).

3.2. Hipótese Alternativa

- Há diferença significativa na concentração de metais nos sedimentos e os tecidos de *M. meretrix* entre pelo menos duas das três áreas de amostragem (Matola Rio, Macaneta e Lingamo).

4. Área de Estudo

A Baía de Maputo, localizada no sul de Moçambique, abrange uma área aproximada de 2.280 km², com cerca de 90 km de linha costeira e 32 km de largura máxima, situando-se entre as coordenadas 25°72'10" a 26°28'30" S e 32°49'10" a 32°85'40" E (da Silva & Rafael, 2014). A Baía de Maputo apresenta características subtropicais, com uma estação chuvosa que vai de Novembro a Março, correspondendo ao verão, e uma estação seca durante o inverno, entre Maio e Agosto (INAM, 2021). A temperatura média anual é relativamente estável, não excedendo 25 °C, com máximas e precipitações elevadas no mês de Janeiro que se estendem até Março (Da Silva e Rafael, 2014). Durante a estação seca, as temperaturas caem para cerca de 18 °C, com precipitações inferiores a 20 mm entre Junho e Agosto, período de maior vento na região (da Silva & Rafael, 2014; Nhantumbo *et al.*, 2021).

A Baía de Maputo recebe as águas de cinco importantes rios: Incomáti ao norte, que forma o Estuário de Incomáti; Maputo ao sul, formando o Estuário de Maputo; e os rios Umbeluzi, Matola e Tembe, que desagua na porção ocidental da baía, formando o Estuário do Espírito Santo (Canhanga e Dias, 2005; Da Silva e Rafael, 2014). Esses sistemas fluviais são cruciais para o aporte de nutrientes e sedimentos, influenciando directamente a qualidade da água, a dinâmica sedimentar e a biodiversidade local (Shirima *et al.*, 2019).

O estuário do Rio Incomáti, apresenta formações costeiras bem desenvolvidas, incluindo áreas de mangais e zonas intertidais importantes para a pesca e a biodiversidade (Macamo *et al.*, 2014). Já o Estuário do Espírito Santo, na margem ocidental da baía, destaca-se como berçário natural marinho, onde os rios Tembe, Umbeluzi e Matola desembocam, sendo caracterizado por extensas áreas de mangais de alta densidade, fundamentais para a protecção costeira e a manutenção de habitats (Malhadas *et al.*, 2012; Bohlmark, 2003).

A região de Matola, situada entre os Rios Infulene e Matola, é particularmente vulnerável a inundações tanto de origem fluvial quanto marinha, conforme evidenciado pelas cheias de 2000 (GFDRR *et al.*, 2014). Além disso, a área tem sofrido intensa urbanização e expansão populacional, com o crescimento acelerado do sector industrial, comercial e residencial, resultando em transformações significativas do uso do solo e pressões ambientais crescentes (INE, 2008, 2010, 2019; Araújo, 2003; Nhantumbo *et al.*, 2021).

Estudos recentes destacam que as actividades humanas na região, como despejos industriais, urbanos e agrícolas, contribuem para a introdução crescente de poluentes, incluindo metais, na

Baía de Maputo, colocando em risco a saúde dos ecossistemas e das populações que dependem destes recursos naturais (Madzudzo *et al.*, 2022; Monjane *et al.*, 2023).

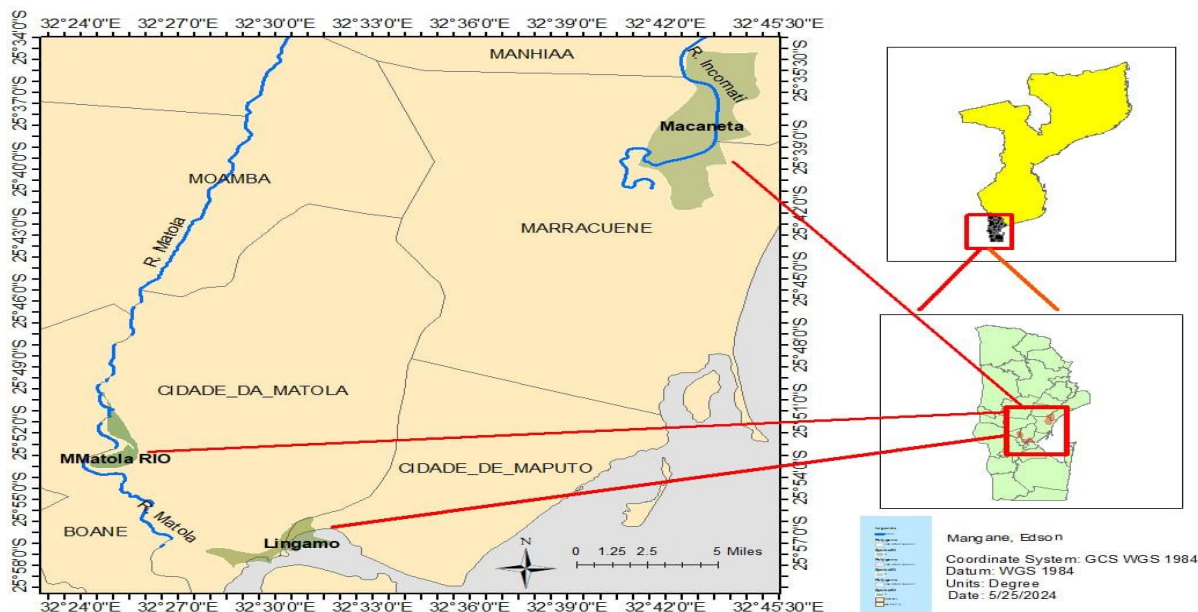


Figura 1: Ilustração das áreas de amostragem (Fonte: Mangane, 2024)

5. Revisão Bibliográfica

5.1 Metais no ambiente marinho

Os metais no ambiente marinho apresentam-se como elementos traço naturais ou como poluentes introduzidos pelas actividades humanas (Fernandez *et al.*, 2020). Embora alguns metais, como ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu) e manganês (Mn), sejam essenciais ao metabolismo de organismos aquáticos em concentrações traço, muitos outros, como chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e arsénio (As), são potencialmente tóxicos mesmo em baixas concentrações (Fernández *et al.*, 2020).

A origem dos metais nos ecossistemas marinhos pode ser natural, resultante da erosão de rochas e actividades vulcânicas, ou antrópica, derivada de descargas industriais, esgotos domésticos, lixiviação de solos agrícolas, mineração e efluentes urbanos (Islam *et al.*, 2015; Zheng *et al.*, 2021). Estes contaminantes chegam aos mares através da atmosfera, dos rios e do escoamento superficial, sendo posteriormente transportados e transformados nos compartimentos aquáticos.

No ambiente marinho, os sedimentos atuam como reservatórios primários de metais, acumulando-os por processos de adsorção em partículas finas, matéria orgânica ou óxidos de ferro e manganês (Förstner e Wittmann, 2012). Entretanto, os sedimentos não são apenas um destino final, pois mudanças no pH, salinidade, temperatura e oxigenação podem levar à remobilização desses metais para a coluna d'água, tornando-os novamente biodisponíveis (Li *et al.*, 2023).

Esses metais possuem características que os tornam preocupantes do ponto de vista ambiental: toxicidade, persistência no ambiente, não biodegradáveis e capacidade de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica (Peng *et al.*, 2021). Ao se acumularem nos tecidos dos organismos aquáticos, podem comprometer funções fisiológicas essenciais, afectar a reprodução e a sobrevivência das espécies, além de representar risco à saúde humana através do consumo de frutos do mar contaminados (Ahmed *et al.*, 2020).

Os principais metais de interesse ambiental incluem: Arsénio (As): presente naturalmente em alguns minerais, pode causar câncer de pele, pulmão e bexiga em humanos (Rahman et al., 2022). Cádmio (Cd): proveniente de baterias, fertilizantes fosfatados e efluentes industriais, é altamente tóxico para os rins e sistema esquelético (Wang *et al.*, 2020). Chumbo (Pb): amplamente utilizado em ligas metálicas e pesticidas, é neurotóxico, especialmente em crianças (WHO, 2021). Cobre (Cu) e Zinco (Zn): essenciais em pequenas quantidades, mas tóxicos em excesso, afectando enzimas e o sistema nervoso (Ali *et al.*, 2019). Crómio (Cr): encontrado em efluentes da indústria de curtumes, pode causar efeitos mutagénicos e carcinogénicos, especialmente em sua forma hexavalente (Cr^{6+}) (Zhao *et al.*, 2023). A crescente presença desses elementos nos ecossistemas costeiros compromete a qualidade ambiental e requer constante monitoramento, especialmente em regiões sujeitas a intensa pressão antrópica, como estuários e baías urbanizadas (Xie *et al.*, 2022).

5.2 Sedimentos como reservatórios de metais

Os sedimentos desempenham um papel fundamental nos ecossistemas aquáticos como reservatórios naturais de contaminantes, incluindo metais (Rajeshkumar, 2018). Esses poluentes podem se depositar na interface água-sedimento por meio de processos de adsorção, precipitação e sedimentação de partículas suspensas, muitas vezes associadas à matéria orgânica ou minerais argilosos (Rodrigues *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2022). No entanto, essa função de "armazenamento"

não é permanente, pois alterações nas condições ambientais podem causar a remobilização dos metais, liberando-os novamente para a coluna d'água e tornando-os biodisponíveis (Zhang *et al.*, 2020).

A mobilidade e biodisponibilidade dos metais nos sedimentos são determinadas por diversos factores físico-químico, como o pH, o potencial de oxirredução (Eh), a granulometria, a concentração de matéria orgânica, a presença de sulfeto, óxidos de ferro e manganês, entre outros (Ma *et al.*, 2021; Duruibe *et al.*, 2023). Por exemplo, pH baixo favorece a solubilização de metais, aumentando sua liberação, enquanto ambientes redutores com presença de sulfeto podem promover a imobilização de certos metais na forma de compostos insolúveis (Shi *et al.*, 2022). A matéria orgânica, por sua vez, pode tanto complexar metais, diminuindo sua toxicidade, quanto agir como fonte de carbono para microrganismos que alteram o estado químico dos elementos (Guo *et al.*, 2020).

Devido à sua capacidade de integrar variações temporais e espaciais da poluição, os sedimentos são considerados uma matriz ideal para o monitoramento da contaminação ambiental em ambientes aquáticos (Nascimento *et al.*, 2023). Em comparação com a água, os sedimentos acumulam metais por períodos prolongados, permitindo uma avaliação mais representativa da poluição crónica, mesmo quando as concentrações dissolvidas estão abaixo dos limites de detecção (Peng *et al.*, 2021). Além disso, estudos em sedimentos fornecem indicadores precoces de risco ecológico e podem auxiliar na identificação de fontes pontuais e difusas de contaminação (Xie *et al.*, 2022).

A análise de sedimentos é, portanto, amplamente utilizada em estudos de qualidade ambiental, sendo recomendada por diversas agências internacionais de protecção ambiental, como a USEPA e a Agência Europeia do Ambiente, para fins de diagnóstico e gestão de ecossistemas costeiros e estuarinos (USEPA, 2020).

5.3 Bioindicadores e o papel dos bivalves

Os bivalves desempenham funções ecológicas essenciais nos ecossistemas aquáticos, especialmente em zonas estuarinas e costeiras (Wang, 2022). Como organismos filtradores bentônicos, esses moluscos contribuem para a manutenção da qualidade da água, controlam populações fitoplancônicas, participam do ciclo de nutrientes e servem como alimento para

diversas espécies (Zuykov *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2022). Sua ampla distribuição, facilidade de colecta, sensibilidade a poluentes e capacidade de bioacumulação tornam os bivalves excelentes bioindicadores da qualidade ambiental (Sarà *et al.*, 2021).

A espécie *M. meretrix*, uma amêijoia amplamente distribuída em estuários e zonas intertidais do Indo-Pacífico, têm sido destacadas como um organismo sentinela na avaliação de ambientes contaminados por metais pesados (Qin *et al.*, 2021; Thangaradjou *et al.*, 2023). Essa espécie apresenta características fisiológicas que favorecem seu uso como bioindicador: vive enterrada em substratos lamosos ou arenosos, possui baixa mobilidade, elevada taxa de filtração, metabolismo relativamente lento e grande tolerância a variações ambientais (El Nemr *et al.*, 2016; Bao *et al.*, 2020).

Seu comportamento alimentício filtrador permite a ingestão contínua de partículas em suspensão na água e, indirectamente, de contaminantes associados à matéria orgânica e aos sedimentos (Liu *et al.*, 2018a). Além disso, a composição dos tecidos moles desses organismos reflecte directamente a biodisponibilidade dos metais no ambiente, possibilitando avaliar o grau de poluição local e seus efeitos ao longo do tempo (Wang *et al.*, 2023).

Estudos demonstram que *M. meretrix* tem alta capacidade de bio acumular metais como cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsénio (As) e zinco (Zn) em tecidos como as brânquias, sifão e hepatopâncreas, os quais podem ser analisados para rastrear a origem e o impacto dos poluentes (Qin *et al.*, 2021; El Nemr *et al.*, 2016). Essa bioacumulação ocorre por meio de mecanismos de adsorção celular, transporte activo e complexidade com proteínas metalotioneínas, que servem como mecanismos de defesa contra o stress químico (Feng *et al.*, 2020).

A utilização de bivalves como bioindicadores tem sido recomendada por organizações internacionais de monitoramento ambiental, como o Mussel Watch e directrizes da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), por oferecerem dados confiáveis sobre a contaminação marinha e os potenciais riscos à saúde pública associados ao consumo de frutos do mar (FAO, 2021).

5.4 Risco da bioacumulação para a saúde humana

A bioacumulação de metais em organismos aquáticos, especialmente em espécies comestíveis como os bivalves, representa uma das principais vias de exposição humana a contaminantes tóxicos. A ingestão de frutos do mar provenientes de áreas contaminadas é considerada a rota mais relevante de exposição alimentar a metais como As, Cd, Pb, Hg e Cr (Ahmed *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2021).

Esses metais podem se acumular no organismo humano ao longo do tempo, mesmo em pequenas quantidades, causando efeitos crônicos à saúde, uma vez que não são facilmente metabolizados ou excretados (Rahman, 2023). Entre os efeitos adversos mais comuns da exposição prolongada destacam-se: Neurotoxicidade: o Pb e o Hg afetam o sistema nervoso central, especialmente em crianças, podendo comprometer o desenvolvimento cognitivo (WHO, 2021). Carcinogenicidade: o As, o Cd e o Cr hexavalente (Cr^{6+}) são classificados como carcinógenos humanos pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), associados a cânceres de pele, pulmão, bexiga, fígado e rins (IARC, 2022). Distúrbios renais e hepáticos: metais como Cd e Pb acumulam-se nos rins e fígado, podendo causar lesões renais progressivas, nefrotoxicidade e alterações hepáticas (Tchounwou *et al.*, 2012; Rahman *et al.*, 2023). Alterações endócrinas e imunológicas: alguns metais podem interferir com o sistema hormonal e imunológico, afetando a fertilidade, o metabolismo e a resposta imune (Jomova *et al.*, 2021). Grupos vulneráveis, como crianças, gestantes, idosos e populações ribeirinhas que consomem frutos do mar como fonte alimentar principal, estão mais expostos aos efeitos adversos desses contaminantes (Ruhena *et al.*, 2024). Nessas populações, os riscos à saúde são amplificados pela frequência do consumo e pela menor capacidade de metabolização e excreção dos metais (Ahmed *et al.*, 2020; FAO/WHO, 2021).

Diante desses riscos, diversas agências internacionais estabeleceram limites máximos toleráveis para ingestão de metais pesados, com base em avaliações toxicológicas e epidemiológicas. Por exemplo: A Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) definem valores como a Ingestão Semanal Tolerável (TWI) e o Consumo Diário Estimado (EDI), utilizados em avaliações de risco alimentar (FAO/WHO, 2021). A Agência de Protecção Ambiental dos EUA (EPA) estabelece o Valor de Referência

Oral (RfD) para estimar o nível seguro de exposição diária (USEPA, 2020). A União Europeia (UE) e o Codex Alimentarius definem limites máximos permitidos de metais em produtos alimentícios, como 0,5 mg/kg para Pb em moluscos e 1,0 mg/kg para Cd (Codex, 2023).

O monitoramento contínuo da presença de metais em organismos comestíveis, como *M. meretrix*, é essencial para avaliar riscos à saúde pública, prevenir surtos de intoxicação e orientar políticas de gestão pesqueira e protecção alimentar (Liu *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023).

6. Material e Metodologia

6.1. Materiais

Para atingir os objectivos preconizados nesta análise foram usados vários materiais reagentes e equipamentos, a saber:

- Materiais: bandeja, placas de petri, rolo de papel de alumínio, balões volumétricos de 50mL, craveira, plásticos de zipe lock, almofariz de ágata, vidro de relógio, copos Becker de 250mL, facas plásticas., frasco cónico de 50mL e termómetro.
- Equipamentos: Automatic Sampler ASC – 9800 (Shimadzu), congelador, nicho, Inductively Coupled Plasma Emission ICPE – 9820 (Shimadzu), placa de aquecimento, estufa BOV-T30C: 50 – 200 °C (Biobase), balança analítica Shimadzu (AUW220D precisão 0,01mg e macro balança Denver Instrument XL-610 precisão: 0.1 mg.

6.2. Reagentes

- Reagentes: ácido clorídrico (HCl) 20%; ácido nítrico (HNO₃) 20%; ácido perclórico (HClO₄) 70%, ácido sulfúrico (H₂SO₄) 98%, ácido nítrico 55%, água destilada; água desionizada; detergente líquido; para a validação do método espectrofotométrico foram usados materiais de referência de sedimentos de rio SARM 46 da "MINTEK" (África do Sul) e para os tecidos dos bivalves EUROPEAN REFERENCE MATERIAL ERM – BB422 (músculo de peixe).

6.3. Metodologia

6.3.1. Amostragem das amêijoas

Amostragem das amêijoas (*M. meretrix*) foi conduzida com base em um modelo adaptado de estudos ecológicos que avaliam a bioacumulação de metais em organismos bentônicos (Krizmanic *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022). Onde foram colectadas 15 amostras de *M. meretrix* em cada área (Macaneta, Matola Rio e Lingamo), totalizando 45 indivíduos com comprimento entre 3,5 e 5 cm, seleccionados para garantir uniformidade biológica e representatividade estatística. Após a limpeza das conchas com água destilada, os organismos foram acondicionados em sacos de polietileno e transportados em caixas térmicas com gelo até o laboratório para posterior análise.

6.3. 2. Amostragem dos Sedimentos

Colecta de sedimentos foram realizados seguindo os procedimentos adaptados pela USEPA (2001), APHA (2017) e a norma ISO 5667-12 (2017) para a colecta de sedimentos superficiais em ambientes aquáticos. Em cada área de amostragem (Macaneta, Matola Rio e Lingamo), foram colectadas duas amostras de sedimentos, totalizando seis amostras. As colectas foram realizadas manualmente, utilizando colher de Teflon, em zonas intermareais expostas, retirando o material superficial até uma profundidade de 5 a 10 cm, que corresponde à zona activa de deposição e adsorção de metais.

Cada amostra consistiu de aproximadamente 400 g de sedimento, massa suficiente para a realização de análises laboratoriais em duplicado. Antes da colecta, foi removida cuidadosamente a camada superficial de materiais flutuantes (como folhas ou detritos orgânicos visíveis) para evitar contaminação.

6.3.3. Lavagem do material

Todos os materiais que entraram em contacto com a amostra ou qualquer solução foram submetidos ao procedimento de lavagem com água corrente e detergente liquido adaptado de Rothery (1988). De seguida, foi lavado com água destilada e mergulhado numa solução de HCl 20% (w/w) durante 48h. A posterior foi lavada com água destilada e mergulhado numa solução de HNO₃ 20% (w/w) durante 48h. Por fim, o material foi mergulhado em água destilada durante 48 horas e seco na estufa a uma temperatura de 50°C.

6.3.4. Tratamento das amostras de amêijoas

A preparação das amostras foi realizada no Laboratório do Departamento de Ciências Biológicas (B9) e a análise do teor de metais no Laboratório Central do Departamento de Química na Universidade Eduardo Mondlane.

Usando um marcador, identificou-se as placas de Petri com o nome do local de colecta da amostra e o número do indivíduo; procedimento foi adaptado de Ahmed e Tauq (2016). De seguida, com auxílio de uma craveira ou paquímetro com precisão de (0.01mm) mediu-se o comprimento, a altura e a largura de cada amêijoas e a partir de uma balança analítica obteve-se o peso húmido das amêijoas. A posterior, usando uma faca plástica, dissecou-se o material fresco das amêijoas e pesou-se para obtenção de peso fresco. Os tecidos dissecados foram colocados nas placas de Petri e em seguida na estufa durante dois dias a 60° C. Após a secagem, os tecidos de cada amostra foram pesados para obtenção do peso seco e por fim, com auxílio do almofariz de Ágata os tecidos foram pulverizados e em seguida foram armazenados em sacos zipe lock para a sua digestão.

6.3.5. Tratamento de amostras de sedimento de superfície

Usando o método adaptado de (Binning e Baird, 2001), marcou-se e identificou-se as placas de Petri com o nome do local onde se colectou a amostra. De seguida, foram pesados 5 gramas de sedimentos numa balança analítica, colocados na Placa de Petri e levados à estufa a uma temperatura de 80°C por 48 horas. Após a secagem, com auxílio do almofariz de ágata os sedimentos foram pulverizados e armazenados em sacos plásticos para a sua digestão.

6.3.6. Digestão e análise das amostras de sedimentos de superfícies

Para a digestão da amostra de sedimento usou-se o método adaptado de Loring e Rantala, (1992). Pesou-se 0,1 g de cada amostra de sedimento seco numa balança analítica usando como base papel de alumínio. De seguida, transferiu-se a amostra para um frasco cónico de 50mL e adicionou-se 2 ml de HClO₄. De modo a humidificar a amostra adicionou-se 10mL de uma solução de HF e 2mL de uma solução de HCl. De seguida, com auxílio de placa aquecedora faz-se a digestão da amostra à 200-250°C até que a solução final se tornasse transparente e com um volume remanescente de 1mL. De seguida dissolveu-se o resíduo com concentrado de HCl, dilui-se para 25 ml e filtrou-se com o papel de filtro de Whatman resistente a ácidos. Os

digeridos resultantes foram armazenados à baixa temperatura em meio ácido até a análise do teor de metais pesados. A análise de metais foi realizada usando Automatic Sampler ASC – 9800 (Shimadzu) e Inductively Coupled Plasma Emission ICPE – 9820 (Shimadzu, 2008). Os materiais de referência de sedimentos de rio SARM 46 e músculo do peixe ERM – BB422, foram submetidos ao mesmo processo de digestão descrito.

6.3.7. Digestão e análise das amostras de amêijoas

A digestão da amostra foi adaptada do método de Nussey *et al.*, (1999), Pesou-se 0,5g de cada amostra de tecido de amêijoas na balança analítica, usando como base o papel de alumínio e transferiu-se para um frasco cônico de 50mL, adicionando-se 2mL de água desionizada. A posterior de modo a humidificar a amostra adicionou-se 10mL de uma solução de HClO₄ 70% (w/w) e 20mL de uma solução de HNO₃ 55% (w/w). De seguida, com auxílio de uma placa aquecedora fez-se a digestão da amostra à 250°C até que a solução final se tornasse transparente e com um volume remanescente de 1mL. A posterior dissolveu-se o resíduo em água desionizada e filtrou-se com o papel de filtro de whatman resistente a ácidos. Por fim, transferiu-se a solução filtrada para um balão volumétrico de 50 mL e perfez-se o volume com água desionizada. Os digeridos resultantes foram armazenados à baixa temperatura em meio ácido até a análise do teor de metais. A análise de metais foi realizada usando Automatic Sampler ASC – 9800 (Shimadzu) e Inductively Coupled Plasma Emission ICPE – 9820 (Shimadzu).

6.3.8. Plasma indutivamente acoplado (ICP – OES)

Para a determinação de concentrações de metais traço em amostras ambientais diversas, emprega-se a Espectroscopia de Emissão Atômica por Plasma (ICP, do inglês, Inductively Coupled Plasm), destacando –se o seu uso em amostras de sedimentos, tecidos de animais, água, efluentes, petróleo, alimentos, rochas, material biológico e no controle de qualidade (Pacheco, 2022).

Esse método tem sido muito difundido pela sua capacidade de análise multielementar utilizando o plasma com fonte de excitação ou ionização. O plasma é geralmente composto de um gás neutro que gera um campo magnético mantido a alta frequência, com temperaturas de cerca de 10000k, que conduzem a vaporização completa do analito e consequente alta eficiência de

atomização ou ionização. A figura 1 apresenta o esquema genérico de um aparelho ICP (Pacheco, 2022).



Figura 2: Vista geral de um aparelho de ICP - OES (Fonte: Mangane, 2024)

De modo geral, este método apresenta diversas vantagens, das quais destacam-se a alta estabilidade, baixo ruído, imunidade a vários tipos de interferências, baixa intensidade de emissão de fundo, rapidez na análise e análise multielementar. Todavia, tem como principais desvantagens o elevado custo de aquisição e manutenção, e operação complexa (Pacheco, 2022).

6.3. 9.Princípio do método

Nessa técnica a solução amostra é nebulizada continuamente em uma descarga de plasma de gás árgon indutivamente acoplado, onde os analitos de interesse são convertidos para o estado excitado; conforme os átomos ou iões de estado excitado retornam ao seu estado fundamental, eles emitem energia na forma de luz em comprimentos de onda que são característicos de cada elemento (Santos, 2013).

A intensidade da energia emitida no comprimento de onda específico é proporcional à concentração de cada elemento na amostra analisada. Para resultados precisos, a análise directa de ICP-OES deve ser conduzida apenas em matrizes aquosas relativamente limpas. Outras amostras aquosas e/ou sólidas mais complexas precisam ser digeridas antes de serem analisadas (Santos, 2013).

6.3.10. Validação de método (recuperação)

Validação é o processo de definir uma exigência analítica e confirmar que o método sob investigação tem capacidade de desempenho consistente com o que a aplicação requer. Todo

método não normalizado requer validação. Um método não normalizado é caracterizado pelo desenvolvimento pelo próprio laboratório ou outras partes, ou adaptado a partir de métodos normalizados e validados (Perez, 2010).

O ensaio de recuperação constitui o método mais utilizado para validação de processos analíticos. A recuperação está relacionada com a exactidão, pois reflecte a quantidade de determinado analito, recuperado no processo, em relação à quantidade real presente na amostra. A exactidão é expressa como erro sistemático percentual, inerente ao processo (ICH, 1995 e González *et al.*, 1999).

O erro sistemático ocorre pela perda da substância devido à baixa recuperação da extracção, medidas volumétricas imprecisas ou substâncias interferentes na amostra (entre outros). O estudo da recuperação consiste na "fortificação" da amostra, ou seja, na adição de soluções com diferentes concentrações do analito de interesse seguida pela determinação da concentração do analito adicionado (ICH, 1995 e González *et al.*, 1999). A expressão 1 descreve o mecanismo para de terminação da recuperação.

6.4.11. Teste de Grubb

É recomendado pela Organização Internacional de Normalização (ISO) para a avaliação de valores suspeitos (outliers). O teste compara o desvio do valor suspeito da média da amostra com o desvio padrão da amostra. O valor suspeito é geralmente o valor mais divergente da média. De modo a usar o teste de Grubb para um valor suspeito, é assumido, para testar a hipótese nula, H_0 , que todas as medições provêm da mesma população (Miller e Miller, 2010). O valor de G estatístico é determinado pela expressão 2.

A média e o desvio padrão são calculados com o valor suspeito incluído, uma vez que a hipótese nula admite que não existem valores suspeitos. O teste assume que a população apresenta uma distribuição normal (gaussiana). Se o valor de G calculado exceder o valor crítico, o valor suspeito será rejeitado. Os valores críticos são dados para um teste bilateral, uma vez que este é mais apropriado quando não se conhece logo a priori em que extremo do intervalo de dados o valor suspeito se encontra (Miller e Miller, 2010).

7. Análise de Dados

A análise estatística foi iniciada com a estatística descritiva, por meio da qual se calcularam as médias, desvios padrão, valores mínimos e máximos das concentrações dos metais analisados (As, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn e Zn) nas diferentes áreas de amostragem.

Para avaliar a existência de diferenças estatísticas entre as áreas de colecta, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis, adequado para dados que não seguem uma distribuição normal (McDonald, 2014). Esse teste foi aplicado separadamente para cada metal, tanto nos sedimentos quanto nos tecidos de *M. meretrix*, adoptando-se um nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Nos casos em que foram encontradas diferenças estatísticas significativas, foi realizado o teste post hoc de Dunn com correcção de Bonferroni, com o objectivo de identificar quais pares de áreas apresentavam diferenças significativas.

Além disso, foi aplicado o teste t Student para uma amostra, com o intuito de comparar as concentrações médias dos metais obtidos nas amostras com os limites máximos permitidos estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS), tanto para sedimentos quanto para tecidos de *M. meretrix*. Essa análise permitiu avaliar a conformidade dos valores obtidos com os padrões de qualidade ambiental e segurança alimentar.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software IBM SPSS Statistics, versão 26.

7.1. Avaliação do risco a saúde humana

O risco à saúde humana advindo do consumo da amêijoia colectada nas áreas de estudo foi avaliado através do cálculo do consumo diário estimado – CDE (estimated daily intake – EDI), quociente de risco alvo – QRA (Target hazard quotient – THQ) e risco cancerígeno – RC (cancerinogenic risk – CR) para os metais determinados nas amostras colectadas.

7.2. Consumo Diário Estimado (CDE)

O consumo diário é mesurado, empregando a equação 5, em mg/kg de peso corporal por dia (Song *et al.*, 2009).

$$CDE = [C] * \frac{TI}{P_c} \quad (5)$$

Onde:

- [C] - é a concentração do metal no tecido de amêijoia (mg/kg de tecido seco),
- TI - corresponde a taxa de ingestão da amêijoia por pessoa em kg/dia, que é estimada em 0.05kg (Capaina, 2021) por dia, e
- P_c é o peso corporal médio de cidadão adulto moçambicano, sendo aproximadamente 76.6kg (Chirida, 2018).

7.3. Quociente de risco alvo (QRA) e Risco cancerígeno (RC)

De modo a avaliar o risco a saúde humana ocasionado pelo consumo da amêijoia, foi determinado o QRA e RC baseando-se no modelo da tabela de risco em concentrações da USEPA Região III (USEPA, 2011). O QRA é a razão entre a exposição a um elemento potencialmente perigoso e a sua dose de referência e estima o risco não cancerígeno da exposição, expressa em 6 (Javed & Usmani, 2016; Kortei *et al*, 2020). O CR é a estimativa da probabilidade de um individuo desenvolver o cancro através da exposição ao potencial elemento cancerígeno durante a sua vida, expresso em 7.

$$QRA = \frac{CDE}{RfD_0} \quad (6)$$

Onde:

- RfD_0 É a dose de referência oral dos metais em mg/kg por dia baseada no nível superior seguro para o consumo oral de um elemento por um adulto.

Segundo a USEPA (2011) os valores de RfD_0 são: Al (1,0); As (0,0003), Cr (0,003), Cu (0,04); Fe (0,7); Mn (0,14); Pb (0,004); Zn (0,3).

Para análise de QRA de um elemento, um valor de $QRA < 1$ indica um baixo risco de efeitos adversos devido a exposição a este elemento enquanto $QRA > 1$ sugere potenciais efeitos a saúde devido a exposição a este elemento.

$$RC = CDE * CPS_0 \quad (7)$$

Onde:

- CPS_0 é o factor de inclinação oral para um cancerígeno particular em mg/kg de peso corporal por dia, sendo para o As (1,5), Pb (0,0085) e Cr (0.5) (Kortei *et al.*, 2020; Zeng *et al.*, 2015). Um valor acima de 10^{-4} indica alta probabilidade de risco cancerígeno (Javed & Usmani, 2016).

8. Resultados

8.1. Validação da exactidão por meio do material de referência SARM 46

A exactidão do método analítico para a determinação dos metais em sedimentos em material de referência certificado (SARM 46) foi avaliada utilizando espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES).

Foram analisados os elementos cobalto, crómio, cobre, estrôncio e vanádio, em seus respectivos comprimentos de onda. As concentrações obtidas foram comparadas aos valores certificados, e as taxas de recuperação foram calculadas para avaliar a precisão do método.

Os resultados indicaram concentrações médias de $44,96 \pm 11,98$ mg/kg para o cobalto, com taxa de recuperação de 80,30%; $515,33 \pm 10,50$ mg/kg para o crómio (92,19% de recuperação); $675,66 \pm 45,08$ mg/kg para o cobre, que apresentou uma taxa de recuperação elevada de 119,38%, indicando superestimação; $21,63 \pm 0,91$ mg/kg para o estrôncio (86,53% de recuperação); e $204,33 \pm 33,32$ mg/kg para o vanádio (90,81% de recuperação). As taxas de recuperação variaram entre 80,30% e 119,38%, evidenciando boa precisão do método para a maioria dos elementos analisados, embora seja necessário um ajuste específico para a quantificação do cobre devido à sua superestimação.

Metal	Comprimento de onda (nm)	Valor certificado (mg/kg)	Concentração \pm desvio padrão (mg/kg)	Taxa de Recuperação (%)
Cobalto	238,892	56,00	$44,96 \pm 11,98$	80,30
Crómio	205,552	559,00	$515,33 \pm 10,50$	92,19
Cobre	224,7	566,00	$675,66 \pm 45,08$	119,38
Estrôncio	421,552	25,00	$21,63 \pm 0,91$	86,53

Tabela 1: Resultados analíticos obtidos para o material de referência certificado (SARM 46)

8.1.2. Validação da exactidão por meio do material de referência ERM BB422

A exactidão do método analítico para determinação dos metais em *M. meretrix* em material de referência certificado (ERM BB422) foi avaliada por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). As concentrações de As, Cd, Cu, Fe e Zn foram determinadas, apresentando boa concordância com os valores certificados. As taxas de recuperação variaram de 97,60% a 114,96%.

Especificamente, para o As, a concentração medida foi $12,9 \pm 1,42$ mg/kg, com taxa de recuperação de 101,57%. O Cd apresentou concentração de $0,007467 \pm 0,000379$ mg/kg e recuperação de 99,56%. O Cu foi quantificado em $1,63 \pm 0,03$ mg/kg, com recuperação de 97,60%. O Zn apresentou concentração de $16,93 \pm 3,11$ mg/kg, com leve superestimação, reflectida na taxa de recuperação de 105,83%, ainda considerada dentro dos limites aceitáveis. O Fe apresentou concentração de $10,80 \pm 2,09$ mg/kg e taxa de recuperação elevada de 114,96%, sugerindo possível interferência ou viés sistemático.

Esses resultados confirmam a confiabilidade do método analítico utilizado, embora o ferro mereça atenção adicional devido à recuperação acima do esperado.

Metal	Comprimento de onda (mm)	Valor certificado \pm desvio padrão (mg/kg)	Concentração \pm desvio padrão (mg/kg)	Taxa de Recuperação (%)
Arsénio	189,042	$12,7 \pm 0,7$	$12,9 \pm 1,42$	101,57
Cádmio	226,502	$0,0075 \pm 0,0018$	$0,007467 \pm 0,000379$	99,56
Cobre	213,598	$1,67 \pm 0,16$	$1,63 \pm 0,03$	97,60
Ferro	238,204	$9,4 \pm 1,4$	$10,80 \pm 2,09$	114,96
Zinco	202,548	$16,0 \pm 1,1$	$16,93 \pm 3,11$	105,83

Tabela 2: Resultados analíticos obtidos para o material de referência certificado (ERM BB422)

8.2. Concentração média de metais (mg/kg) e desvio padrão (SD) em sedimentos

As concentrações médias e os desvios padrão dos metais analisados nas amostras de sedimentos da Matola Rio, Macaneta e Lingamo são apresentados na Tabela 3. A análise estatística foi realizada utilizando o teste de Kruskal-Wallis para avaliar diferenças estatísticas entre as áreas de amostragem).

As concentrações médias de arsénio nos sedimentos foram de $494,30 \pm 159,38$ mg/kg na Matola Rio, $427,80 \pm 92,21$ mg/kg na Macaneta e $463,15 \pm 2,62$ mg/kg no Lingamo. Observa-se maior variação entre a Macaneta e Matola Rio. O teste de Kruskal-Wallis indicou ausência de diferenças estatísticas significativas entre as áreas de amostragem ($p = 0,8669$).

Para o cádmio (Cd), as concentrações foram de $21,00 \pm 10,75$ mg/kg (Matola Rio), $6,27 \pm 5,09$ mg/kg (Macaneta) e $22,67 \pm 11,50$ mg/kg (Lingamo). A maior diferença ocorre entre a Macaneta e o Lingamo, reflectindo a ampla variação nos dados. Ainda assim, o teste de Kruskal Wallis não indicou diferenças estatísticas significativas ($p = 0,156$).

Em relação ao chumbo (Pb), os resultados foram semelhantes: $389,45 \pm 152,95$ mg/kg (Matola Rio), $157,45 \pm 43,63$ mg/kg (Macaneta) e $406,15 \pm 161,01$ mg/kg (Lingamo), com variação mais acentuada entre Macaneta e Lingamo. O teste estatístico não apontou diferenças estatísticas significativas ($p = 0,156$).

As concentrações de cobre (Cu) variaram entre $28,13 \pm 15,41$ mg/kg (Matola Rio), $30,57 \pm 3,30$ mg/kg (Macaneta) e $32,30 \pm 9,62$ mg/kg (Lingamo), com variação muito discreta entre as áreas. O teste de Kruskal-Wallis confirmou a ausência de diferenças estatísticas significativas ($p = 0,866$).

No caso do crómio (Cr), os teores foram de $9,79 \pm 6,42$ mg/kg (Matola Rio), $5,16 \pm 0,77$ mg/kg (Macaneta) e $22,21 \pm 6,15$ mg/kg (Lingamo). No entanto, o teste de Kruskal-Wallis não identificou diferenças estatísticas significativas ($p = 0,156$).

Quanto ao ferro (Fe), os valores médios foram $468,80 \pm 86,55$ mg/kg (Matola Rio), $161,20 \pm 85,42$ mg/kg (Macaneta) e $451,65 \pm 200,32$ mg/kg (Lingamo), com variação bastante expressiva entre Macaneta e as demais áreas. Mesmo assim, o teste de Kruskal-Wallis não indicou diferenças estatísticas significativas ($p = 0,1801$).

As concentrações de manganês (Mn) foram de $13,70 \pm 0,37$ mg/kg (Matola Rio), $4,91 \pm 1,13$ mg/kg (Macaneta) e $12,39 \pm 4,16$ mg/kg (Lingamo). Aqui, a diferença mais relevante ocorre entre Macaneta e Matola Rio. O teste de Kruskal-Wallis não apontou diferença significativa $p = 0,1801$).

O teor de zinco (Zn) foi de $98,13 \pm 60,15$ mg/kg (Matola Rio), $66,57 \pm 29,93$ mg/kg (Macaneta) e $114,27 \pm 40,64$ mg/kg (Lingamo). A maior discrepância foi observada entre Macaneta e Lingamo. Ainda assim, o teste de Kruskal-Wallis não revelou diferença estatística significativa ($p = 0,564$).

Área de amostragem (Média \pm desvio padrão mg/kg)

Metal	Matola Rio	Lingamo	Macaneta	p-valor
Arsénio	$494,30 \pm 159,38$	$463,15 \pm 2,62$	$427,80 \pm 92,21$	0,8669
Cádmio	$21,00 \pm 10,75$	$22,67 \pm 11,50$	$6,27 \pm 5,09$	0,156
Chumbo	$389,45 \pm 152,95$	$406,15 \pm 161,01$	$157,45 \pm 43,63$	0,156
Crómio	$9,79 \pm 6,42$	$22,21 \pm 6,15$	$5,16 \pm 0,77$	0,156
Cobre	$28,13 \pm 15,41$	$32,30 \pm 9,62$	$30,57 \pm 3,30$	0,866
Ferro	$468,80 \pm 86,55$	$451,65 \pm 200,32$	$161,20 \pm 85,42$	0,1801
Manganês	$13,70 \pm 0,37$	$12,39 \pm 4,16$	$4,91 \pm 1,13$	0,1801
Zinco	$98,13 \pm 60,15$	$114,27 \pm 40,64$	$66,57 \pm 29,93$	0,564

Tabela 3: Concentrações médias de metais (mg/kg) e desvio padrão (\pm) analisadas nas amostras de sedimentos

8.2.1. Concentração média de metais (mg/kg) e desvio padrão (SD) em amêijoas

As concentrações médias e os desvios padrão dos metais analisados nas amostras de *M. meretrix* da Matola Rio, Macaneta e Lingamo são apresentados na Tabela 4. A análise estatística foi realizada utilizando o teste de Kruskal-Wallis para avaliar diferenças entre as áreas de

amostragem, seguida do teste de Dunn com correcção de Sequential Bonferroni, sempre que foram identificadas diferenças estatísticas significativas.

Alumínio (Al): As concentrações médias variaram de $15,59 \pm 6,09$ mg/kg em Matola Rio, $9,70 \pm 3,73$ mg/kg em Lingamo e $6,96 \pm 3,31$ mg/kg em Macaneta. O teste de Kruskal-Wallis revelou diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p = 0,0001$). O teste de Dunn indicou que Matola Rio difere significativamente de Macaneta ($p = 0,000023$) e de Lingamo ($p = 0,00671$), evidenciando maior acúmulo de alumínio nesta área.

Ferro (Fe): Matola Rio apresentou a maior média ($15,65 \pm 5,93$ mg/kg), seguida por Lingamo ($10,11 \pm 3,95$ mg/kg) e Macaneta ($7,79 \pm 3,59$ mg/kg). O teste de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa ($p = 0,0002$), e o teste de Dunn confirmou que Matola Rio difere significativamente tanto de Macaneta ($p = 6,999 \times 10^{-5}$) quanto de Lingamo ($p = 0,00476$).

Arsénio (As): As concentrações médias foram de $1,08 \pm 0,29$ mg/kg em Matola Rio, $1,00 \pm 0,31$ mg/kg em Lingamo e $0,81 \pm 0,33$ mg/kg em Macaneta. O teste de Kruskal-Wallis apontou diferença estatística significativa ($p = 0,0099$). O teste de Dunn indicou que Matola Rio difere significativamente de Macaneta ($p = 0,00757$) e de Lingamo ($p = 0,00967$).

Cádmio (Cd): As concentrações variaram entre $0,20 \pm 0,05$ mg/kg em Lingamo e $0,15 \pm 0,04$ mg/kg em Macaneta. O teste de Kruskal-Wallis apontou diferença significativa entre as áreas ($p = 0,0408$), sendo a diferença estatística significativa observada entre Macaneta e Lingamo ($p = 0,0130$), conforme indicado pelo teste de Dunn.

Manganês (Mn): As concentrações foram mais elevadas em Matola Rio ($0,63 \pm 0,24$ mg/kg), comparado a Macaneta ($0,32 \pm 0,12$ mg/kg) e Lingamo ($0,22 \pm 0,13$ mg/kg). O teste de Kruskal-Wallis indicou diferença estatisticamente significativa entre os locais ($p = 0,0000$). O teste de Dunn revelou que Matola Rio difere significativamente tanto de Macaneta ($p = 0,0026$) quanto de Lingamo ($p = 0,0000$).

Cobre (Cu): As médias foram semelhantes entre os locais: $14,67 \pm 4,71$ mg/kg em Macaneta, $14,28 \pm 3,96$ mg/kg em Matola Rio e $13,15 \pm 2,65$ mg/kg em Lingamo. O teste de Kruskal-Wallis não identificou diferença estatística significativa entre as áreas ($p = 0,1815$).

Chumbo (Pb): As concentrações foram baixas e uniformes, variando entre 0,04 e 0,05 mg/kg. O teste de Kruskal-Wallis não indicou diferenças estatisticamente significativas entre os locais ($p = 0,214$).

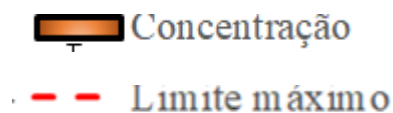
Zinco (Zn): As médias variaram pouco entre os estuários: Lingamo ($5,77 \pm 1,49$ mg/kg), Macaneta ($5,47 \pm 1,32$ mg/kg) e Matola Rio ($5,45 \pm 1,81$ mg/kg). O teste de Kruskal-Wallis não revelou diferença significativa entre os locais ($p = 0,959$).

Áreas de amostragem (Média \pm desvio padrão mg/kg)

Metal	Matola Rio	Macaneta	Lingamo	p-valor
Alumínio	$15,59 \pm 6,09$	$6,96 \pm 3,31$	$9,70 \pm 3,73$	0,0001
Arsénio	$1,08 \pm 0,29$	$0,81 \pm 0,33$	$0,89 \pm 0,15$	0,0099
Cádmio	$0,18 \pm 0,07$	$0,15 \pm 0,04$	$0,20 \pm 0,05$	0,0408
Cobre	$14,28 \pm 3,96$	$14,67 \pm 4,71$	$13,15 \pm 2,65$	0,1815
Ferro	$15,65 \pm 5,93$	$7,79 \pm 3,59$	$10,11 \pm 3,95$	0,0002
Manganês	$0,63 \pm 0,24$	$0,32 \pm 0,12$	$0,22 \pm 0,13$	0,0000
Chumbo	$0,05 \pm 0,02$	$0,04 \pm 0,03$	$0,04 \pm 0,02$	0,214
Zinco	$5,45 \pm 1,81$	$5,47 \pm 1,32$	$5,77 \pm 1,49$	0,959

Tabela 4: Concentrações médias de metais (mg/kg) e desvio padrão (\pm) analisadas nas amostras de *M. meretrix*.

8.3. Análise comparativa das concentrações de metais nas amostras de sedimentos e os valores limites da OMS



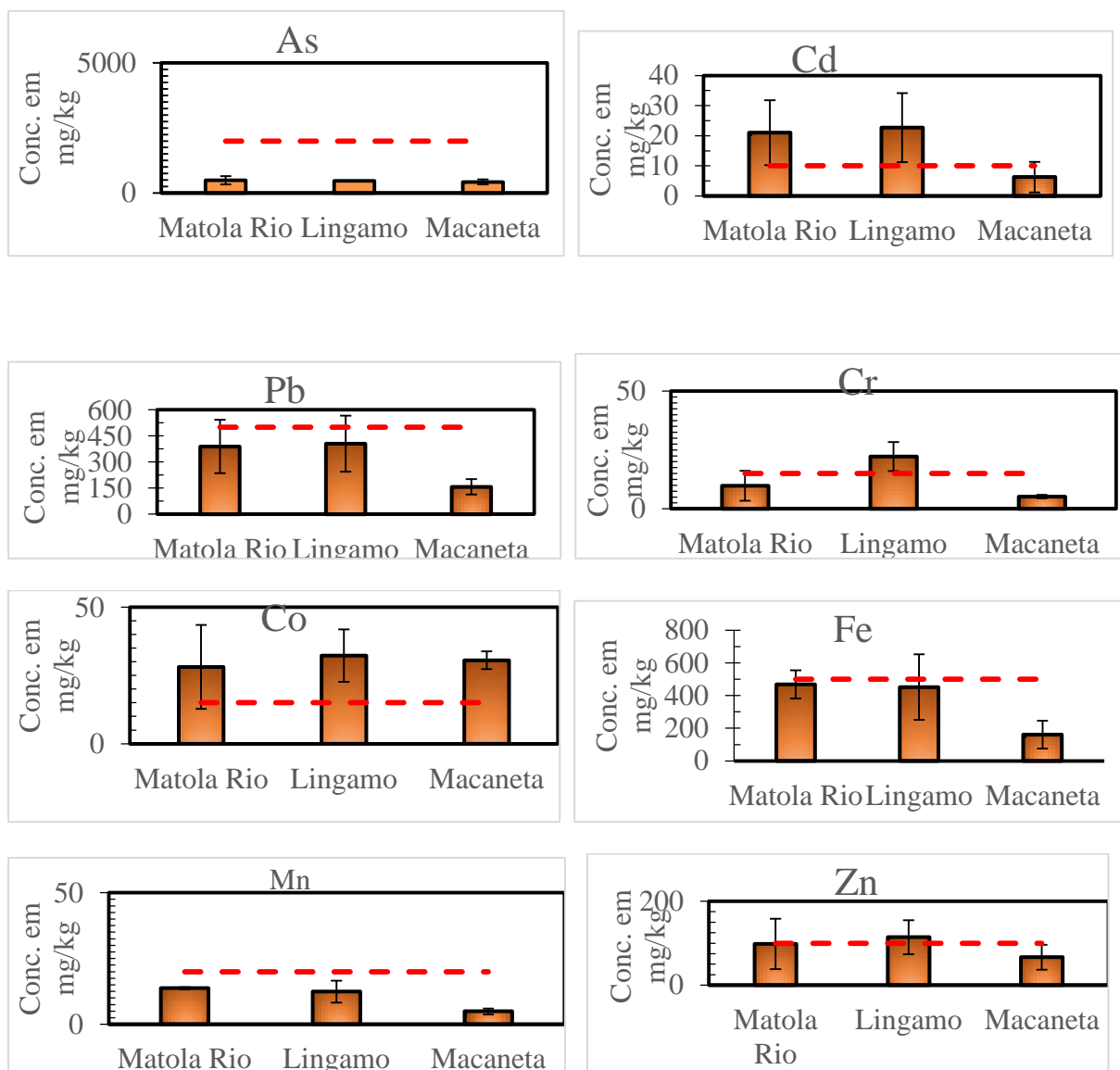


Figura 3: Comparação entre as concentrações de metais em sedimentos e os valores limites da OMS

As concentrações médias dos metais nos sedimentos das três áreas estuarinas analisadas (Matola Rio, Macaneta e Lingamo) expressas em mg/kg de peso seco, são apresentadas na Figura 3. Para avaliar se as concentrações diferem estatisticamente dos limites máximos recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para sedimentos, foi aplicado o teste t de Student.

Arsénio (As): As concentrações médias foram $494,30 \pm 159,38$ mg/kg (Matola Rio), $463,15 \pm 2,62$ mg/kg (Lingamo) e $427,80 \pm 92,21$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa para todas as áreas ($p = 0,0000$) em relação ao limite máximo de 2000 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do valor de referência.

Cádmio (Cd): As concentrações médias foram $21,00 \pm 10,75$ mg/kg (Matola Rio), $22,67 \pm 11,50$ mg/kg (Lingamo) e $6,27 \pm 5,09$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa para todas as áreas ($p = 0,0011$; $p = 0,0001$; $p = 0,0161$) em relação ao limite máximo de 10 mg/kg. As concentrações estão acima do limite em Matola Rio e Lingamo, e abaixo do limite em Macaneta.

Chumbo (Pb): As concentrações médias foram $389,45 \pm 152,95$ mg/kg (Matola Rio), $406,15 \pm 161,01$ mg/kg (Lingamo) e $157,45 \pm 43,63$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa apenas em Macaneta ($p = 0,0000$), enquanto nas demais áreas os valores não foram significativos ($p = 0,0846$ em Matola Rio; $p = 0,1070$ em Lingamo), comparando com o limite de 500 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do limite máximo permitido.

Cobre (Cu): As concentrações médias foram $28,13 \pm 15,41$ mg/kg (Matola Rio), $32,30 \pm 9,62$ mg/kg (Lingamo) e $30,57 \pm 3,30$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa em todas as áreas ($p = 0,0252$; $p = 0,0000$; $p = 0,0000$) em relação ao limite máximo de 15 mg/kg. Assim, todas as áreas apresentam concentrações acima do valor de referência.

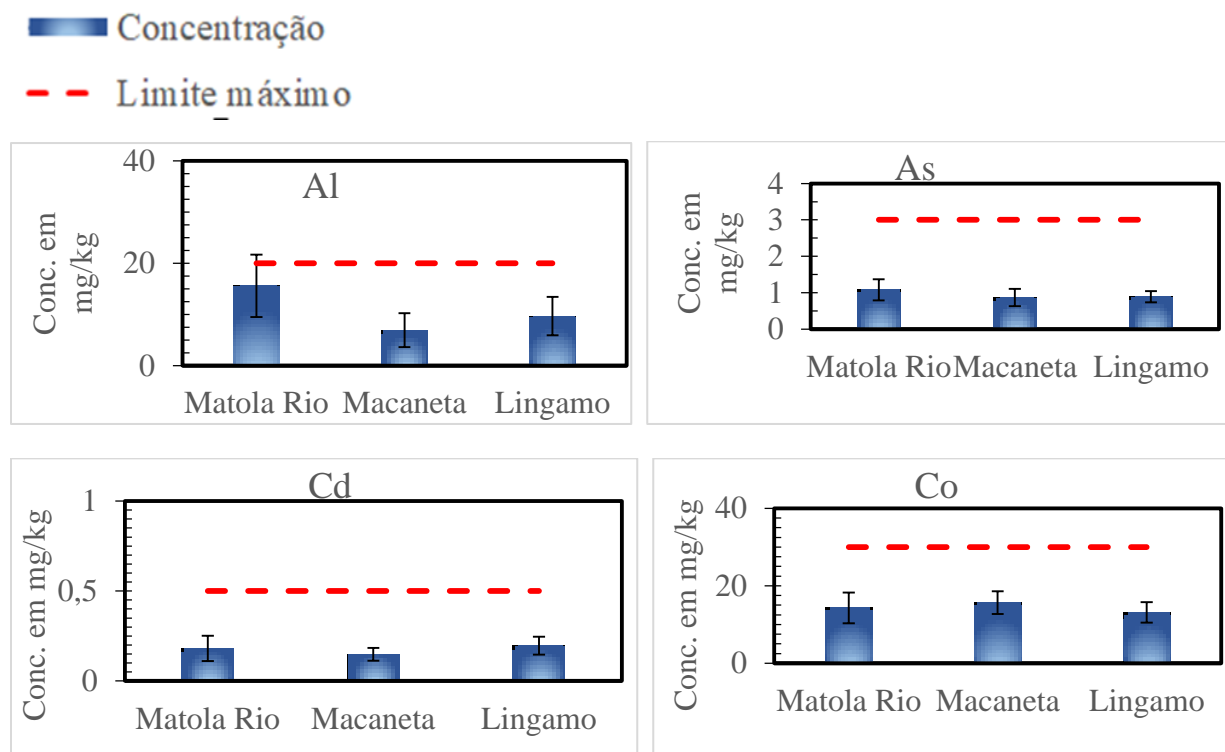
Crómio (Cr): As concentrações médias foram $9,79 \pm 6,42$ mg/kg (Matola Rio), $22,21 \pm 6,15$ mg/kg (Lingamo) e $5,16 \pm 0,77$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa para todas as áreas ($p = 0,0000$; $p = 0,0220$; $p = 0,0000$) em relação ao limite máximo de 30 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do valor limite.

Ferro (Fe): As concentrações médias foram $468,80 \pm 86,55$ mg/kg (Matola Rio), $451,65 \pm 200,32$ mg/kg (Lingamo) e $161,20 \pm 85,42$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa apenas para Macaneta ($p = 0,0000$), enquanto não houve significância para Matola Rio ($p = 0,1912$) e Lingamo ($p = 0,5532$), em relação ao limite de 500 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do valor limite.

Manganês (Mn): As concentrações médias foram $13,70 \pm 0,37$ mg/kg (Matola Rio), $12,39 \pm 4,16$ mg/kg (Lingamo) e $4,91 \pm 1,13$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa em todas as áreas ($p = 0,0252$; $p = 0,0000$; $p = 0,0000$) em relação ao limite máximo de 20 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do limite estabelecido.

Zinco (Zn): As concentrações médias foram $98,13 \pm 60,15$ mg/kg (Matola Rio), $114,27 \pm 40,64$ mg/kg (Lingamo) e $66,57 \pm 29,93$ mg/kg (Macaneta). O teste t indicou diferença estatística significativa apenas em Macaneta ($p = 0,0083$), enquanto não houve significância em Matola Rio ($p = 0,6545$) e Lingamo ($p = 0,1206$), em relação ao limite de 100 mg/kg. As concentrações estão acima do limite apenas em Lingamo, embora sem diferença estatística significativa.

8.4. Análise comparativa das concentrações de metais nas amostras de *M. meretrix* e os valores limites da OMS



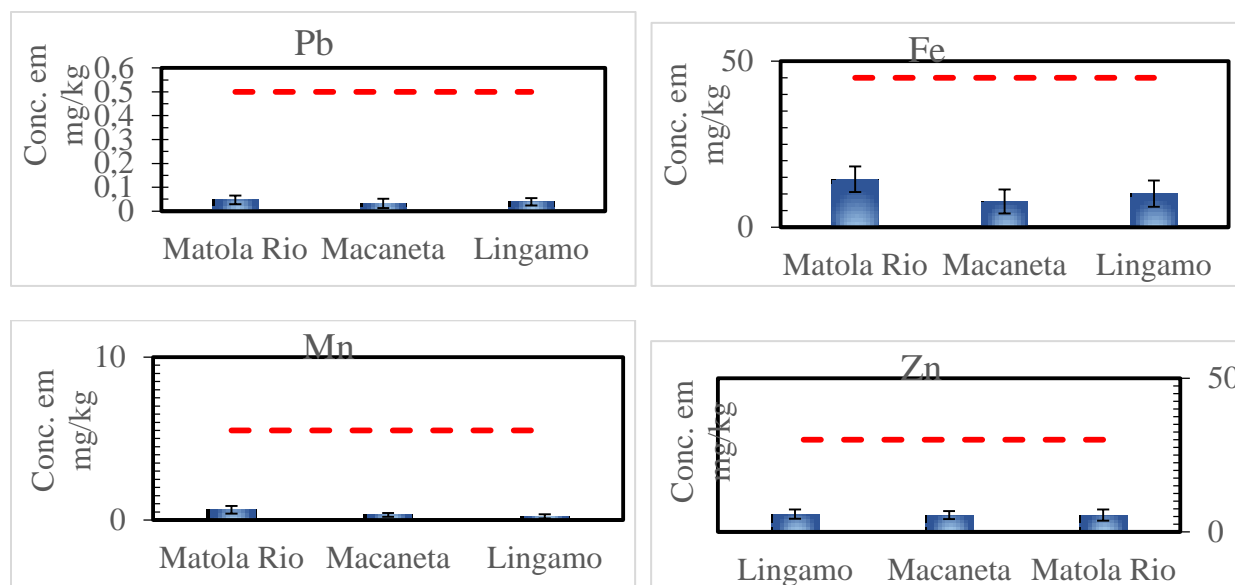


Figura 4: Comparação entre as concentrações de metais em *M. meretrix* e os valores limites da OMS.

A análise das concentrações médias dos metais nos tecidos da amêijoia *M. meretrix*, colectadas nas zonas estuarinas de Matola Rio, Macaneta e Lingamo, é apresentada na Figura 4. Para verificar se as concentrações diferem do limite máximo admissível estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para consumo humano, foi aplicado o teste t de uma amostra.

Alumínio (Al): As concentrações médias foram $15,59 \pm 6,09$ mg/kg (Matola Rio), $6,96 \pm 3,31$ mg/kg (Macaneta) e $9,70 \pm 3,73$ mg/kg (Lingamo). O teste t indicou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0196$; $p = 0,0000$; $p = 0,0000$) em relação ao limite máximo de 20 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do valor limite.

Arsénio (As): As concentrações médias foram $1,08 \pm 0,29$ mg/kg (Matola Rio), $0,81 \pm 0,33$ mg/kg (Macaneta) e $0,89 \pm 0,15$ mg/kg (Lingamo). O teste t indicou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0000$) em relação ao limite de 3 mg/kg. As concentrações estão abaixo do valor limite.

Cádmio (Cd): As concentrações foram $0,18 \pm 0,07$ mg/kg (Matola Rio), $0,15 \pm 0,04$ mg/kg (Macaneta) e $0,20 \pm 0,05$ mg/kg (Lingamo). O teste t indicou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0000$), comparadas ao limite de 0,5 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do valor limite.

Chumbo (Pb): As concentrações médias foram $0,05 \pm 0,02$ mg/kg (Matola Rio), $0,04 \pm 0,03$ mg/kg (Macaneta) e $0,04 \pm 0,02$ mg/kg (Lingamo). O teste t revelou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0000$) em relação ao limite de 0,5 mg/kg. As concentrações estão abaixo do limite estabelecido.

Cobre (Cu): As concentrações médias foram $14,28 \pm 3,96$ mg/kg (Matola Rio), $14,67 \pm 4,71$ mg/kg (Macaneta) e $13,15 \pm 2,65$ mg/kg (Lingamo). O teste t indicou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0000$) em relação ao limite máximo de 30 mg/kg. As concentrações estão abaixo do valor de referência.

Ferro (Fe): As concentrações foram $15,65 \pm 5,93$ mg/kg (Matola Rio), $7,79 \pm 3,59$ mg/kg (Macaneta) e $10,11 \pm 3,95$ mg/kg (Lingamo). O teste t indicou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0000$) em relação ao limite de 45 mg/kg. Todas as concentrações estão abaixo do limite máximo permitido.

Manganês (Mn): As concentrações médias foram $0,63 \pm 0,24$ mg/kg (Matola Rio), $0,32 \pm 0,12$ mg/kg (Macaneta) e $0,22 \pm 0,13$ mg/kg (Lingamo). O teste t revelou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0000$) em relação ao limite de 5,5 mg/kg. As concentrações estão abaixo do valor limite.

Zinco (Zn): As concentrações médias foram $5,45 \pm 1,81$ mg/kg (Matola Rio), $5,47 \pm 1,32$ mg/kg (Macaneta) e $5,77 \pm 1,49$ mg/kg (Lingamo). O teste t indicou diferenças estatísticas significativas em todas as áreas ($p = 0,0000$) em relação ao limite máximo de 30 mg/kg. As concentrações estão abaixo do limite recomendado.

8.4. Avaliação do risco a saúde humana Avaliação do risco a saúde humana

8.4.1. Consumo Diário Estimado (CDE) de metais por ingestão de *M. meretrix*

Tabela 5 apresenta os valores do Consumo diário metais: Al, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, Obtidos a partir da ingestão estimada de *M. meretrix* colectadas nos locais de Matola Rio, Macaneta e Lingamo. Os resultados obtidos foram comparados com os valores de ingestão diária tolerável (TDI - Tolerable Daily Intake), de acordo com os limites estabelecidos por órgãos internacionais de saúde pública.

Verifica-se que todos os valores de CDE estão abaixo dos limites máximos permitidos, indicando que, sob as condições de exposição consideradas, não há evidências de risco iminente à saúde humana em relação à ingestão desses metais. O chumbo e o cádmio, reconhecidamente tóxicos, apresentaram valores significativamente inferiores aos seus limites de segurança, com o chumbo variando entre $2,5 \times 10^{-5}$ e $3,4 \times 10^{-5}$ mg/kg/dia. O arsénio, embora tóxico mesmo em concentrações reduzidas, manteve-se em níveis inferiores a 25% do valor de referência (máximo de 0,00071 mg/kg/dia frente a 0,003 mg/kg/dia).

	Alumínio	Arsénio	Cádmio	Cobre	Ferro	Manganês	Chumbo	Zinco
Matola								
Rio	0,01017	0,00071	0,00012	0,00932	0,01022	0,00041	3,4E-05	0,00356
Macaneta	0,00454	0,00053	9,7E-05	0,00958	0,00509	0,00021	2,5E-05	0,00357
Lingamo	0,00633	0,00058	0,00013	0,00858	0,0066	0,00015	2,8E-05	0,00377
Limite								
máximo	1	0,003	0,06	0,5	0,8	0,36	0,214	1

Tabela 5: Consumo diário estimado de metais por ingestão de *M. meretrix* nas diferentes áreas de amostragem

8.4.3. Quociente de risco alvo

A tabela 6 apresenta os valores de Quociente de Risco Alvo (THQ) calculado para os metais Al, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn , com base na ingestão estimada de *M. meretrix* por indivíduos na Matola Rio, Macaneta e Lingamo.

Observa-se que, para todos os metais analisados, com exceção do As, os valores de THQ se mantêm significativamente abaixo de 1, indicando uma exposição considerada segura. O As apresentou valores de THQ acima de 1 em todos os locais amostrados, com destaque para Matola Rio (THQ = 2,35732), sugerindo um potencial risco não carcinogênico à saúde humana devido à exposição crónica a esse elemento.

	Alumíni o	Arséni o	Cádmio	Cobre	Ferro	Manganê s	Chumb o	Zinco
Matola Rio	0,01017	2,35732	0,03954	0,233	0,0146	0,00292	0,00844	0,0118 7
Macaneta	0,00454	1,75382	0,03229	0,2393 8	0,0072 7	0,00147	0,00623	0,0118 9
Lingamo	0,00633	1,93676	0,04268	0,2146 2	0,0094 2	0,00104	0,00711	0,0125 5
Limite máximo	1							

Tabela 6: Quociente de risco alvo dos metais em *M. meretrix* em comparação com limite de segurança para adultos (THQ = 1)

8.4.5. Risco carcinogénico (RC)

Os valores do risco carcinogénico dos metais Cd, As e Pb adquiridos na Matola Rio, Lingamo e Macaneta são apresentados na tabela 8, foram comparados com valores limite para indivíduos adultos. Observa-se que o risco carcinogénico associado ao As está significativamente acima do limite máximo recomendado (menor que 10^{-4}), indicando um potencial risco elevado de desenvolvimento de efeitos carcinogénicos para as populações expostas nas três regiões analisadas. Os valores variam de 2,63 a 3,54, o que representa um risco muitas ordens de magnitude superior ao limite de segurança

RC				
	Matola Rio	Risco carcinogénico Macaneta	Lingamo	Limite máximo
Arsénio	3,5359733	2,63073	2,9051349	Menor que 10^{-4}
Cádmio	0,0790784	0,064573	0,0853641	

Chumbo	7,172E-05	5,29E-05	6,039E-05
--------	-----------	----------	-----------

Tabela 7: Risco Carcenogénico estimado associado a ingestão de *M. meretrix* por indivíduos adultos.

9. Discussão

9.1. Validação analítica

A validação da exactidão analítica por meio do uso de materiais de referência certificados (SARM 46 e ERM BB 24) é essencial para garantir a confiabilidade dos resultados obtidos em amostras ambientais (Bettinelli *et al.*, 2000). Os resultados do material de referência SARM 46 demonstraram taxas de recuperação aceitáveis, variando entre 80% e 120%, dependendo do elemento e da complexidade da matriz (ICH, 2022; EURACHEM, 2023). Assim, as taxas de recuperação observadas para cobalto (80,30%), crómio (92,19%), estrôncio (86,53%) e vanádio (90,81%) indicam boa exactidão para esses elementos, estando dentro das faixas recomendadas. A taxa de recuperação do cobre (119,38%) destacou-se por sugerir uma tendência de superestimação, possivelmente atribuída a interferências espectrais, sobreposição de linhas de emissão ou contaminação durante a preparação das amostras (Chen *et al.*, 2021). A precisão, expressa pelos baixos desvios padrão (excepto para o cobre, com $\pm 45,08$ mg/kg), reforça a robustez do método. Em análises ambientais, desvios padrão inferiores a 15% são considerados aceitáveis para controle de qualidade (Barwick e Ellison, 2021).

A avaliação da exactidão utilizando o material de referência certificado ERM BB422 confirmou a confiabilidade do método ICP-OES. As concentrações medidas para arsénio, cádmio, cobre, ferro e zinco apresentaram boa concordância com os valores certificados, com taxas de recuperação entre 97,60% e 114,96%, compatíveis com os limites geralmente aceites (Thompson *et al.*, 2002; EURACHEM, 2014). A taxa de recuperação do arsénio (101,57%) demonstrou excelente precisão, enquanto o cádmio apresentou desempenho igualmente satisfatório (99,56%), em conformidade com os requisitos para níveis traço (Tuzen *et al.*, 2009). O cobre (97,60%) e o zinco (105,83%) apresentaram resultados consistentes, embora a leve superestimação do zinco possa indicar interferência espectral (Hassan *et al.*, 2016). O ferro apresentou taxa de recuperação de 114,96%, ligeiramente acima do ideal, sugerindo a presença de interferências sistemáticas ou viés instrumental (Bulska e Ruszczynska, 2015).

9.1.2. Diferenças espaciais nas concentrações de metais

As concentrações médias de metais nos sedimentos e nos tecidos de *M. meretrix* revelam padrões distintos de contaminação nas três áreas estudadas (Matola Rio, Macaneta e Lingamo), sendo Matola Rio a mais impactada, possivelmente devido à intensa actividade urbana e industrial. Estudos anteriores já caracterizaram a Baía de Maputo como zona crítica de poluição metálica (Nhantumbo *et al.*, 2022).

Nos sedimentos, os níveis elevados de arsénio, chumbo, ferro e cádmio em Matola Rio e Lingamo podem reflectir tanto fontes naturais quanto antrópicas, como descargas de efluentes. Embora o teste de Kruskal-Wallis não tenha identificado diferenças estatísticas significativas entre os locais para todos os metais ($p > 0,05$), a elevada variância em Cd e Pb sugere heterogeneidade espacial. A ausência de significância pode estar associada ao tamanho da amostra limitado, elevando o risco de erro tipo II (Kabir *et al.*, 2021).

9.1.3. Capacidade bioindicadora de *M. meretrix*

Nos tecidos de *M. meretrix*, as diferenças estatísticas significativas para Al, Fe, Mn, As e Cd indicam a capacidade bioindicadora da espécie. Segundo Wu *et al.* (2021), bivalves acumulam metais proporcionalmente à sua biodisponibilidade local. A bioacumulação elevada de ferro e alumínio em Matola Rio reforça a hipótese de maior pressão antrópica nessa região (Moyo *et al.*, 2023). A baixa presença de Fe e Mn na Macaneta, menos urbanizada, reforça o papel das fontes antrópicas. Ressalta-se que o Mn é sensível a variações redox e pode ser mobilizado em ambientes redutores (Salomons e Förstner, 1984).

9.1.4. Metais de interesse toxicológico

A presença de arsénio em níveis elevados nos sedimentos e tecidos é preocupante devido ao seu potencial carcinogénico (IARC, 2020). Em algumas áreas, os valores superaram os limites de qualidade sedimentar (Long *et al.*, 1995; MacDonald *et al.*, 2000), indicando risco ecológico. Essa contaminação pode estar ligada à descarga de efluentes industriais e urbanos (Chen *et al.*, 2016), sendo a bioacumulação em *M. meretrix* um indicativo de risco mesmo em níveis ambientais moderados (Zhou *et al.*, 2021).

Metais como Cu, Zn e Pb apresentaram concentrações relativamente uniformes entre os locais nos tecidos, sugerindo menor variabilidade na biodisponibilidade ou regulação fisiológica da amêijoas (Liu *et al.*, 2020). No entanto, o Cu ultrapassou os limites da OMS (2003) em todas as áreas, podendo representar risco toxicológico. O Pb, mesmo em níveis moderados, é preocupante por seu efeito neurotóxico cumulativo, especialmente em crianças (WHO, 2021; ATSDR, 2022).

9.1.5. Avaliação de risco à saúde humana

A avaliação do Consumo Diário Estimado (CDE) revelou que todos os metais apresentaram valores inferiores aos limites toleráveis (FAO/WHO, 2011; EFSA, 2011), mas com destaque para Matola Rio pelos teores mais elevados de Al, As e Fe. O Quociente de Risco Alvo (THQ) para o As foi superior a 1 em todas as áreas, com valores de 2,36 (Matola Rio), 1,94 (Lingamo) e 1,75 (Macaneta), sugerindo risco não carcinogênico relevante. O As é classificado como cancerígeno humano (Grupo 1 da IARC), associado a doenças cutâneas, cardiovasculares e câncer (IARC, 2020; ATSDR, 2022).

A presença consistente de $THQ > 1$ para o arsênio indica bioacumulação significativa, associada à sua elevada biodisponibilidade nos sedimentos das áreas estudadas. Estudos semelhantes destacam o As como um dos principais contaminantes em zonas costeiras (Chen *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2020).

Para os demais metais (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn), os valores de THQ ficaram abaixo de 1, indicando baixa preocupação com risco não carcinogênico. O Cd, embora tóxico e bioacumulativo, apresentou THQ entre 0,03 e 0,04, considerados aceitáveis (FAO/WHO, 2011).

10. Conclusão

Os resultados obtidos revelaram que as concentrações de metais nos sedimentos das áreas estuarinas analisadas (Matola Rio, Macaneta e Lingamo) foram mais elevadas em Matola Rio e Lingamo, em comparação com Macaneta. No entanto, a análise estatística por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$) não identificou diferenças estatísticas significativas entre as áreas para nenhum dos metais analisados nos sedimentos, levando à aceitação da hipótese nula.

Nos tecidos da amêijoia *M. meretrix*, observou-se variação significativa nas concentrações de metais entre as áreas de amostragem. O teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de Dunn com correcção de Sequential Bonferroni indicou diferenças estatísticas significativas para diversos metais, confirmando a hipótese alternativa de que há diferenças nas concentrações entre pelo menos duas das áreas estudadas.

Além disso, foi aplicado o teste t de Student (amostra única) para comparar as concentrações médias dos metais tanto nos sedimentos quanto nos tecidos de *M. meretrix* com os limites máximos permitidos definidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Os resultados mostraram que, embora os valores de vários metais estivessem abaixo dos limites legais, algumas concentrações ultrapassaram os valores de referência, especialmente nos sedimentos.

Nos sedimentos, observou-se que os teores de ferro, arsénio, manganês e crómio (em algumas áreas) estavam abaixo dos limites máximos estabelecidos. No entanto, o cádmio apresentou concentrações significativamente elevadas em Matola Rio e Lingamo. O cobre excedeu os limites em todas as áreas analisadas, enquanto o zinco e o crómio ultrapassaram os valores permitidos especificamente em Lingamo. Essas diferenças foram estatisticamente significativas conforme indicado pelo teste t ($p < 0,05$).

Nos tecidos de *M. meretrix*, os níveis de alumínio, cádmio, chumbo, ferro, cobre, arsénio, manganês e zinco estiveram, em sua maioria, estatisticamente diferentes dos limites de referência, mas ainda dentro dos valores permitidos, indicando que o consumo do molusco, quanto a esses metais, é geralmente seguro. A exceção foi o cobre, que apresentou valores acima do limite legal em todas as áreas, com diferença estatística significativa, o que pode representar risco toxicológico em caso de consumo contínuo.

A avaliação de risco à saúde humana indicou que, embora os valores de Consumo Diário Estimado (CDE) estejam dentro dos limites toleráveis, os valores do Quociente de Risco Alvo (THQ) para arsénio excederam o limite de segurança ($THQ > 1$) em algumas áreas. Além disso, os valores de risco carcinogênico (CR) para arsénio ultrapassaram o valor de referência ($CR < 10^{-4}$), especialmente em Matola Rio. Esses resultados indicam risco à saúde humana, com potencial carcinogênico e não carcinogênico relevante associado ao consumo regular dessas amêijoas.

Conclui-se, portanto, que a qualidade ambiental dos estuários analisados apresenta sinais de contaminação por metais, com destaque para o cobre e o arsénio. A ingestão contínua *de M. meretrix* oriunda dessas áreas pode representar risco à saúde pública, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo, avaliação de risco e medidas de mitigação para proteger os ecossistemas e a segurança alimentar das comunidades locais.

11. Recomendações

Com base nos resultados obtidos nesta pesquisa e considerando o actual cenário de crescente contaminação dos ecossistemas aquáticos, impulsionada principalmente por actividades antrópicas como o avanço da industrialização, o uso intensivo de fertilizantes e o lançamento inadequado de efluentes, recomenda-se a adopção das seguintes medidas com o objectivo de promover a conservação e a gestão sustentável das áreas estudadas:

Implementar programas de monitoramento sazonal contínuo, com colectas em diferentes períodos do ano (épocas seca e chuvosa), a fim de avaliar a variabilidade temporal na concentração de metais pesados nos sedimentos e nos organismos bioindicadores. Essa abordagem permitirá compreender a influência das condições climáticas sobre os padrões de contaminação;

Avaliar o Índice de Condição (Condition Index) das amêijoas *M. meretrix*, permitindo associar o estado fisiológico dos organismos aos níveis de bioacumulação de metais. Essa análise é essencial para interpretar os possíveis efeitos subletais da exposição crónica à contaminação;

Reforçar a fiscalização e o controle das descargas de efluentes industriais, domésticos e agrícolas nas zonas estuarinas, com ênfase na bacia hidrográfica da Baía de Maputo, visando mitigar as fontes de poluição metálica;

Promover campanhas de sensibilização e educação ambiental junto às comunidades locais, destacando os riscos associados ao consumo de bivalves contaminados e incentivando práticas de manejo sustentável dos recursos marinhos;

Desenvolver estudos de longo prazo sobre o comportamento e a persistência de metais nos compartimentos ambientais (sedimento, água e biota), considerando possíveis efeitos cumulativos e sinérgicos, bem como o impacto nas cadeias tróficas;

12. Referências bibliográficas

1. Ahmed, A. (2020). Assessment of heavy metal pollution and its toxicity: a review. Environmental Research, 187, 109607.
2. Ahmed, M. K., & Tauqir, S. H. (2016). Assessment of heavy metal contamination in shellfish: accumulation and health risk implications. Marine Pollution Bulletin, 102(1), 124–131.
3. Alagboso, F. I., Eze, S. O., & Obodo, G. A. (2021). Bioaccumulation of heavy metals in bivalves as bioindicators of environmental pollution. Environmental Research and Public Health, 18(16), 8502.
4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2022). Toxicological profile for lead. U.S. Department of Health and Human Services.
5. Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. Journal of Chemistry, 2019, Article ID 6730305.
6. American Public Health Association. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed.
7. Araújo, F. (2003). Urbanização e transformação do uso do solo em Moçambique: impactos ambientais e sociais. Revista de Estudos Africanos, 12(2), 45–58.
8. Assessment of heavy metals remobilization and release risks at the sediment-water interface in estuarine environment. (2022). Science of the Total Environment, 823, 153672.
9. Bao, H., Cai, Y., Wu, F., & Li, M. (2020). Bioaccumulation and detoxification mechanisms of heavy metals in *Meretrix meretrix*. Marine Pollution Bulletin, 150, 110729.
10. Barwick, V. J., & Ellison, S. L. R. (2021). Precision and accuracy in environmental analytical chemistry. Trends in Analytical Chemistry, 134, 116123.
11. Bettinelli, M., Silva, T., & Andrade, M. (2000). Quality control in environmental analysis using certified reference materials. Journal of Environmental Monitoring, 2(4), 386–390.
12. Bohlmark, K. (2003). Mangroves and coastal protection in Mozambique. Journal of Coastal Conservation, 9(1), 1–12.
13. Binning, K., & Baird, D. (2001). Survey of heavy metals in the sediments of the Swartkops River estuary, Port Elizabeth, South Africa. Water SA, 27(4), 461–466.
14. Bulska, E., e Ruszczyńska, A. (2015). Instrumental bias in iron determination by ICP–OES. Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy, 107, 29–34.
15. Burton, J. H., & Johnston, M. J. W. (2012). Iron oxide formation and metal mobilization in coastal sediments. Estuarine Research, 18(2), 101–115.
16. Canhanga, A. E., & Dias, J. A. (2005). Hydrological dynamics of the Maputo Bay estuarine system. Estuarine. Coastal and Shelf Science. 65(1–2), 241–252

17. Capaina, A. (2021). Avaliação de risco à saúde humana associado ao consumo de bivalves em áreas contaminadas da Baía de Maputo (Tese de Mestrado). Universidade Eduardo Mondlane
18. Chen, X., Li, W., & Xu, Y. (2021). Spectral interference and recovery evaluation in ICP-OES analysis. *Analytical Chemistry*. 93(12), 5123–5131.
19. Chen, Z., Huang, Q., & Zhang, P. (2016). Arsenic contamination in urban estuarine sediments and risk assessment. *Environmental Pollution*. 219, 546–554.
20. Chirida, P. (2018). Perfil antropométrico e peso corporal médio dos adultos moçambicanos. Relatório Técnico – Instituto Nacional de Saúde de Moçambique.
21. Codex Alimentarius Commission. (2023). General standard for contaminants and toxins in food and feed. Codex Standard, CODEX STAN 193-1995 (Rev. 2023).
22. Cunningham, P. A. (1979). Bioaccumulation of heavy metals in estuarine organisms. *Marine Pollution Bulletin*. 10(5), 132–135.
23. da Silva, A. C., & Rafael, J. M. (2014). Características ambientais e oceanográficas da Baía de Maputo, Moçambique. *Oceanologia*. 56(4), 623–635.
24. Duruibe, J. O., Ogwuegbu, M. O. C., & Egwurugwu, J. N. (2023). Bioavailability and toxicity of heavy metals in aquatic sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 42(2), 234–248.
25. Ellison, S. L. R., Barwick, V. J., & Farrant, T. J. (2009). Practical statistics for the analytical scientist: A bench guide. Royal Society of Chemistry. 2nd ed.
26. EFSA (European Food Safety Authority). (2011). Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal*. 9(5), 1570.
27. Eurachem. (2014). The fitness for intended use of analytical methods: A laboratory guide to method validation and related topics.
28. Eurachem. (2023). The fitness for purpose of analytical methods – A laboratory guide to method validation and related topics. 2nd ed.
29. El Nemr, A., Abdel-Kader, M. S. A., & Khaled, A. (2016). Bioaccumulation of heavy metals in tissues of *Meretrix meretrix* from Egyptian coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 105(1), 156–163.
30. FAO / WHO. (2021). Joint FAO/WHO food standards programme Codex Alimentarius: Risk assessment of contaminants in food.
31. Feng, C., Zhang, L., & Wang, Q. (2020). Metal-binding proteins and metal detoxification mechanisms in bivalves. *Aquatic Toxicology*, 227, 105623.
32. Fernández, P., Torres, E., & García, M. (2020). Trace metals in the marine environment: sources, impacts and monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 157, 111334.
33. Flora, S. J. S., Mittal, M., & Mehta, A. (2006). Heavy metal-induced oxidative stress & its possible reversal by chelation therapy. *Indian Journal of Medical Research*, 128(4), 501–523.
34. Förstner, U., & Wittmann, G. T. W. (2012). Metal pollution in the aquatic environment (2nd ed.). Springer.

35. GFDRR, World Bank, & UNDP. (2014). Mozambique: Flood risk assessment report. Global Facility for Disaster Reduction and Recovery.
36. Giri, S. S., Bhatta, R., & Sharma, R. (2020). Heavy metal accumulation in estuarine environments: sources, distribution, and ecological risks. Marine Pollution Bulletin, 150, 110660
37. Guo, H., Zhao, Y., & Wang, L. (2020). Interaction of organic matter and metals in aquatic sediments and their environmental implications. Science of the Total Environment, 712, 136500.
38. González, A. G., Herrador, M. Á., & Asuero, A. G. (1999). Accuracy, precision and uncertainty of analytical results. Trends in Analytical Chemistry, 18(6), 395–406.
39. IARC. (2022). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. arsenic, metals, fibres, and dusts. WHO Press. : Volume 124
40. Hassan, N., Yusoff, M., & Ali, N. (2016). Spectral overlap evaluation in zinc analysis via ICP-OES. Talanta, 148, 329–334.
41. International Conference on Harmonisation. (2022). ICH Harmonised Tripartite Guideline: Validation of Analytical Procedures: Methodology Q2(R2).
42. INE (Instituto Nacional de Estatística). (2008). Censo Demográfico de Moçambique 2007.
43. INE (Instituto Nacional de Estatística). (2010). Projeções populacionais e crescimento urbano em Moçambique.
44. INE (Instituto Nacional de Estatística). (2019). Estatísticas de desenvolvimento urbano em Moçambique.
45. Islam, M. S., Rahman, M. S., & Biswas, S. K. (2019). Heavy metal contamination in surface water and sediment: a review. Environmental Science and Pollution Research, 26(4), 3375–3387.
46. Islam, M. S., Tanaka, M., & Chowdhury, M. A. Z. (2014). Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of cultured shrimp (Penaeus monodon) and clams (Meretrix meretrix) from the coastal area of Bangladesh. Ecotoxicology and Environmental Safety, 107, 25–32.
47. Iwegbue, C. M. A., Uko, M., & Egobueze, U. (2021). Occurrence and toxicity of heavy metals in aquatic ecosystems: an overview. Ecotoxicology and Environmental Safety, 215, 112159.
48. Jarup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. British Medical Bulletin, 68, 167–182.
49. Jomova, K., Valko, M., & Marsan, A. (2021). Molecular mechanisms of heavy metal toxicity and their role in human disease. Toxicology, 459, 152885.
50. Javed, M., & Usmani, N. (2016). Bioaccumulation of heavy metals in fishes: A human health concern. Human and Ecological Risk Assessment, 22(2), 379–390.
51. International Conference on Harmonisation. (1995). ICH Harmonised Tripartite Guideline: Validation of Analytical Procedures: Methodology Q2B.

52. International Conference on Harmonisation. (1995). ICH Harmonised Tripartite Guideline: Validation of Analytical Procedures: Methodology Q2B.
53. Kabir, E., Haque, M. M., & Islam, M. (2021). Statistical power issues in environmental pollution studies with small sample sizes. Environmental Monitoring and Assessment, 193, 45.
54. Kortei, N. K., Heymann, M. E., Essuman, E. K., & Tettey, C. (2020). Potential health risk assessment and levels of essential and toxic heavy metals in commonly consumed fish in Ghana. Toxicology Reports, 7, 1255–1263. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.07.010>
55. Krewski, D., et al. (2007). Human health risk assessment for aluminum. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, 10(1–2), 1–269.
56. Krizmanić, I., Smuc, N. R., & Ternje, I. (2019). Bioaccumulation of metals in freshwater molluscs as bioindicators of environmental pollution. Environmental Monitoring and Assessment, 191, 678.
57. Loring, D. H., & Rantala, R. T. T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth-Science Reviews, 32, 235–283.
58. Liu, J., Gao, Y., & Huang, S. (2018a). Bioaccumulation of heavy metals in Meretrix meretrix and implications for human health risk. Environmental Pollution, 242, 1060–1068.
59. Liu, X., Chen, Y., & Wang, Z. (2021). Heavy metal accumulation in seafood and related human health risk assessment. Ecotoxicology and Environmental Safety, 208, 111647.
60. Liu, X., Wang, Z., & Li, Y. (2021). Chronic exposure to heavy metals and human health implications: a global perspective. Environmental Pollution, 287, 117538.
61. Liu, X., Wang, Z., & Li, Y. (2022). Levels of arsenic, cadmium, lead, chromium, and mercury in aquatic ecosystems: a global evaluation. Environmental Pollution, 305, 119245.
62. Li, X., Wu, Y., & Zhang, Y. (2023). Remobilization of heavy metals from sediments under changing environmental conditions. Environmental Science & Technology, 57(4), 2028–2037.
63. Li, X., Wu, Y., & Zhang, Y. (2022). Remobilization of heavy metals from sediments under changing environmental conditions. Environmental Science & Technology, 57(4), 2028–2037. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07050>
64. Loring, D. H., & Rantala, R. T. T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth-Science Reviews, 32, 235–283.
65. Liu, Y., Wang, H., & Li, G. (2020). Metal homeostasis in bivalves: Regulation mechanisms in contaminated environments. Journal of Shellfish Research, 39(2), 221–230.
66. Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental Management, 19(1), 81–97.

67. López, A., Martínez, J., & García, R. (2019). Trace metal quantification accuracy using ICP-OES: Evaluation of arsenic recovery. Journal of Analytical Methods, 2019, Article 8473651.
68. Ma, H., Chen, Q., & Zhao, Y. (2021). Physicochemical factors affecting metal mobility and bioavailability in aquatic sediments. Journal of Environmental Sciences, 98, 12–20.
69. Malhadas, A., Rocha, S., & Monteiro, P. (2012). Mangrove ecosystems and biodiversity in o Estuário do Espírito Santo, Mozambique. African Journal of Marine Science, 34(3), 445–454.
70. McDonald, J. H. (2014). Handbook of Biological Statistics. Sparky House Publishing. 3^a ed.
71. MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39(1), 20–31.
72. Moyo, P., Dube, S., & Nyoni, B. (2023). Elevated iron levels in bivalves from urban estuaries: Sources and ecological implications. Coastal Ecology Journal, 15(1), 58–66.
73. Moyo, P., Dube, S., & Nyoni, B. (2023). Elevated iron levels in bivalves from urban estuaries: Sources and ecological implications. Coastal Ecology Journal, 15(1), 58–66.
- 74.
75. Miller, J. N., & Miller, J. C. (2010). Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry. Pearson Education. 6^a ed
76. Madzudzo, C., Mambo, J., & Nhantumbo, I. (2022). Impact of industrial and urban pollution on water quality in Maputo Bay. Environmental Monitoring and Assessment, 194(5), 345.
77. Monjane, S., Nhantumbo, I., & Macamo, C. (2023). Assessment of heavy metal contamination and sources in the Maputo Bay coastal waters. Marine Pollution Bulletin, 187, 114543.
78. Nascimento, R., Costa, R., & Ferreira, V. (2023). Sediment monitoring as a tool for detecting chronic pollution in coastal ecosystems. Marine Environmental Research, 180, 105829.
79. Nussey, G., Van Vuren, J. H. J., & Du Preez, H. (1999). Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel (Labeo umbratus) from Witbank Dam, Mpumalanga. Water SA, 26(2), 269–284.
80. Nhantumbo, I., et al. (2021). Climate variability and hydrological patterns in Maputo Bay: Implications for ecosystem management. Regional Environmental Change, 21(1), 18.
81. Nhantumbo, I., Monjane, S., & Macamo, C. (2022). Heavy metal distribution in sediments of Maputo Bay – Implications for environmental management. Marine Pollution Bulletin, 175, 113486.
82. Peng, X., Wang, Z., & Liu, Y. (2021). Toxicity and bioaccumulation of heavy metals in marine sediments and organisms. Science of the Total Environment, 789, 147867.

83. Pacheco, E. B. A. V. (2022). Fundamentos e aplicações da espectrometria de emissão óptica com plasma induzido (ICP-OES). Em *Análises Instrumentais em Ciências Ambientais*. São Paulo: Blucher. 2ª ed.
84. Perez, J. (2010). Validação de métodos analíticos: como atender à ANVISA e ao MAPA. *Revista Analytica*, 31, 28–32.
85. Qin, S., Wang, Y., & Hu, J. (2021). Using Meretrix meretrix as a bioindicator of heavy metal pollution in estuarine environments. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112113.
86. Qin, J., Yang, H., Xu, X., & Zhang, G. (2021). Metal accumulation in estuarine bivalves and environmental implications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111620.
87. Rahman, M. S., Islam, M., & Khan, M. (2023). Human health risks associated with exposure to heavy metals in coastal waters: a review. *Science of the Total Environment* . 857, 159421.
88. Rainbow, P. S. (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution*, 120(3), 497–507.
89. Rodrigues, M. L. K., Schneider, I., Teixeira, E. C., & Rolim, S. B. A. (2014). Metal content and distribution in surface sediments in an industrial region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 2799–2820.
90. Rothery, P. (1988). Procedures for cleaning sampling equipment in contaminant studies. (Manual interno ou relatório técnico).
91. Ruhena, N., Alfredo, J., Mucache, D., & Bila, D. (2024). Heavy metal contamination in edible bivalves of Mozambique estuaries and health risk assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 21(3), 1234–1248.
92. Sarà, G., Spanò, N., & Lauriano, G. (2021). Bivalves as bioindicators of environmental contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 222, 112513.
93. Shi, W., Huang, C., & Li, Q. (2022). Influence of environmental factors on metal bioavailability in aquatic systems. *Environmental Pollution*, 293, 118528.
94. Silva, M. J. R., Ramos, S., & Louro, D. (2022). Bioacumulação de metais em moluscos bivalves em áreas costeiras de Moçambique: implicações para a saúde pública. *Revista Científica da UEM – Série Ciências Biológicas e da Saúde*, 8(2), 55–66.
95. Santos, D. S. (2013). ICP-OES: fundamentos, vantagens e desvantagens. Em *Seminários de Instrumentação Analítica Avançada*. Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
96. Silva, M. J. R., Ramos, S., & Louro, D. (2022). Bioacumulação de metais em moluscos bivalves em áreas costeiras de Moçambique: implicações para a saúde pública. *Revista Científica da UEM – Série Ciências Biológicas e da Saúde*, 8(2), 55–66.
97. Shirima, D., Macamo, C., & Nhantumbo, I. (2019). Nutrient dynamics and sediment transport in the estuarine systems of Maputo Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 120–132.
98. Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., & Sinha, S. (2010). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, 155–159.

99. Song, X., et al. (2009). Human health risk from heavy metals via consumption of food items from the Pearl River estuary, China. Science of the Total Environment, 407(13), 3553–3563.
100. USEPA (United States Environmental Protection Agency). (2020). Sediment quality guidelines and risk assessment.
101. United States Environmental Protection Agency. (2001). Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual (EPA).
102. Tao, S., et al. (2012). Lead and cadmium pollution in Yangtze River estuary: sources and health risk assessment. Marine Pollution Bulletin, 64, 1923–1929.
103. Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. In A. Luch (Ed.), Molecular, Clinical and Environmental Toxicology (Vol. 101, pp. 133–164). Springer, Basel.
104. Thangaradjou, T., Valsaraj, K. T., Saravanakumar, K., & Natesan, U. (2023). Tolerance and bioaccumulation of pollutants by Meretrix meretrix in contaminated tropical estuaries. Journal of Environmental Management, 323, 116234.
105. Wang, Y., Li, F., Xu, D., & Zhou, L. (2022). Accumulation of heavy metals in Meretrix meretrix: seasonal and spatial variations. Marine Pollution Bulletin, 174, 113234.
106. Wang, Y., Zhang, Z., & Li, F. (2023). Bioavailability of heavy metals in estuarine bivalves: mechanisms and ecological risks. Environmental Toxicology and Chemistry, 42(1), 45–56.
107. WHO (World Health Organization). (2021). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.).
108. World Health Organization (WHO) / Food and Agriculture Organization (FAO). (2021). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) – Safety evaluation of certain contaminants in food.
109. Wu, X., Xie, L., Xu, L., Wang, S., & Jia, Y. (2013). Effects of sediment composition on cadmium bioaccumulation in the clam Meretrix meretrix Linnaeus. Environmental Toxicology and Chemistry, 32(4), 841–847.
110. Xie, Z., Liu, Q., & Zhao, L. (2022). Heavy metal pollution and ecological risk assessment in coastal environments. Environmental Science and Pollution Research, 29, 18499–18512.
111. Zhao, Y., Zhao, S., Shi, X., & Li, X. (2023). Remobilization of trace metals from contaminated marine sediment in a simulated dynamic environment. Marine Pollution Bulletin, 185, 114079.
112. Zhou, Q., Zhou, J., Lü, R., Cui, J., & Wu, W. (2020). Heavy metal bioaccumulation in estuarine bivalves and their potential use as biomonitors. Marine Pollution Bulletin, 156, 111260.
113. Zuykov, M., Pelletier, E., & Harper, D. A. T. (2013). Bivalves as marine bioindicators: accumulated contaminants and monitoring strategies. Environmental Reviews, 21(2), 72–93.

114. Zuykov, M., Pelletier, E., & Harper, D. A. T. (2013). Bivalves as marine bioindicators: accumulated contaminants and monitoring strategies. *Environmental Reviews*, 21(2), 72–93.
115. FAO/WHO. (2011). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives: Evaluation of certain contaminants in food – Report 61.
116. Santos, M., Pereira, L., & Costa, P. (2020). Risk assessment of arsenic exposure via seafood consumption. *Food and Chemical Toxicology*, 139, 111247.
117. Song, X., et al. (2009). Human health risk from heavy metals via consumption of food items from the Pearl River estuary, China. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3553–3563.
118. Thompson, M., Ellison, S. L. R., & Wood, R. (2002). Harmonized guidelines for single-laboratory validation of methods of analysis (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 835–855.
119. Tuzen, M., Ustun, Ö., & Soylak, M. (2009). Evaluation of analytical recovery for trace metals in biological samples. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1–3), 1057–1061.
120. United States Environmental Protection Agency. (2007). Method 200.8: Determination of trace elements in waters and wastes by ICP-MS.
121. World Health Organization. (2003). Cobalt in drinking water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.
122. World Health Organization. (2021). Lead exposure and health consequences.
123. Wu, F., Bao, H., & Cai, Y. (2021). Bioaccumulation patterns of metals in Meretrix meretrix from polluted coastal regions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111476.
124. Zeng, Q., Li, X., & Luo, X. (2015). Carcinogenic risk assessment of heavy metals in aquatic products from markets in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 3450–3458.
125. Zhou, Q., Liu, X., & Wen, Y. (2021). Bioaccumulation of arsenic in estuarine bivalves from industrial-impacted areas. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112402.
126. Wu, F., Bao, H., & Cai, Y. (2021). Bioaccumulation patterns of metals in Meretrix meretrix from polluted coastal regions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111476.
127. Zeng, Q., Li, X., & Luo, X. (2015). Carcinogenic risk assessment of heavy metals in aquatic products from markets in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 3450–3458.
128. Zhou, Q., Liu, X., & Wen, Y. (2021). Bioaccumulation of arsenic in estuarine bivalves from industrial-impacted areas. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112402.

12. Anexos

Anexo 1: Dados referentes a análise morfométrica das amostras de amêijoas

Parâmetros	Macaneta	Lingamo	Matola Rio
Comprimento \pm desvio padrão (cm)	$4,12 \pm 0,24$	$3,93 \pm 0,33$	$4,12 \pm 0,42$
Largura \pm desvio padrão (cm)	$3,30 \pm 0,22$	$3,36 \pm 0,34$	$3,30 \pm 0,51$
Altura \pm desvio padrão (cm)	$3,36 \pm 0,20$	$3,30 \pm 0,33$	$2,16 \pm 0,13$
Peso húmido \pm desvio padrão (g)	$36,71 \pm 6,70$	$30,75 \pm 6,58$	$35,66 \pm 9,76$
Peso fresco do tecido \pm desvio padrão (g)	$6,60 \pm 1,10$	$5,45 \pm 1,56$	$5,89 \pm 1,58$

Apresenta as condições de análise registadas durante a leitura das amostras de amêijoas e sedimentos no ICP – OES.

Anexo 2 . Condições de análise no ICP-OES

Parâmetro	Valor
Modo de ignição	Normal (agua)
Instrumentos acoplados	Mini tocha
Força da radio frequência	1.20kW
Gás plasma	10.00 L min^{-1}
Gás auxiliar	0.60 L min^{-1}
Gás carregador	0.70 L min^{-1}
Purga do Árgon	Baixa
Tempo de exposição	30 Segundos
Condição	Intervalo amplo
Direcção de visualização	Axial
Posição	Baixa
Pressão do gás Árgon	477.82 kPa
Temperatura do espectrofotómetro	38.05 °C

Apresenta os comprimentos de onda de leitura registados para cada elemento analisado.

Anexo 3: *Comprimento de onda de análise dos metais*

Metal	Matriz*	Comprimento de onda (nm)
Alumínio	Amêijoia	396,153
Arsénio	Ambas	193,759
Cádmio	Ambas	226,502
Chumbo	Ambas	216,999
Cobre	Ambas	213,598
Crómio	Sedimentos	205,552
Ferro	Ambas	238,204
Manganês	Ambas	259,373
Zinco	Ambas	202,548

*Ambas – sedimentos e amêijoia

Anexo 4: Limite máximo de resíduos estabelecidos pela legislação (OMS)

Metal	Matriz	Limite máximo de resíduos (mg/kg)
Alumínio	Sedimento	20
Arsénio	Amêijoia	3
	Sedimentos	2000
Cádmio	Amêijoia	0,5

	Sedimentos	10
	Amêijoas	0,5
Chumbo	Sedimentos	500
	Amêijoas	30
Cobre	Sedimentos	15
Crómio	Sedimentos	30
	Amêijoas	45
Ferro	Sedimentos	500
	Amêijoas	5,5
Manganês	Sedimentos	20
	Amêijoas	30
Zinco	Sedimentos	100

Teste de Kruskal Wallis

Anexo 5: Teste de Kruskal Wallis Amêijoas

Test Statistics^{a,b}

	Alumínio	Arsénio	Cádmio	Cobre	Ferro	Manganês	Chumbo	Zinco
Chi-Square	18,390	9,083	6,397	5,184	16,428	20,078	3,801	,083
df	2	2	2	2	2	2	2	2
Asymp. Sig.	,0001	,009	,041	,1815	,000	,000	,150	,960

Anexo 6 apresenta teste estatístico de Kruskal Wallis para teste de normalidade

Sample1-Sample2	Test Statistic	Std. Error	Std. Test Statistic	Sig.	Adj.Sig.
Lingamo-Macaneta	,533	4,793	,111	,911	1,000
Lingamo-Matola Rio	12,767	4,793	2,664	,008	,023
Macaneta-Matola Rio	12,233	4,793	2,553	,011	,032

Sample1-Sample2	Test Statistic	Std. Error	Std. Test Statistic	Sig.	Adj.Sig.
Macaneta-Lingamo	-5,667	4,795	-1,182	,237	,712
Macaneta-Matola Rio	18,933	4,795	3,949	,000	,000
Lingamo-Matola Rio	13,267	4,795	2,767	,006	,017

Sample1-Sample2	Test Statistic	Std. Error	Std. Test Statistic	Sig.	Adj.Sig.
Macaneta-Matola Rio	7,933	4,780	1,660	,097	,291
Macaneta-Lingamo	-11,867	4,780	-2,483	,013	,039
Matola Rio-Lingamo	-3,933	4,780	-,823	,411	1,000

Sample1-Sample2	Test Statistic	Std. Error	Std. Test Statistic	Sig.	Adj.Sig.
Lingamo-Macaneta	6,600	4,793	1,377	,169	,506
Lingamo-Matola Rio	21,000	4,793	4,381	,000	,000
Macaneta-Matola Rio	14,400	4,793	3,004	,003	,008

Anexo 7. Teste de Kruskal Wallis Sedimentos Test Statistics^{a,b}

	Arsênio	Cádmio	Crômio	Cobre	Ferro	Manganês	Chumbo	Zinco
Chi-Square	,286	3,714	3,714	,286	3,429	3,429	3,714	1,143
Df	2	2	2	2	2	2	2	2
Asymp. Sig.	,867	,156	,156	,867	,180	,180	,156	,565

Hypothesis Test Summary

	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision
1	The distribution of Arsénio is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,867	Retain the null hypothesis.
2	The distribution of Cádmio is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,156	Retain the null hypothesis.
3	The distribution of Crómio is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,156	Retain the null hypothesis.
4	The distribution of Cobre is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,867	Retain the null hypothesis.
5	The distribution of Ferro is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,180	Retain the null hypothesis.
6	The distribution of Manganês is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,180	Retain the null hypothesis.
7	The distribution of Chumbo is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,156	Retain the null hypothesis.
8	The distribution of Zinco is the same across categories of Estuário.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,565	Retain the null hypothesis.

Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.

Anexo 8: Verificação de outliers das concentrações de metais em amêijoas

Metal	Ponto de amostragem	Codigo	Valor suspeito	n	Média (x)	Desvio padrão	G calculado	G critico	Juizo
Al	Matola Rio	7	4,350	15	15,590	6,090	1,846	2,549	Aceite
	Matola Rio	10	25,600	15	15,590	6,090	1,644	2,549	Aceite
	Macaneta	1	0,420	15	6,960	3,310	1,976	2,549	Aceite
	Macaneta	12	12,800	15	6,960	3,310	1,764	2,549	Aceite
	Lingamo	8	3,790	15	9,700	3,730	1,584	2,549	Aceite
	Lingamo	11	17,400	15	9,700	3,730	2,064	2,549	Aceite
Ar	Matola Rio	7	0,370	15	1,080	0,290	2,448	2,549	Aceite
	Matola Rio	8	1,550	15	1,080	0,290	1,621	2,549	Aceite
	Macaneta	1	-0,070	15	0,810	0,330	2,667	2,549	Rejeitado
	Macaneta	11	1,130	15	0,810	0,330	0,970	2,549	Aceite
	Lingamo	7	0,650	15	0,890	0,150	1,600	2,549	Aceite
	Lingamo	11	1,200	15	0,890	0,150	2,067	2,549	Aceite
Cd	Matola Rio	7	0,020	15	0,180	0,070	2,286	2,549	Aceite
	Matola Rio	2	0,280	15	0,180	0,070	1,429	2,549	Aceite
	Macaneta	14	0,090	15	0,150	0,040	1,500	2,549	Aceite
	Macaneta	11	0,210	15	0,150	0,040	1,500	2,549	Aceite
	Lingamo	13	0,100	15	0,200	0,050	2,000	2,549	Aceite
	Lingamo	11	0,290	15	0,200	0,050	1,800	2,549	Aceite
Cu	Matola Rio	7	4,240	15	14,280	3,960	2,535	2,549	Aceite
	Matola Rio	8	20,170	15	14,280	3,960	1,487	2,549	Aceite
	Macaneta	14	1,030	15	14,670	4,710	2,896	2,549	Rejeitado
	Macaneta	5	21,700	15	14,670	4,710	1,493	2,549	Aceite
	Lingamo	13	7,280	15	13,150	2,650	2,215	2,549	Aceite
	Lingamo	12	18,670	15	13,150	2,650	2,083	2,549	Aceite
Fe	Matola Rio	7	6,410	15	15,650	5,930	1,558	2,549	Aceite
	Matola Rio	8	32,330	15	15,650	5,930	2,813	2,549	Rejeitado
	Macaneta	1	0,370	15	7,790	3,590	2,067	2,549	Aceite
	Macaneta	12	14,000	15	7,790	3,590	1,730	2,549	Aceite
	Lingamo	8	4,900	15	10,110	3,950	1,319	2,549	Aceite
	Lingamo	11	18,100	15	10,110	3,950	2,023	2,549	Aceite
Mn	Matola Rio	15	0,110	15	0,630	0,240	2,167	2,549	Aceite
	Matola Rio	1	1,030	15	0,630	0,240	1,667	2,549	Aceite
	Macaneta	12	0,130	15	0,320	0,120	1,583	2,549	Aceite
	Macaneta	1	0,510	15	0,320	0,120	1,583	2,549	Aceite
	Lingamo	14	0,060	15	0,220	0,130	1,231	2,549	Aceite
	Lingamo	1	0,520	15	0,220	0,130	2,308	2,549	Aceite
Pb	Matola Rio	7	0,02	15	0,050	0,020	1,622	2,549	Aceite
	Matola Rio	8	0,12	15	0,050	0,020	3,278	2,549	Rejeitado
	Macaneta	1	0,00	15	0,038	0,029	1,147	2,549	Aceite
	Macaneta	4	0,12	15	0,038	0,029	2,768	2,549	Rejeitado
	Lingamo	6	0,02	15	0,044	0,023	0,836	2,549	Aceite
	Lingamo	1	0,10	15	0,044	0,023	2,667	2,549	Rejeitado
Zn	Matola Rio	7	0,93	15	5,454	1,811	2,497	2,549	Aceite
	Matola Rio	3	8,18	15	5,454	1,811	1,506	2,549	Aceite
	Macaneta	14	3,042	15	5,465	1,324	1,830	2,549	Aceite
	Macaneta	9	7,740	15	5,465	1,324	1,718	2,549	Aceite
	Lingamo	7	3,883	15	5,768	1,488	1,267	2,549	Aceite
	Lingamo	4	9,477	15	5,768	1,488	2,493	2,549	Aceite

Anexo 9: Concentração de metais nas amostras de sedimentos em mg/kg

Metal	Amostra	Matola Rio	Lingamo	Macaneta
As	I	607,00	465,00	493,00
	II	381,60	461,30	362,60
Cd	I	28,60	14,53	9,87
	II	13,40	30,80	2,67
Cr	I	14,33	17,86	4,61
	II	5,25	26,56	5,70
Cu	I	39,03	25,50	32,90
	II	17,23	39,10	28,23
Fe	I	530,00	310,00	221,60
	II	407,60	593,30	100,80
Mn	I	13,96	9,44	5,71
	II	13,43	15,33	4,11
Pb	I	497,60	292,30	188,30
	II	281,30	520,00	126,60
Zn	I	140,66	85,53	45,40
	II	55,60	143,00	87,73

Anexo 10: Concentração de metais nas amostras de amêijoas em mg/kg

Metal	Alumínio			Arsénio			Cádmio			Cromo
Amostra	Matola Rio	Macaneta	Lingamo	Matola Rio	Macaneta	Lingamo	Matola Rio	Macaneta	Lingamo	Matola Rio
1	11,53	0,42	15,60	0,97	-0,07	1,03	0,15	0,13	0,22	0,01
2	17,23	9,17	6,68	1,40	0,96	0,87	0,28	0,15	0,22	0,01
3	17,00	7,89	11,70	1,42	0,89	1,00	0,29	0,11	0,23	0,01
4	11,50	6,23	10,97	1,05	0,84	0,90	0,18	0,12	0,20	0,01
5	20,80	6,65	9,51	1,21	0,88	0,86	0,20	0,15	0,19	0,01
6	13,63	6,65	9,04	0,89	0,71	0,91	0,12	0,10	0,20	0,01
7	4,35	4,76	7,39	0,37	0,92	0,65	0,02	0,15	0,13	0,01
8	29,23	12,07	3,79	1,55	0,95	0,78	0,27	0,16	0,18	0,01
9	13,73	7,72	5,01	0,96	1,00	1,00	0,14	0,19	0,23	0,01
10	25,60	7,07	11,17	1,34	0,91	0,98	0,23	0,15	0,23	0,01
11	13,33	8,70	17,40	1,03	1,13	1,20	0,17	0,21	0,29	0,01
12	13,87	12,80	5,71	1,04	1,06	0,70	0,18	0,20	0,15	0,01
13	17,30	6,70	10,30	1,20	0,92	0,71	0,22	0,17	0,10	0,01
14	13,50	1,04	11,93	0,92	0,13	1,02	0,13	0,09	0,24	0,01
15	11,17	6,49	9,26	0,91	0,87	0,75	0,14	0,15	0,13	0,01

Cont.:

Metal	Ferro			Manganês			Chumbo			Zinco
Amostra	Matola Rio	Macaneta	Lingamo	Matola Rio	Macaneta	Lingamo	Matola Rio	Macaneta	Lingamo	Matola Rio
1	13,97	0,37	16,23	1,03	0,51	0,52	0,04	0,00	0,10	4,00
2	19,67	9,93	6,75	0,91	0,45	0,45	0,04	0,05	0,04	7,00
3	16,23	8,60	11,40	0,90	0,43	0,30	0,05	0,04	0,06	8,00
4	10,80	6,77	10,01	0,81	0,44	0,27	0,04	0,12	0,05	6,00
5	18,73	7,86	8,73	0,77	0,38	0,25	0,04	0,02	0,03	5,00

6	12,37	6,80	8,67	0,68	0,37	0,22	0,03	0,02	0,02	3,
7	6,41	4,73	7,10	0,65	0,36	0,22	0,02	0,04	0,02	0,
8	32,33	12,80	4,90	0,65	0,32	0,20	0,12	0,06	0,04	6,
9	12,83	9,33	5,27	0,61	0,32	0,20	0,04	0,06	0,08	4,
10	21,53	8,69	10,60	0,51	0,31	0,18	0,06	0,01	0,03	6,
11	16,23	9,46	18,10	0,50	0,15	0,18	0,03	0,04	0,04	5,
12	13,30	14,00	5,73	0,43	0,13	0,14	0,05	0,05	0,02	6,
13	13,70	8,13	12,23	0,42	0,14	0,08	0,05	0,01	0,05	6,
14	12,27	1,54	12,33	0,42	0,22	0,06	0,07	0,02	0,03	3,
15	14,43	7,86	13,53	0,11	0,20	0,06	0,08	0,04	0,03	4,

Anexo 11: Teste t de uma amostra - Sedimentos vs Limites

Metal	t Matola Rio	p Matola Rio	t Lingamo	p Lingamo	t Macaneta	p Macaneta
Arsénio	-24,678	0,0000	-135,768	0,0000	-50,464	0,0000
Cádmio	4,092	0,0011	5,410	0,0001	-2,734	0,0161
Chumbo	-1,858	0,0846	-1,727	0,1070	-28,272	0,0000
Crómio	-10,169	0,0000	-2,593	0,0220	-117,546	0,0000
Cobre	2,526	0,0252	6,713	0,0000	21,089	0,0000
Ferro	-1,372	0,1912	-0,607	0,5532	-13,007	0,0000
Manganês	-6,144	0,0000	-7,030	0,0000	-18,293	0,0000
Zinco	-0,458	0,6545	1,654	0,1206	-3,054	0,0083

Anexo 12: Resultados do Teste t – Concentrações de Metais em Amêijoas

Metal	Limite (mg/kg)	t Matola Rio	p Matola Rio	t Macaneta	p Macaneta	t Lingamo	p Lingamo
Alumínio	20	-2.6292	0.0196	-12.3375	0.0	-8.6843	0.0
Arsénio	3	-11.7471	0.0	-9.3673	0.0	-25.2804	0.0
Cádmio	0.5	-15.0647	0.0	-32.9945	0.0	-23.2427	0.0
Chumbo	0.5	-49.4242	0.0	-27.1103	0.0	-36.7004	0.0
Cobre	30	-14.92	0.0	-13.6036	0.0	-26.4175	0.0
Ferro	45	-23.0848	0.0	-39.2006	0.0	-33.8243	0.0
Manganês	5.5	-31.9078	0.0	-63.4974	0.0	-	0.0

						106.4587	
Zinco	30	-39.8852	0.0	-65.4595	0.0	-49.4473	0.0

Tabela 13 – Comparações par a par entre os locais de amostragem (Teste de Dunn com correção de Sequential Bonferroni)

Metal	Comparação entre locais	p-valor	Diferença estatística
Alumínio	Matola Rio vs. Macaneta	0,000023	Sim
	Matola Rio vs. Lingamo	0,00671	Sim
	Macaneta vs. Lingamo	> 0,05	Não
Ferro	Matola Rio vs. Macaneta	$6,999 \times 10^{-5}$	Sim
	Matola Rio vs. Lingamo	0,00476	Sim
	Macaneta vs. Lingamo	> 0,05	Não
Arsênio	Matola Rio vs. Macaneta	0,00757	Sim
	Matola Rio vs. Lingamo	0,00967	Sim
	Macaneta vs. Lingamo	> 0,05	Não
Cádmio	Macaneta vs. Lingamo	0,0130	Sim
	Outros pares	> 0,05	Não
Manganês	Matola Rio vs. Macaneta	0,0026	Sim

	Matola Rio vs. Lingamo	0,0000	Sim
	Macaneta vs. Lingamo	> 0,05	Não
Cobre	Todos os pares	> 0,05	Não
Chumbo	Todos os pares	> 0,05	Não
Zinco	Todos os pares	> 0,05	Não