



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

MARYELLEN BATISTA DOS SANTOS

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIO CACHOEIRA E
COMUNIDADES VIZINHAS: ÁGUA, SEDIMENTO E BIOTA

ILHÉUS – BAHIA

2024

MARYELLEN BATISTA DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIO CACHOEIRA E
COMUNIDADES VIZINHAS: ÁGUA, SEDIMENTO E BIOTA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Química. Área de concentração: Química Analítica Aplicada. Linha de Pesquisa: Desenvolvimentos e Aplicações de Métodos Analíticos.

Orientador: Prof. Dr. Ivon Pinheiro Lôbo
Co-orientador: Raildo Mota de Jesus

ILHÉUS – BAHIA

2024

S237

Santos, Maryellen Batista dos.

Avaliação da qualidade ambiental do Rio Cachoeira e comunidades circunvizinhas: água, sedimento e biota / Maryellen Batista dos Santos. – Ilhéus, BA: UESC, 2024.

93f.: il.

Orientador: Ivon Pinheiro Lôbo

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Química – PPGQUIM.

Inclui referências e apêndices.

1. Biodegradação. 2. Material particulado. 3. Bivalve (Molusco). 4. Sedimentos (Geologia). 5. Contaminantes. I. Título.

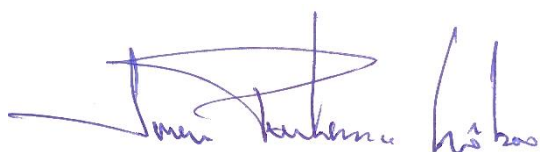
CDD 620.112.23

MARYELLEN BATISTA DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIO CACHOEIRA E
COMUNIDADES CIRCUNVIZINHAS: ÁGUA, SEDIMENTO E BIOTA**

Ilhéus-BA, 18 de outubro de 2024.

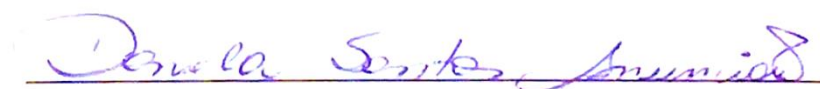
Comissão Examinadora:



Prof. Dr. Ivon Pinheiro Lôbo (UESC)
Presidente/Orientador



Prof. Dr. Sabir Khan (UESC)
Membro Interno/Avaliador



Profª. Dra. Daniela Santos da Anunciação (UFAL)
Membro Externo/Avaliadora

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guiar em todos os momentos, me dando força para superar os desafios, sabedoria para encontrar as respostas e resiliência para não desistir. A Nossa Senhora, por sua intercessão e proteção.

A minha família, em especial aos meus pais, minha avó Nati e minha irmã pelo cuidado, amor e paciência incondicionais.

Aos meus amigos externos ao mundo acadêmico pelas palavras de incentivo, paciência e compreensão nas minhas faltas.

Ao meu orientador, o Prof. Ivon, que nunca desistiu e me acompanha desde o início da jornada acadêmica, ainda na graduação. Obrigada por ser e estar onde meu pai não podia, por sua paciência, ensinamentos, conselhos, confiança e amizade.

Ao meu co-orientador, o Prof. Raildo que juntamente com o Prof. Ivon foi um grande incentivador para que eu iniciasse e cumprisse mais essa etapa. Obrigada por confiar e acreditar no meu potencial, por me receber no grupo de pesquisa desde a graduação e compartilhar sua experiência e conhecimentos.

Aos meus colegas de laboratório que se tornaram amigos, aliviaram todo o fardo, me ampararam e foram verdadeiros parceiros que levarei para a vida, uma segunda família. Em especial as minhas meninas superpoderosas (Alexia, Haylla e Laís) que aguentaram firme durante todo o processo de execução deste trabalho e Ícaro que também foi uma peça chave para que este trabalho fosse executado.

A Pâmela, Alan e Priscilla que me acompanharam nos momentos mais leves e mais difíceis nessa jornada, sempre com palavras de incentivo, força e carinho.

Aos professores do PPGQUIM, principalmente ao Herick e Sabir que sempre estavam disponíveis para sanar dúvidas e contribuir com conhecimentos no dia a dia.

Aos funcionários da UESC, especialmente aqueles do PPGQUIM, Max de Menezes e IPAF, por toda a ajuda, conversas soltas, apoio e segurança. Aos pescadores e moradores locais pelo apoio.

A banca examinadora pela disponibilidade em aceitar avaliar e contribuir com o meu trabalho para buscar o conhecimento e a excelência.

A todos que até aqui tiveram seu papel direto ou indireto, o mais sincero, MUITO OBRIGADA!

RESUMO

A qualidade da água é avaliada por parâmetros físicos, químicos e biológicos. Composto os parâmetros químicos, os metais são adsorvidos por partículas na coluna d'água e posteriormente depositados e acumulados em sedimentos. Devido aos processos de dessorção e remobilização, os metais podem ser liberados dos sedimentos para águas intersticiais e para a coluna d'água, onde são então absorvidos por organismos. Assim, os sedimentos podem atuar tanto como sumidouros quanto como fontes de metais. Neste estudo, amostras de água, materiais suspensos, sedimentos e moluscos bivalves foram coletadas em pontos de amostragem do Rio Cachoeira, no trecho entre os bairros Salobrinho e Banco da Vitória, além de poços residenciais, represas e nascentes na comunidade Maria Jape, Ilhéus -BA. As amostras de água foram filtradas utilizando membranas filtrantes previamente secas. As amostras de sedimentos foram secas, peneiradas e preparadas para digestão. Amostras de bivalves (*A. flexuosa* e *M. guyanensis*) foram trituradas, liofilizadas e preparadas para digestão. Para determinação de metais todas as amostras dos compartimentos foram submetidas a digestão assistida por micro-ondas com posterior análise empregando ICP OES. Ao avaliar a concentração de sólidos suspensos totais foram encontrados valores entre 0,6 a 39,8 mg de sólidos por litro de água; nas análises microbiológicas da água valores de 990 a $4,36 \times 10^6$ e < 1 a $3,84 \times 10^4$ UFC/100 mL de água foram obtidos para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Metais como Ca, Fe, Mg, K, além de P e S, apresentaram maior afinidade com o material suspenso, enquanto Cd, Cr, Ni e Pb se acumularam mais nos sedimentos. Nos bivalves, *A. flexuosa* absorveu Mn e Zn em maiores concentrações, enquanto *M. guyanensis* concentrou Cu. Os resultados de bioacumulação em sedimentos (BSAF) e de bioconcentração nos compartimentos (BCF), mostraram que Mg, P, Mn, Zn e Cu estavam biodisponíveis para ambas as espécies.

Palavras-chave: material suspenso, bivalves, micro-ondas, ICP OES.

ABSTRACT

Water quality is assessed by physical, chemical and biological parameters. Comprising the chemical parameters, metals are adsorbed by particles in the water column and subsequently deposited and accumulated in sediments. Due to desorption and remobilization processes, metals can be released from sediments into interstitial waters and the water column, where they are then absorbed by organisms. Thus, sediments can act as both sinks and sources of metals. In this study, samples of water, suspended matter, sediments and bivalve mollusca were collected at sampling points of the Cachoeira River, in the stretch between the Salobrinho and Banco da Vitória neighborhoods, as well as residential wells, dams and springs in the Maria Jape community, Ilhéus -BA. The water samples were filtered using previously dried filter membranes. The sediment samples were dried, sieved and prepared for digestion. Bivalve samples (*A. flexuosa* and *M. guyanensis*) were crushed, freeze-dried and prepared for digestion. For metal determination, all samples from the compartments were subjected to microwave-assisted digestion with subsequent analysis using ICP OES. When evaluating the concentration of total suspended solids, values between 0.6 and 39.8 mg of solids per liter of water were found; in the microbiological analyses of the water, values of 990 to 4.36×10^6 and <1 to 3.84×10^4 CFU/100 mL of water were obtained for total coliforms and *E. coli*, respectively. Metals such as Ca, Fe, Mg, K, and P and S showed greater affinity with the suspended material, while Cd, Cr, Ni and Pb accumulated more in the sediments. In the bivalves, *A. flexuosa* absorbed Mn and Zn in higher concentrations, while *M. guyanensis* concentrated Cu. The results of bioaccumulation in sediments (BSAF) and bioconcentration in compartments (BCF) showed that Mg, P, Mn, Zn and Cu were bioavailable for both species.

Keywords: suspended material, bivalves, microwaves, ICP OES.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- <i>Crassostrea rhizophorae</i> (ostra-do-mangue)	28
Figura 2- <i>Anomalocardia flexuosa</i> (berbigão ou chumbinho).....	29
Figura 3- <i>Mytella guyanensis</i> (sururu).....	30
Figura 4- Imagens de atividades domésticas (A), banho recreativo (B), pesca extrativista de mariscos (C) e pesca amadora no Rio Cachoeira.....	31
Figura 5- Localização dos pontos de coleta para amostras de água e sedimentos	33
Figura 6 - Localização dos pontos de coleta para amostras de moluscos bivalves	36
Figura 10 - Concentração de metais, P e S em amostras de água expressos em mg L ⁻¹ , coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia	52
Figura 11 - Concentração de metais, P e S em amostras de material suspenso (mg kg ⁻¹), coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia	55
Figura 12 - Concentração de metais essenciais, P e S em amostras de sedimentos (mg kg ⁻¹) coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia	57
Figura 13 - Concentração de metais potencialmente tóxicos em amostras de sedimentos (mg kg ⁻¹) coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia.....	59
Figura 14 - Concentração de metais essenciais (mg kg ⁻¹ de peso seco) em amostras de bivalves coletadas no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia.....	61
Figura 15 - Concentração de metais potencialmente tóxicos, P e S em amostras de bivalves coletadas no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação do índice de qualidade da água para consumo humano, segundo a CETESB	15
Tabela 2 – Classes de uso da água segundo a qualidade requerida, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005	17
Tabela 3 -Valores padrões de potabilidade para água destinada ao abastecimento humano, segundo o Ministério da Saúde.....	19
Tabela 4 - Valores permitidos para os parâmetros físicos, químicos e biológicos em águas doces e salobras para cada classe.	20
Tabela 5 - Descrição das fontes de contaminação e efeitos a saúde humana para cada elemento químico.....	24
Tabela 6 – Apresentação dos pontos de coleta para água e sedimentos	32
Tabela 7 – Localização dos pontos de coleta dos bivalves <i>A. flexuosa</i> e <i>M. guyanensis</i>	35
Tabela 8 – Programação do forno de micro-ondas para digestão de amostras.....	38
Tabela 9 – Condições instrumentais do ICP OES	41
Tabela 10 - Valores médios de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL) em amostras de água.....	48
Tabela 11 - Valores médios de sólidos suspensos em amostras de água coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia	83
Tabela 12 - Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg L ⁻¹ nas amostras de água coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia	84
Tabela 13 - Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg kg ⁻¹ de peso seco nas amostras de material suspenso coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia	85
Tabela 14 – Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg kg ⁻¹ de peso seco nas amostras de sedimento coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia	86
Tabela 15 - Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg kg ⁻¹ de peso seco nas amostras de bivalves coletadas no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia.....	87
Tabela 16 - Comparação de faixa de concentração de metais, fósforo e enxofre em diferentes compartimentos ambientais	88
Tabela 17 – Comparação de faixa de concentração de metais potencialmente tóxicos em diferentes compartimentos ambientais	92
Tabela 18 - Comparação entre os pontos de coleta no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia dos valores dos fatores de acumulação de biota-sedimento (BSAF) de bivalves e fatores de bioconcentração (BCF) em material suspenso e água.....	96

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS.....	12
2.1	OBJETIVO GERAL.....	12
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
3	REVISÃO DE LITERATURA	13
3.1	O DIREITO HUMANO À ÁGUA E AO SANEAMENTO	13
3.2	AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA).....	14
3.3	A QUALIDADE DA ÁGUA E SEUS MÚLTIPLOS USOS.....	15
3.4	PARÂMETROS DE QUALIDADE.....	18
3.5	METAIS.....	22
3.6	INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA POR METAIS	24
3.6.1	SEDIMENTOS.....	25
3.6.2	BIVALVES.....	26
4	METODOLOGIA.....	31
4.1	AMOSTRAGEM E COLETA DE AMOSTRAS	31
4.1.1	ÁGUA	31
4.1.2	SEDIMENTOS.....	34
4.1.3	BIVALVES.....	34
4.2	TRATAMENTO E CONSERVAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	36
4.2.1	ÁGUA	36
4.2.2	SEDIMENTOS.....	37
4.2.3	BIVALVES.....	37
4.3	DIGESTÃO DAS AMOSTRAS.....	38
4.4	ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	39
4.4.1	COLIFORMES TOTAIS	39
4.4.2	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	40
4.5	DETERMINAÇÃO DE METAIS	40
4.5.1	ÁGUA	41
4.5.1	MATERIAL SUSPENSO	42
4.5.2	SEDIMENTOS.....	42
4.5.3	BIVALVES.....	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1	DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS	44
5.2	ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	46
5.3	DETERMINAÇÃO DE METAIS	48
5.3.1	ÁGUA	48
5.3.2	SEDIMENTOS.....	56
5.3.3	BIVALVES.....	60
5.4	INTERAÇÃO ENTRE COMPARTIMENTOS.....	64
6	CONCLUSÕES.....	69
	REFERÊNCIAS	70
	APÊNDICES.....	83

1 INTRODUÇÃO

O direito humano à água e ao saneamento básico é reconhecido internacionalmente através da Resolução da Organização das Nações Unidas (ONU, 2010), sendo essencial para garantir condições dignas e humanitárias a todos. No Brasil, embora o país possua uma das maiores reservas de água doce do mundo, sua distribuição não é igualitária entre as regiões, pois em 2022, apenas 171 milhões de brasileiros tiveram acesso a água tratada e de toda água potável disponível, quase 38% não foi contabilizada ou foi perdida no processo de distribuição (Brasil, 2022).

Nesse cenário, a atuação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) na regulação, fiscalização e orientação quanto ao uso dos recursos hídricos, promove a equidade e a sustentabilidade, pois a criação de programas como a Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade da Água (RNQA) permite o monitoramento das fontes de abastecimento e a análise da qualidade da água, identificando possíveis problemas e contaminações (ANA, 2023; ANA, 2024).

A falta de saneamento básico e do monitoramento qualidade da água, tornam os corpos d'água suscetíveis a contaminações, seja por processos naturais, como formações geológicas e condições climáticas, ou por atividades antropogênicas, como atividades agrícolas e industriais, que introduzem contaminantes químicos no ambiente hídrico (Akhtar *et al.*, 2021; Vammen; Vaux; Molina, 2019).

Para assegurar a padronização e a qualidade da água, é necessário que esta atenda aos valores permitidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), conforme a Resolução nº 357/2005, que define a classificação dos corpos d'água e as diretrizes ambientais para seu enquadramento (Brasil, 2005). Além disso, devem ser seguidos os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água destinada ao consumo humano, incluindo os padrões de potabilidade, conforme estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde (Brasil, 2021).

O cumprimento desses padrões é verificado a partir da análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos, bem como a contaminação por metais tóxicos e potencialmente tóxicos, que por sua vez podem afetar a fauna, a flora e representar uma séria ameaça à saúde humana com efeitos variando desde distúrbios fisiológicos até doenças mais graves, como câncer, distúrbios neurológicos principalmente em crianças, danos aos sistemas cardiovascular e imunológico, problemas respiratórios e até mesmo a

capacidade de acumulação nos tecidos humanos a longo prazo (Araújo *et al.*, 2021; Ayejoto; Egbueri, 2024; Vammen; Vaux; Molina, 2019; Wu; Li; An, 2022).

Adicionalmente, é importante analisar os sedimentos (Mello *et al.*, 2020; Yadav *et al.*, 2019) e espécies da biota que atuam como indicadores de contaminação, a exemplo dos moluscos bivalves (Lima; Di Benedetto; Franco, 2022), pois influenciam na concentração de nutrientes, na decomposição da matéria orgânica e na presença de outros compostos. Deve-se atentar que as fontes de contaminação em ambos os casos podem ocorrer naturalmente e até mesmo a partir de intervenções antrópicas por atividades específicas ou difusas (Akhtar *et al.*, 2021).

Os sedimentos e bivalves demandam atenção por possuírem a capacidade de acumulação de poluentes. Além disso, os sedimentos têm potencial de liberação periódica para o meio hídrico de componentes para os corpos d'água, enquanto os bivalves, por serem filtradores, retêm poluentes traços e, por serem consumidos, oferecem riscos à saúde (Boboria; Maata; Mani, 2021; Lima; Benedetto; Franco, 2022; Vammen; Vaux; Molina, 2019).

Diante dessa perspectiva, a análise combinada de diferentes compartimentos ambientais, como água, sedimentos e moluscos bivalves, possibilita o entendimento do mecanismo de transporte e transferência de contaminantes, bem como a importância do controle de fatores que interferem na sua distribuição. Além disso, o monitoramento da presença e concentração desses contaminantes entre os compartimentos por meio de técnicas analíticas, poderá promover uma avaliação abrangente da qualidade dos recursos hídricos, fornecendo subsídios para ações de educação ambiental e higiene, com o objetivo de prevenir contaminações e proteger a saúde da população (Otchere, 2019). Sendo essa uma necessidade mais premente quando se trata de comunidades mais afastadas, as quais pouco recebem assistência do Estado.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a distribuição de metais em diferentes compartimentos ambientais do Rio Cachoeira e comunidades vizinhas.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar a concentração de sólidos suspensos presentes na água;
- Avaliar a contaminação das águas por coliformes totais e *Escherichia coli* no rio Cachoeira, em poços artesianos no Salobrinho e nascentes na comunidade Maria Jape;
- Determinar a concentração de metais, fósforo e enxofre em amostras de água, sedimentos e moluscos bivalves;
- Avaliar possíveis correlações entre os pontos de amostragem, os valores de concentrações, as fontes de contaminação existentes e a distribuição entre os compartimentos;

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 O direito humano à água e ao saneamento

Na década de 1940, diante do cenário da Segunda Guerra Mundial (1939 a 1945) e do conflito político-ideológico (1947 a 1991) entre os Estados Unidos e a União das Repúblicas Socialistas Soviéticas (URSS), surgiu a necessidade de garantir condições dignas e humanitárias de sobrevivência, bem como fomentar o progresso para a população global. Nesse contexto, representantes jurídicos e culturais colaboraram na elaboração da Declaração Universal dos Direitos Humanos (DUDH), oficializada em 10 dezembro de 1948 pela Resolução 217 A (III) da Assembleia Geral das Nações Unidas, em Paris (ONU, 2020; Senado Federal, 2018). Essa declaração possui 30 artigos que consideram direitos a liberdade, dignidade, alimentação, moradia e ensino, garantindo a proteção destes, pelo cumprimento da lei, de forma a mitigar a possibilidade de novos conflitos entre os povos e nações (ONU, 1948).

Os artigos 3º e 25º do preâmbulo da declaração, estabelecem o direito de todo ser humano e sua família à vida, à liberdade e à segurança sob condições que garantam a saúde, o bem-estar, a alimentação, o vestuário, a habitação e demais necessidades fundamentais de sobrevivência (ONU, 1948). Isso é assegurado também pela Constituição da Organização Mundial da Saúde (OMS, 1946) que define a saúde como um estado absoluto de bem-estar físico, mental e social.

Conforme reconhecimento registrado pela ONU (1992) a água é definida como patrimônio do planeta e fonte essencial à vida de plantas, animais e humanos. Seu direito foi posteriormente reconhecido em Assembleia Geral (ONU, 2010). Então, em março de 2023 uma conferência sobre água abordou a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, enfocando o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6), que busca garantir a disponibilidade e gestão sustentável da água e do saneamento para todos. (Conti; Schroeder, 2013; ONU, 2014; Supremo Tribunal Federal, 2023). Porém, de acordo com o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento da Água, cerca de 2 bilhões de pessoas (mais de ¼ da população global) não têm acesso à água potável e quase 4 bilhões (metade da população global) não têm serviços de saneamento básico (Connor; Koncagül, 2023; UN, 2023).

Sabe-se que falta de acesso a água potável ou uso de uma fonte de água contaminada por fezes, produtos farmacêuticos, produtos químicos industriais e domésticos, produtos de higiene pessoal, pesticidas e nanomateriais manufaturados, torna a população vulnerável a

doenças (coléra, febre tifóide, diarreia, pólio, entre outras), principalmente crianças, as quais morrem aproximadamente 1.000 por dia com idade inferior a 5 anos com doenças relacionadas a água (Connor; Koncagül, 2023; UNICEF, 2023; UN, 2023). O consumo da água de forma irresponsável, insustentável e sem um controle de qualidade adequado não apenas compromete o seu ciclo natural, mas também viola os direitos humanos fundamentais. Como consequência, há prejuízo às condições humanitárias básicas, tendo em vista seu processo laborioso de potabilização e o risco de esgotamento decorrente da distribuição desigual e consumo inadequado no nosso planeta.

3.2 Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA)

Fundada no mês de julho do ano 2000, a Agência Nacional de Águas (ANA) é uma instituição reguladora, responsável por elaborar diretrizes, gerir de maneira integrada e monitorar a qualidade das águas subterrâneas e superficiais no Brasil (ANA, 2023; BRASIL, 2020). A ANA realiza suas ações a partir dos dados que são fornecidos por órgãos estaduais de recursos hídricos, com o objetivo de garantir a disponibilidade desse recurso para gerações atuais e futuras. Suas atribuições incluem a concessão de outorgas para o uso da água, a elaboração de planos de recursos hídricos, a cobrança e a fiscalização (ANA, 2023; BRASIL, 2020).

Diante da variação de parâmetros e critérios utilizados entre os órgãos estaduais, surgiu a necessidade de padronização, resultando na criação da Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade da Água (RNQA). Esta rede possui diversos pontos de monitoramento de fontes de abastecimento de água, como rios, lagos e represas, nos quais são realizadas coletas para análise de parâmetros físicos (temperatura e turbidez), químicos (pH, oxigênio dissolvido (OD), nutrientes, metais potencialmente tóxicos) e biológicos (micro-organismos patogênicos) (ANA, 2023; ANA, 2024).

A RNQA interpreta os dados gerados, elabora relatórios, mapas e indicadores de qualidade, fornecendo informações precisas aos órgãos estaduais, pesquisadores, instituições acadêmicas e para a população em geral. Essas informações são importantes para identificar possíveis problemas ou contaminações, bem como orientar a implementação de políticas públicas voltadas para a preservação e a importância do uso sustentável da água (ANA, 2023; ANA, 2024).

Quanto aos indicadores de qualidade, o mais utilizado no Brasil é o IQA (Índice de Qualidade da Água) que avalia qualitativamente a água para consumo humano, a partir de nove

parâmetros: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, resíduo total, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total e turbidez, transformando-os em uma única grandeza utilizando uma equação específica (ANA, 2023; ANA, 2024; CETESB, 2016). Os resultados podem variar entre 0 e 100 determinando-se a qualidade da água, de acordo com a categoria indicada, de acordo com a Tabela 1. Vale destacar que esses valores de classificação podem variar de acordo com o peso dos parâmetros para cada local (ANA, 2023; CETESB, 2016).

Tabela 1 – Classificação do índice de qualidade da água para consumo humano, segundo a CETESB

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: adaptada de CETESB, 2016.

3.3 A qualidade da água e seus múltiplos usos

O monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas é crucial para classificar quanto a sua modalidade de uso, seja para o abastecimento doméstico e industrial, agricultura (para irrigação e dessedentação de animais), aquicultura, preservação da biota, recreação e lazer, harmonização paisagística, geração de energia elétrica, navegação e diluição de despejos e efluentes (Brasil, 2005; Giri, 2021).

A qualidade da água é influenciada por uma combinação de fatores naturais e intervenções antrópicas. Entre os fatores naturais estão os padrões de precipitação, fluxo de água superficial e subterrânea, características geográficas, a interação com rochas e solo, tempo de circulação no subsolo e biodiversidade vegetal e animal adjacente. Em relação as intervenções antrópicas, estas podem ser oriundas tanto de fontes específicas quanto difusas de contaminação. Isso inclui descargas de efluentes industriais e domésticos (Akhtar *et al.*, 2021; ANA, 2024), além das atividades agrícolas, mineração e qualquer outro uso do solo (Nobre *et al.*, 2020; Rodríguez-Romero *et al.*, 2018).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005) dispõe da classificação para a manutenção e avaliação dos níveis de qualidade da água, seja doce, salobra ou salina, definindo padrões e condições básicas requeridas para garantir e atender às necessidades da comunidade. Além disso, determina o enquadramento ideal em relação às condições encontradas nos corpos d'água (Tabela 2).

Tabela 2 – Classes de uso da água segundo a qualidade requerida, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005

Classe	Uso	Qualidade requerida
Classe especial	Abastecimento humano, com desinfecção;	Isenta de substâncias químicas com efeito tóxico crônico, materiais flutuantes, lipídios e micro-organismos prejudiciais à saúde humana e animal; sabor, odor e cor naturais; baixa turbidez, teor de OD acima de 6 mg L ⁻¹ O ₂ .
	Preservação do equilíbrio natural nas comunidades aquáticas;	
	Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.	
Classe 1	Abastecimento humano, após tratamento simples	Isenta de substâncias químicas com efeito tóxico crônico, corantes (não removíveis por coagulação, sedimentação e filtração) materiais flutuantes, lipídios e micro-organismos prejudiciais à saúde humana e animal; turbidez média, teor de OD acima de 5 mg L ⁻¹ O ₂ .
	Proteção das comunidades aquáticas	
	Recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho)	
	Irrigação de hortaliças e frutas que são consumidas cruas, sem remoção da casca e que se desenvolvam rentes ao solo	
	Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas	
Classe 2	Abastecimento humano, após tratamento convencional	Isenta de substâncias químicas com efeito tóxico agudo, substâncias que alterem sabor e odor, materiais flutuantes, corantes (não removíveis por coagulação, sedimentação e filtração), lipídios e micro-organismos prejudiciais à saúde humana e animal; turbidez média, teor de OD acima de 4 mg L ⁻¹ O ₂ .
	Proteção das comunidades aquáticas	
	Recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho)	
	Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e áreas públicas em que haja contato direto	
	Aquicultura e atividade de pesca	
Classe 3	Abastecimento humano, após tratamento convencional ou avançado	Isenta de materiais flutuantes e substâncias facilmente sedimentáveis úteis para o assoreamento, odor e aspecto não contestados, lipídios são toleráveis, fenóis totais até 1,0 mg L ⁻¹ de fenol e teor de OD acima 2 mg L ⁻¹ O ₂ .
	Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
	Pesca amadora	
	Recreação de contato secundário	
	Dessedentação de animais	
Classe 4	Navegação	
	Harmonização paisagística	

Fonte: Adaptado de Brasil (2005).

Dentre os usos citados no início deste tópico, apenas a utilização para geração de energia elétrica não consta na Resolução 357/2005 (Brasil, 2005) e o lançamento de efluentes é vedada para a classe especial, mesmo após tratamento, segundo o Art. 11 da Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011). No entanto, é importante destacar que o lançamento de efluentes é preocupante devido às implicações negativas associadas, pois, aliado ao crescimento populacional, a produção de resíduos domésticos (efluentes) contribui para o aumento da concentração de contaminantes na água que possam vir a torna-se poluentes. Isso resulta em um alto custo de tratamento, devido às alterações nas características físico-químicas, biológicas e até mesmo radioativas dos resíduos (Cerqueira *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021).

Além da classificação quanto a qualidade requerida para um uso determinado, estes usos podem ser divididos em consuntivo, quando há a ingestão direta sem que ocorra um retorno total para os corpos hídricos e, não consuntivos, quando este recurso é utilizado temporariamente, mas não é consumido e retorna ao ambiente de forma que possa ser reutilizado (ANA, 2024). Essas classificações são essenciais, uma vez que dependem de quantidades e qualidades específicas, pois as condições adequadas de potabilidade para água de consumo e balneabilidade para atividades recreativas e outras atividades de consumo direto, podem evitar a manifestação de doenças por contaminação da água (ANA, 2024).

3.4 Parâmetros de Qualidade

A Portaria nº 5/2017 (Brasil, 2017) que trata da consolidação das normas de ações e serviços do Sistema Único de Saúde (SUS), foi alterada pela Portaria GM/MS nº 888/2021 na qual fica estabelecido que a água para consumo humano não deve ser considerada apenas aquela destinada para a ingestão direta, mas também para a preparação e produção de alimentos e higiene pessoal, independente da sua origem. Essa regulamentação define os parâmetros físicos, químicos e biológicos que devem ser monitorados para garantir a qualidade da água, a saúde pública e a consequentemente a qualidade de vida da população (Brasil, 2021).

Os padrões de qualidade da água não são os mesmos para todos os tipos de uso. Ou seja, a água destinada ao abastecimento humano precisa ser considerada potável, para isso, é necessário atender aos padrões de potabilidade pré-estabelecidos (Tabela 3), podendo vir a ser tratada por meio de processos físicos, químicos ou a combinação destes diante da necessidade, para não oferecer riscos à saúde (Art. 5º) (Araújo *et al.* 2022; Brasil, 2021). Para os demais usos também existem valores padrões permitidos para cada parâmetro de acordo com a classe de enquadramento (Tabela 4).

Tabela 3 -Valores padrões de potabilidade para água destinada ao abastecimento humano, segundo o Ministério da Saúde

Parâmetros Físicos	Unidade	Valor padrão
Odor e sabor	Intensidade	6
Cor	*mg Pt-Co L ⁻¹	15
Turbidez	UNT	5
Sólidos dissolvidos totais	mg L ⁻¹	500
Parâmetros químicos	Unidade	Valor padrão
Alumínio	mg L ⁻¹	0,2
Cloreto	mg L ⁻¹	250
Dureza	mg L ⁻¹	300
Ferro	mg L ⁻¹	0,3
Manganês	mg L ⁻¹	0,1
Sulfato	mg L ⁻¹	250
Sulfeto de hidrogênio	mg L ⁻¹	0,05
Zinco	mg L ⁻¹	5,0
Cádmio	mg L ⁻¹	0,003
Chumbo	mg L ⁻¹	0,01
Cobre	mg L ⁻¹	2,0
Cromo	mg L ⁻¹	0,05
Fluoreto	mg L ⁻¹	1,5
Níquel	mg L ⁻¹	0,07
Nitrato (como N)	mg L ⁻¹	10
Nitrito (como N)	mg L ⁻¹	1,0
Cloro residual livre	mg L ⁻¹	5,0
Parâmetros biológicos	Unidade	Valor padrão
Escherichia coli	100 mL	Ausente
Coliformes totais	100 mL	Ausente

Legenda: * Unidade Hazen (uH) / UNT: Unidade Nefelométrica de Turbidez

Fonte: Adaptada Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021).

Tabela 4 - Valores permitidos para os parâmetros físicos, químicos e biológicos em águas doces e salobras para cada classe.

Parâmetros Físicos	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Cor	*mg Pt L ⁻¹	Cor natural	≤ 75	≤ 75	-
Turbidez	UNT	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
Sólidos dissolvidos totais	mg L ⁻¹	500	500	500	-
Parâmetros Químicos	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
DBO	mg L ⁻¹ O ₂	≤ 3	≤ 5	≤ 10	
OD	mg L ⁻¹ O ₂	≥ 6 ^{doc} / ≥ 5 ^{sal}	≥ 5 ^{doc} / ≥ 4 ^{sal}	≥ 4 ^{doc} / ≥ 3 ^{sal}	≥ 2
pH	-	6,0 a 9,0 ^{doc} / 6,5 a 8,5 ^{sal}	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0 ^{doc} / 5,0 a 9,0 ^{sal}	6,0 a 9,0
Alumínio dissolvido	mg L ⁻¹ Al	0,1	0,1	0,2	0,2
Cádmio total	mg L ⁻¹ Cd	0,001 ^{doc} /0,005 ^{sal}	0,001 ^{doc} /0,04 ^{sal}	0,01	0,01
Chumbo total	mg L ⁻¹ Pb	0,01	0,01 ^{doc} /0,210 ^{sal}	0,033	0,033
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl	250	250	250	250
Cloro residual total	mg L ⁻¹ Cl	0,01	0,01 ^{doc} /0,019 ^{sal}	0,01	0,01
Cobre dissolvido	mg L ⁻¹ Cu	0,009 ^{doc} /0,005 ^{sal}	0,009 ^{doc} /0,0078 ^{sal}	0,013	0,013
Cromo total	mg L ⁻¹ Cr	0,05	0,05 ^{doc} /1,1 ^{sal}	0,05	0,05
Ferro dissolvido	mg L ⁻¹ Fe	0,3	0,3	5,0	5,0
Fluoreto total	mg L ⁻¹ F	1,4	1,4	1,4	1,4
Fósforo total (lêntico)	mg L ⁻¹ P	0,020 ^{doc} /0,124 ^{sal}	≤ 0,030 ^{doc} /0,186 ^{sal}	0,05	0,05
Fósforo total (inter.)	mg L ⁻¹ P	0,025	≤ 0,050	0,075	0,075
Manganês	mg L ⁻¹ Mn	0,1	0,1	0,5	0,5
Níquel	mg L ⁻¹ Ni	0,025	0,025 ^{doc} /0,074 ^{sal}	0,025	0,025
Nitrato	mg L ⁻¹ N	10,0 ^{doc} /0,40 ^{sal}	10,0 ^{doc} /0,70 ^{sal}	10,0	10,0
Nitrito	mg L ⁻¹ N	1,0 ^{doc} /0,07 ^{sal}	1,0 ^{doc} /0,20 ^{sal}	1,0	1,0
Sulfato	mg L ⁻¹ SO ₄	250	250	250	250
Sulfeto (como H ₂ S)	mg L ⁻¹ S	0,002	0,002	0,3	0,3
Zinco	mg L ⁻¹	0,18 ^{doc} /0,09 ^{sal}	0,18 ^{doc} /0,12 ^{sal}	5	5
Fenóis totais	mg L ⁻¹	0,003	0,003	0,003	≤ 1,0
Parâmetros biológicos	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Coliformes termotolerantes	UFC/100mL	≤ 200	≤ 1.000 ^{doc} / ≤ 2.500 ^{sal}	≤ 2.500 ^{doc} / ≤ 4.000 ^{sal}	-

Legenda: *Unidade Hazen (uH) / Unidades Formadoras de Colônias / UNT: Unidade Nefelométrica de Turbidez / doc: água doce / sal: água salobra.

Fonte: Baseado na Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005).

Os principais parâmetros físicos e químicos para verificar a qualidade da água devem ser monitorados buscando garantir a preservação dos ecossistemas aquáticos, a segurança do abastecimento de água potável e detectar possíveis mudanças edafoclimáticas. Desta forma, pretende-se mitigar os impactos ao meio ambiente e consequentemente à saúde humana (ANA, 2024; APHA, 2023; WHO, 2022). Por exemplo, ao avaliar o pH, a temperatura, a alcalinidade, a dureza da água, entre outros, podemos compreender a composição química e as condições do ambiente aquático. Esses parâmetros influenciam diretamente a solubilidade de substâncias, a disponibilidade de nutrientes para organismos aquáticos e até mesmo a eficácia dos processos de tratamento de água, sendo essenciais para a gestão sustentável dos recursos hídricos (WHO, 2022). Além disso, os parâmetros químicos fornecem informações importantes sobre a contaminação e poluição dos corpos d'água. Concentrações elevadas de substâncias como cloretos, nitratos, metais potencialmente tóxicos e compostos orgânicos indicam potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente (Borah; Kumar; Devi, 2020).

Quanto aos parâmetros biológicos, estes são indispensáveis para a análise de qualidade da água, pois permitem a identificação de organismos como bactérias, vírus, protozoários, helmintos e algas, ademais, fornecem informações importantes sobre os potenciais riscos à saúde associados à presença desses micro-organismos, contribuindo assim para garantir a segurança microbiológica do fornecimento de água potável (WHO, 2022). De modo geral, os agentes microbianos são transmitidos por via fecal-oral, principalmente através do consumo de água e alimentos contaminados por seres humanos, animais, plantas e bactérias. Dentre os indivíduos que são expostos a esses patógenos, os idosos, as crianças e os imunossuprimidos são mais vulneráveis às consequências mais graves (Vammem; Vaux; Molina, 2019; WHO, 2022). A qualidade microbiana da água pode variar amplamente e rapidamente, com picos de curta duração na concentração de patógenos e sua detecção desobedecendo a frequência mínima de amostragem, pode aumentar significativamente os riscos de doenças e desencadear surtos, o que representa uma grave ameaça à saúde pública (Brasil, 2021; WHO, 2022).

Embora existam cartilhas de orientação de medidas de prevenção e controle, a falta de condições adequadas de saneamento básico, higiene e distribuição dos recursos hídricos causa epidemias de bactérias patogênicas como *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Campylobacter* e *Vibrio cholera* (Vammem; Vaux; Molina, 2019; WHO, 2022).

3.5 Metais

A contaminação e poluição ambiental por metais sejam eles essenciais ou não, representam uma séria ameaça à saúde humana e ao equilíbrio dos ecossistemas de acordo com as concentrações encontradas. Isso pode levar à morte de organismos aquáticos, como peixes e plantas, à redução da biodiversidade terrestre, além de comprometer a fertilidade do solo e a capacidade de sustentar a vegetação (Bjerregaard; Andersen; Andersen, 2022; -Ul-Haq *et al.*, 2021).

Os metais essenciais são todos aqueles considerados importantes, com funções vitais necessárias para o organismo humano – ferro, zinco, cobre e manganês – realizando o transporte de oxigênio, o metabolismo celular e a defesa antioxidante. Porém, quando em excesso podem se tornar tóxicos e causar efeitos adversos (Bjerregaard; Andersen; Andersen, 2022; -Ul-Haq *et al.*, 2021). Por outro lado, os metais não essenciais não desempenham um papel biológico significativo no organismo humano e podem ser prejudiciais mesmo em quantidades traços. Como exemplo podem ser citados o chumbo, cádmio, mercúrio, níquel e arsênio. Esses metais são liberados no ambiente tanto por fontes naturais quanto por atividades humanas, como metalurgia, galvanoplastia, queima de combustíveis fósseis, indústrias têxteis e descarte inadequado de resíduos (Guarda *et al.*, 2021; Wu, Li, An, 2022).

Além disso, os metais têm a capacidade de acumular (bioacumulação) aumentando sua concentração nos níveis tróficos superiores (biomagnificação) e por não serem biodegradáveis, são facilmente incorporados à cadeia alimentar e podem se tornar tóxicos quando ultrapassam determinados limites se estiverem biodisponíveis (Bjerregaard; Andersen; Andersen, 2022; Sharma; Vymazal; Malaviya, 2021).

Os efeitos da contaminação por metais tóxicos no organismo humano são variados e podem incluir desde distúrbios fisiológicos até doenças graves, como câncer, distúrbios neurológicos, danos aos sistemas cardiovascular e imunológico e problemas respiratórios (Tabela 5). Esses efeitos são uma preocupação relevante, pois a exposição a esses metais pode ocorrer por meio da ingestão de água contaminada, consumo de alimentos contaminados, inalação de partículas presentes no ar ou contato direto com o solo contaminado (Ayejoto; Egbueri, 2024; Wu, Li, An, 2022).

A necessidade de monitoramento contínuo desses poluentes é evidente, a fim de se desenvolver medidas preventivas e de controle eficazes. Métodos analíticos estão sendo constantemente aprimorados para monitorar a presença de metais tóxicos em diversas matrizes ambientais, como solo (Mosalem *et al.*, 2024), água (Passos & Lemos, 2020), plantas (Shishov;

Gerasimov; Bulatov, 2022), alimentos (Neisi *et al.*, 2024) e tecidos orgânicos (Bhutia; Nasnodkar; Nayak, 2023). Além disso, é essencial que as indústrias adotem práticas mais sustentáveis e busquem reduzir sua emissão de poluentes, em conformidade com a legislação ambiental. A conscientização da sociedade sobre os impactos da contaminação por metais tóxicos e a promoção de práticas de consumo responsável também são fundamentais para mitigar esse problema.

Em suma, a contaminação e poluição ambiental por metais representam um desafio complexo que requer ações coordenadas em níveis local, nacional e global para proteger o meio ambiente e garantir a saúde e o bem-estar às populações vulneráveis, especialmente em estuários onde as concentrações desses poluentes têm se intensificado ao longo dos anos e são influenciadas por diversos fatores, incluindo a variabilidade sazonal e salinidade (Otchere, 2019).

Tabela 5 - Descrição das fontes de contaminação e efeitos a saúde humana para cada elemento químico

Elemento	Fontes de contaminação	Efeitos à saúde
Alumínio	Tratamento de água, utensílios, tubulações	Doença de Alzheimer, danos aos rins e ossos, distúrbios gastrointestinais
Arsênio	Fundições metálicas, combustíveis fósseis, pesticidas e vulcões	Câncer, danos ao sistema nervoso e dermatológico, problemas respiratórios
Cádmio	Indústria siderúrgica, pigmentos, plásticos, baterias e fertilizantes	Danos aos pulmões (câncer), rins (insuficiência renal) e ossos
Chumbo	Baterias, soldas e ligas	Neurodesenvolvimento, doenças cardiovasculares, insuficiência renal, hipertensão, anemia, infertilidade e adversos na gravidez.
Cobre	Fabricação de tubos, válvulas e conexões, ligas e revestimentos	Distúrbios gastrointestinais e neurológicos, danos ao fígado e aos rins
Cromo	Galvanização, curtume, corantes, impregnação de madeira	Cr (VI) é cancerígeno, danos renais e hepáticos
Enxofre	Mineração, refinarias, indústrias de papel e produtos químicos, produtos de limpeza e higiene, fertilizantes	Problemas gastrointestinais, ósseos e musculares
Ferro	Tubulações e fertilizantes	Constipação e dores abdominais
Fósforo	Fertilizantes, produtos de limpeza e higiene pessoal, resíduos industriais	Gastroenterite, intoxicação alimentar, irritação gastrointestinal e danos ao fígado e ao sistema nervoso
Manganês	Ligas de ferro e aço, oxidante para limpeza, branqueamento e desinfecção, ingrediente em diversos produtos	Danos neurológicos, neurodesenvolvimento, danos ao sistema nervoso central, dor de cabeça, náuseas, vômitos, fraqueza muscular e problemas respiratórios
Níquel	Aço inoxidável, ligas metálicas e baterias	Dermatite de contato e câncer de pulmão
Zinco	Galvanização, combustão, fundição	Distúrbios gastrointestinais, dermatites, eczemas, dores de cabeça, tonturas, fadiga e fraqueza muscular

Fonte: Baseado em BJERREGAARD; ANDERSEN; ANDERSEN, 2022; WHO, 2022.

3.6 Indicadores de contaminação da água por metais

A fim de monitorar a qualidade da água quanto à presença de metais, são analisados alguns indicadores de contaminação, como sedimentos (Jia *et al.* 2018), peixes (Gao *et al.*, 2021), algas, micro-organismos (Duleba *et al.*, 2018) e macroinvertebrados bentônicos (Kumar;

Krishnan; Vimexen, 2022), incluindo minhocas, moluscos (Pan & Han, 2023) e crustáceos (Emami; Abtahi; Shokri, 2024). A avaliação desses indicadores, especialmente sedimentos e moluscos bivalves, permite verificar a presença de contaminantes, como elementos traços, e identificar características ou alterações nos ambientes aquáticos (Lima; Di Benedetto; Franco, 2022; Silva *et al.*, 2018). Além disso, essa análise possibilita detectar a incidência, as fontes de contaminação e a correlação com a qualidade da água, sendo particularmente relevante em ambientes onde ocorrem atividades de aquicultura, ostreicultura, maricultura, pesca amadora e extrativista (Debnath; Singh; Sharma, 2021; Sande *et al.*, 2010), em que há uma interação água-solo-organismos (Duleba *et al.*, 2018).

O aumento da urbanização nas proximidades de ambientes aquáticos interfere diretamente nos índices de contaminação de metais por atividades antropogênicas, seja na forma particulada, coloidal ou dissolvida, de acordo com as condições de alguns parâmetros que propiciem a permanência /ou liberação (Duleba *et al.*, 2018). Os principais metais determinados são cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), manganês (Mn) e zinco (Zn) devido ao potencial tóxico e ecotoxicidade em concentrações elevadas, além de possuírem a capacidade de bioacumulação nos tecidos de organismos vivos ocasionando em risco à saúde pública (Guarda *et al.*, 2021).

3.6.1 Sedimentos

A interação entre a água e o solo promove a difusão de contaminantes entre os corpos d'água através de processos como erosão e escoamento superficial. Uma vez nos ambientes aquáticos, esses metais podem ser adsorvidos em partículas na coluna d'água e, posteriormente depositados e acumulados em sedimentos. Porém, devido aos processos de diagênese e remobilização os metais podem ser liberados tanto para águas intersticiais, quanto para a coluna d'água, tornando-se biodisponíveis para os organismos aquáticos (Duleba *et al.*, 2018; Júnior *et al.*, 2020).

Nesse contexto, os sedimentos são importantes na ciclagem e na disponibilidade de oligoelementos em ambientes aquáticos e terrestres, influenciando na sua distribuição, no transporte, na transformação e nas interações biogeoquímicas. Ou seja, podem atuar como sumidouros e/ou fonte de metais, devido a sua capacidade de acumulação em reservatórios sedimentares (Guarda *et al.*, 2021; Júnior *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2018).

Fatores como o tamanho do grão, espaços porosos, a variação de pH, capacidade de troca iônica, teor de matéria orgânica, condições redox e teor de cloretos, são determinantes

para definir o potencial de retenção de metais aos sedimentos e as suas concentrações que por vezes podem ser superiores às encontradas nos corpos hídricos (Akhtar *et al.*, 2021; Júnior *et al.*, 2020).

Adicionalmente, esses fatores afetam tanto a potencial liberação e consequente a biodisponibilidade desses metais nos sedimentos, ou seja, a especificidade química de um metal pode restringir sua capacidade de interagir com organismos aquáticos ou reduzir sua concentração a níveis insuficientes para causar efeitos adversos à saúde humana e ao ecossistema respectivamente (Brito *et al.*, 2020; Santos; Souza; Santos, 2013).

3.6.2 Bivalves

Pertencentes à classe Bivalvia, os moluscos bivalves possuem uma concha formada principalmente por carbonato de cálcio (CaCO_3), composta por duas valvas articuladas, estão amplamente distribuídos nos ambientes aquáticos e, devido a características particulares, permitem a verificação de alterações no ecossistema, como alcalinidade, pH e temperatura sendo considerados biomonitores ambientais (Kumar; Krishnan; Vimexen, 2022; Lima; Di Benedetto; Franco, 2022; Otchere, 2019).

Os bivalves são organismos sésseis e bentônicos, que assim como os sedimentos, atuam na ciclagem de elementos nutrientes, sendo altamente tolerantes a presença de poluentes como cádmio, chumbo, zinco e cobre. Essa capacidade se deve, em grande parte, ao seu hábito filtrador, que os expõe a uma grande quantidade de água e partículas em suspensão, incluindo bactérias, parasitos, metais, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA's), pesticidas organoclorados, fármacos e microplásticos, dos quais muitos são transmitidos para os humanos através do seu consumo (Kumar; Krishnan; Vimexen, 2022; Lima; Di Benedetto; Franco, 2022).

Além de sua importância ecológica, os bivalves também são conhecidos por seu alto valor nutricional e sustentabilidade na produção. Do ponto de vista nutricional, são fontes ricas em proteínas e micronutrientes essenciais como vitamina B12 e ferro, tornando-se uma opção alimentar saudável e sustentável. Paralelamente, a aquicultura de bivalves auxilia na regulação dos ecossistemas, contribuindo para o sequestro de carbono, na remediação de nutrientes e na proteção das zonas costeiras (FAO, 2022; Tanaviyutpakdee & Karnpanit, 2023).

No entanto, com o processo de biomagnificação a concentração de substâncias tóxicas aumenta de acordo com os níveis tróficos da cadeia alimentar. Dessa forma, os predadores dos bivalves, como aves e peixes, podem apresentar concentrações ainda maiores de contaminantes

em seus tecidos, representando um risco para a saúde humana e para a integridade dos ecossistemas (Sadeghi *et al.*, 2021; Yam *et al.*, 2020).

Então, para avaliar risco associado à contaminação em bivalves, são utilizados cálculos de fatores de bioconcentração (do inglês, bio-concentration fator - BCF) e bioacumulação biota-sedimento (do inglês, biota-sediment accumulation fator – BSAF), que permitem estimar a capacidade desses organismos de acumular contaminantes a partir da razão entre a concentração encontrada no organismo e aquela encontrada no solo ou outro compartimento ambiental (Gao *et al.*, 2021; Yam *et al.*, 2020).

Os processos de urbanização, industrialização, atividades de navegação, períodos de estiagem e estação de amostragem contribuem para o aumento da concentração de contaminantes nos ecossistemas aquáticos. Esse cenário afeta diretamente os bivalves, tornando-os mais suscetíveis à contaminação. Como resultado, há um risco elevado de proliferação de doenças transmitidas por água contaminada, afetando tanto a saúde humana quanto a segurança alimentar (Newman *et al.*, 2021; Otchere, 2019).

Todavia, fatores como tamanho, sexo, composição de tecidos, tempo de exposição e capacidade de retenção de metais variam de acordo com as espécies de bivalves mesmo que sejam coletadas em um mesmo ambiente aquático. Esses organismos podem filtrar até 50 litros de água por hora e reter contaminantes em concentrações até 105 vezes maiores que outras espécies e indicadores, como os peixes, por exemplo (Kumar; Krishnan; Vimexen, 2022; Otchere, 2019; Pan & Han, 2023).

Diante da variedade de espécimes de moluscos bivalves na costa brasileira, a *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), a *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767) e a *Mytella guyanensis* (Larmack, 1819) estão entre as dez principais espécies alvo de pesquisa devido a importância comercial para a costa brasileira (Legat *et al.*, 2021).

A *Crassostrea rhizophorae* (ostra-do-mangue) representada na Figura 1, espécie nativa da costa brasileira, adapta-se a ambientes estuarinos e manguezais, onde se fixa em raízes de mangue e outros substratos submersos ou expostos durante a maré baixa. Sua concha é caracterizada por irregularidade e peso considerável, varia em coloração e forma em função do substrato ao qual se adere. A reprodução sexuada, com a liberação de gametas na água e o desenvolvimento larval planctônico, garante a dispersão da espécie (Antonio *et al.*, 2021; Boehs; Luz; Andrade, 2019; Santos & Boehs, 2023).

Figura 1- *Crassostrea rhizophorae* (ostra-do-mangue)



Fonte: Acervo pessoal.

A capacidade de filtrar grandes volumes de água confere à ostra-do-mangue um papel fundamental na melhoria da qualidade ambiental e na manutenção da cadeia alimentar. Sua importância econômica é evidenciada pela aquicultura, atividade que gera renda e emprego para as comunidades costeiras e contribui para a segurança alimentar (Antonio *et al.*, 2021; Boehs; Luz; Andrade, 2019; Lopes *et al.*, 2024).

A *Anomalocardia flexuosa* (berbigão ou chumbinho) representada na Figura 2, é um molusco bivalve que apresenta ampla distribuição ao longo da costa brasileira (Braga *et al.*, 2018). Sua concha oval, caracterizada por linhas concêntricas e ornamentações variáveis, reflete as condições ambientais (salinidade, temperatura e ausência de oxigênio) a que o organismo está sujeito. Como espécie bentônica, habita sedimentos macios em regiões de baixa profundidade, como praias e estuários, contribuindo na oxigenação e ciclagem de nutrientes. Devido ao seu sabor apreciado é alvo da pesca artesanal e da aquicultura, atividades de grande relevância econômica (Gomes *et al.*, 2019; Lopes *et al.*, 2022; Mottola *et al.*, 2020; Moraes *et al.*, 2023; Narchi, 1972).

Figura 2- *Anomalocardia flexuosa* (berbigão ou chumbinho)



Fonte: Acervo pessoal.

A *Mytella guyanensis* (sururu) representada na Figura 3, é uma espécie de molusco bivalve, distribuída em diversas regiões, incluindo a costa brasileira (Gomes *et al.*, 2010). Caracterizada por conchas alongadas e escuras, apresenta rápido crescimento e ampla capacidade de colonização, competindo com espécies nativas por recursos (Beltrão *et al.*, 2022). É responsável pela formação de densos bancos que alteram a estrutura das comunidades bentônicas e os processos ecológicos costeiros, no entanto, possui grande importância socioeconômica, sendo explorado como fonte de alimento e gerando renda para comunidades costeiras, principalmente nas regiões Norte e Nordeste (Camilo *et al.*, 2019; Christ; Ferreira-Jr; Absher, 2016; Pereira *et al.*, 2003).

Figura 3- *Mytella guyanensis* (sururu)



Fonte: <https://www.biodiversity4all.org/observations/72049498>.

4 METODOLOGIA

4.1 Amostragem e coleta de amostras

Todas as etapas realizadas para as análises das amostras foram conduzidas de acordo com as normas e padrões estabelecidos pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 24ª Edição (APHA, 2023).

4.1.1 Água

Inicialmente, foram demarcados pontos de amostragem ao longo do perímetro entre o bairro de salobrinho, as comunidades Vila Cachoeira, Vila Maria Jape e o bairro Banco da Vitória, os quais são distritos do município de Ilhéus, Bahia, Brasil. Para escolha dos pontos de amostragem, foi empregado como critério a maior frequência do uso do Rio Cachoeira pelos moradores locais em suas atividades diárias (Figura 4), levando-se em consideração também a utilização de água de represas, nascentes e poços nessas localidades. De modo que, fossem escolhidos os pontos de coletas mais representativos após visita prévia.

Figura 4- Imagens de atividades domésticas (A), banho recreativo (B), pesca extrativista de mariscos (C) e pesca amadora no Rio Cachoeira



Fonte: Acervo pessoal.

A identificação, descrição e coordenadas geográficas dos pontos de amostragem são apresentados na Tabela 6. Na codificação, para as coletas no Rio Cachoeira foram utilizados os códigos Sa para o Salobrinho, V para a Vila Cachoeira e B para o Banco da Vitória seguindo o fluxo normal do rio; para as amostras provenientes de poços artesianos em residências no Salobrinho foi utilizada a letra P e M para amostras coletadas na comunidade Maria Jape, seguidas de números para distinguir cada ponto.

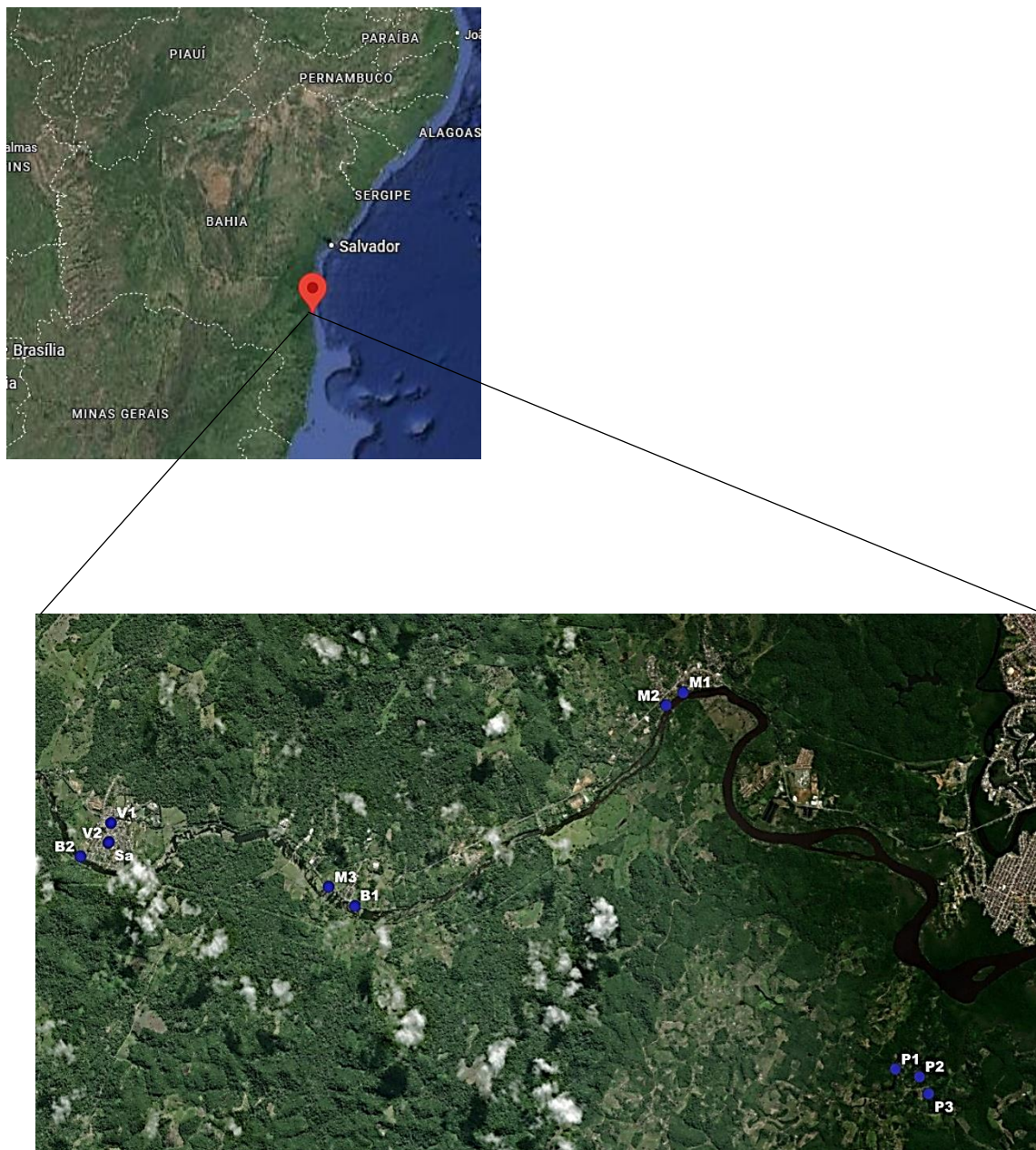
Para demarcar a localização foi utilizado o aplicativo Timestamp Câmera Enterprise e, para melhor visualização, os pontos estão representados na Figura 5.

Tabela 6 – Apresentação dos pontos de coleta para água e sedimentos no Rio Cachoeira e comunidades vizinhas

Código	Localização	Descrição	Coordenadas	
			Latitude	Longitude
P1	Salobrinho	Poço de consumo direto dos moradores	14°47'55.524"S	39°10'35.73"W
P2	Salobrinho	Poço de consumo direto dos moradores	14°48'4.41"S	39°10'36.93"W
P3	Salobrinho	Poço de consumo direto dos moradores	14°48'4.152"S	39°10'36.75"W
Sa	Salobrinho	Rio Cachoeira próximo a moradias com utilização diversa por moradores locais	14°48'10.422"S	39°10'49.77"W
B1	Banco da Vitória	Rio Cachoeira próximo a moradias e ponto de atracamento de pequenos barcos e canoas	14°46'58.038"S	39°6'7.896"W
B2	Banco da Vitória	Ponte no rio Cachoeira com fluxo contínuo de carros para a comunidade Maria Jape	14°47'3.69"S	39°6'16.02"W
V1	Vila Cachoeira	Rio Cachoeira próximo a IFBA e moradias	14°48'23.928"S	39°8'53.808"W
V2	Vila Cachoeira	Rio Cachoeira próximo a moradias e ponto de atracamento de pequenos barcos e canoas	14°48'32.07"S	39°8'41.688"W
M1	Maria Jape	Represa de ampla distribuição na comunidade, em declive e rodeada de plantações frutíferas	14°49'44.202"S	39°4'28.758"W
M2	Maria Jape	Nascente utilizada para consumo direto da comunidade, próxima de plantações frutíferas	14°49'47.478"S	39°4'17.508"W
M3	Maria Jape	Nascente para consumo direto da comunidade, próxima de plantações frutíferas	14°49'54.966"S	39°4'13.146"W

Fonte: Autoria própria.

Figura 5- Localização dos pontos de coleta para amostras de água e sedimentos



Fonte: Autoria própria utilizando o software Google Earth Pro, versão livre.

As coletas das amostras de água foram conduzidas utilizando frascos de vidro âmbar de 1 litro, os quais foram previamente descontaminados em solução de ácido nítrico a 10% (v/v) por 24 horas e enxaguados com água ultra pura – Milli-Q (Millipore, Belford, MA, USA 18,2 $\text{m}\Omega \text{ cm}^{-1}$). Para as análises microbiológicas, as amostras de água foram coletadas em frascos esterilizados.

As amostras de água foram coletadas antes das amostras de sedimentos na camada superficial do corpo d'água a uma distância de 1 a 3 metros da margem do rio e represa, de

acordo com diferença na profundidade em cada ponto, sendo realizada amostragem simples, em triplicata para cada ponto.

4.1.2 Sedimentos

Os critérios de escolha para os pontos de amostragem, a identificação e as coordenadas geográficas foram os mesmos determinados para as amostras de água.

Em cada ponto de amostragem foram coletados manualmente aproximadamente 1 kg de sedimento superficial de 0 – 15 cm de profundidade, logo após a coleta da água, sendo realizada amostragem simples utilizando espátulas de plástico. Em seguida, as amostras foram cuidadosamente acondicionadas em sacos de polietileno e selados de forma adequada, com identificação correspondente. Sendo mantidas sob congelamento em um freezer, até o momento das análises.

4.1.3 Bivalves

Inicialmente, foi requerida uma autorização para atividades científicas por meio do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), entidade federal vinculada ao Ministério do Meio Ambiente (MMA) do Brasil. Os documentos foram concedidos sob os números: 91638-1 e 91638-2.

Para coleta dos bivalves foram demarcados pontos de amostragem ao longo do mesmo trecho determinado para coleta de amostras de água e sedimento, exceto para os poços no Salobrinho e os pontos na Comunidade Maria Jape. No entanto, nesse caso foram selecionados os pontos de amostragem de acordo com a ocorrência natural das espécies.

Foram coletados aproximadamente 20 espécimes de *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767) e entre 100 e 300 exemplares de *Mytella Guyanensis* (Larmack, 1819), popularmente conhecidas como “chumbinho” ou “berbigão” e “sururu” ou “bacucu”, respectivamente. As coletas foram feitas manualmente, em período de maré baixa e com o auxílio de uma espátula de plástico, adaptando-se às necessidades e condições individuais de cada espécie.

No local, as amostras foram codificadas, sendo a letra C para as espécies de chumbinho e S para sururu, seguidas de números para diferenciar cada ponto. Suas localizações, códigos e

quantidade aproximada de amostras coletadas estão descritas na Tabela 7 e representados na Figura 6.

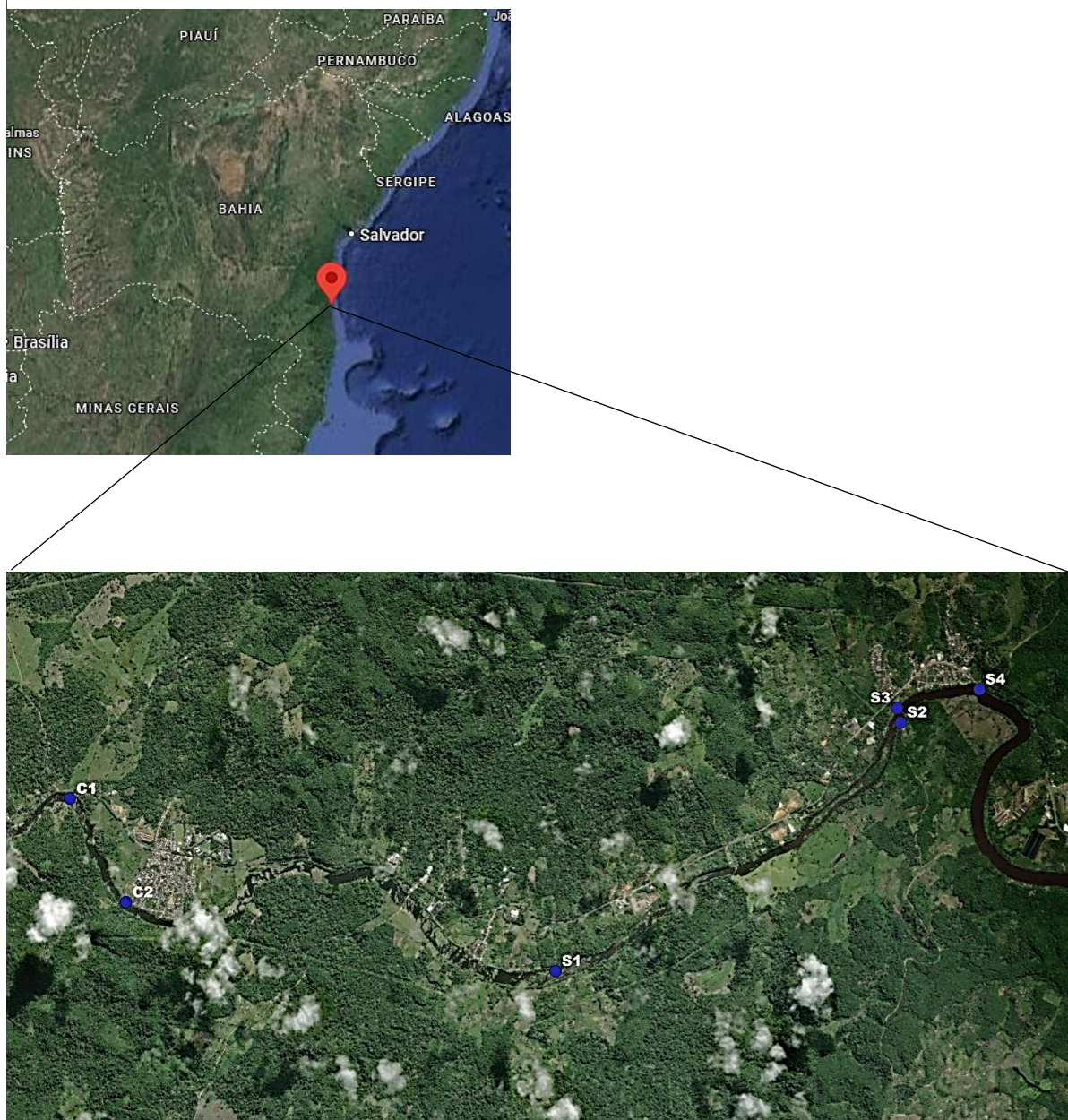
Em seguida, as amostras foram armazenadas em sacos de polietileno e conservadas em isopor em temperatura aproximada de 4°C, no laboratório foram mantidas em um freezer até o momento das análises.

Tabela 7 – Localização dos pontos de coleta dos bivalves *A. flexuosa* e *M. guyanensis*

Código	Quant.	Espécie	Localização	Coordenadas	
				Latitude	Longitude
C1	5 a 10	<i>A. flexuosa</i>	Jusante do Salobrinho	14°47'34.9"S	39°11'09.7"W
C2	10	<i>A. flexuosa</i>	Salobrinho	14°48'10.422"S	39°10'49.77"W
S1	100	<i>M. guyanensis</i>	Jusante do Banco da Vitória	14°48'34."S	39°08'17.3"W
S2	100	<i>M. guyanensis</i>	Banco da Vitória	14°47'08.7"S	39°06'14.7"W
S3	200	<i>M. guyanensis</i>	Banco da Vitória	14°47'3.69"S	39°6'16.02"W
S4	300	<i>M. guyanensis</i>	Após a ponte do Banco da Vitória	14°46'57.2"S	39°05'46.9"W

Fonte: Autoria própria.

Figura 6 - Localização dos pontos de coleta para amostras de moluscos bivalves



Fonte: Autoria própria utilizando o software Google Earth Pro, versão livre.

4.2 Tratamento e conservação das amostras

4.2.1 Água

No momento da coleta, as amostras destinadas à determinação de metais foram filtradas diretamente em tubos Falcon de 50 mL. Para a filtração, foram utilizadas membranas de fibra de vidro GF55/F com diâmetro de 47 mm e porosidade de 0,7 μm , as quais haviam sido

previamente pesadas e secas. Após a filtração, as amostras foram acondicionadas nos mesmos tubos Falcon e acidificadas com 500 µL de ácido nítrico (HNO₃) até atingir um pH inferior a 2.

Posteriormente, todas as amostras foram armazenadas em caixas de isopor a uma temperatura aproximada de 4°C, transportadas para o Laboratório de Pesquisas em Química Analítica (LPQA), permanecendo nessas condições até o momento da análise.

Para determinar a concentração de sólidos suspensos totais, 100 a 300 mL de cada amostra de água foram homogeneizados e filtradas em triplicata, seguindo o método 2540D (APHA, 2023). Utilizou-se um sistema de filtração a vácuo com filtros de membrana Millipore de éster de celulose (0,45 µm, 47 mm) previamente secos e pesados.

Após esse procedimento, os filtros foram cuidadosamente removidos do sistema com o auxílio de uma pinça. Em seguida, foram secos em estufa com circulação de ar forçada, a uma temperatura entre 103 e 105 °C, por aproximadamente 1 hora. Logo após, os filtros foram armazenados em dessecador para posterior pesagem e análises.

4.2.2 Sedimentos

As amostras de sedimento foram descongeladas e, em seguida, secas em estufa com circulação de ar a 105 °C por um período de 24 a 30 horas. Após o resfriamento, as amostras foram homogeneizadas e peneiradas utilizando uma peneira de nylon com abertura de 2 mm. Novamente, as amostras foram homogeneizadas e submetidas ao processo de quarteamento. Um quarto da amostra foi triturado e armazenado em sacos de polietileno em um dessecador até o momento das análises.

4.2.3 Bivalves

Os espécimes de bivalves foram descongelados e submetidos a um processo de higienização. Em seguida, foram abertos para a retirada do conteúdo intervalvar (tecido mole). O tecido mole dos indivíduos coletados em cada ponto amostral foi triturado com o auxílio de facas plásticas e, posteriormente, um *pool* foi formado para cada ponto amostral. Após a homogeneização, as amostras foram pesadas e congeladas, sendo posteriormente encaminhadas para o Laboratório de Microbiologia do Instituto Federal da Bahia, Campus de Porto Seguro – IFBA, onde foram submetidas ao processo de liofilização em um equipamento Solab Científica, modelo SL – 404/B, por um período de 24 a 48 horas. Após a liofilização, as amostras foram novamente trituradas, homogeneizadas e armazenadas para as análises subsequentes.

4.3 Digestão das amostras

Para todas as digestões foi utilizado o forno de micro-ondas modelo Multiwave 5000, Anton Paar, Graz, Áustria, Rotor 41HVT56 para 41 posições, tubos PTFE-TFM de 56 mL (capacidade de 3 - 25 mL), sistema de ventilação SmartVent a 20 bar.

Inicialmente, baseado no método EPA 3015A da *United States Environmental Protection Agency* (Link; Walter; Kingston, 1999) para água, contido no manual do micro-ondas utilizado, com pequenas adaptações, as amostras de água foram homogeneizadas e transferidos 20,00 mL para tubos de PTFE-PFM, aos quais foram adicionados 2,00 mL de HNO₃ a 65%, MERCK e prosseguiu-se com a digestão nas condições apresentadas na Tabela 8.

Após resfriamento, o material digerido foi transferido quantitativamente para balões volumétricos de 25,00 mL, completando-se o volume com água ultrapura do sistema Milli-Q, transferidos para tubos falcon de 50,00 mL para posterior análise em ICP OES.

Quanto aos filtros, estes foram cuidadosamente transferidos para tubos de PTFE-PFM. Para os brancos, foram utilizados filtros previamente secos e pesados sem participar do processo de filtração. A cada tubo, foram adicionados 3,00 mL de HNO₃ concentrado (65%, marca MERCK). A digestão das amostras foi realizada seguindo o método específico para fibras de celulose nas condições adequadas (Tabela 8).

Tabela 8 – Programação do forno de micro-ondas para digestão de amostras

Amostra	Água	Sedimentos	Bivalves	Material suspenso
Método	EPA 3015A	EPA 3051A	Tecido de ostra	Fibras de celulose
Qtd. de amostra	20,00 mL	1,000g	0,3800g	Membrana filtrante
HNO₃ conc. (mL)	2,00	6,60	3,80	3,00
H₂O₂ 30% (v/v) (mL)	-	-	1,0	-
Pressão (bar)	45	45	45	45
Aquecimento	170°C em 10 min. mantida por 10 min.	175°C em 5,5 min. mantida por 4,5 min.	180°C em 20 min. mantida por 10 min	180°C em 20 min. mantida por 20 min
Resfriamento	70°C por 10 min.	70°C por 10 min	70°C por 10 min	70°C por 10 min

Após o resfriamento, o material digerido foi transferido quantitativamente para balões volumétricos de 25,00 mL, completando-se o volume com água ultrapura do sistema Milli-Q, e, em seguida, transferidos para tubos falcon de 50,00 mL para análise posterior em ICP OES.

Das amostras de sedimento reservadas foram pesadas aproximadamente 1,000 g e transferidas para tubos de PTFE-PFM. A cada amostra, foram adicionados 6,60 mL de HNO₃ (65%, marca MERCK). A digestão das amostras foi realizada seguindo o método EPA 3051A (Link *et al.*, 1998) e prosseguiu-se com a digestão nas condições apresentadas na Tabela 8.

Após resfriamento, o material digerido foi filtrado e transferido quantitativamente para balões volumétricos de 50,00 mL, completando-se o volume com água ultrapura do sistema Milli-Q, transferidos para tubos falcon de 50,00 mL para posterior análise em ICP OES.

Das amostras de bivalves liofilizadas, trituradas e homogeneizadas foram pesadas aproximadamente 0,3800 g transferidas para tubos de PTFE-PFM aos quais foram adicionados 3,8 mL de HNO₃ a 65%, MERCK, 1,0 mL de H₂O₂ 30% (v/v), MERCK e prosseguiu-se com a digestão nas condições descritas pelo método para tecido de ostra do manual do equipamento (Tabela 8). Após resfriamento, o material digerido foi filtrado com papel de filtro qualitativo pregueado e transferido quantitativamente para balões volumétricos de 25,00 mL, completando-se o volume com água ultrapura do sistema Milli-Q, transferidos para tubos falcon de 50,00 mL para posterior análise em ICP OES.

4.4 Análises Microbiológicas

As análises microbiológicas procederam conforme os métodos 9222 A/B e 9222 A/B/H respectivamente para coliformes totais e *Escherichia coli* propostos por APHA (2023).

4.4.1 Coliformes totais

Inicialmente, selecionou-se o tamanho da amostra a partir da densidade bacteriana esperada, pelo grau de turbidez e, se aplicável, pelos requisitos regulamentares. É importante a escolha de um volume ideal de amostra para que sejam produzidas entre 20 e 80 colônias de coliformes totais e 200 colônias entre típicas, atípicas e não coliformes.

Logo após iniciou-se o processo de filtração com o auxílio de uma pinça estéril, colocou-se o filtro de membrana sobre uma placa porosa de base. Em seguida, agitou-se a amostra para que rompesse os aglomerados de bactérias e logo após foram filtradas sob um vácuo parcial. Ainda com o filtro no lugar, enxaguou-se a superfície internamente com três porções de 20 a

30 mL de água de diluição tamponada. Finalizada a filtração, as membranas foram removidas com uma pinça e colocou-as individualmente em placas. Estas foram levadas para serem incubadas em m-ColiBlue24® a $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, por 24h.

As colônias formadas durante o processo de filtração foram contabilizadas posteriormente utilizando um microscópio de dissecação binocular de campo de baixa frequência, com ampliação de 10 a 15 vezes, ou mediante o uso de uma fonte de luz fluorescente branca fria. Essa análise permitiu classificar as colônias com base em suas características visuais: as colônias nas cores vermelha e azul/roxa sob luz ambiente foram registradas como coliformes totais, enquanto as colônias apenas azuis foram identificadas como *E. coli* e as brancas e claras como colônias não coliformes.

4.4.2 *Escherichia coli*

Os procedimentos iniciais seguiram a mesma metodologia empregada para a determinação de coliformes totais, incluindo a filtração da amostra e a subsequente incubação. Durante o processo de contagem, as colônias azuis formadas foram identificadas como *E. coli*. Os resultados positivos foram registrados em um intervalo de até 24 horas, enquanto os negativos foram contabilizados somente após o término completo do período de incubação de 24 horas. Para a contagem de coliformes totais, foram consideradas as colônias fluorescentes, distinguindo *E. coli* fluorescente azul/verde, TC fluorescente azul/branco diferente de *E. coli* e azul/verde com bordas fluorescentes (também *E. coli*).

4.5 Determinação de metais

A identificação e determinação das concentrações dos metais presentes nas soluções digeridas foi realizada – empregando espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado - ICP OES modelo 710-ES (Varian Mulgrave, Austrália), disponível no Centro de Microscopia Eletrônica da UESC. O gás utilizado para geração do plasma e sistema de nebulização foi o Argônio 99,998% (White Martins/Praxair, Bahia, Brasil).

Foram utilizadas soluções padrão monoelementares da Specsol a 1.000 e 10.000 mg L⁻¹ no preparo de soluções intermediárias, bem como das curvas de calibração com diluições desejadas.

Os cálculos para os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) foram feitos a partir das fórmulas:

$$LD = \frac{3,3 \times s}{S} \quad \text{e} \quad LQ = \frac{10 \times s}{S}$$

Onde “s” é o desvio padrão do sinal do branco analítico e “S” é o coeficiente angular da curva de calibração.

As condições instrumentais do ICP OES e linhas de emissão utilizadas para a identificação e determinação dos elementos são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 – Condições instrumentais do ICP OES

Potência da radiofrequência (kW)	1,4
Vazão do gás de nebulização (L min ⁻¹)	0,70
Vazão do gás auxiliar (L min ⁻¹)	1,5
Vazão do gás do plasma (L min ⁻¹)	15,0
Tempo de integração (s)	5,0
Tempo de estabilização (s)	10
Tempo de leitura (min)	2
Sistema de introdução da amostra	
Nebulizador	Sea Spray
Câmara de nebulização	Ciclônica
Linhas de emissão para amostras de água	Ca 317,933; P 213,618; Mg 279,800; S 181,972; Cd 214,439; Cr 267,716; Cu 327,395*; Zn 213,857*; Mn 257,610; Fe 238,204; Ni 231,604; Pb 220,353
Linhas de emissão para amostras de material suspenso, sedimentos e bivalves	K 766,491*; Ca 373,690; P 213,618; Mg 279,800; S 181,972; Cd 214,439; Cr 267,716; Cu 327,395*; Zn 213,857*; Mn 257,610; Fe 238,204; Ni 231,604; Pb 220,353

*Linha atômica

Fonte: Autoria própria.

4.5.1 Água

Foram feitas uma solução padrão de fósforo com concentração igual a 1.000 mg L⁻¹ a partir de um padrão a 10.000 mg L⁻¹ e uma solução micro elementar igual a 100 mg L⁻¹ contendo cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr) e cádmio (Cd) a partir de padrões a 1.000 mg L⁻¹.

A partir dessas soluções foi feita uma solução intermediária com os analitos nas seguintes concentrações: para cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr) e cádmio (Cd) igual a 2,5 mg L⁻¹; para magnésio (Mg) e zinco (Zn) igual a 10 mg L⁻¹; para ferro (Fe) e fósforo (P) igual a 20 mg L⁻¹; e para enxofre (S), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) igual a 100 mg L⁻¹.

Para construção da curva de calibração foram realizada diluições sucessivas da solução multielementar intermediária para uma faixa de concentração de 0,01 a 0,05 mg L⁻¹ para chumbo (Pb); 0,0125 a 0,25 mg L⁻¹ cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr) e cádmio (Cd); 0,05 a 1,00 mg L⁻¹ para zinco (Zn); 0,05 a 2,00 mg L⁻¹ para manganês (Mn); 0,1 a 2,00 mg L⁻¹ para fósforo (P); 0,1 a 4,00 mg L⁻¹ para ferro (Fe); 0,5 a 10,00 mg L⁻¹ para cálcio (Ca) e para magnésio (Mg) e enxofre (S) de 1 a 20 mg L⁻¹.

4.5.1 Material suspenso

Inicialmente foram feitas duas soluções intermediárias, sendo a primeira contendo os analitos nas seguintes concentrações: para potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) igual 500 mg L⁻¹, fósforo (P) igual a 200 mg L⁻¹ a partir de padrões monoelementares a 10.000 mg L⁻¹; para ferro (Fe) igual a 200 mg L⁻¹ a partir de um padrão a 1.000 mg L⁻¹; e a segunda contendo cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb), cádmio (Cd), manganês (Mn) e zinco (Zn) com concentração igual a 10 mg L⁻¹.

Para construção das curvas de calibração foram realizadas diluições sucessivas das soluções multielementares intermediárias para uma faixa de concentração de potássio (K) e cálcio (Ca) de 0,5 a 10 mg L⁻¹; chumbo (Pb) de 0,01 a 1,0 mg L⁻¹; cromo (Cr) de 0,02 a 1,0 mg L⁻¹; manganês (Mn) de 0,05 a 1,0 mg L⁻¹; fósforo (P) de 0,05 a 3,0 mg L⁻¹; ferro (Fe); 1,0 a 15 mg L⁻¹; magnésio (Mg) de 0,5 a 5,0 mg L⁻¹; zinco (Zn) de 0,1 a 1,0 mg L⁻¹; cádmio (Cd) de 0,01 a 0,4 mg L⁻¹; cobre (Cu) de 0,01 a 1,0 mg L⁻¹; enxofre (S) de 0,5 a 3,0 mg L⁻¹; níquel (Ni) de 0,02 a 0,2 mg L⁻¹.

4.5.2 Sedimentos

As soluções intermediárias para construção das curvas de calibração foram as mesmas utilizadas para as amostras de material suspenso de acordo com as diluições apropriadas.

Para construção das curvas de calibração foram realizadas diluições sucessivas das soluções multielementares intermediárias para uma faixa de concentração de potássio (K) e cálcio (Ca) de 0,5 a 10 mg L⁻¹; magnésio (Mg) e enxofre (S) de 0,5 a 3,0 mg L⁻¹; fósforo (P) de

2,0 a 15 mg L⁻¹; chumbo (Pb) de 0,01 a 1,0 mg L⁻¹; cobre (Cu) de 0,01 a 0,4 mg L⁻¹; níquel (Ni) de 0,02 a 0,2 mg L⁻¹; cromo (Cr) de 0,2 a 1,0 mg L⁻¹; cádmio (Cd) de 0,01 a 0,12 mg L⁻¹; zinco (Zn) de 0,1 a 2,0 mg L⁻¹; manganês (Mn) de 1,0 a 5,0 mg L⁻¹ e ferro (Fe); 0,05 a 0,3 mg L⁻¹.

4.5.3 Bivalves

As soluções intermediárias para construção das curvas de calibração foram as mesmas utilizadas tanto para as amostras de material suspenso quanto para as amostras de sedimentos, de acordo com as diluições apropriadas.

Para construção das curvas de calibração foram realizadas diluições sucessivas das soluções multielementares intermediárias para uma faixa de concentração de potássio (K) e cálcio (Ca) de 0,5 a 10 mg L⁻¹; magnésio (Mg) e enxofre (S) de 0,5 a 3,0 mg L⁻¹; fósforo (P) de 2,0 a 15 mg L⁻¹; chumbo (Pb) e cobre (Cu) de 0,01 a 0,2 mg L⁻¹; níquel (Ni) de 0,02 a 0,2 mg L⁻¹; cromo (Cr) de 0,02 a 0,2 mg L⁻¹; cádmio (Cd) de 0,01 a 0,12 mg L⁻¹; zinco (Zn) e manganês (Mn) de 1,0 a 5,0 mg L⁻¹ e ferro (Fe); 0,05 a 0,3 mg L⁻¹.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

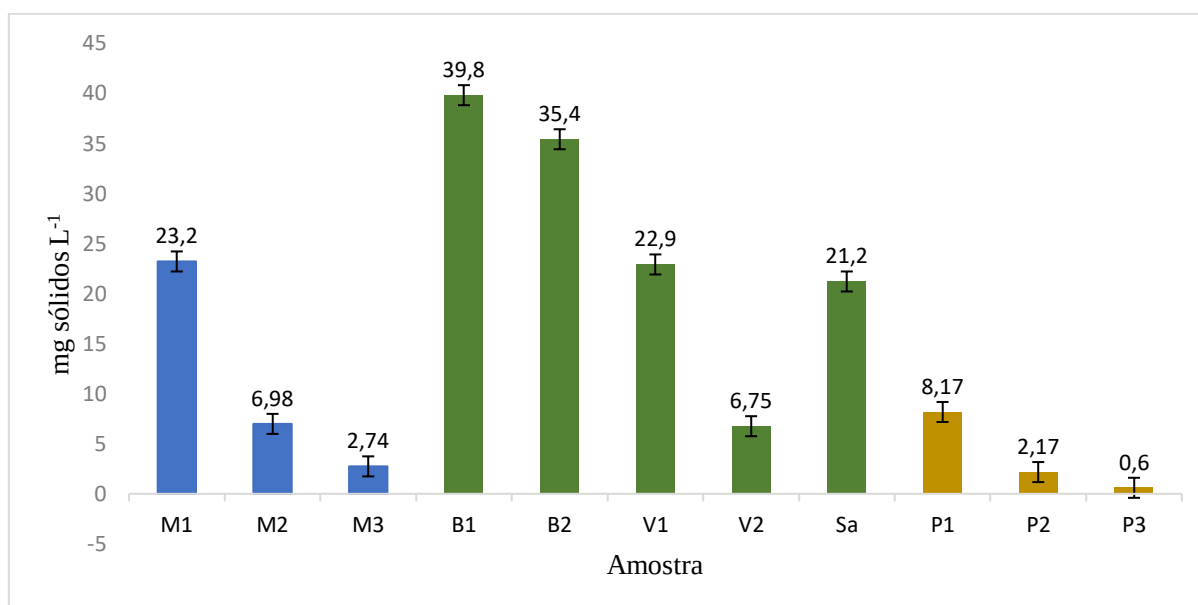
5.1 Determinação de sólidos suspensos totais

Os sólidos suspensos totais constituem os materiais presentes em suspensão ou em formas coloidais, os quais são retidos em filtros de 2 μm . Tais materiais exercem influência sobre a qualidade dos recursos hídricos, tais como rios, lagos, represas e outras fontes de abastecimento, sendo provenientes de diversas fontes, como assoreamento, irrigação, atividades industriais, esgotos domésticos, construções, entre outras contribuições (Adjovu *et al.*, 2023).

Embora não haja valores pré-estabelecidos para a concentração de sólidos suspensos totais (SST), sua presença em níveis elevados não apenas afeta significativamente a palatabilidade da água, mas também influencia na turbidez, dificultando a passagem de luz (Adjovu *et al.*, 2023; Lima *et al.* 2023; Yadav *et al.*, 2019).

A Figura 7, elaborada com base nos dados da Tabela 11 do Apêndice A, apresenta os resultados das análises das amostras com valores médios de 0,6 a 39,8 mg L^{-1} expressos a um nível de confiança a 95%. As maiores concentrações foram registradas nos pontos B1, B2, V1, M1 e Sa, excedendo 20,0 mg L^{-1} . Esses resultados podem ser atribuídos a erosões decorrente de atividades agrícolas e urbanização descontrolada nessas regiões.

Figura 7 – Concentração de sólidos totais em suspensão (mg L^{-1}) em amostras de água do Rio Cachoeira e em fontes de água em comunidades vizinhas



Legenda: M: Vila Maria Jape / B: Rio Cachoeira no Banco da Vitória / V: Rio Cachoeira na Vila Cachoeira/ Sa: Rio Cachoeira no Salobrinho/ P: amostras dos poços residenciais.

Por exemplo, no ponto M1, a represa está localizada na parte mais baixa do terreno, cercada por vegetação natural e por área agrícola (Figura 8). Nos pontos B1 e V1, além da alta densidade populacional, pode ser observado o descarte de efluentes domésticos no Rio Cachoeira e a criação de animais em fazendas próximas. O ponto B2 apresenta todos os fatores dos pontos B1 e V1, somados à presença de uma ponte, na qual há fluxo contínuo de automóveis e pessoas, conforme relatado por Bifano *et al.*, 2020 e observado na Figura 9. No ponto Sa, há interferência tanto da presença de residências quanto das obras em andamento da Rodovia BA-649, que liga as cidades de Itabuna e Ilhéus.

Figura 8- Represa da comunidade Maria Jape, Ilhéus-BA, no dia da coleta de amostras de água e sedimentos



Fonte: Acervo pessoal.

Figura 9- Imagens de descartes de efluentes domésticos (A), atracamento de pequenos barcos e canoas (B) e fluxo de automóveis (C) no Banco da Vitória



Fonte: Acervo pessoal.

Outro aspecto a ser considerado é influência da precipitação pluviométrica, pois, conforme registros do Instituto Nacional de Meteorologia (2024), um dia antes da coleta, ocorreram precipitações de aproximadamente 145,2 mm na cidade de Ilhéus, liderando o *ranking* pluviométrico entre as cidades do Estado da Bahia para esse dia.

5.2 Análises Microbiológicas

Com base na Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021), que estabelece os padrões para a potabilidade da água, é fundamental que a água atenda aos valores padrões especificados, não permitindo, em nenhuma circunstância, a presença de *Escherichia coli* (*E. coli*) e coliformes totais, uma vez que esses organismos são indicadores confiáveis de contaminação microbiológica. Os resultados obtidos, conforme apresentados na Tabela 10, revelam uma

variação significativa, situando-se entre 990 e $4,36 \times 10^6$ Unidades Formadoras de Colônias (UFC) por cada 100 mL de água.

Consequentemente, constatou-se que nenhuma das amostras analisadas atende aos critérios para serem consideradas potáveis, visto que nenhuma se enquadra na Classe 1 de águas doces, e apenas a amostra P2 se enquadra na Classe 2, com um valor inferior a 1000 UFC/100 mL (Tabela 3). No entanto, mesmo com esse enquadramento, sua utilização não é recomendada para consumo humano, sendo indicada apenas para outras atividades (Brasil, 2005). Todas as demais amostras estão classificadas apenas na Classe 4, destinadas exclusivamente para atividades de navegação e harmonização paisagística.

Além da presença de coliformes totais, chama atenção o elevado índice de *Escherichia coli* em todas as amostras, variando desde o menor valor encontrado na amostra M2, com menos de 1 UFC/100 mL, até o maior valor na amostra B1, registrando 38.400 UFC/100 mL. Comparando esses resultados com os obtidos por Bifano *et al.* (2020), observa-se que, durante períodos chuvosos, os valores tendem a ser mais elevados em comparação com os períodos secos, indicando a potencial influência do índice pluviométrico do dia anterior à coleta na detecção de patógenos nos corpos d'água.

É importante ressaltar que nos pontos de coleta ao longo do Rio Cachoeira, esses índices estão associados a contaminação por descarte de efluentes domésticos e fezes de animais. Além disso, nas amostras provenientes da Comunidade Maria Jape, a proximidade de fossas e o processo de escoamento superficial da água e erosão também contribuem significativamente, especialmente nos pontos M2 e M3, que são identificados como minadouros ou nascentes e podem sofrer contaminação por águas superficiais e no trajeto até a fonte de abastecimento coletivo.

Quanto a contaminação dos poços artesianos no Salobrinho, esta pode estar relacionada a infiltração de águas superficiais e águas de chuva, presença de animais e proximidade de fossas. Por esse motivo, os proprietários devem ser informados e orientados pra identificar e sanar as fontes de contaminação, além de métodos de tratamento para consumir essa água de forma segura.

Tabela 10 - Valores médios de coliformes totais e *Escherichia coli* (UFC/100 mL) em amostras de água

Amostra	Coliformes totais (UFC/100 mL)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)
M1	22.770	1.480
M2	4.650	< 1
M3	5.840	297
P1	27.900	3060
P2	990	24
P3	1.230.000	1.980
B1	45.500	38.400
B2	18.200	7.220
V1	9.610	3.960
V2	4.360.000	13.200
Sa	132.000	18.800

Legenda: M: Vila Maria Jape / B= Rio Cachoeira no Banco da Vitória / V: Rio Cachoeira na Vila Cachoeira/ Sa: Rio Cachoeira no Salobrinho/ P: amostras dos poços residenciais.

5.3 Determinação de metais

5.3.1 Água

A análise das amostras de água filtrada revelou a presença de diversos elementos, dentre os quais cálcio, magnésio, ferro, manganês, zinco, fósforo, enxofre e cromo (Figura 10 elaborada com dados da Tabela 12 do Apêndice B). A concentração desses elementos fornece informações relevantes sobre a qualidade da água e suas possíveis origens. O magnésio e o cálcio foram os elementos mais abundantes em todas as amostras, com concentrações variando entre 0,70 e 10,4 mg L⁻¹ para o magnésio e de 1,1 a 19,0 mg L⁻¹ para o cálcio. Ambos são essenciais para diversos processos biológicos e contribuem significativamente para a dureza da água. A presença desses elementos em concentrações elevadas pode influenciar no sabor da água e, em casos extremos, ter efeitos laxativos (WHO, 2022).

A concentração do Mg e do Ca está relacionada à composição geológica da região e aos processos de intemperismo, por exemplo, ambos podem dissolver-se em meio ácido quando ocorre a interação rocha-água, uma vez que fazem parte da composição da dolomita que é um

mineral comumente encontrado em águas subterrâneas de acordo com a região. Embora não existam valores de referência específicos para potabilidade e balneabilidade, os valores encontrados não são considerados se levarmos em consideração o referencial para dureza na Tabela 3. (Saalidong et al., 2022; WHO, 2022).

O ferro, outro elemento essencial, foi encontrado em concentrações que variaram entre 0,082 e 1,74 mg L⁻¹, estes valores são próximos aos encontrados por Jia *et al.* (2018) com análises no rio Linyang - China, superiores aos encontrados por Milazzo; Van Gestel; Cruz (2020) na Baía de Todos os Santos - Bahia, Brasil, Okbah *et al.* (2018) no Lago Edku - Egito e Zhang *et al.* (2018) na Baía de Zhanijang - China, porém, dentro dos limites estabelecidos pela OMS e inferiores aos apresentados por Gantayat *et al.* (2023) no Estuário do Rio Sibuti - Malásia (Tabela 12, Apêndice B).

As amostras P2 e P3 apresentaram as menores concentrações de ferro, inferiores ao limite de quantificação (0,073 mg L⁻¹). As amostras podem ser classificadas de acordo com os padrões da Resolução CONAMA, sendo que apenas as amostras P1, M2 e M3 se enquadraram nas classes 1 e 2, consideradas adequadas para o consumo humano. As maiores concentrações de Fe foram encontradas na represa da Comunidade Maria Jape, o que pode ser atribuído ao uso de fertilizantes, à composição geológica da região e ao carreamento de material, devido ao efeito das chuvas.

A deficiência de ferro causa anemia, retardo mental e baixa imunidade. Por outro lado, o excesso pode afetar o sabor, a aparência e a qualidade da água, além de causar eutrofização e intoxicação em organismos aquáticos e terrestres. Em humanos, o excesso crônico de ferro pode levar a problemas como embolia pulmonar, bronquite, impotência e distúrbios neurológicos (Gantayat *et al.*, 2023; Santos & Boehs, 2021; Zhang *et al.*, 2020).

As concentrações de manganês encontradas nas amostras de água variaram entre 0,004 e 0,14 mg L⁻¹, com exceção das amostras P1 e P2 do bairro do Salobrinho (<LQ = 0,003 mg L⁻¹). O valor pouco superior ao limite permitido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 na amostra P3 pode ser explicado por fatores como condições redutoras, tempo de permanência da água no subsolo, profundidade do poço, salinidade e pH. O manganês, assim como o ferro, é frequentemente encontrado em óxidos presentes em solos e rochas, podendo ser liberado para a água sob determinadas condições (Brandelero *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2020). Esses resultados estão em concordância com outros estudos, que associam maiores concentrações de manganês a períodos chuvosos como, por exemplo, Gantayat *et al.*, (2023), embora haja divergências na literatura quanto à influência da estação seca ao compararmos com os resultados obtidos por Zhang *et al.* (2018).

Embora não tenham sido encontrados valores de concentração de P e S, em pesquisas na literatura, buscando-se a construção de comparações (Tabela 16, Apêndice F), a necessidade de realizarmos neste trabalho surgiu tendo em vista que a utilização de pesticidas organofosforados, fertilizantes e fontes de adubo, a exemplo de esterco de animais nas proximidades dos pontos de coleta, bem como a quantidade de descarga de efluentes industriais e domésticos no rio Cachoeira que favorece a liberação desses elementos (Abdelhameed; El-Zawahry; Emam, 2018; Ajiboye *et al.*, 2022; Mohammad *et al.* 2021)

Nas amostras da Comunidade Maria Jape e em P2 e P3 do Salobrinho o fósforo foi encontrado um valor abaixo do limite de detecção ($0,008 \text{ mg L}^{-1}$). Os valores encontrados foram inferiores aos relatados por Dalzochio *et al.* (2017), o que pode ser explicado pelas características da área de estudo e pelas atividades agrícolas presentes na região.

A presença de fósforo no ambiente aquático pode estimular o crescimento de algas, com consequências como a morte de peixes. O aumento significativo da concentração de fósforo observado no ponto da Comunidade Vila Cachoeira pode estar relacionado à presença de macrófitas aquáticas, que o retém e, ao se decompor, liberam esse nutriente para a água (Akhtar *et al.*, 2021; Sharma, Vymazal, & Malaviya, 2021).

O enxofre, desempenha um papel crucial em diversos processos naturais e industriais. Na forma de sulfetos, por exemplo, ele é fundamental para a biogeoquímica de diversos ecossistemas aquáticos (WHO, 2022). Nas amostras de água analisadas, as concentrações de enxofre variaram entre 0,89 e $14,0 \text{ mg L}^{-1}$, com exceção da amostra M1 da Comunidade Maria Jape, que apresentou valor inferior ao limite de quantificação ($0,54 \text{ mg L}^{-1}$).

Observou-se uma tendência de redução das concentrações de enxofre ao longo do curso d'água no Rio Cachoeira, da jusante para a montante ($S_a > V_2 > V_1 > B_2$). Essa variação pode ser explicada por fatores, como a descarga de efluentes e o uso de fertilizantes em áreas próximas à jusante, que contribuem para o aumento das concentrações desse elemento. Além disso, a diluição da água ao longo do curso do rio pode contribuir para a redução das concentrações nas amostras coletadas a montante. A presença de poços no bairro Salobrinho com concentrações elevadas de enxofre sugere a possibilidade de contaminação das águas subterrâneas e sua posterior dispersão para o corpo d'água superficial.

Os valores médios de concentração de zinco nas amostras analisadas variaram entre 0,17 e $0,71 \text{ mg L}^{-1}$, com exceção da amostra P1, na qual o elemento estava abaixo do LQ. Os resultados obtidos estão em conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação brasileira (Brasil, 2021) e com os limites estabelecidos para balneabilidade, porém excedem os encontrados em outros estudos, especialmente em áreas com atividades de

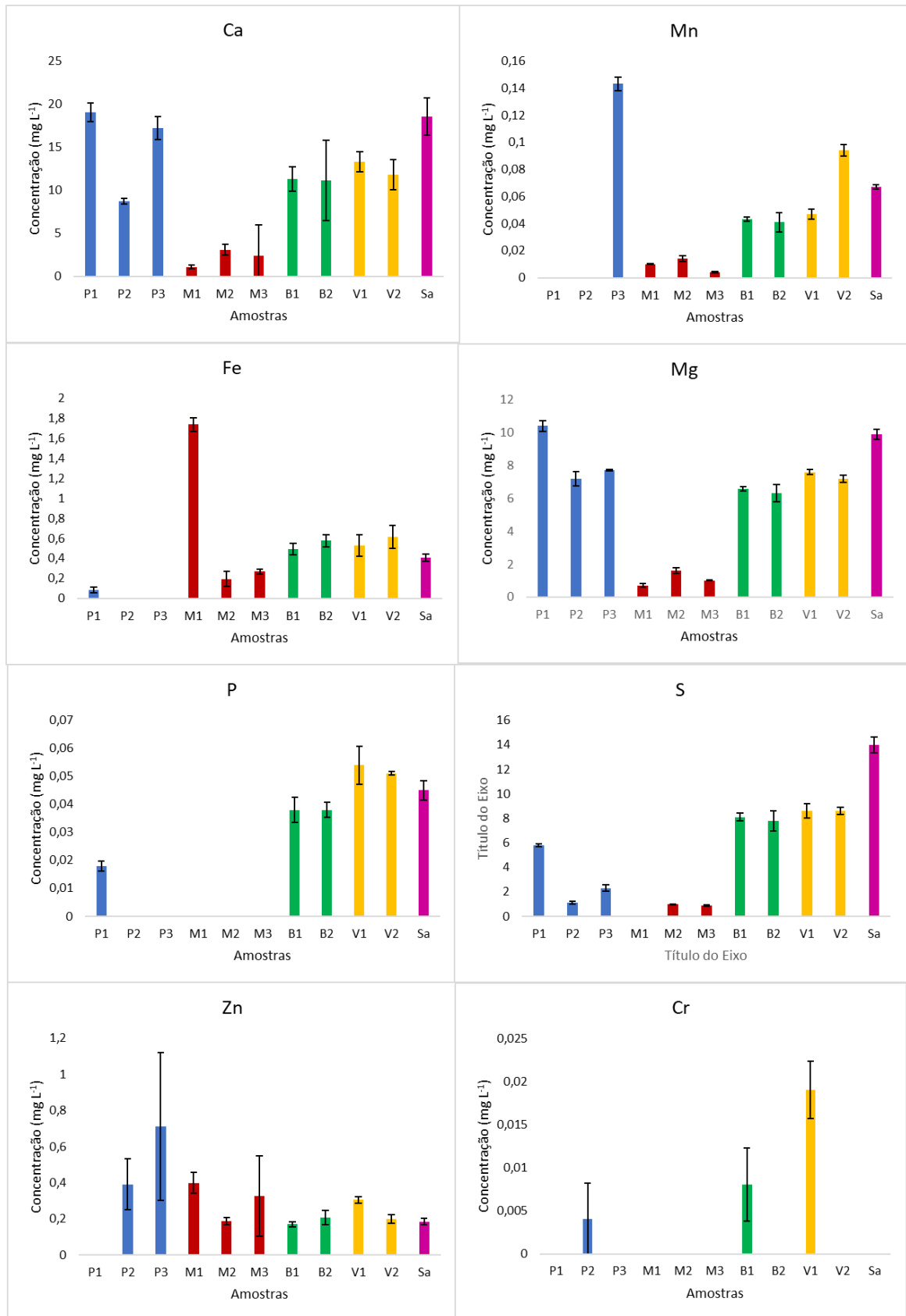
mineração e fundição (Jia *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2023; Gantayat *et al.*, 2023). Essa discrepância, bem como a ausência de uma tendência clara na variação das concentrações de zinco ao longo do rio Cachoeira, observada na Figura 5, pode estar relacionada a essas variações locais de pH, que influenciam a solubilidade do zinco (Milazzo, Van Gestel, & Cruz, 2020).

O cromo, em sua forma hexavalente, é reconhecido como um metal tóxico. Nesse trabalho a sua concentração total, foi determinada apenas nas amostras P2, B1 e V1, com concentrações de 0,004 mg L⁻¹, 0,008 mg L⁻¹ e 0,019 mg L⁻¹, respectivamente. É importante ressaltar que todos os valores encontrados estão abaixo dos limites estabelecidos pelo Ministério da Saúde e pelo CONAMA. No entanto, a presença de Cr, mesmo em baixas concentrações, merece atenção, pois pode indicar a ocorrência de processos de contaminação e a sua origem nessas amostras pode estar relacionada tanto a fontes naturais, quanto a atividades antropogênicas, como a descarga de efluentes industriais, especialmente aqueles provenientes de processos que utilizam oxidantes à base de Cr (Ali *et al.* 2022).

Estudos prévios têm demonstrado que eventos chuvosos podem elevar as concentrações de metais como Cr, Pb e Cd em corpos d'água (Ali *et al.*, 2022; Gantayat *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2018). No entanto, os resultados deste trabalho não corroboraram essa tendência para Cd, Pb e Ni. Esses metais, considerados não essenciais e altamente tóxicos apresentaram concentrações abaixo do LQ nas amostras analisadas, possivelmente devido a limitação instrumental, uma vez que na literatura foram utilizadas técnicas como a GF-AAS (espectrometria de absorção atômica com forno de grafite) e ICP-MS (espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado) que possuem uma sensibilidade mais elevada quando comparada a ICP OES.

O cobre, por sua vez, também não foi encontrado em concentrações significativas, apesar de ser um metal essencial. Concentrações elevadas desse elemento podem causar danos à infraestrutura de tubulações, aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana (WHO, 2022).

Figura 7 - Concentração de metais, P e S em amostras de água expressos em mg L^{-1} , coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia



Legenda: M: Vila Maria Jape / B: Rio Cachoeira no Banco da Vitória / V: Rio Cachoeira na Vila Cachoeira/ Sa: Rio Cachoeira no Salobrinho/ P: amostras dos poços residenciais.

Após a determinação de metais na fração aquosa filtrada, o material particulado retido nos filtros foi submetido a análises complementares estando os valores em conformidade para sedimentos com aqueles propostos pela Resolução CONAMA 454/2012 (Brasil, 2012) e os Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME, 2024) (do inglês, *Canadian Council of Ministers of the Environment*), e a Administração Oceânica e Atmosférica Nacional (do inglês, *National Oceanic and Atmospheric Administration*) (US NOAA, 1995).

No material particulado, Ca, K e Mg não foram determinados em pesquisas encontradas na literatura (Tabela 16, Apêndice F), contudo, neste estudo, suas concentrações encontradas variaram de 11.131 a 49.742 mg kg⁻¹, 1.627 a 8.128 mg kg⁻¹ e 4.847 a 23.713 mg kg⁻¹, respectivamente (Tabela 13, Apêndice C). Com exceção de algumas amostras, nas quais as concentrações desses elementos ficaram abaixo do LQ. A distribuição heterogênea desses metais na fase sólida, em comparação com a fase aquosa, pode ser atribuída aos processos de troca iônica e às interações com componentes da matriz sólida, como argilas, sedimentos e matéria orgânica, que favorecem a retenção desses elementos na fase particulada, pois cátions como Ca²⁺ e Mg²⁺ são mais fortemente atraídos pelas cargas negativas das partículas do que os cátions como K⁺.

A quantificação do manganês nas amostras analisadas revelou uma faixa de concentração entre 1.670 e 5.251 mg kg⁻¹. No entanto, nas amostras coletadas na Comunidade Maria Jape, bem como nos poços P2 e P3, a presença do Mn não foi detectada ou ficou abaixo do limite de quantificação do método analítico. Os valores obtidos neste estudo são superiores aos reportados por Gantayat *et al.* (2023) e estão em concordância com os resultados de Zhang *et al.* (2018), ambos em estudos realizados durante períodos chuvosos. As discrepâncias observadas entre os diferentes estudos podem ser atribuídas a variações nas características geológicas locais (Okbah *et al.*, 2018).

Tal qual o Mn, o ferro apresentou concentrações elevadas, variando entre 2.783 a 288.410 mg kg⁻¹ presente majoritariamente em todas as amostras, corroborando os resultados de Gantayat *et al.* (2023). Embora superiores aos encontrados por Okbah *et al.* (2018), nossos resultados foram inferiores aos valores apresentados por Zhang *et al.* (2018).

Apesar da capacidade de adsorver metais potencialmente tóxicos por meio de forças de van der Waals que favorecem a permanência por mais tempo no ambiente aquático, variações espaço-temporais podem influenciar no processo de dessorção e reduzir as concentrações de metais como Fe, Mn, Zn, Pb, Ni, Cu e Cd em material suspenso. Isso possivelmente pode explicar os valores para Zn e Pb abaixo do LQ para todas as amostras, porém, é necessário que

sejam feitas análises em períodos e condições variáveis para verificação desse comportamento (Li *et al.*, 2022; Okbah *et al.*, 2018).

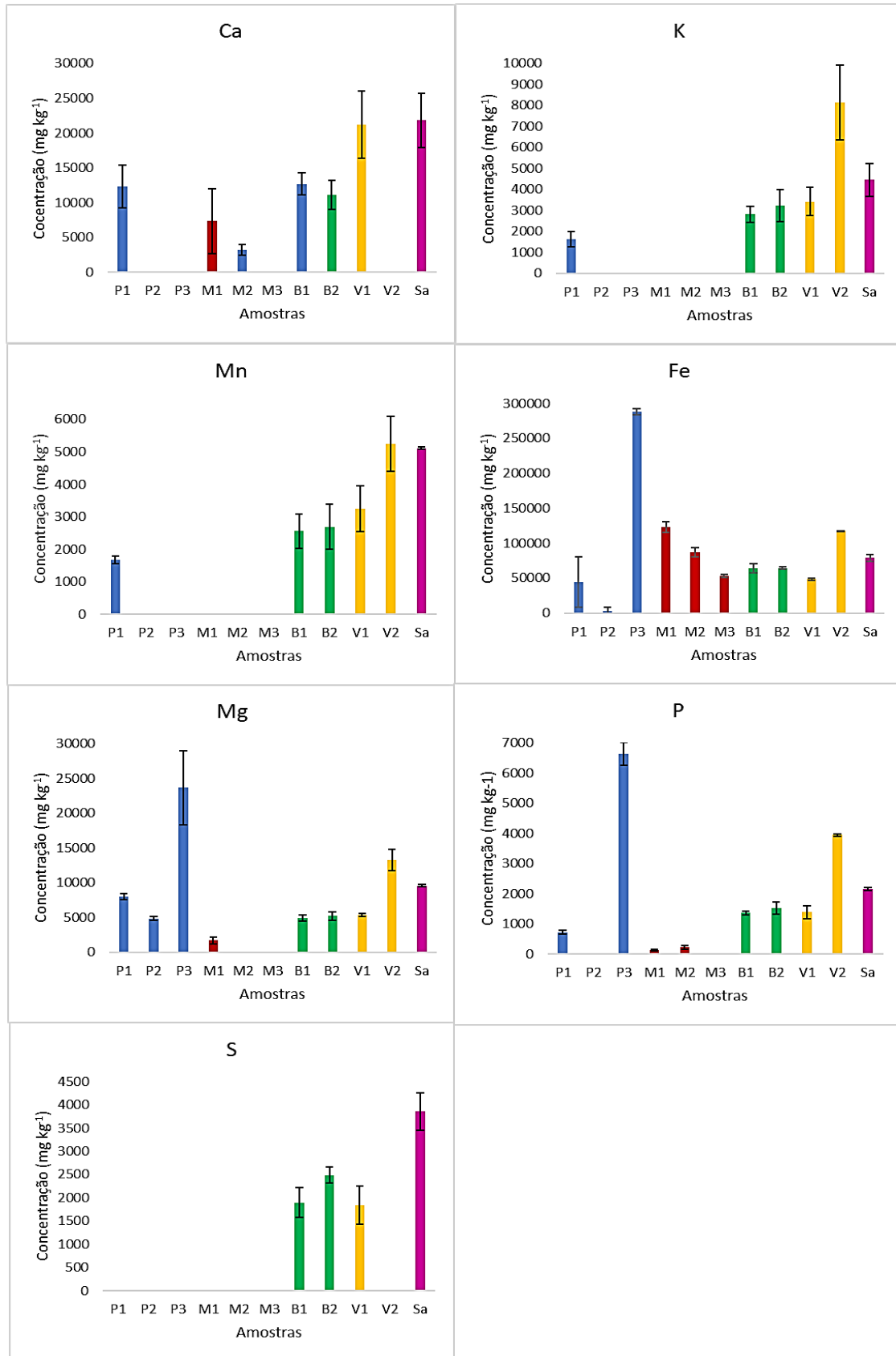
A distribuição do cromo no ambiente aquático é influenciada por diversos fatores, incluindo pH, oxigênio dissolvido e concentração de sólidos suspensos (TSS). A ausência ou baixas concentrações de Cr encontradas no material particulado podem ser explicada pelo tamanho das partículas. Partículas maiores tendem a aumentar a concentração de TSS na água, o que pode diminuir a capacidade de adsorção de poluentes, como o cromo, pela matéria particulada, e vice-versa (Zhang *et al.*, 2018).

O enxofre foi detectado e quantificado exclusivamente nas amostras de sólidos suspensos coletadas ao longo do rio Cachoeira. Nas comunidades Maria Jape e Salobrinho, presume-se que o enxofre esteja presente na forma solúvel de sulfatos (SO_4^{2-}) ou sulfetos (S^{2-}). Nos pontos de coleta do rio, a presença de sulfetos insolúveis, depositados como material em suspensão, pode explicar a tendência de diminuição das concentrações de enxofre da jusante para a montante, com pequenas oscilações entre os pontos (Figura 11).

A quantificação do fósforo nas amostras coletadas revelou sua presença em todos os pontos do rio Cachoeira, incluindo os poços P1 e P3 no Salobrinho, a represa M1 e a nascente M3 da Comunidade Maria Jape. As concentrações de fósforo variaram significativamente entre as amostras, com valores máximos superiores a 6.600 mg kg^{-1} (Tabela 13, Apêndice C).

O fósforo tem a capacidade de formar complexos com metais tóxicos, como Cd, Cr, Cu, Ni e Pb, reduzindo assim a mobilidade desses elementos no ambiente aquático. A ausência desses metais nas amostras analisadas pode estar relacionada à formação desses complexos, conforme sugerido por Miranda *et al.* (2022).

Figura 8 - Concentração de metais, P e S em amostras de material suspenso (mg kg^{-1}), coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia



Legenda: M: Vila Maria Jape / B: Rio Cachoeira no Banco da Vitória / V: Rio Cachoeira na Vila Cachoeira/ Sa: Rio Cachoeira no Salobrinho/ P: amostras dos poços residenciais.

5.3.2 Sedimentos

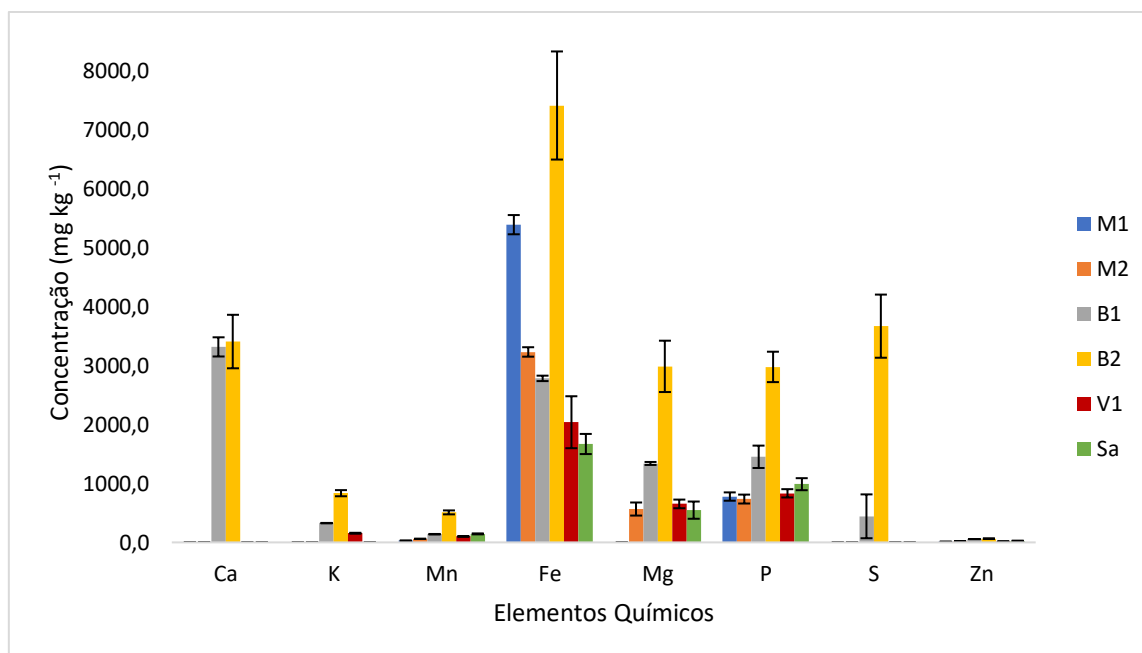
Os sedimentos são frequentemente utilizados como indicadores de contaminação em ecossistemas aquáticos devido à sua capacidade de adsorver e desorver poluentes. Fatores como granulometria, tipo e força de interação, bem como parâmetros físico-químicos (pH, salinidade, potencial redox) influenciam a biodisponibilidade dos contaminantes adsorvidos. (Coringa *et al.*, 2016; Júnio *et al.*, 2020; Miranda *et al.*, 2022; Pereira *et al.*, 2020).

A fração química lixiviável, determinada neste estudo e apresentada na Tabela 14 (Apêndice D), é um indicador da porção do metal potencialmente biodisponível, uma vez que elementos fortemente ligados aos sedimentos não são prontamente absorvidos por organismos aquáticos, pois processos como complexação e precipitação podem reduzir sua bioacessibilidade (Coringa *et al.*, 2016; Link *et al.*, 1998).

Os resultados obtidos foram comparados e estão em conformidade com os níveis de efeito limiar e provável (TEL e PEL, respectivamente), propostos pelo CCME (2024) e pelo CONAMA (Brasil, 2012). Além disso, foram consideradas as concentrações associadas a efeitos adversos raros e medianos (ERL e ERM, respectivamente), propostas pela US NOAA (1995) (Tabela 14, Apêndice D).

Tanto o cálcio quanto o enxofre foram detectados exclusivamente nas amostras coletadas no Banco da Vitória, com concentrações variando entre 3.316,0 a 3.406,7 mg kg⁻¹ para o Ca e entre 442,4 a 3.668,0 mg kg⁻¹ para o enxofre (Figura 12). A co-ocorrência e a distribuição semelhante desses elementos podem ser explicadas pela formação de sulfatos, que são compostos bastante comuns em ambientes aquáticos e, em condições anóxicas, são reduzidos por bactérias, levando à precipitação de compostos de cálcio e formação de sulfetos instáveis (Bjerregaard, Andersen; Andersen, 2015; Santos; Freitas; Zeidan, 2023).

Figura 9 - Concentração de metais essenciais, P e S em amostras de sedimentos (mg kg^{-1}) coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia



Legenda: M: Vila Maria Jape / B: Rio Cachoeira no Banco da Vitória / V: Rio Cachoeira na Vila Cachoeira/ Sa: Rio Cachoeira no Salobrinho.

O potássio foi quantificado exclusivamente nas amostras coletadas na Vila Cachoeira e no Banco da Vitória, apresentando concentrações entre 155,4 e 834,7 mg kg^{-1} . O magnésio, foi quantificado em todos os pontos de coleta, exceto, na represa da Comunidade Maria Jape e suas concentrações variaram entre 547,0 e 2.985,8 mg kg^{-1} nas demais amostras.

A ausência de dados comparativos para o K na literatura (Tabela 16, Apêndice F), assim como a falta de legislação específica para suas concentrações em sedimentos, dificulta a interpretação dos resultados obtidos. No entanto, é importante ressaltar que K e Mg são elementos essenciais para os organismos vivos e sua presença nos sedimentos reflete processos de intemperismo das rochas da bacia hidrográfica. Por exemplo, Laut *et al.* (2021) realizou a análise de sedimentos no estuário do rio Cachoeira e encontrou valores para o Mg próximos (352 a 1867 mg kg^{-1}), mas inferiores aos obtidos neste trabalho, isso reflete a influência da heterogeneidade das variáveis ambientais e sazonalidade em uma mesma região.

As concentrações de fósforo variaram entre 735,1 e 2.976,5 mg kg^{-1} e apresentaram valores semelhantes aos de Mg. A ausência de valores de referência para o fósforo em sedimentos, e a falta de dados em outros estudos da região, reforçam a importância de monitorar as concentrações desse nutriente, especialmente em áreas com atividades agrícolas próximas a corpos d'água. Além disso, a sua interação com outros elementos, como o Fe, pode levar à

formação de precipitados e à retenção do P nos sedimentos, com potenciais impactos negativos para o ambiente e para a saúde humana (Ozbay; Fan; Yang, 2017).

A distribuição espacial do ferro e manganês nos sedimentos do rio Cachoeira apresentou um padrão similar, com um aumento gradual das concentrações da jusante para a montante, exceto no ponto B1, onde foi observado um decréscimo acentuado (Figura 12). Os valores de Mn variaram entre 28,7 e 509,0 mg kg⁻¹, estando de acordo com os resultados de Gantayat *et al.* (2023), que associam o aumento das concentrações desses íons metálicos a períodos de alta pluviosidade. No entanto, esses valores foram inferiores aos encontrados em outros estudos (Jia *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2018; Santos & Boehs, 2023) e superiores os reportados por Laut *et al.* (2021) na mesma região.

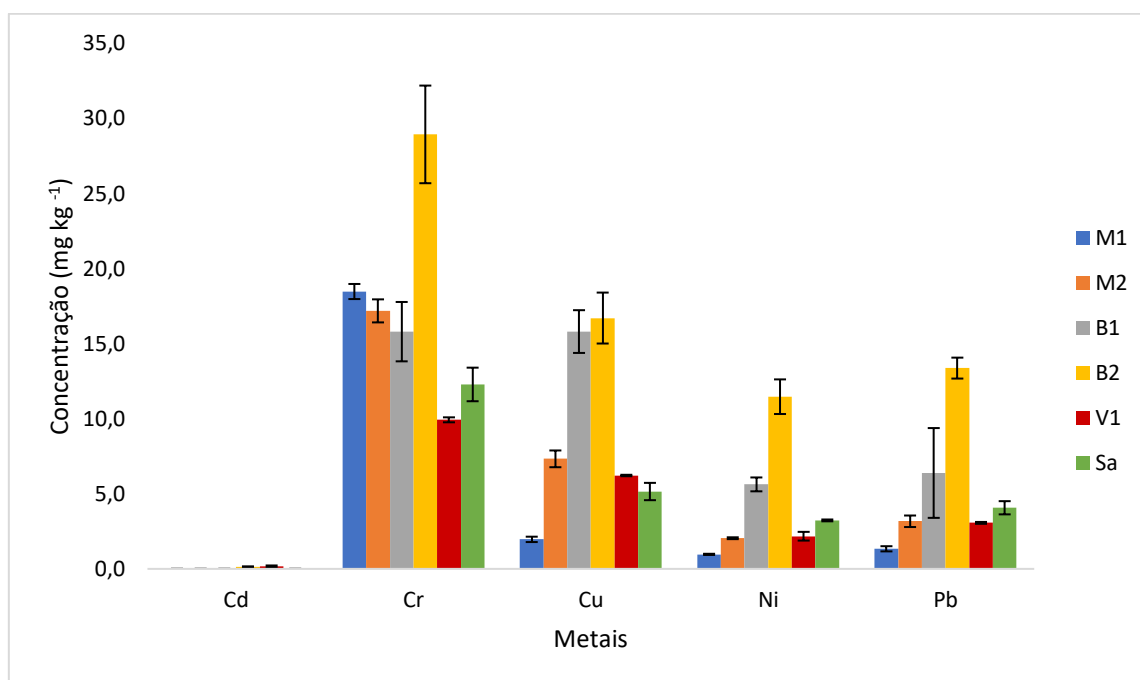
As concentrações de Fe variaram entre 1.669,0 e 7.410,8 mg kg⁻¹, sendo em geral inferiores aos valores reportados por outros estudos (Tabela 16, Apêndice F), com exceção dos resultados de Laut *et al.* (2021) e Santos & Boehs (2023), ambos com amostragem na mesma região, sendo o primeiro no rio Cachoeira e o segundo no rio Almada. A menor disponibilidade de Fe em alguns pontos pode estar relacionada à sua retenção em materiais em suspensão, especialmente em frações redutíveis (Gantayat *et al.*, 2023; Santos, Souza; Santos, 2013). A variabilidade nas concentrações desses metais pode ser atribuída a diversos fatores, como características locais, condições redutoras, tempo de residência, salinidade e profundidade do sedimento, que influenciam processos de dissolução e migração para a fase aquosa (Zhang *et al.*, 2020).

As concentrações de zinco encontradas foram, de 6 a 13 vezes menores em comparação aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/2012 para os níveis de efeito limiar (TEL) e provável (PEL), indicando baixo risco de efeitos adversos para os organismos aquáticos. No entanto, os maiores valores de zinco foram observados no Banco da Vitória, o que sugere a influência de fontes antropogênicas, como atividades agrícolas nas proximidades e o desgaste de pneus de veículos, especialmente considerando a presença de uma ponte com intenso tráfego na região (Ma *et al.*, 2016).

Dentre os metais potencialmente tóxicos determinados, o cádmio, reconhecido por sua alta toxicidade e biodisponibilidade, apresentou concentrações nas amostras analisadas, em sua maioria, inferiores ao LQ, exceto nos pontos B2 (0,145 mg kg⁻¹) e V1 (0,163 mg kg⁻¹). Os valores detectados estão dentro da faixa reportada por outros estudos (Cruz *et al.*, 2021; Viet *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018), superiores a faixa encontrada por Laut *et al.* (2021) e podem ser atribuídos a atividades agrícolas e descartes de efluentes domésticos (Ma *et al.*, 2016).

Observando a Figura 13, é possível perceber que as concentrações do cromo nas amostras ao longo do rio Cachoeira apresentaram maiores valores em um ponto no Banco da Vitória, B2 (28,9 mg kg⁻¹) e na represa da Comunidade Maria Jape, M2 (18,5 mg kg⁻¹). Em ambos os casos a presença do cromo pode estar relacionada com as características geoquímicas e com a contribuição antrópica a partir do descarte de efluentes domésticos (Ali *et al.*, 2022). Embora os níveis de cromo (Cr) encontrados neste estudo estejam abaixo dos limites considerados seguros, a presença desse metal nos sedimentos exige cautela. Resultados de pesquisas anteriores descritos na Tabela 17 (Apêndice G), como os trabalhos de Santos & Boehs (2023) e Pereira *et al.* (2020), demonstram que concentrações elevadas de Cr em outros ambientes aquáticos podem representar riscos significativos à saúde humana e ao meio ambiente. Diante disso, recomenda-se a realização de estudos mais aprofundados sobre a especiação do Cr e o monitoramento contínuo dos ecossistemas, a fim de avaliar a biodisponibilidade desse metal e identificar as fontes de contaminação (Liu *et al.*, 2023).

Figura 10 - Concentração de metais potencialmente tóxicos em amostras de sedimentos (mg kg⁻¹) coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia



Legenda: M: Vila Maria Jape / B: Rio Cachoeira no Banco da Vitória / V: Rio Cachoeira na Vila Cachoeira/ Sa: Rio Cachoeira no Salobrinho.

O cobre (Cu) e o níquel (Ni), assim como o Cr, podem ser adsorvidos nos sedimentos, principalmente em partículas finas (Aknaif *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2023). Neste estudo, as concentrações de Cu variaram entre 2,0 e 16,7 mg kg⁻¹, enquanto as de Ni oscilaram entre 1,0

e $11,5 \text{ mg kg}^{-1}$, com os maiores valores observados no Banco da Vitória. Os resultados obtidos para o Cu são semelhantes aos encontrados por Santos & Boehs (2023), e os valores de Ni se aproximam dos reportados por Pereira *et al.* (2020). Quando comparados com outros estudos (Li *et al.*, 2020; Jia *et al.*, 2018; Rügner *et al.*, 2019; Pourabadehei & Mulligan, 2016; Zhang *et al.*, 2018), os valores de Cu e Ni encontrados neste trabalho são, em geral, inferiores, exceto em relação aos de Liu *et al.* (2022) e Cruz *et al.* (2021).

As concentrações de chumbo (Pb) variaram entre 1,3 e $13,4 \text{ mg kg}^{-1}$, estando em concordância com os resultados obtidos por Cruz *et al.* (2021), Santos & Boehs (2023) e Viet *et al.* (2016). No entanto, esses valores são inferiores à média encontrada em outros estudos (Ali *et al.*, 2022; Gao *et al.*, 2021; Jia *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2020; Milazzo; Van Gestel; Cruz, 2020; Pereira *et al.*, 2020; Rügner *et al.*, 2019; Pourabadehei & Mulligan, 2016; Zhang *et al.*, 2018) e superiores aos de Gantayat *et al.* (2023) e Ma *et al.* (2016). Os maiores valores de Pb e demais metais tóxicos foram encontrados nos pontos B1 e B2, localizados no Banco da Vitória, região suscetível à contaminação por chumbo proveniente de fontes como escapamentos de veículos e atividades metalúrgicas, conforme sugerido por Ma *et al.* (2016), ou seja, influência antrópica devido à proximidade do povoado.

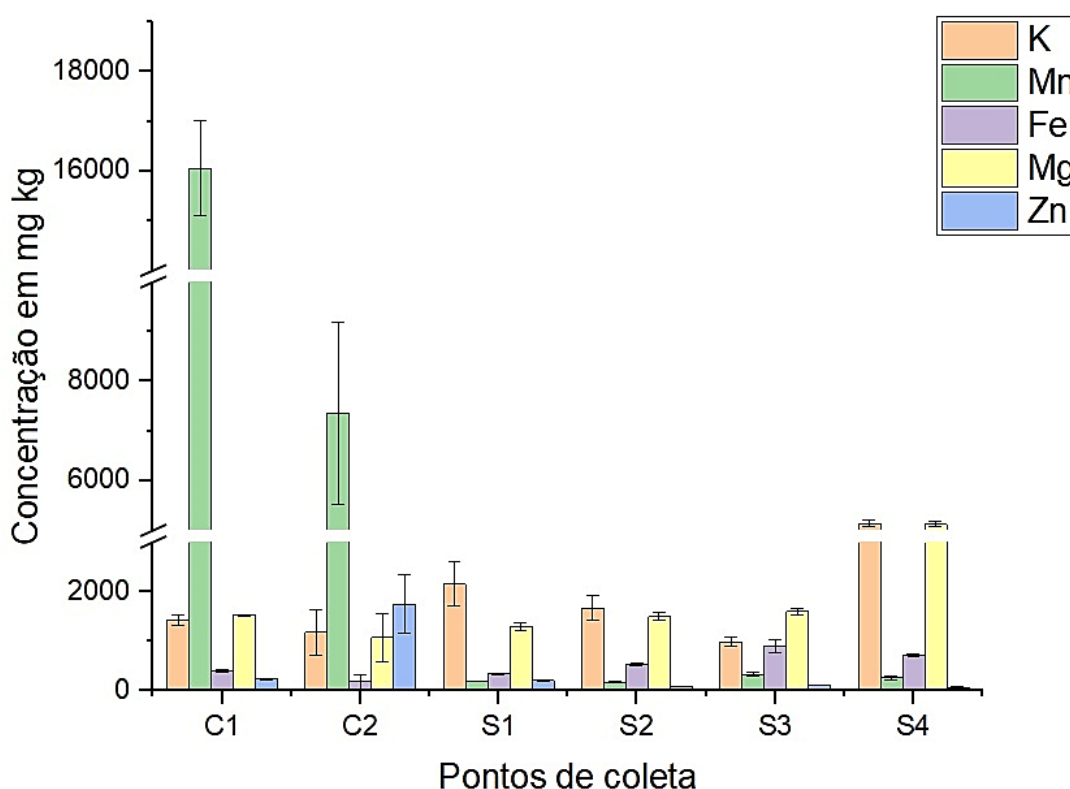
5.3.3 Bivalves

A Tabela 15 (Apêndice E) apresenta os resultados da análise de metais, fósforo e enxofre em amostras de chumbinho (C) e sururu (S) coletadas no Rio Cachoeira, entre os bairros Salobrinho e Banco da Vitória. As concentrações encontradas foram comparadas com os limites estabelecidos pela ANVISA (Instrução Normativa nº 160/2022) e pela ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) para níveis mínimos de risco (MRLs). Essa comparação permite avaliar o potencial risco à saúde humana associado ao consumo desses alimentos.

O potássio é um metal essencial na participação de processos bioquímicos, manutenção de frequência cardíaca, produção energética e síntese proteica. Este metal foi determinado nas duas espécies analisadas, com concentrações variando de 988,4 a $5.140,5 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo as maiores registradas em *M. guyanensis*, especialmente no último ponto a montante da Vila Cachoeira, localizado no Banco da Vitória. Os resultados obtidos são consistentes com os encontrados por Santos, Freitas e Zeidan (2023) em amostras da mesma espécie comercializadas na feira livre do Malhado, em Ilhéus e inferiores aos resultados de Costa *et al.* (2019) para amostras coletadas ao longo estuário do rio Cachoeira, na Baía do Pontal.

O manganês apresentou uma tendência de decréscimo nas concentrações rumo à montante (179,3 a 16.055,9 mg kg⁻¹), com picos observados em *A. flexuosa* (Figura 14). Esse fenômeno pode ser atribuído às características específicas dessa espécie que favorecem a filtração e bioacumulação de partículas suspensas, incluindo metais como Mn. Adicionalmente, estudos mostraram que essa espécie é mais vulnerável à mortalidade em períodos de alta pluviosidade, período no qual a concentração de Mn apresenta um aumento (Cruz et al., 2021; Mottola *et al.*, 2020; Otchere, 2019).

Figura 11 - Concentração de metais essenciais (mg kg⁻¹ de peso seco) em amostras de bivalves coletadas no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia.



Legenda: C: Chumbinho (*A. flexuosa*) / S: Sururu (*M. guyanensis*).

Por outro lado, as concentrações médias de ferro variaram entre 185,5 e 902,4 mg kg⁻¹, com um aumento nas amostras em direção à montante, sendo mais altas em *M. guyanensis*. Esses níveis, embora inferiores aos de Santos & Boehs (2021) e Santos, Freitas e Zeidan (2023) indicam que a presença de Fe pode estar associada à contaminação da água, sedimentos, conservação dos moluscos até a comercialização e a forte interação entre bivalves da família

Mytilidae, pois Souza *et al.* (2021) obteve um valor médio de 1387,6 mg kg⁻¹ para a espécie *Perna Perna*.

As concentrações registradas para o magnésio apresentaram pouca variação entre as espécies, com valores de 1082,8 a 5129,2 mg kg⁻¹. O valor mais elevado, embora destoante e superior também aos valores encontrados por Santos, Freitas e Zeidan (2023), foi para uma das amostras de *M. guaynensis*, que apresentou correlação com as concentrações de potássio (K) no mesmo ponto. Tanto o K quanto o Mg são nutrientes essenciais, desempenhando papéis na regulação osmótica, metabolismo celular e atividade enzimática. A provável biodisponibilidade desses elementos em partículas suspensas facilita sua bioacumulação nos tecidos moles das espécies analisadas (Santos, Freitas e Zeidan, 2023).

As concentrações médias de zinco variaram de 77,2 a 1747,6 mg kg⁻¹, com os maiores valores em *A. flexuosa*. Ao comparar com *Meretrix lyrata* (Viet *et al.*, 2016), da mesma família (Veneridae), observaram-se valores similares, mas variáveis para amostras da mesma espécie coletadas na mesma região. Em contraste, os valores de Zn em *M. guyanensis* (família Mytilidae) diferiram dos de *A. flexuosa*, superando os encontrados por Santos & Boehs (2021), exceto no ponto S4, inferiores aos de Costa *et al.* (2019) e foram consistentes com Santos, Freitas e Zeidan (2023) e Souza *et al.* (2021), sendo esse último para espécie *P. perna*. Essas variações refletem fatores metabólicos, locais e a influência de fitatos e aminoácidos (Santos & Boehs, 2021).

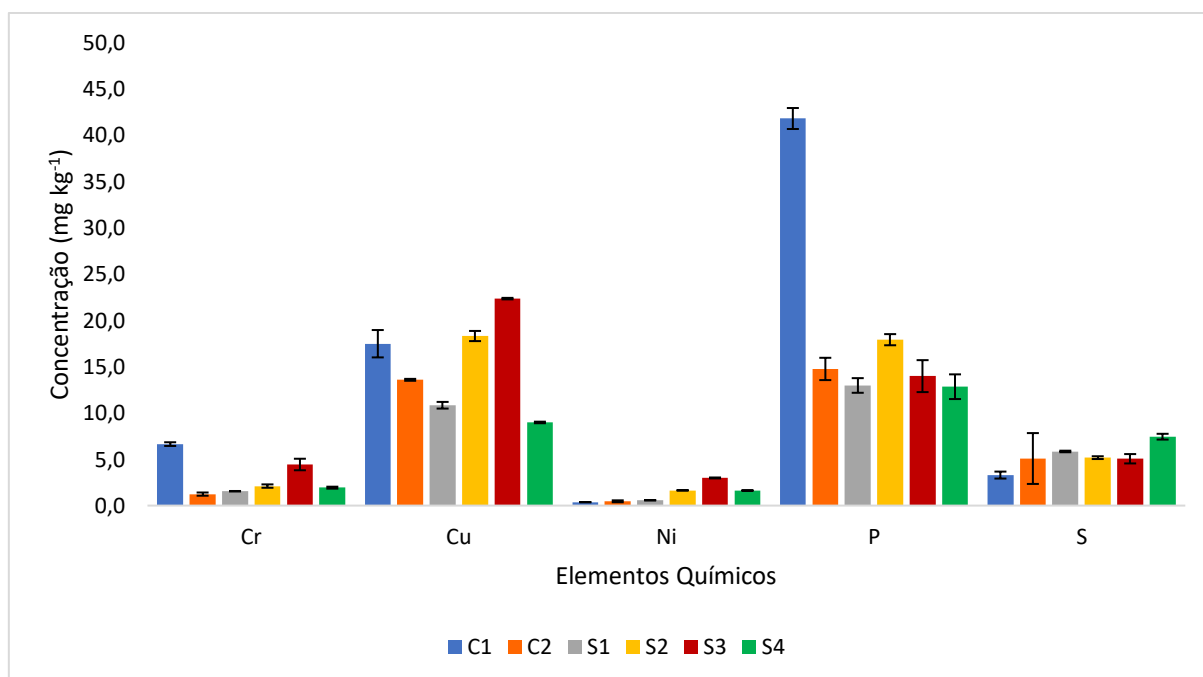
O fósforo e o enxofre são nutrientes essenciais para os organismos vivos, participando de diversos processos metabólicos. Apesar da ausência de valores estabelecidos pelas legislações vigentes, o monitoramento desses elementos é necessário devido aos problemas de saúde que podem ser causados tanto pela deficiência quanto pelo excesso (Santos, Freitas e Zeidan, 2023). No caso do S, as concentrações médias determinadas apresentaram poucas variações entre as espécies, em torno de 5,1 e 5,8 mg kg⁻¹. Apenas as amostras C1 e S4 apresentaram valores distintos, de 3,3 e 7,4 mg kg⁻¹, respectivamente. Esses valores foram inferiores aqueles encontrados por Costa *et al.* (2019).

Um comportamento similar foi observado para os valores de fósforo, com as amostras C1 e S3 exibindo concentrações de 41,8 e 17,9 mg kg⁻¹, respectivamente. Em comparação, os valores de P encontrados nas amostras de *M. guyanensis* foram aproximadamente 100 vezes menores do que os reportados por Santos, Freitas e Zeidan (2023) para a mesma espécie. A biodisponibilidade do fósforo no ambiente aquático está relacionada à sua tendência a formar complexos que, ao entrar em contato com a água, podem ser hidrolisados enzimaticamente, gerando ortofosfato (Miranda *et al.*, 2022; Ozbay, Fan e Yang, 2017).

Considerando que o fósforo tem a capacidade de formar ligações estáveis com metais, essas ligações podem ser rompidas devido a variações nos parâmetros ambientais, tornando o cromo biodisponível e passível de absorção por organismos vivos (Miranda et al., 2022). Os maiores valores de concentração de cromo nos bivalves foram encontrados nas amostras C1 (*A. flexuosa*) e S3 (*M. guyanensis*), com 6,6 e 4,4 mg kg⁻¹, respectivamente, enquanto as demais amostras apresentaram concentrações entre 1,2 e 2,1 mg kg⁻¹. Embora esses resultados sejam superiores aos encontrados por Cruz et al. (2021) em Cananéia-SP, eles foram inferiores aos relatados por Pereira et al. (2020) em um estuário na Paraíba, ambos para a espécie *A. flexuosa*.

As concentrações de níquel encontradas variaram de 0,4 a 3,0 mg kg⁻¹, exibindo uma tendência crescente em direção a montante da Vila Cachoeira (Figura 15). As maiores concentrações foram observadas em amostras da espécie *M. guyanensis*, corroborando as observações de Santos e Boehs (2023) e inferiores as de Souza et al. (2021) para espécies da mesma família. Esses valores foram discretamente superiores aos reportados por Cruz et al. (2021) para *A. flexuosa*, mas inferiores aos encontrados por Pereira et al. (2020).

Figura 12 - Concentração de metais potencialmente tóxicos, P e S em amostras de bivalves coletadas no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia



Legenda: C: Chumbinho (*A. flexuosa*) / S: Sururu (*M. guyanensis*).

Diferentemente dos resultados apresentados por Cruz et al. (2021), Gao et al. (2021), Pereira et al. (2020) e Viet et al. (2016), nenhuma das espécies estudadas apresentou

concentrações de cádmio superiores ao limite de quantificação (LQ). Esses achados sugerem que os contaminantes podem estar ausentes no ambiente aquático ou que os bivalves estão protegidos pela presença de metalotioneínas. Essas proteínas desempenham um papel importante na desintoxicação, formando complexos estáveis com metais como Cd, Cu, Hg, Pb e Zn. Esse processo reduz a toxicidade desses metais, impede sua interação com moléculas biológicas e permite sua excreção subsequente (Otchere, 2019).

De maneira semelhante, o chumbo também não foi detectado em nenhuma das amostras, obtendo valores inferiores ao LQ. Esse fenômeno pode estar relacionado à presença de fosfatos no ambiente aquático, que não são facilmente dissociados e tendem a formar ligações fortes com íons metálicos em partículas sólidas, tornando-os menos biodisponíveis para absorção biológica. Além disso, fatores como o pH da água e outras propriedades físico-químicas ambientais podem influenciar essa disponibilidade (Li *et al.*, 2022; Ma *et al.*, 2016).

Embora o cobre seja um nutriente essencial para organismos vivos, desempenhando papéis fundamentais na fase inicial de desenvolvimento dos bivalves, bem como em atividades enzimáticas e no sistema imunológico dos humanos, o valor permitido para esse metal é de 0,02 mg kg⁻¹, conforme estabelecido pela ATSDR (2024). No entanto, os valores encontrados nas amostras excederam significativamente esse limite, variando entre 9,0 e 22,3 mg kg⁻¹, e superaram os níveis relatados em alguns estudos da literatura (Cruz *et al.*, 2021; Gao *et al.*, 2021; Santos, Freitas e Zeidan, 2023). Essa discrepância pode ser explicada pela contaminação relacionada ao uso de materiais destinados a evitar o fouling – o processo de colonização e aderência de organismos em superfícies aquáticas – para manutenção e conservação de embarcações e uso de pesticidas no entorno dos pontos de coleta. Além disso, assim como o Cd, o Cu também pode se ligar a metalotioneínas, sendo o terceiro metal mais propenso em preferência para essa proteína. Esse fato pode explicar a resistência das espécies aos elevados níveis de cobre observados (Santos & Boehs, 2021; Santos; Freitas; Zeidan, 2023; Otchere, 2019).

5.4 Interação entre compartimentos

Um panorama geral dos resultados encontrados é descrito e comparado com pesquisas anteriores nas Tabelas 16 e 17 (Apêndices F e G, respectivamente). Observa-se uma variação nas análises de distribuição e comportamento de interação de metais entre dois ou três compartimentos ambientais do rio Cachoeira. A exceção é o estudo de Viet *et al.* (2016), que, assim como o presente trabalho, avaliou material suspenso, água, sedimento e moluscos

bivalves. Nesta pesquisa, a distribuição de Fe e Mn entre os compartimentos seguiu a ordem: material suspenso (MS) > sedimento (SD) > bivalves (BV) > água (AG). Essa tendência também foi observada em outros estudos, com variações na ordem entre MS e SD (Gantayat *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2018). No entanto, nenhum desses trabalhos incluiu a análise de bivalves, enquanto alguns investigaram apenas AG e SD (Jia *et al.*, 2018), MS e AG (Okbah *et al.*, 2018), ou SD e BV (Santos & Boehs, 2023).

Esse padrão de distribuição reflete a presença predominante desses metais nos solos, resultando em uma maior interação com partículas sólidas. Apenas em condições favoráveis a processos redox, aliados ao tempo de residência e à presença de partículas suspensas e matéria orgânica, esses metais são liberados gradualmente para os corpos d'água (Santos & Boehs, 2023; Okbah *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2020).

Embora alguns estudos indiquem para o Zn a mesma tendência observada para o Fe e Mn (Gantayat *et al.*, 2023; Ma *et al.*, 2016; Viet *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018), os resultados apresentados neste trabalho para essas três espécies iônicas seguem a ordem: BV>SD>MS>AG. Esse comportamento pode ser atribuído à espécie *A. flexuosa*, que apresentou as maiores concentrações desse metal em comparação com *M. guyanensis*. Isso se deve possivelmente ao seu hábito filtrador e ao fato de habitar em ambientes rasos, onde há maior interação entre a água e o sedimento. Nesses locais, qualquer variação física ou movimentação de organismos pode causar a ressuspensão de partículas e a redistribuição de metais entre os compartimentos. Assim, fatores como características específicas da espécie, rotas de exposição e tempo de contato são fundamentais para explicar a bioacumulação metais entre diferentes espécies (Cruz *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2014). Além disso, o Zn possui alta mobilidade e biodisponibilidade, e quando encontrado em concentrações elevadas, tende a se ligar prioritariamente à matéria orgânica e à fase sólida, mesmo em condições iônicas desfavoráveis, competindo com outros metais (Li *et al.*, 2022; Otchere, 2019).

Apesar do cádmio ter sido detectado em apenas duas amostras de sedimentos nesta pesquisa, outros estudos revelam diferentes padrões de distribuição. Gantayat *et al.* (2023), Ma *et al.* (2016) e Zhang *et al.* (2018) observaram a ordem de concentração como MS>SD>AG, enquanto Viet *et al.* (2016) identificou uma sequência diferente: SD>MS> BV>AG. Essas variações indicam que, apesar da baixa ocorrência natural do Cd e das interações fracas com os sedimentos, fatores como a salinidade podem favorecer a formação de complexos solúveis com ânions. Além disso, a presença de óxidos nos sedimentos aumenta a capacidade de adsorção de metais tóxicos, como o Cd, elevando sua concentração tanto no material suspenso quanto nos sedimentos (Gao *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022; Miranda *et al.*, 2022).

A ordem de prioridade de interação do cromo nos compartimentos ambientais depende de sua forma química (estado de oxidação) e das características do ambiente, podendo estar presente como Cr^{3+} ou Cr^{6+} . Embora o cromo trivalente (Cr^{3+}) seja encontrado em maior proporção nos solos, ele pode ser liberado ao longo do tempo devido à variação de pH, sendo mais estável em $\text{pH} < 5,5$. Já o cromo hexavalente (Cr^{6+}) apresenta maior mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade, especialmente em condições ricas em oxigênio (Shahi *et al.*, 2017; Zulfiqar *et al.*, 2023). Esses dados ajudam a justificar as concentrações encontradas neste estudo, onde a seguinte ordem de distribuição foi observada: $\text{SD} > \text{BV} > \text{AG} > \text{MS}$. Esse padrão também foi identificado em outros estudos, nos quais as maiores concentrações de cromo variaram entre sedimentos e materiais suspensos, enquanto as menores concentrações foram encontradas na água (Ma *et al.*, 2016; Rügner *et al.*, 2019; Viet *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018).

Diferentemente da ordem de interação observada em estudos como os de Gao *et al.* (2021) e Viet *et al.* (2016), a presença de cobre foi mais expressiva nas amostras de moluscos bivalves neste trabalho. Isso pode ser explicado pela correlação desse metal com proteínas de baixo peso molecular, como as metalotioneínas, que promovem a concentração elevada de metais como Zn, Cd, Cu e Hg, seguindo essa ordem de prioridade. Esse fenômeno foi observado tanto para *A. flexuosa* quanto para *M. guyanensis* (Otchere, 2019; Santos & Boehs, 2021).

As concentrações de níquel foram observadas apenas nos sedimentos e bivalves, seguindo uma ordem decrescente de interação, em concordância com os resultados de Cruz *et al.* (2021), Milazzo, Van Gestel e Cruz (2020) e Pereira *et al.* (2020). Embora os valores obtidos tenham ficado abaixo do valor de TEL estabelecido pelo CONAMA para sedimentos (Tabela 14, Apêndice D), é necessário um monitoramento contínuo devido ao potencial relativamente alto de solubilidade do Ni. Esse comportamento, pode comprometer a qualidade da água quando comparado a outros metais potencialmente tóxicos (Miranda *et al.*, 2022).

Estudos anteriores indicam uma correlação positiva entre o chumbo, os sedimentos e a matéria orgânica, com interações relativamente fortes que reduzem a biodisponibilidade do Pb para os corpos d'água, exceto em condições específicas ($4 > \text{pH} < 6$). Essa informação é corroborada pelos resultados deste trabalho, onde o Pb foi quantificado apenas nas amostras de sedimentos (Li *et al.*, 2022; Ma *et al.*, 2016; Santos & Boehs, 2021). No entanto, é importante monitorar outras amostras de bivalves, especialmente aquelas com caráter bentônico, que estão mais expostas à contaminação nos sedimentos. Variáveis como sazonalidade e tamanho dos espécimes coletados podem influenciar a concentração do Pb. Além disso, o Pb não é facilmente excretado pelos organismos e possui um tempo de meia-vida biológica de aproximadamente 6 meses (Gao *et al.*, 2021; Santos, Freitas & Zeidan, 2023).

O fósforo apesar de ser reportado somente por Santos & Boehs (2023) em amostras de sedimento, neste trabalho a ordem de concentração entre os compartimentos variou na sequência: MS > SD > BV > AG. O P pode ser dissolvido na água ou retido em sedimentos através da liberação de plantas ou por processos de adsorção, complexação e precipitação. Esses processos tornam o fósforo biodisponível para absorção por organismos aquáticos (Ozbay; Fan; Yang, 2017; Sharma; Vymazal; Malaviya, 2021).

Os resultados da distribuição dos metais nos diferentes compartimentos ambientais permitiram realizar cálculos para avaliar a bioacumulação nos tecidos dos bivalves. Dessa forma, foram calculados o fator de bioacumulação em sedimentos (BSAF) e o fator de bioconcentração (BCF), utilizando as equações 1 e 2:

$$BSAF = \frac{C_b}{C_s} \quad \text{Equação 1} \qquad BCF = \frac{C_b}{C_{ag}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde C_b é a concentração de metal expressa em mg kg^{-1} de peso seco de bivalve, C_s é a concentração de metal expressa em mg kg^{-1} de peso seco de sedimento/material suspenso, C_{ag} é a concentração de metal expressa em mg L^{-1} de água e a bioacumulação é considerada se o fator for maior que 1, pois representa um aumento em relação ao ambiente (Donaher *et al.*, 2024; Gao *et al.*, 2021; Pereira *et al.*, 2020; Yam *et al.*, 2020).

O BSAF representa a razão entre a concentração do metal no organismo e a concentração média do metal nos sedimentos e material em suspensão, enquanto o BCF é calculado pela razão entre a concentração do metal no organismo e a concentração do metal na água. Pois, aproximadamente 28 dias exposição é possível identificar uma bioacumulação significativa (Pereira *et al.*, 2020; USEPA, 1993).

Na Tabela 18 (Apêndice H), observa-se que os bivalves de ambas as espécies apresentaram aumento na concentração de Mg, P, Mn, Zn e Cu, sendo o K detectado apenas em *M. guyanensis*, e o Mn e Zn com valores de BSAF superiores a 50 em *A. flexuosa*, o que destaca essa espécie como eficiente para avaliar a biodisponibilidade desses metais, amplamente presentes em solos aquáticos (Cruz *et al.*, 2021). No entanto, não foi registrada bioacumulação de Cr, Ni e Pb a partir dos sedimentos, em concordância com Yam *et al.* (2020). Além desses, neste estudo, Fe, S e Cd também não apresentaram $BSAF > 1$.

Quanto ao BCF, não foi possível calculá-lo para K, Cd, Cr, Cu, Ni e Pb, pois as concentrações de metais na água estavam abaixo dos limites de quantificação. No entanto, foram observados altos valores de bioconcentração nos bivalves para $Mg < P < Zn < Fe < Mn$.

No material suspenso, apenas o Cu foi bioconcentrado em uma amostra de *M. guyanensis* o Mn em *A. flexuosa*, enquanto os demais metais estavam abaixo do limite de quantificação ou apresentaram BCF < 1.

Embora as pesquisas ainda sejam limitadas em relação às análises combinadas, elas são essenciais para monitorar as concentrações, níveis de toxicidade e a biodisponibilidade de metais no ambiente aquático (Miranda *et al.*, 2022).

Além disso, fatores como as propriedades físico-químicas dos compartimentos, características iônicas e interações entre metais influenciam significativamente a partição e distribuição dos metais entre as fases particulada e aquosa. Esses fatores afetam a mobilidade e a disponibilidade dos metais, tornando-os biodisponíveis para organismos aquáticos, especialmente moluscos, o que representa um risco potencial à saúde humana (Bjerregaard; Andersen; Andersen, 2015; Miranda *et al.*, 2022; Ozbay; Fan; Yang, 2017).

6 CONCLUSÕES

As análises microbiológicas indicaram não conformidade com os padrões de potabilidade do Ministério da Saúde e de balneabilidade do CONAMA. Isso torna-se ainda mais preocupante quando se trata as águas de poços, represas e minadouros que vêm sendo utilizado para consumo humano.

Os resultados mostraram que alguns contaminantes não detectados na água, foram quantificados nos demais compartimentos, incluindo, sedimentos, material suspenso e organismos vivos, indicando que a avaliação apenas da água para monitorar e garantir a preservação de ecossistemas aquáticos e o abastecimento de água potável não é tão eficaz na detecção da incidência, de fontes de contaminação e a correlação destes com a qualidade da água e as condições ambientais.

Portanto, a análise combinada dos compartimentos ambientais permitiu uma visão abrangente da distribuição e interação dos metais, refletindo o histórico de contaminação por metais em decorrência do tempo de residência e redistribuição entre os compartimentos ambientais, por exemplo, Mg, P, Mn, Zn e Cu que estavam presentes nos sedimentos bioacumularam nas espécies de moluscos bivalves analisadas.

Ademais, esses dados são úteis para futuros estudos e monitoramento de contaminação no Rio Cachoeira, além de subsidiar decisões governamentais e informar a comunidade local.

REFERÊNCIAS

- ABDELHAMEED, Reda M.; EL-ZAWAHRY, Manal; EMAM, Hossam E. Efficient removal of organophosphorus pesticides from wastewater using polyethylenimine-modified fabrics. **Polymer**, v. 155, p. 225-234, 2018. DOI: 10.1016/j.polymer.2018.09.030.
- ADJOVU, Godson Ebenezer; STEPHEN, Haroon; JAMES, David; AHMAD, Sajjad. Measurement of Total Dissolved Solids and Total Suspended Solids in Water Systems: A Review of the Issues, Conventional, and Remote Sensing Techniques. **Remote Sensing**, v. 15, p. 3534, 2023. DOI: 10.3390/rs15143534.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Qualidade da água. Disponível em: < <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/monitoramento-e-eventos-criticos/qualidade-da-agua>>. Acesso em: 02 out. 2023.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023: informe anual/Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 118 p. - Brasília, 2024.
- AJIBOYE, Timothy Oladiran; OLADOYE, Peter Olusakin; OLANREWAJU, Clement Ajibade; AKINSOLA, Grace Oluwabukunmi. Organophosphorus pesticides: Impacts, detection and removal strategies. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 17, p. 100655, 2022. DOI: 10.1016/j.enmm.2022.100655.
- AKHTAR, Naseem; ISHAK, Muhammad Izzuddin Syakir; BHAWANI, Showkat Ahmad; UMAR, Khalid. Review Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. **Water**, v. 13, p. 2660, 2021. DOI: 10.3390/w13192660.
- AKNAF, Asmae; AKODAD, Mustapha; LAYACHI, Mostafa; BAGHOUR, Mourad; OUDRA, Brahim; VASCONCELOS, Vitor. The chemical characterization and its relationship with heavy metals contamination in surface sediment of Marchica Mediterranean Lagoon (North of Morocco). **Environmental Science and Pollution Research**, n. 29, p. 4159-4169, 2022. DOI: 10.1007/s11356-021-15641-4.
- ALI, Mir Mohammad; RAHMAN, Saima; ISLAM, Md Saiful; RAKIB, Md Refat Jahan; HOSSEN, Shaharior; RAHMAN, Md Zillur; KORMOKER, Tapos; IDRIS, Abubakr M.; PHOUNGTHONG, Khamphé. Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: A probabilistic risk assessment. **International Journal of Sediment Research**, v. 37, p. 173-187, 2022. DOI: 10.1016/j.ijsrc.2021.09.002.
- APHA - American Public Health Association, Water Works Association, Water Environment Federation. In: Lipps WC, Braun-Howland EB, Baxter, TE, eds. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 24th ed. Washington DC: APHA Press; 2023.
- ANTONIO, Ícaro; SOUSA, Ana; LENZ, Thiago; FUNO, Izabel; LOPES, Rodolf; FIGUEIREDO, Marina. Reproductive cycle of the mangrove oyster, *Crassostrea rhizophorae* (Bivalvia: Ostreidae) cultured in a macrotidal high-salinity zone on the Amazon mangrove coast of Brazil. **Acta Amazonica**, v. 51, p. 113-121, 2021. DOI: 10.1590/1809-4392202003582.

ARAÚJO, Elizandra Perez; CUNHA, Helenilza Ferreira Albuquerque; BRITO, Alan Ubaiara; CUNHA, Alan Cavalcanti da. Indicadores de abastecimento de água e doenças de transmissão hídrica em municípios da Amazônia Oriental. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 6, n. 6, p. 1059-1068, 2021 DOI: 10.1590/S1413-415220200179.

ARAÚJO, Luisa Fernandes de; CAMARGO, Franciele Pereira; NETTO, Alena Torres; VERNIN, Nathalia Salles; ANDRADE, Rosane Cristina de. Análise da cobertura de abastecimento e da qualidade da água distribuída em diferentes regiões do Brasil no ano de 2019. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 27, p. 2935-2947, 2022. DOI: 10.1590/1413-81232022277.16472021.

ATSDR- Agency for Toxic Substances and Disease Registry US, 2024. Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances. Disponível em: <<https://wwwn.cdc.gov/TSP/MRLS/mrlsListing.aspx>>. Acesso em: 19 agosto 2014.

AYEJOTO, Daniel A.; EGBUERI, Johnbosco C. Human health risk assessment of nitrate and heavy metals in urban groundwater in Southeast Nigeria. **Ecological Frontiers**, v. 44, p. 60-72; 2024. DOI: 10.1016/j.chnaes.2023.06.008.

BELTRÃO, Mayara Carneiro; BARATIERI, Letícia Zanatta; TORT, Helena Oliveira; DIEHL, Fernando Luiz. *Mytella strigata* and *Mytella guyanensis* as an object of study: scientific and popular nomenclature review, morphological aspects and occurrence in Babitonga Bay-SC. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 2, p. 13256-13277, 2022. DOI: 10.34117/bjdv8n2-319.

BHUTIA, Trishala, NASNODKAR, Maheshwar R.; NAYAK, Ganapati N. Speciation of metals in sediments and their bioaccumulation by edible bivalves (*Cassostrea* spp. and *Polymesoda* spp.) in the aquatic bodies of Goa, west coast of India. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 16, p. 386, 2023. DOI: 10.1007/s12517-023-11488-w.

BIFANO, Reinaldo Brandi Abreu; MARCOLIN, Catarina da Rocha; CREPALDI, Maria Otávia Silva; QUINELATO, Raquel Viana; OKUMURA, Adriana Tiemi Ramos; SILVA, Allison Gonçalves da; BANDEIRA, Marcus Luciano Souza de Ferreira. Avaliação da Qualidade da Água em Microbacias Hidrográficas do Extremo Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 05, p. 2447-2461, 2020. DOI: 10.26848/rbgf.v13.5.p2447-2461.

BJERREGAARD, Poul; ANDERSEN, Christian BI; ANDERSEN, Ole. **Ecotoxicology of metals—sources, transport, and effects on the ecosystem**. In: Handbook on the Toxicology of Metals. Academic Press, 2022. p. 593-627, 2015. DOI: 10.1016/B978-0-444-59453-2.00021-4.

BOBORIA, Dickson; MAATA, Matakite; MANI, Francis, S. Metal pollution in sediments and bivalves in Marovo Lagoon, Solomon Islands. **Marine Pollution Bulletin**, n. 164, p. 112026, 2021. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112026.

BOEHS, Guisla; LUZ, Mariane dos Santos Aguiar; ANDRADE, Verena Rebeca Dias de. Molecular identification of cryptic species of oysters (GENUS *Crassostrea* SACCO, 1897) in the northeast atlantic coast of Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 45, 2019. DOI: 10.20950/1678-2305.2019.45.2.446

BORAH, Preetismita; KUMAR, Manish; DEVI, Pooja. Types of inorganic pollutants: metals/metalloids, acids, and organic forms. **Inorganic Pollutants in Water**. Elsevier, p. 17–31, 2020. DOI:10.1016/B978-0-12-818965-8.00002-0.

BRAGA, Mariana Araki; BRAUKOB, Kalina M.; VICENTINIC, Maiara; SALGADO, Lilian D.; ASSIS, Helena C. Silva de; DOLATTOD, Rafael Garrett; GRASSID, Marco T.; SANDRINI-NETO, Leonardo; LANA, Paulo C. Cytotoxicity and enzymatic biomarkers as early indicators of benthic responses to the soluble-fraction of diesel oil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 164, p. 21-31, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.07.084

BRANDELERO, Suzi Mari; MIQUELLUTI, David José; CAMPOS, Mari Lucia; DORS, Priscilla. Monitoramento de água e sedimento no Rio Palmeiras, Bacia Hidrográfica do Tubarão (SC), Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, p. 203-212, 2017. DOI: 10.1590/s1413-41522016159344.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 - Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021 - Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, 2021.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. **Diário Oficial da União** 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS). Abastecimento de água 2022. 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel/ab>>. Acesso em: 10 mar. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial da União**, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. Instrução Normativa nº 160, de 01 de julho de 2022. Estabelece os limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos. **Diário Oficial da União**, 06 julho 2022.

BRITO, Geysa Barreto; JÚNIOR, Jucelino Balbino da Silva; DIAS, Luise Carvalho; SANTOS, Adilson de Santana Santos; HADLICH, Gisele Mara; FERREIRA, Sérgio Luís Costa. Evaluation of the bioavailability of potentially toxic metals in surface sediments collected from a tropical river near an urban área. **Marine Pollution Bulletin**, n. 156, p. 111215, 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111215.

CAMILO, V.M.; SOUZA, J.D.; FREITAS, F.; MIRANDA, F.; CAMPIOLO, S.; BOEHS, G. Parasitism by Nematopsis sp. (Apicomplexa: Eugregarinida) in Mytella guyanensis at the Marine Extractive Reserve Baía do Iguape, Bahia, Brazil. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 55, n. 4, p. 1-10. 2019.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2002. Sediment quality index 1.0. Disponível em: <<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>>. Acesso em: 19 ago. 2024.

CERQUEIRA, Thais Carvalho; MENDONÇA, Roberta Lemos; GOMES, Ronaldo Lima; JESUS, Raildo Mota de; SILVA, Daniela Mariano Lopes da. Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, p. 65, 2020. DOI: 10.1007/s10661-019-8020-0.

CHRIST, Susete Wambier; FERREIRA-JR, Augusto Luiz; ABSHER, Theresinha Monteiro. Aspectos reprodutivos de Mexilhões (Bivalvia, Mollusca) no complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, p. 924-936, 2016. DOI: 10.20950/1678-2305.2016v42n4p924.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo | Apêndice D - Índices de Qualidade das Águas São Paulo: CETESB. 2016. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>>. Acesso em: 02 out. 2023.

CONNOR, Richard.; KONCAGÜL, Engin. UNESCO – WWAP (World Water Assessment Programme). "Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2023: parcerias e cooperação para a água; resumo executivo." Paris, 2023.

CONTI, Irio Luiz; SCHROEDER, Edni Oscar. **Convivência com o Semiárido Brasileiro: Autonomia e Protagonismo Social**. Fundação de Apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – FAURGS/ REDEgenteSAN / Instituto Brasileiro de Desenvolvimento e Sustentabilidade – IABS / Agência Espanhola de Cooperação Internacional para o Desenvolvimento – AECID / Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome - MDS / Editora IABS, 232 p., Brasília-DF, Brasil - 2013.

CORINGA, Josias do Espírito Santo; PEZZA, Leonardo; CORINGA, Elaine de Arruda Oliveira; WEBER, Oscarlina Lucia dos Santos. Distribuição geoquímica e biodisponibilidade de metais traço em sedimentos no Rio Bento Gomes, Poconé - MT, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 46, p. 161-174, 2016. DOI: 10.1590/1809-4392201502215.

COSTA, Vinicius Câmara; AMORIM, Fábio Alan Carqueija; BABOS, Diego Victor de; PEREIRA-FIHO, Edenir Rodrigues. Direct determination of Ca, K, Mg, Na, P, S, Fe and Zn in bivalve mollusks by wavelength dispersive X-ray fluorescence (WDXRF) and laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS). **Food Chemistry**, v. 273, p. 91-98, 2019. DOI: 10.1016/j.foodchem.2018.02.016.

CRUZ, Ana C. F.; PAULY, Guacira F. E.; ARAUJO, Giuliana S.; GUSSO-CHOUEIRI, Paloma; FONSECA, Tainá G.; CAMPOS, Bruno G.; SANTELLI, Ricardo E.; FREIRE, A. S.; BRAZ, Bernardo F.; BOSCO-SANTOS, Alice; LUIZ-SILVA, Wanilson; MACHADO, Wilson; ABESSA, Denis M. S. Metal Bioaccumulation by the Neotropical Clam *Anomalocardia flexuosa* to Estimate the Quality of Estuarine Sediments. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 107, p. 106-113, 2021. DOI: 10.1007/s00128-020-03062-x.

DALZOCHIO, Thaís; SIMÕES, Leonardo Airtton Ressel, DE SOUZA, Mateus Santos; RODRIGUES, Gabriela Zimmermann Prado; PETRY, Ismael Evandro; ANDRIGUETTI, Natália Bordin; SILVA, Gláucia Joselaine Herbert; GEHLEN, Günther; DA SILVA, Luciano Basso. Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the Ilha River, southern Brazil. **Chemosphere**, v. 189, p. 609-618, 2017. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.09.089.

DEBNATH, Abhijit; SINGH, Prabhat Kumar; SHARMA, Yogesh Chandra. Metallic contamination of global river sediments and latest developments for their remediation. **Journal of Environmental Management**, v. 298, p. 113378, 2021. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113378.

DONAHHER, Sarah E.; ESTES, Shanna L.; DUNN, Robert P.; GONZALES, Annelise K.; POWELL, Brian A.; MARTINEZ, Nicole E. Site- and species-specific metal concentrations, mobility, and bioavailability in sediment, flora, and fauna of a southeastern United States salt Marsh. **Science of The Total Environment**, v. 922, p. 171262, 2024, 10.1016/j.scitotenv.2024.171262.

DULEBA, Wânia; TEODORO, Andreia C. DEBENAY, Jean-Pierre; MARTINS, Maria Virgínia Alves GUBITOSO, Silas; PREGNOLATO, Leonardo Antônio; LERENA, Laura Misailidis PRADA, Silvio Miranda; BEVILACQUA, José Eduardo. Environmental impact of the largest petroleum terminal in SE Brazil: A multiproxy analysis based on sediment geochemistry and living benthic foraminífera. **Plos One**, v. 13, 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0191446.

EMAMI, Hassan; ABTAHI, Behrooz; SHOKRI, Mohammad Reza. Heavy metal bioaccumulation (Ni, V and Hg) in soft tissues of crustaceans, bivalves and gastropods: A case study on the Northern Persian Gulf. **Caspian Journal of Environmental Sciences**, v. 22, p. 255-265, 2024. DOI: 10.22124/CJES.2023.7212.

EUROPEAN UNION. Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in food and repealing Regulation (EC) No 1831/2003. **Official Journal of the European Union**, L 119, 5 May 2023.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome, 2022. DOI: <https://doi.org/10.4060/cc0461en>

FERREIRA, Sávio José Filgueiras; PINEL, Sebastien; RÍOS-VILLAMIZAR, Eduardo Antonio; MIRANDA, Sebastião Átila Fonseca; PASCOALOTO, Domitila; VITAL, Ana Rosa Tundis; MONTEIRO, Maria Terezinha Ferreira; SILVA, Maria do Socorro Rocha da; CUNHA, Thaís Rivera Brandão da; SANTOS, Almir Salgado dos; BENDER, Steffen. Impact of rapid urbanization on stream water quality in the Brazilian Amazon. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, p. 316, 2021. DOI: 10.1007/s12665-021-09621-7

GAO, Yongfei; QIAO, Yanlong; XU, Yushan; ZHU, Lin; FENG, Jianfeng. Assessment of the transfer of heavy metals in seawater, sediment, biota samples and determination the baseline tissue concentrations of metals in marine organisms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 28764-28776, 2021. DOI: 10.1007/s11356-021-12650-1.

GANTAYAT, Rakesh Roshan; VISWANATHAN, Prasanna Mohan; RAMASAMY, Nagarajan; SABARATHINAM, Chidambaram. Spatial and temporal variations of geochemical processes and toxicity of water, sediments, and suspended solids in Sibuti River Estuary, NW Borneo. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 92692-92719, 2023. DOI: 10.1007/s11356-023-28596-5.

GIRI, Subhasis. Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. **Environmental Pollution**, v. 271, p. 116332, 2021. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.116332.

GOMES, Cleidson Paiva; BEASLEY, Colin Robert; PEROTE, Suellen Maria Oliveira; FAVACHO, Aline Silva; SILVA, Lenita Sousa da; TAGLIARO, Claudia Helena; FERREIRA, Maria Auxiliadora Pantoja; ROCHA, Rossineide Martins. Quantitative evaluation of gametogenesis in the mangrove mussel *Mytella guyanensis*. **Ecotropica**, v. 16, p. 125-139, 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Valores extremos. Disponível em: <<https://tempo.inmet.gov.br/ValoresExtremos/PMAX>>. Acesso em 12 mar. 2024.

JIA, Yuyu; WANG, Lin; QU, Zhipeng; YANG, Zhaoguang. Distribution, contamination and accumulation of heavy metals in water, sediments, and freshwater shellfish from Liuyang River, Southern China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 7012-7020, 2018. DOI: 10.1007/s11356-017-1068-x.

JÚNIOR, Jucelino Balbino da Silva; ABREU, Ilene Matanó; OLIVEIRA, Daiane Aparecida Francisco de; HADLICH, Gisele Mara; BARBOSA, Ana Cecília Rizzatti de Albergaria. Combining geochemical and chemometric tools to assess the environmental impact of potentially toxic elements in surface sediment samples from an urban river. **Marine Pollution Bulletin**, v. 155, p. 111146, 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111146.

KUMAR, M Ratheesh, KRISHNAN, K Anoop; VIMEXEN, V. Effect of trace metal contamination in sediments on the bioaccumulation of bivalve *Meretrix meretrix*. **Marine Pollution**, v. 176, 2022. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.113422.

LAUT, Lazaro; RAPOSO, Débora; CLEMENTE, Iara; CORREIA, Fábio Veríssimo; PEREIRA, Egberto; VASCONCELOS, Sérgio Cadena de; BALLALAI, Pierre Belart; COUTO, Erminda da Conceição Guerreiro. Indicadores Geoquímicos e Biodisponibilidade de Elementos-traço em Sedimentos do Estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus - BA, Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 44, p. 1-24, 2021. DOI: 10.11137/1982-3908_2021_44_35952.

LEGAT, Angela Puchnick; LEGAT, Jefferson Francisco Alves; ROUTLEDGE, Eric Arthur Bastos; MANOS, Maria Geovania Lima; ROCHA, Hainnan Souza; SOUZA, Kadja Luana Almeida de. Instituições brasileiras atuantes em pesquisas, desenvolvimento e inovação na área de malacocultura. **Embrapa Tabuleiros Costeiros**, 36p., Aracaju, 2021.

LIMA, Dayvison Felismindo; DI BENEDITTO, Ana Paula Madeira; FRANCO, Roberto Weider de Assis. Bivalves como biomonitores ambientais: uma revisão de literatura. **Conjecturas**, v. 22, n. 2, p. 1142-1156, 2022. DOI: 10.53660/CONJ-817-F09.

LIMA, Leonardo da Silva; DELGADO, Jéssica de Freitas; VIEIRA, Khauê Silva; AMORIM, Renan Martins; FONSECA, Estefan Monteiro da; NETO, José Antônio Baptista. A systematic evaluation on the effects of metals and metalloids, present in sediments, on benthic macroinvertebrate communities in a subtropical estuary in Brazil - Paranaguá estuarine system. **Brazilian Journal of Development**, v. 9, n. 2, p. 6667-6698, 2023. DOI:10.34117/bjdv9n2-036.

LINK, Dirk D.; WALTER, Peter J.; KINGSTON, H. M. Development and validation of the new EPA microwave-assisted leach method 3051A. **Environmental Science & Technology**, v. 32, n. 22, p. 3628-3632, 1998.

LINK, Dirk D.; WALTER, Peter J.; KINGSTON, H. M. Wastewater standards and extraction chemistry in validation of microwave-assisted EPA method 3015A. **Environmental science & technology**, v. 33, n. 14, p. 2469-2473, 1999.

LIU, Songtao; YU, Furong; LANG, Tao; JI, Yuekun; FU, Yu; ZHANG, Jianuo; GE, Chang. Spatial distribution of heavy metal contaminants: The effects of water- sediment regulation in the Henan section of the Yellow River. **Science of the Total Environment journal**, v. 892, p. 164568, 2023. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164568.

LI, Wenye; ZHANG, Wenqiang; SHAN, Baoqing; SUN, Baoping; GUO, Xiaoping; LI, Zhenhan. Risk assessment of heavy metals in suspended particulate matter in a typical urban river. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 46649-46664, 2022. DOI: 10.1007/s11356-022-18966-w.

LOPES, Renato Pereira; RITTER, Matias do Nascimento; BARBOZA, Eduardo Guimarães; ROSA, Maria Luiza Corrêa da Câmara; DILLENBURG, Sergio Rebello; CARON, Felipe. The influence of coastal evolution on the paleobiogeography of the bivalve *Anomalocardia flexuosa* (Linné, 1767) along the southwestern Atlantic Ocean. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 113, p. 103662, 2022. DOI: 10.1016/j.jsames.2021.103662.

LOPES, Rodolf Gabriel Prazeres Silva; REGO, Ana Paula; GOMES, Sabrina Melo de Jesus; ANTONIO, Icaro G.; FREIRE, Thaís Brito; COIMBRA, Maria Raquel Moura. Effects of salinity on pre- and post-fertilization developmental events in the mangrove oyster

Crassostrea rhizophorae (GUILDING, 1828). **Theriogenology**, v. 218, p. 62-68, 2024. DOI: 10.1016/j.theriogenology.2024.01.033.

MA, Xiaoling; ZUO, Hang; LIU, Jingjun; LIU, Ying. Distribution, risk assessment, and statistical source identification of heavy metals in aqueous system from three adjacent regions of the Yellow River. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 8963-8975, 2016. DOI: 10.1007/s11356-016-6088-4.

MELLO, Karine de; TANIWAKI, Ricardo Hideo; PAULA, Felipe Rossetti de; VALENTE, Roberta Avena; RANDHIR, Timothy O.; MACEDO, Diego Rodrigues; LEAL, Cecília Gontijo; RODRIGUES, Carolina Bozetti; HUGHES, Robert M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110879.

MILAZZO, Alexandre Dacorso Daltro; VAN GESTEL, Cornelis A. M.; CRUZ, Manoel Jerônimo Moreira. Variação espaço-temporal das concentrações de metais em zonas estuarinas. **Geociências**, v. 39, n. 1, p. 153-169, 2020. DOI: 10.5016/geociencias.v39i1.13100.

MIRANDA, Lorena S.; AYOKO, Godwin, A.; EGODAWATTA, Prasanna; GOONETILLEKE, Ashantha. Adsorption-desorption behavior of heavy metals in aquatic environments: Influence of sediment, water and metal ionic Properties. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126743, 2022. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126743.

MOHAMMAD, Rafiqul Islam; BILKIS, Sultana; HOQUE, Tahsina Sharmin; UDDIN, Shihab; JAHIRUDDIN, Mohammad; RAHMAN, Mohammad Mazibur; SIDDIQUE, Abu Bakkar; HOSSAIN, Mohammad Anwar; MARFO, Theodore Danso; DANISH, Subhan; DATTA, Rahul. Mineralization of Farm Manures and Slurries under Aerobic and Anaerobic Conditions for Subseq. **Sustainability**, v. 13, p. 8605, 2021. DOI: 10.3390/su13158605.

MORAIS, Lucas Gonçalves; GUSSO-CHOUERI, Paloma Kachel; ABREU, Fiamma Eugênia Lemos; CASTRO, Ítalo Braga; ABESSA, Denis Moledo; CHOUERI, Rodrigo Brasil. Multilevel assessment of chlorothalonil sediment toxicity to Latin American estuarine biota: Effects on biomarkers, reproduction and survival in different benthic organisms. **Science of the Total Environment**, v. 872, p. 162215, 2023. DOI: /10.1016/j.scitotenv.2023.162215.

MOSALEM, Amal; REDWAN, Mostafa; MONEIM, Ahmed A. Abdel; RIZK, Shaymaa. Distribution, speciation, and assessment of heavy metals in sediments from Wadi Asal, Red Sea, Egypt. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, p. 215, 2024. DOI: 10.1007/s10661-024-12363-1.

MOTTOLA, Letícia Salua Maraschin; SCHORK, Gianfrancisco; PINO, Jotahi Rodrigues Ferreira; ROMERO, Renato de Mei; ARAUJO, Daniel de Magalhães. Conhecimento local e pesca de maçunim (*Anomalocardia flexuosa*) no sistema estuarino-lagunar do Roteiro, Alagoas – Brasil. **Gaia Scientia**, v. 14, p. 92-107, 2020. DOI: 10.22478/ufpb.1981-1268.2020v14n3.52220.

NARCHI, Walter. Comparative study of the functional morphology of *Anomalocardia brasiliensis* (Gmelin, 1791) and *Tivela mactroides* (Born, 1778) (Bivalvia: Veneridae). **Bulletin of Marine Science** v. 22, p. 643-670.

NEISI, Abdolkazem; FARHADI, Majid; CHERAGHIAN, Bahman; DARGAHI, Abdollah; AHMADI, Mehdi; TAKDASTAN, Afshin; ANGALI, Kambiz Ahmadi. Consumption of foods contaminated with heavy metals and their association with cardiovascular disease (CVD) using GAM software (cohort study). **Heliyon**, v. 10, p. e24517, 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e24517.

NEWMAN, Lua; BARBOSA, Ana Célia; LEITE, Analy Machado de Oliveira; SOUZA, Michael Douglas Peçanha de; Molisani, Mauricio Mussi. Caracterização química e microbiológica de moluscos bivalves coletados, cultivados e comercializados na costa do estado do Rio de Janeiro. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 54, p. 122-134, 2021. DOI: 10.32360/acmar.v54i1.40910.

NOBRE, Regina Lúcia Guimarães; CALIMAN, Adriano; CABRAL, Camila Rodrigues; ARAÚJO, Fernando de Carvalho; GUÉRIN, Joris; DANTAS, Fabíola da Costa Catombé; QUESADO, Letícia Barbosa; VENTICINQUE, Eduardo Martins; GUARIENTO, Rafael Dettogni; AMADO, André Megali; KELLY, Patrick; VANNI, Michael J; CARNEIRO, Luciana Silva, Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. **Science of the Total Environment**, v. 716, p. 137044, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137044.

OKBAH, Mohamed A.; ABDELHALIM, Ahmed M.; EL-REGAL, Mohamed A. Abu; SOLIMAN, Naglaa F.; NASSAR, Mohammed E. M. Metals in a northern Nile Delta lake: water, suspended particulates, sediments, and biota. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 33967-33977, 2018. DOI: 10.1007/s11356-018-3337-8.

OTCHERE, Fred A. A 50-year review on heavy metal pollution in the environment: Bivalves as bio-monitors. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, p. 220-227, 2019. DOI: 10.5897/AJEST2018.2597.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Declaração Universal dos Direitos Humanos, 10 dez. 1948. Disponível em: <<https://www.unicef.org>>. Acesso em: 03 out. 2023.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Declaração Universal dos Direitos Humanos. 18 set. 2020. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/91601-declara%C3%A7%C3%A3o-universal-dos-direitos-humanos>>. Acesso em: 02 out. 2023.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Declaração Universal dos Direitos da Água. 22 mar. 1992. Disponível em: <http://www.cecol.fsp.usp.br/dcms/uploads/arquivos/1483371864_ONU-Declara%C3%A7%C3%A3o%20Universal%20dos%20Direitos%20da%20%C3%81gua.pdf>. Acesso em: 10 out. 2023.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Resolução A/RES/64/292, 28 de julho, 2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). O Direito Humano à Água e Saneamento – A/RES/64/292. Water for Life Decade, p. 8, 2014.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE (OMS/WHO). Constituição da Organização Mundial de Saúde (OMS/WHO), 22 jul. 1946. USP. Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5733496/mod_resource/content/0/Constitui%C3%A7%C3%A3o%20da%20Organiza%C3%A7%C3%A3o%20Mundial%20da%20Sa%C3%BAde%20%28WHO%29%20-%201946%20-%20OMS.pdf>. Acesso em: 03 out. 2023.

OZBAY, Gulnihal; FAN, Chunlei; YANG, Zhiming. Relationship between Land Use and Water Quality and its Assessment Using Hyperspectral Remote Sensing in its Assessment Using Hyperspectral Remote Sensing in Mid-Atlantic Estuaries. **Water Quality**, cap. 9, 2017. DOI: 10.5772/66620.

PAN, Xiao-Dong; HAN, Jian-Long. Heavy metals accumulation in bivalve mollusks collected from coastal areas of southeast China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 189, p. 114808, 2023. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.114808.

PASSOS, Christian Ricardo Silva; LEMOS, Valfredo Azevedo. Uso do reagente 2-(5'-BROMO-2'-TIAZOLIAZO) P-Cresol na determinação de metais em amostras de água após extração no Ponto-Nuvem. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 80593-80629, 2020. DOI: 10.34117/bjdv6n10-469.

PEREIRA, Orlando Martins; HILBERATH, Roseli Célia; ANSARAH, Paula Rodrigues Alves Castanho; GALVÃO, Márcia Santos Nunes. Estimativa da produção de *Mytella falcata* e de *M. guyanensis* em bancos naturais do estuário de Ilha Comprida – SP – BRASIL. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 29, p. 139-149, 2003.

POURABADEHEI, Mehdi; MULLIGAN, Catherine N. Effect of the resuspension technique on distribution of the heavy metals in sediment and suspended particulate matter Mehdi. **Chemosphere**, v. 153, p. 58-67, 2016. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.026.

RODRÍGUEZ-ROMERO, Alexis Joseph; RICO-SÁNCHEZ, Axel Eduardo; MENDOZA-MARTÍNEZ, Erick; GÓMEZ-RUIZ, Andrea; SEDEÑO-DÍAZ, Jacinto Elías; LÓPEZ-LÓPEZ, Eugenia. Impact of Changes of Land Use on Water Quality, from Tropical Forest to Anthropogenic Occupation: A Multivariate Approach. **Water**, v. 10, p. 1518, 2018. DOI: 10.3390/w10111518.

RÜGNER, Hermann; SCHWIENTEK, Marc; MILAČIČ, Radmilla; ZULIANI, Tea; VIDMAR, Janja; PAUNOVIĆ, Momi; LASCHOU, Sofia; KALOGIANNI, Eleni; SKOULIKIDIS, Nikolaos T.; DIAMANTINI, Elena; MAJONE, Bruno; BELLIN, Alberto; CHIOGNA, Gabriele; MARTINEZ, Elena; ALDA, Miren López de; DÍAZ-CRUZ, M. Silvia; GRATHWOHL, Peter. Particle bound pollutants in rivers: Results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 645-652, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.027.

SAALIDONG, Benjamin M.; ARAM, Simon Appah; OTU, Samuel; LARTEY, Patrick Osei. Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. **Plos One**, v. 7, p. e0262117, 2022. DOI: 10.1371/journal.pone.0262117.

SADEGHI, Parvin; LOGHMANI, Mehran; YOUSUFB, Dar Jaffer; ABADI, Zahra Taghizadeh Rahmat. Ecological and human health risk assessment of trace element pollution in sediments and five important commercial fishes of the Oman Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, p. 112962, 2021. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112962.

SANDE, Denise; MELO, Tauá A.; OLIVEIRA, Gílvia Simone Andrade; BARRETO, Lidiane; TALBOT, Teddy; BOEHS, Guisla; ANDRIOLI, João Luciano. Prospecção de moluscos bivalves no estudo da poluição dos rios Cachoeira e Santana em Ilhéus, Bahia, Brasil. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 47, n. 3, p. 190-196, 2010.

SANTOS, G. B. M.; BOEHS, G. Chemical elements in sediments and in bivalve mollusks from estuarine regions in the south of Bahia State, northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, p. 1-10, 2023. DOI: 10.1590/1519-6984.249641.

SANTOS, Glaucia Batista Maciel; BOEHS, Guisla. Micronutrientes metálicos nos moluscos bivalves *Crassostrea rhizophorae* e *Mytella guyanensis*. **Acta Brasiliensis**, v. 5, p. 103, 2021. DOI: 10.22571/2526-4338536.

SANTOS, Glaucia Batista Maciel dos; FREITAS, Leonice Alves de; ZEIDAN, Gabriela Calvi. Elementos essenciais e não essenciais em tecidos de bivalves comercializados no sul da Bahia. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 17, p. e03633, 2023. DOI: 10.24857/rgsa.v17n5-023.

SANTOS, José Soares dos; SOUZA, Flávio Mendes de; SANTOS, Maria Lúcia de Pires dos. Distribuição de Zn, Pb, Ni, Cu, Mn e Fe nas frações do sedimento superficial do rio Cachoeira na região Sul da Bahia, Brasil. **Química Nova**, v. 36, o. 230-236, 2013. DOI: 10.1590/S0100-40422013000200005.

SENADO FEDERAL (Brasil). Carta de Direitos Humanos completa 70 anos em momento de incertezas. Senado Notícias. 2018. Disponível em: <<https://www12.senado.leg.br/noticias/infomaterias/2018/12/70-anos-da-declaracao-universal-dos-direitos-humanos#:~:text=Em%2010%20de%20dezembro%20de,mundiais%2C%20mas%20n%C3%A3o%20s%C3%B3%20isso.>>. Acesso em: 03 out. 2023.

SHAHI, Muhammad; SHAMSHAD, Saliha; RAFIQ, Marina; KHALID, Sana; BIBI, Irshad; NIAZI, Nabeel Khan; DUMAT, Camille; RASHID, Muhammad Imtiaz. Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review. **Chemosphere**, v. 178, p. 513-533, 2017. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.074.

SILVA, Raquel Gomes da.; SANTOS, Rosinette Machado; LIMA, Marcelo de Oliveira; MENDES, Lorena de Cássia dos Santos; MESQUITA, Karina Ferreira Castro; SANTOS, Maria de Lourdes Souza. Trace elements in oyster farming areas in the amazon. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 44, 2018. DOI: 10.20950/1678-2305.2018.44.4.366.

SHARMA, Rozi; VYMAZAL, Jan; MALAVIYA, Piyush. Application of floating treatment wetlands for stormwater runoff: A critical review of the recent developments with emphasis

on heavy metals and nutrient removal. **Science of the Total Environment Journal**, v. 777, p. 146044, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146044.

SHISHOV; Andrey; GERASIMOV, Artur; BULATOV, Andrey. Deep eutectic solvents based on carboxylic acids for metals separation from plant samples: Elemental analysis by ICP-OES. **Food Chemistry**, v. 366, p. 130634, 2022. DOI: 10.1016/j.foodchem.2021.130634.

SOUZA, Patricia Farias de; VIEIRA, Khaue Silva; LIMA, Leonardo da Silva; NETTO, Adriana Azevedo; DELGADO, Jessica de Freitas; CORRÊA, Thulio Righeti; NETO, José Antônio Baptista; GAYLARDE, Christine C. Gaylarde; FONSECA, Estefan Monteiro da. Comparing the concentrations of heavy metals on two bivalve species in Santos Bay, Brazil: Subsidies to understanding the assimilation dynamic of bivalve contaminants. **Water Environment Research**, v. 92, p. 3037-3048, 2021. DOI: 10.1002/wer.1655.

SUPREMO TRIBUNAL FEDERAL (Brasil). Agenda 2030. Disponível em: <<https://portal.stf.jus.br/hotsites/agenda-2030/#:~:text=A%20Agenda%202030%20da%20ONU,17%20objetivos%20de%20desenvolvimento%20sustent%C3%A1vel.>>>. Acesso em: 02 out. 2023.

TANAVIYUTPAKDEE, Pharrunrat; KARNPANIT, Weeraya. Exposure Assessment of Heavy Metals and Microplastic-like Particles from Consumption of Bivalves. **Foods**, v. 12, p. 3018, 2023. DOI: 10.3390/foods12163018.

-UL-HAQ, Iftikhar; AHMED, Ejaz; SHARIF, Ahsan; AHMED, Mahmood; AHMAD, Waqar. Optimization of ultrasound-assisted extraction of essential and non-essential/toxic trace metals in vegetables and their determination by FAAS and ICP-OES: An evaluation of human health risk. **Food Analytical Methods**, v. 14, n. 11, p. 2262-2275, 2021. DOI: 10.1007/s12161-021-02062-9.

UNICEF. Fundo das Nações Unidas para a Infância. Disponível em: <<https://www.unicef.org/brazil/comunicados-de-imprensa/uma-ameaca-tripla-de-criises-relacionadas-a-agua-esta-colocando-em-risco-a-vida-de-190-milhoes-de-criancas-e-adolescentes>>. Acesso em: 03 out. 2023.

UNITED NATIONS (UN). The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water. UNESCO, Paris, 2023. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/20008OZV.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1991%20Thru%201994&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C91THRU94%5CTXT%5C00000008%5C20008OZV.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=20&ZyEntry=1&slide#>>>. Acesso em: 03 ago. 2024.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests. ASi Corp., Newport, OR (United States)

VAMMEN, Katherine; VAUX, Henry; MOLINA, Adriana de la Cruz. Water Quality in the Americas Risks and Opportunities. Interamerican Network of Academies of Sciences: Ciudad de México, Mexico, p. 12-18, 2019.

VIET, Tran Tuan; KHANH, Nguyen Duy; BAO, Nguyen Phu; SANG, Nguyen Nhu; TUC, Dinh Quoc; DAN, Nguyen Phuoc; STRADY, Emilie; HAN, Seunghee. Distribution of heavy metals in surface water, suspended particulate matter, sediment and clam (*Meretrix lyrata*) from downstream of saigon-do g nai river, Vietnam. **Vietnam Journal of Science and Technology**, v. 54, p. 207, 2016. DOI: 10.15625/2525-2518/54/2A/11932.

World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda. Geneva: World Health Organization; 2022. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

WU, Yingjun; LI, Guiying; AN, Taicheng. Toxic Metals in Particulate Matter and Health Risks in an E-Waste Dismantling Park and Its Surrounding Areas: Analysis of Three PM Size Groups. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, 2022. DOI: 10.3390/ijerph192215383.

YADAV, Shweta; BABEL, Mukand S.; SHRESTHA, Sangam; DEB, Proloy. Land use impact on the water quality of large tropical river: Mun River Basin, Thailand. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 614, 2019. DOI: 10.1007/s10661-019-7779-3.

YAM, Rita S. W.; FAN, Yen-Tzu; TAN, Zhehan; WANG, Tzu-Dan; CHIU, Chiu-Yu. Assessing Impacts of Metallic Contamination along the Tidal Gradient of a Riverine Mangrove: Multi-Metal Bioaccumulation and Biomagnification of Filter-Feeding Bivalves. **Forests**, v. 1, 2020. DOI: doi:10.3390/f11050504.

ZHANG, Jibiao; ZHOU, Fengxia CHEN, Chunliang; SUN, Xingli; SHI, Yuzhen; Zhao, Hui; CHEN, Fajin. Spatial distribution and correlation characteristics of heavy metals in the seawater, suspended particulate matter and sediments in Zhanjiang Bay, China. **PLoS ONE**, v. 13, 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0201414.

ZHANG, Zhihao; XIAO, Changlai; ADEYEYE, Oluwafemi; YANG, Weifei; LIANG, Xiujian. Source and Mobilization Mechanism of Iron, Manganese and Arsenic in Groundwater of Shuangliao City, Northeast China. **Water**, v. 12, 2020. DOI: 10.3390/w12020534.

ZULFIQAR, Usman; HAIDER, Fasih Ullah; AHMAD, Muhammad; HUSSAIN, Saddam; MAQSOOD, Muhammad Faisal; ISHFAQ, Muhammad; SHAHZAD, Babar; WAQAS, Muhammad Mohsin; ALI, Basharat; TAYYAB, Muhammad Noaman; AHMAD, Syed Amjad; KHAN, Ilyas; ELDIN, Sayed M. Chromium toxicity, speciation, and remediation strategies in soil-plant interface: A critical review. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 1081624, 2023. DOI: 10.3389/fpls.2022.1081624.

APÊNDICES

Apêndice A

Tabela 11 - Valores médios de sólidos suspensos em amostras de água coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia

Amostra	Sólidos suspensos $\pm$ IC (mg L⁻¹)	Desvio Padrão
M1	23,2 $\pm$ 6,0	2,4
M2	6,98 $\pm$ 0,2	0,02
M3	2,74 $\pm$ 2,8	1,1
B1	39,8 $\pm$ 4,5	1,8
B2	35,4 $\pm$ 9,7	3,9
V1	22,9 $\pm$ 4,5	1,8
V2	6,75 $\pm$ 0,6	0,1
Sa	21,2 $\pm$ 0,6	0,1
P1	8,17 $\pm$ 3,3	1,3
P2	2,17 $\pm$ 0,0	0
P3	0,6 $\pm$ 0,0	0

Legenda: IC: intervalo de confiança.

Apêndice B

Tabela 12 - Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg L⁻¹ nas amostras de água coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia

Amostras	Elementos químicos											
	Ca	Mn	Fe	Mg	Zn	P	S	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
P1	19±1,1	<LQ	0,082±0,03	10,4 ± 0,31	<LQ	0,018±0,002	5,8±0,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P2	8,7±0,3	<LQ	<LQ	7,2±0,43	0,39±0,14	<LQ	1,1±0,1	<LQ	0,004±0,004	<LQ	<LQ	<LQ
P3	17,2±1,3	0,143±0,005*	<LQ	7,7±0,05	0,71±0,41	<LQ	2,3±0,3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
M1	1,1±0,2	0,010±0,0003	1,74±0,07**	0,7±0,11	0,40±0,06**	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
M2	3,1±0,6	0,014±0,002	0,194±0,08	1,6±0,18	0,19±0,02**	<LQ	0,98±0,01	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
M3	2,4±3,6	0,004±0,001	0,267±0,03	1,0±0,02	0,33±0,22**	<LQ	0,89±0,05	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
B1	11,3±1,4	0,043±0,002	0,491±0,06**	6,6±0,11	0,17±0,01**	0,038±0,005**	8,1±0,34	<LQ	0,008±0,004	<LQ	<LQ	<LQ
B2	11,1±4,6	0,041±0,007	0,578±0,06**	6,3±0,53	0,21±0,04**	0,038±0,005**	7,8±0,83	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
V1	13,3±1,2	0,047±0,004	0,529±0,11**	7,6±0,14	0,31±0,02**	0,054±0,007**	8,6±0,58	<LQ	0,019±0,003	<LQ	<LQ	<LQ
V2	11,8±1,8	0,094±0,004	0,617±0,12**	7,2±0,23	0,20±0,02**	0,051±0,001**	8,60±0,30	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sa	18,5±2,1	0,067±0,001	0,406±0,04**	9,9±0,30	0,19±0,02**	0,045±0,004**	14,0±0,63	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
GM/MS nº 888/2021	-	0,1	0,3	-	5,0	-	-	0,003	0,05	2,0	0,07	0,01
CONAMA nº 357/2005	-	0,1	0,3	-	0,18 ^{doc} 0,12 ^{sal}	≤0,030 ^{doc} 0,18 ^{sal}	-	0,001 ^{doc} 0,04 ^{sal}	0,05 ^{doc} 1,1 ^{sal}	0,009 ^{doc} 0,0078 ^{sal}	0,025 ^{doc} 0,074 ^{sal}	0,01 ^{doc} 0,210 ^{sal}

Legenda: LQ: Limite de quantificação (Ca: 0,839; Mn: 0,003; Fe: 0,073; Mg: 0,253; P: 0,008; S: 0,546; Zn: 0,149; Cd: 0,011; Cr: 0,003; Cu: 0,007; Ni: 0,005; Pb: 0,020); *valores acima da Portaria nº 888/2021; **valores acima da resolução CONAMA nº 357/2005; doc: água doce; sal: água salobra.

Apêndice C

Tabela 13 - Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg kg⁻¹ de peso seco nas amostras de material suspenso coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia

Elementos químicos													
Amostras	Ca	K	Mn	Fe	Mg	Zn	P	S	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
P1	12325	1627,4	1670,7	44490	8008,2	<LQ	726,6	<LQ	<LQ	264,9	<LQ	<LQ	<LQ
P2	<LQ	<LQ	<LQ	2783,4	4847,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P3	49742	<LQ	<LQ	288410	23713	<LQ	6637,8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
M1	7353,2	<LQ	<LQ	123090	1710,8	<LQ	141,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
M2	3243,2	<LQ	<LQ	86710	<LQ	<LQ	225,3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
M3	<LQ	<LQ	<LQ	53470	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
B1	12670	2809,3	2563,5	64297	4923,6	<LQ	1367,5	1894,6	<LQ	<LQ	0,047	<LQ	<LQ
B2	11131	3233,1	2688,1	64612	5216,2	<LQ	1526,5	2486,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
V1	21224	3419,9	3252,4	48279	5337,1	<LQ	1389,1	1837,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
V2	30971	8128,3	5250,8	117140	13291	<LQ	3950,0	4893,4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sa	21818	4444,3	5113,6	78814	9586,9	<LQ	2158,2	3858,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
CCME (2024)	-	-	-	-	-	123/315 ^{doc}	-	-	0,6/3,5 ^{doc}	37,3/90,0 ^{doc}	35,7/197 ^{doc}	-	35/91,3 ^{doc}
TEL/PEL	-	-	-	-	-	124/271 ^{sal}	-	-	0,7/4,2 ^{sal}	52,3/160 ^{sal}	18,7/108 ^{sal}	-	30,2/112 ^{sal}
CONAMA 454/2012	-	-	-	-	-	150-410 ^{sal}	-	-	0,6/3,1 ^{doc}	37,3/90 ^{doc}	35,7/197 ^{doc}	18,0/35,9 ^{doc}	35/91,3 ^{doc}
TEL/PEL	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2/7,2 ^{sal}	81/370 ^{sal}	34/270 ^{sal}	20,9/51,6 ^{sal}	46,7/218 ^{sal}
US NOAA (1995)	-	-	-	-	-	150-410	-	-	1,2/9,6	81/370	34/270	20,9/51,6	46,7/218
ERL/ERM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Legenda: LQ: Limite de quantificação (Ca: 0,079; K: 0,11; Mn: 0,017; Fe: 0,16; Mg: 0,12; P: 0,009; S: 0,19; Zn: 0,28; Cd: 0,0007; Cr: 0,018; Cu: 0,005; Ni: 0,010; Pb: 0,054); ERL (valor de referência inferior); ERM (valor de referência superior); TEL (nível de efeito limite); PEL (nível de efeito provável); doc: água doce; sal: água salobra/salina.

Apêndice D

Tabela 14 – Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg kg^{-1} de peso seco nas amostras de sedimento coletadas no Rio Cachoeira e em fontes de água, Ilhéus-Bahia

Amostras	Elementos químicos												
	Ca	K	Mn	Fe	Mg	Zn	P	S	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
M1	<LQ	<LQ	28,7	5389,3	<LQ	11,0	777,7	<LQ	<LQ	18,5	2,0	1,0	1,3
M2	<LQ	<LQ	60,65	3230,7	566,1	17,0	735,1	<LQ	<LQ	17,2	7,3	2,0	3,2
B1	3316,0	326,9	138,5	2782,0	1339,4	56,6	1451,9	442,4	<LQ	15,8	15,8	5,6	6,4
B2	3406,7	834,7	509,0	7410,8	2985,8	63,7	2976,5	3668,0	0,145	28,9	16,7	11,5	13,4
V1	<LQ	155,4	100,8	2038,6	652,7	14,4	832,7	<LQ	0,163	9,9	6,2	2,2	3,1
Sa	<LQ	<LQ	144,3	1669,0	547,0	26,7	987,3	<LQ	<LQ	12,3	5,1	3,2	4,1
CCME (2024)						123/315 ^{doc}			0,6/3,5 ^{doc}	37,3/90,0 ^{doc}	35,7/197 ^{doc}		35/91,3 ^{doc}
TEL/PEL	-	-	-	-	-	124/271 ^{sal}	-	-	0,7/4,2 ^{sal}	52,3/160 ^{sal}	18,7/108 ^{sal}	-	30,2/112 ^{sal}
CONAMA 454/2012						150-410 ^{sal}	-	-	0,6/3,1 ^{doc}	37,3/90 ^{doc}	35,7/197 ^{doc}	18,0/35,9 ^{doc}	35/91,3 ^{doc}
TEL/PEL	-	-	-	-	-				1,2/7,2 ^{sal}	81/370 ^{sal}	34/270 ^{sal}	20,9/51,6 ^{sal}	46,7/218 ^{sal}
US NOAA (1995)						150-410	-	-	1,2/9,6	81/370	34/270	20,9/51,6	46,7/218
ERL/ERM	-	-	-	-	-								

Legenda: LQ: Limite de quantificação (Ca: 1,22; K: 0,024; Mn: 0,015; Fe: 0,002; Mg: 0,086; P: 0,32; S: 0,546; Zn: 0,045; Cd: 0,005; Cr: 0,005; Cu: 0,009; Ni: 0,009; Pb: 0,013); ERL (valor de referência inferior); ERM (valor de referência superior); TEL (nível de efeito limite); PEL (nível de efeito provável); doc: água doce; sal: água salobra/salina.

Apêndice E

Tabela 15 - Concentração média de metais, fósforo e enxofre expressos em mg kg⁻¹ de peso seco nas amostras de bivalves coletadas no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia

Amostras	Elementos químicos											
	K	Mn	Fe	Mg	Zn	P	S	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
C1	1421,1	16055,9	395,9	1529,2	242,3	41,8	3,3	<LQ	6,6	17,5*	0,4	<LQ
C2	1184,9	7358,6	185,5	1082,8	1747,6	14,7	5,1	<LQ	1,2	13,6*	0,5	<LQ
S1	2153,0	196,5	342,9	1298,0	208,0	13,0	5,8	<LQ	1,5	10,8*	0,6	<LQ
S2	1674,0	179,3	533,9	1494,3	93,6	17,9	5,2	<LQ	2,1	18,3*	1,6	<LQ
S3	988,4	332,9	902,4	1596,8	109,4	14,0	5,1	<LQ	4,4	22,3*	3,0	<LQ
S4	5140,5	267,3	713,3	5129,2	77,2	12,8	7,4	<LQ	1,9	9,0*	1,6	<LQ
IN 160/2022	-	-	-	-	-	-	-	2,00	-	-	-	1,50
ATSDR - MRLs	-	-	-	-	0,3	-	-	0,0001 ^{cro} /0,0005 ^{int}	-	0,02 ^{ag}	-	-

Legenda: LQ: Limite de quantificação (K: 0,13; Mn: 0,005; Fe: 0,003; Mg: 0,060; P: 0,057; S: 0,22; Zn: 0,72; Cd: 0,001; Cr: 0,003; Cu: 0,005; Ni: 0,005; Pb: 0,062); *valores acima da ATSDR; MRLs: Minimal Risk Levels; ^{cro}: crônico; ^{int}: intermediário; ^{ag}: agudo.

Tabela 16 – Comparação de faixa de concentração de metais, fósforo e enxofre em diferentes compartimentos ambientais

(Conclusão)

Ref.		Viet et al., 2016				Pourabadehei; Mulligan, 2016				Ma et al., 2016			
Local		Rio Saigon-Dong Nai - Vietnã				Porto, província de Quebec - Canadá				Rio Amarelo - China			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Elementos Químicos	Ca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Fe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zn	50,8–336	0,12-0,43	48,5– 503	98,7–315 ^{ML}	158,2–378,9	-	110,2–563,2	-	72,5–10700	0,00019-0,0018	57,9- 114,4	-
	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Legenda: *Variação entre jusante e montante; ^S: período seco; ^C: período chuvoso; ^{AF}: Anomalocardia flexuosa; ^{CR}: Crassostrea rhizophorae; ^{CG}: Crassostrea gasar; ^{MG}: Mytella guyanensis; ^{ML}: Meretrix Lyrata.

Apêndice G

Tabela 17 – Comparação de faixa de concentração de metais potencialmente tóxicos em diferentes compartimentos ambientais

(Continua)

Ref.		Presente estudo											
Local		Rio Cachoeira – Ilhéus, BA				Poços – Ilhéus, BA				Maria Jape – Ilhéus, BA			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Metais	Cd	<LQ	<LQ	<LQ-0,16	<LQ	<LQ	<LQ	-	-	<LQ	<LQ	<LQ	-
	Cr	<LQ	<LQ-0,019	9,9-28,9	1,2-6,6 ^{AF} 1,5-4,4 ^{MG}	<LQ-<264,9	<LQ-0,004	-	-	<LQ	<LQ	17,2-18,5	-
	Cu	<LQ-0,047	<LQ	5,1-16,7	13,6-17,5 ^{AF} 9,0-22,3 ^{MG}	<LQ	<LQ	-	-	<LQ	<LQ	2,0-7,3	-
	Ni	<LQ	<LQ	2,2-11,5	0,4-0,5 ^{AF} 0,6-3,0 ^{MG}	<LQ	<LQ	-	-	<LQ	<LQ	1,0-2,0	-
	Pb	<LQ	<LQ	3,1-13,4	<LQ	<LQ	<LQ	-	-	<LQ	<LQ	1,3-3,2	-
Ref.		Santos & Boehs, 2023											
Local		Ilhéus - Bahia				Valença - Bahia				Taperoá - Bahia			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Metais	Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Cr	-	-	37,22	3,05 ^{CR} 5,08 ^{MG}	-	-	56,41	3,20 ^{CR} 4,55 ^{MG}	-	-	63,54	3,46 ^{CR} 4,55 ^{MG}
	Cu	-	-	9,91	23,6 ^{CR} 14,6 ^{MG}	-	-	4,68	17,39 ^{CR} 9,93 ^{MG}	-	-	5,88	14,7 ^{CR} 11,14 ^{MG}
	Ni	-	-	12,06	3,83 ^{MG}	-	-	14,76	1,92 ^{MG}	-	-	16,6	3,86 ^{MG}
	Pb	-	-	7,9	-	-	-	6,97	-	-	-	7,53	-
Ref.		Santos & Boehs, 2023											
Local		Belmonte - Bahia				Santa Cruz - Bahia							
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)				
Metais	Cd	-	-	-	-	-	-	-	-				
	Cr	-	-	40,8	3,37 ^{CR} 4,32 ^{MG}	-	-	-	3,33 ^{CG}				
	Cu	-	-	11,36	37,2 ^{CR} 18,19 ^{MG}	-	-	-	160,2 ^{CG}				
	Ni	-	-	16,2	2,71 ^{MG}	-	-	-	-				
	Pb	-	-	9,42	-	-	-	-	596,33 ^{CG}				

Tabela 17 – Comparação de faixa de concentração de metais potencialmente tóxicos em diferentes compartimentos ambientais

(Continuação)

Ref.		Gantayat et al., 2023				Liu et al., 2023				Ali et al., 2022			
Local		Estuário do Rio Sibuti - Malásia				Seção Henan do Rio Amarelo - China				Rio Bhairab, Bangladesh			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Metais	Cd	4,7-12,75 ^C 3,55-6,15 ^S	0,016-0,077 ^C < LD-0,025 ^S	0,99-1,74 ^C 0,96-1,53 ^S	-	-	2 x 10 ⁻⁵ - 0,00075	8 x 10 ⁻⁵ - 0,094*	-	-	0,00105-0,0029 ^C 0,00075-0,0016 ^S	1,08-3,1 ^C 0,89-2,53 ^S	-
	Cr	-	0,007-0,541 ^C < LD-0,424 ^S	29,7- 113,8 ^C 99,3- 113,3 ^S	-	-	0,00011 - 0,0044	0,016 - 0,17*	-	-	0,027-0,046 ^C 0,021-0,034 ^S	28,57-51,27 ^C 21,07-36,12 ^S	-
	Cu	752,3- 1545 ^C 187,6- 854,2 ^S	< LD-0,386 ^C 0,178-0,556 ^S	76,8- 3901,3 ^C 134- 952,9 ^S	-	-	0,00034 - 0,0066	0,0061 - 0,075*	-	-	-	-	-
	Ni	-	-	-	-	-	0,00020 - 0,0021	0,0083 - 0,033*	-	-	-	-	-
	Pb	-	< LD ^C < LD-0,097 ^S	< LD- 11,4 ^C < LD-0,2 ^S	-	-	-	-	-	-	0,021-0,037 ^C 0,014-0,025 ^S	21,31-39,61 ^C 16,23-28,12 ^S	-
Ref.		Gao et al., 2021				Cruz et al., 2021				Milazzo; Van Gestel; Cruz, 2020			
Local		Baía de Bohai - China				Complexo estuarino Cananeia-Iguape (CIP) – São Paulo, Brasil				Baía de Todos os Santos - Bahia			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Metais	Cd	-	0,00014-0,00085	0,37-0,45	1,7 x 10 ⁻⁵ -0,00054	-	-	0,01-0,28	0,82-1,46 ^{AF}	-	-	-	-
	Cr	-	-	-	-	-	-	0,34-11,21	0,01-0,02 ^{AF}	-	-	-	-
	Cu	-	0,00103-0,0072	20,2-32,8	0,017-1,6	-	-	0,39-9,13	0,16-0,24 ^{AF}	-	0,0015 - 0,0016	144 - 145	37,6 - 39,0 ^{CR}
	Ni	-	-	-	-	-	-	0,01-0,66	0,12-0,17 ^{AF}	-	0,0011 - 0,0012	56,3 - 59,2	0,99 - 0,99 ^{CR}
	Pb	-	0,00051-0,0038	38,4-104	0,040-0,14	-	-	0,86-51,63	0,01-0,02 ^{AF}	-	-	-	-

Tabela 17 – Comparação de faixa de concentração de metais potencialmente tóxicos em diferentes compartimentos ambientais

(Continuação)

Ref.		Li et al., 2020				Pereira et al., 2020				Rügner et al., 2019			
Local		Rio Changjiang - China				Estuário do Rio Mamanguape – Paraíba, Brasil				Rio Globaqua - Sava (Eslovênia, Sérvia) / Adige (Itália) / Evrotas (Grécia)			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Metais	Cd	-	0,00089- 0,0012	0,33-0,89	-	-	-	0,01-0,11 ^C 0,01-0,08 ^S	0,07-0,12 ^{AF}	-	-	-	-
	Cr	-	-	-	-	-	-	9-51 ^C 18-513 ^S	17-34 ^{AF}	5-231 / < LD-203 / < LD	-	34-287 / 122-154 / < LD	-
	Cu	-	0,0023- 0,0045	13,94- 37,00	-	-	-	-	-	17-52 / < LD-58 / < LD	-	14-87 / 27-40 / < LD	-
	Ni	-	0,00085- 0,0014	26,11- 33,95	-	-	-	1,3-18,5 ^C 5,2-33,8 ^S	7,6-15,7 ^{AF}	34-210 / < LD – 154 / < LD	-	18-237 / 52-93 / < LD	-
	Pb	-	0,0020- 0,015	16,89- 41,96	-	-	-	1,7-22,3 ^S	0,7-0,9 ^{AF}	24-123 / < LD-32 / < LD	-	26-68 / 12-32 / < LD	-
Ref.		Jia et al., 2018				Zhang et al., 2018				Okbah et al., 2018			
Local		Rio Liuyang - sul da China				Baía de Zhanjiang - China				Lago Edku - Egito			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Metais	Cd	-	2 x 10 ⁻⁵ - 0,00019	0,31-2,12	-	11,96- 39,54 ^C 21,06- 56,70 ^S	0,00012-0,0003 ^C 4 x 10 ⁻⁵ -0,00014 ^S	0,12-0,20 ^C 0,07-0,35 ^S	-	0,0066- 0,036	0,00082- 0,00155	-	-
	Cr	-	0,00024- 0,00142	27,38- 47,78	-	73,31- 281,4 ^C 92,30- 256,2 ^S	0,0018-0,0033 ^C 0,0015-0,0042 ^S	38,72-88,34 ^C 32,4-73,9 ^S	-	0,027-0,073	0,0043- 0,0067	-	-
	Cu	-	0,0007- 0,0074	24,86- 96,65	-	15,60- 47,17 ^C 41,06- 153,3 ^S	0,0035-0,0070 ^C 0,0033-0,0052 ^S	8,50-30,06 ^C 13,7-45,0 ^S	-	0,037-0,065	0,0007- 0,0020	-	-
	Ni	-	0,00024- 0,00179	13,57- 21,44	-	58,96- 188,7 ^C 42,95- 150,6 ^S	0,00094-0,0027 ^C 0,00046-0,0015 ^S	17,28-26,12 ^C 11,0-35,5 ^S	-	0,123-0,464	0,0018- 0,0042	-	-
	Pb	-	0,00014- 0,004	24,71- 58,16	-	-	5 x 10 ⁻⁵ -0,00075 ^C 9 x 10 ⁻⁵ -0,00051 ^S	27,61-58,18 ^C 11,1-31,1 ^S	-	-	-	-	-

Tabela 17 – Comparação de faixa de concentração de metais potencialmente tóxicos em diferentes compartimentos ambientais

(Conclusão)													
Ref.		Viet et al., 2016				Pourabadehei; Mulligan, 2016				Ma et al., 2016			
Local		Rio Saigon-Dong Nai - Vietnã				Porto, província de Quebec - Canadá				Rio Amarelo - China			
Comp.		MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)	MS (mg kg ⁻¹)	AG (mg L ⁻¹)	SD (mg kg ⁻¹)	BV (mg kg ⁻¹)
Metais	Cd	0,01-9,57	< LD-0,021	0,05-2,75	0,04-1,17 ^{ML}	0,6-1,0	-	0,3-1,1	-	0,00023-0,00109	< LD-0,00011	7 x 10 ⁻⁵ -0,00043	-
	Cr	0,47-10,01	0,001-0,112	0,72-13,03	0,10-0,45 ^{ML}	67,5-78,6	-	23,9-78,6	-	0,0645-0,0849	0,0748-0,0947	0,0431-0,0851	-
	Cu	10,81-243,2	0,002-0,122	11,16-102,56	11,2-49,5 ^{ML}	78,9-208,2	-	28,6-219,1	-	0,0254-0,0422	0,00068-0,00279	0,022-0,0576	-
	Ni	-	-	-	-	38,3-59,7	-	13,9-64,0	-	-	-	-	-
	Pb	0,13-4,10	0,001-0,067	0,43-3,7	0,08-0,79 ^{ML}	15,2-118,6	-	31,6-133,7	-	0,0208-0,0317	< LD-0,00082	0,0151-0,0504	-

Legenda: *Variação entre jusante e montante; ^S: período seco; ^C: período chuvoso; ^{AF}: Anomalocardia flexuosa; ^{CR}: Crassostrea rhizophorae; ^{CG}: Crassostrea gasar; ^{MG}: Mytella guyanensis; ^{ML}: Meretrix Lyrata.

Apêndice H

Tabela 18 - Comparação entre os pontos de coleta no Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia dos valores dos fatores de acumulação de biota-sedimento (BSAF) de bivalves e fatores de bioconcentração (BCF) em material suspenso e água.

Amostras de Sedimentos	K	Mn	Fe	Mg	P	S	Zn	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
B1^{MG}	3,0	2,4	0,3	1,2	103,9	0,01	0,001	-	0,3	1,4	0,5	0,0
B2^{MG}	2,0	0,4	0,1	0,5	166,2	0,001	1,5	0,0	0,07	1,1	0,1	0,0
V1^{MG}	13,9	1,9	0,2	2,0	64,2	-	14,5	0,0	0,2	1,7	0,3	0,0
S^{AF}	-	51,0	0,1	2,0	67,0	-	65,5	-	0,1	2,6	0,1	0,0
Amostras de M. suspenso	K	Mn	Fe	Mg	P	S	Zn	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
B1^{MG}	0,4	0,1	0,01	0,32	0,010	0,0027	-	-	-	474,9	-	-
B2^{MG}	0,5	0,07	0,008	0,29	0,012	0,0021	-	-	-	-	-	-
V1^{MG}	0,6	0,06	0,007	0,2	0,009	0,0032	-	-	-	-	-	-
Sa^{AF}	0,3	1,4	0,002	0,1	0,007	0,001	-	-	-	-	-	-
Amostras de Água	K	Mn	Fe	Mg	P	S	Zn	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
B1^{MG}	-	4159,3	1087,4	227,1	471,2	0,6	550,7	-	-	-	-	-
B2^{MG}	-	8120,1	1561,3	253,5	367,7	0,6	528,6	-	-	-	-	-
V1^{MG}	-	4180,7	648,3	170,8	240,1	0,7	681,9	-	-	-	-	-
Sa^{AF}	-	109829,9	456,9	109,4	327,7	0,4	9446,4	-	-	-	-	-

Legenda: ^{AF}: Anomalocardia flexuosa; ^{MG}: Mytella guyanensis.