



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

MATEUS AUGUSTO DE CARVALHO SANTANA

**QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS EM CANAIS URBANOS NA CIDADE DE
BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

BELÉM – PARÁ
2025

MATEUS AUGUSTO DE CARVALHO SANTANA

**QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS EM CANAIS URBANOS NA CIDADE DE
BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

**Dissertação apresentada à Universidade Federal
Rural da Amazônia como parte das exigências do
Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando
a obtenção do título de mestre.**

Área de concentração: Agronomia.

Orientador: Antonio Rodrigues Fernandes.

Coorientador: Wendel Valter da Silveira Pereira.

BELÉM – PARÁ

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S231q Santana, Mateus Augusto de Carvalho
QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS EM CANAIS URBANOS NA CIDADE DE BELÉM,
AMAZÔNIA ORIENTAL / Mateus Augusto de Carvalho Santana. - 2025.
53 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Agronomia(PPGA), Campus Universitário
de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2025.
Orientador: Prof. Dr. Antonio Rodrigues Fernandes
Coorientador: Prof. Dr. Wendel Valter da Silveira Pereira.
1. Contaminação ambiental. 2. elementos potencialmente tóxicos. 3. metais pesados. 4. riscos ecológicos.
5. riscos ambientais. I. Rodrigues Fernandes, Antonio , *orient.* II. Título
-

CDD 546.22

MATEUS AUGUSTO DE CARVALHO SANTANA

**QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS EM CANAIS URBANOS NA CIDADE DE
BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada a Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando a obtenção do título de mestre.

Aprovado em 27 de fevereiro de 2025

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **ANTONIO RODRIGUES FERNANDES**
Data: 29/03/2025 07:05:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Antonio Rodrigues Fernandes
Orientador
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA

Documento assinado digitalmente
 **GERSON MOREIRA BARROS**
Data: 28/03/2025 11:10:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Gerson Moreira Barros
1º Examinador
Instituto Federal do Pará – IFPA

Documento assinado digitalmente
 **SILVIO JUNIO RAMOS**
Data: 27/03/2025 11:10:56-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Silvio Junio Ramos
2º Examinador
Instituto Tecnológico Vale – Desenvolvimento Sustentável – ITV – DS

Documento assinado digitalmente
 **MARCIO SOUSA DA SILVA**
Data: 28/03/2025 12:44:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Marcio Sousa da Silva
3º Examinador
Instituto Tecnológico Vale – Desenvolvimento Sustentável – ITV – DS

Agradeço de coração aos meus pais, Cilene Santana e José Santana, pelo amor incondicional e pela disciplina que moldaram minha formação pessoal, sempre me apoiando na busca pelos meus objetivos.

Ao meu irmão Tiago Santana, pela amizade e companheirismo que tornaram minha jornada ainda mais especial.

À minha companheira, Ana Beatriz, pelo amor e carinho que iluminam meus dias.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por me dar forças para viver e por me mostrar os caminhos da vida, sempre ajudando a alcançar meus objetivos e proporcionando meu crescimento profissional e pessoal.

À Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (PGAGRO), à secretária do programa e a todo o corpo docente, meus agradecimentos pelas oportunidades de crescimento, pelas experiências marcantes, conquistas e valiosos aprendizados ao longo do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos e pelo suporte financeiro, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo auxílio financeiro ao projeto de pesquisa vinculado a este trabalho.

Ao Instituto Tecnológico Vale (ITV), pelo suporte que foi crucial para a análise das amostras, onde parte dos resultados deste estudo foram alcançados.

À todos os membros do Laboratório de Elementos Traço no Ambiente (LETAM), especialmente às estagiárias do curso de Agronomia: Débora Monteiro, Maria Eduarda e Nilbia Ramos; à Mestra Adriele Moraes; ao mestrando Marcos Viana; ao doutorando Flávio Rodrigues e Pedro Filho; e ao Dr. Yan Nunes Dias, pela amizade, orientação, coleta das amostras e suporte nas análises. Sou profundamente grato a todos pela valiosa ajuda ao longo dessa jornada.

Ao meu coorientador, Dr. Wendel Valter da Silveira Pereira, pela amizade, suporte e pela valiosa orientação na condução deste trabalho. Sua colaboração foi fundamental.

Ao meu orientador, professor Dr. Antonio Rodrigues Fernandes, por ter aceitado me orientar e pelos valiosos conselhos que me proporcionou ao longo desta jornada. Sou imensamente grato por todo o apoio.

Agradeço a todos que, de alguma forma, me ajudaram a chegar ao final desta jornada. Muito obrigado!

EPÍGRAFE

“Suba o primeiro degrau com fé. Não é necessário que você veja toda a escada. Apenas dê o primeiro passo”.

(Martin Luther King)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização dos pontos de coleta.....	23
Figura 2. Conteúdos de EPTs na água das bacias hidrográficas estudadas.....	31
Figura 3. Concentrações de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos.....	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos da água nas bacias estudadas.....	29
Tabela 2. Fator de enriquecimento, índice de geoacumulação e fator de contaminação de elementos potencialmente tóxicos em sedimentos das bacias hidrográficas estudadas.....	35
Tabela 3. Fatores de risco ecológicos potenciais (FREP) e índices de risco ecológico potencial (IREP) de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos.....	37

RESUMO

A urbanização e a industrialização têm impactado muitas cidades amazônicas, incluindo Belém, especialmente pelo descarte inadequado de efluentes e resíduos, que comprometem a qualidade da água e causam contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Este estudo teve como objetivo caracterizar parâmetros de qualidade da água, determinar as concentrações de EPTs e avaliar os riscos associados em água e sedimentos de canais urbanos na cidade de Belém, Amazônia oriental. As amostras foram coletadas em 162 pontos, (81 de água e 81 de sedimentos), incluindo 152 em canais de dez bacias antropizadas: Armas - ARM, Estrada Nova - ENO, Icoaraci - ICO, Mata Fome - MTF, Murucutum - MUR, Paracuri - PCR, Tamandaré - TAM, Tucunduba - TUC, Una - UNA e Val-de-Cans - VAL; e dez em um corpo hídrico de referência - CHR. As propriedades da água foram medidas com sonda multiparamétrica, analisando temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade elétrica (CE). As concentrações de EPTs foram determinadas por espectrometria de emissão atômica com plasma de microondas (MP-AES) e comparadas aos limites das resoluções CONAMA 357/2005 e 454/2012. Os dados foram analisados estatisticamente pelos testes de Kruskal-Wallis e Dunn ($p < 0,05$). Os parâmetros físico-químicos variaram entre as bacias, sugerindo diferentes níveis de impacto antrópico. Áreas com maior cobertura vegetal apresentaram temperaturas mais baixas e maiores teores de OD, enquanto as áreas mais urbanizadas apresentaram pH elevado, baixos teores de OD, além de maiores valores de CE e SDT. As concentrações de Cd, Co e Cu na água ultrapassaram os limites legais em várias bacias, indicando contaminação antrópica e potencial risco ecológico, de acordo com os parâmetros para águas doces (classe II). Nos sedimentos, os elementos Cd, Cu, Pb e Zn excederam o nível 1 da resolução CONAMA 454/2012 em áreas urbanas, apontando risco ecotoxicológico. As bacias ARM, ICO, MTF, TAM e TUC apresentaram níveis de contaminação que merecem atenção, especialmente Ni e Pb. O Cd apresentou risco ecológico alto na bacia TAM, representando o elemento mais preocupante. Os elementos Mn, Na, Ni e Pb apresentaram enriquecimento significativo. Os resultados deste estudo reforçam a necessidade de políticas públicas voltadas ao tratamento de efluentes, controle da urbanização e recuperação ambiental. Projetos eficazes e contínuos poderão mitigar os impactos ambientais e proteger a qualidade da água e dos ecossistemas urbanos de Belém.

Palavras-chave: Contaminação ambiental; elementos potencialmente tóxicos; metais pesados, riscos ecológicos, riscos ambientais.

ABSTRACT

Urbanization and industrialization have impacted many Amazonian cities, including Belém, particularly due to the improper disposal of effluents and waste, which compromise water quality and cause contamination by potentially toxic elements (PTEs). This study aimed to characterize water quality parameters, determine PTEs concentrations, and assess associated risks in water and sediments from urban channels in Belém, eastern Amazon. Samples were collected at 162 points (81 water and 81 sediment), including 152 from channels in ten anthropized basins: Armas - ARM, Estrada Nova - ENO, Icoaraci - ICO, Mata Fome - MTF, Murucutum - MUR, Paracuri - PCR, Tamandaré - TAM, Tucunduba - TUC, Una - UNA, and Val-de-Cans - VAL; and ten from a reference water body - RWB. Water properties were measured using a multiparameter probe, analyzing temperature, pH, dissolved oxygen (DO), total dissolved solids (TDS), and electrical conductivity (EC). PTEs concentrations were determined by microwave plasma atomic emission spectrometry (MP-AES) and compared to the limits set by CONAMA Resolutions 357/2005 and 454/2012. Data were statistically analyzed using Kruskal-Wallis and Dunn tests ($p < 0.05$). Physicochemical parameters varied among basins, suggesting different levels of anthropogenic impact. Areas with greater vegetation cover showed lower temperatures and higher DO levels, while more urbanized areas exhibited higher pH, lower DO, and higher EC and TDS values. Concentrations of Cd, Co, and Cu in water exceeded legal limits in several basins, indicating anthropogenic contamination and potential ecological risk, according to freshwater standards (Class II). In sediments, Cd, Cu, Pb, and Zn exceeded Level 1 of CONAMA Resolution 454/2012 in urban areas, pointing to ecotoxicological risk. The ARM, ICO, MTF, TAM, and TUC basins showed contamination levels requiring attention, especially for Ni and Pb. Cd posed a high ecological risk in the TAM basin, emerging as the most concerning element. Mn, Na, Ni, and Pb showed significant enrichment. The results of this study reinforce the need for public policies focused on effluent treatment, urbanization control, and environmental recovery. Effective and ongoing projects could mitigate environmental impacts and protect water quality and urban ecosystems in Belém.

Keywords: Environmental contamination; potentially toxic elements; heavy metals; ecological risks; environmental risks.

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT	11
1 CONTEXTUALIZAÇÃO	13
1.1 REVISÃO DE LITERATURA.....	13
1.1.1 Urbanização e industrialização na cidade de Belém	13
1.1.2 Bacias hidrográficas da cidade de Belém	14
1.1.3 Contaminação de ecossistemas aquáticos por EPTs.....	15
1.1.3.1 Contaminação da água.....	15
1.1.3.2 Contaminação de sedimentos	16
1.1.4 Avaliação de riscos ambientais e à saúde humana por EPTs	17
REFERÊNCIAS	17
2 QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS EM CANAIS URBANOS NA CIDADE DE BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL	20
2.1 INTRODUÇÃO	20
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	22
2.2.1 Área de estudo	22
2.2.2 Amostragem de água e sedimentos	23
2.2.3 Água	24
2.2.3.1 Caracterização físico-química	24
2.2.3.2 Quantificação das concentrações de EPTs	25
2.2.3.3 Qualidade da água	25
2.2.4 Sedimento	25
2.2.4.1 Caracterização físico-química	25
2.2.4.2 Quantificação das concentrações de EPTs	26
2.2.4.3 Qualidade do sedimento	26
2.2.5 Índices de contaminação.....	26
2.2.6 Análises estatísticas	28
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
2.3.1 Parâmetros físico-químicos da água	28
2.3.2. Conteúdos de EPTs na água	31
2.3.3. Conteúdos de EPTs nos sedimentos	33
2.3.4. Avaliação da contaminação dos sedimentos	34
2.3.5. Avaliação de risco ambiental.....	36
2.4 CONCLUSÃO.....	38
REFERÊNCIAS	39
ANEXOS	46

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

A cidade de Belém é uma das mais importantes do norte do Brasil e tem enfrentado muitos problemas decorrentes da urbanização desordenada, incluindo o aumento dos níveis de contaminação das bacias hidrográficas urbanas. A cidade não conta com saneamento básico adequado e apresenta níveis elevados de precipitação pluviométrica durante boa parte do ano, o que contribui com a dispersão de materiais ricos em contaminantes no ecossistema. Belém possui uma vasta rede de bacias hidrográficas urbanas, formadas por inúmeros igarapés que foram degradados e ocupados de maneira desordenada, prejudicando a qualidade ambiental.

Desde a década de 1960, a urbanização e o crescimento populacional vêm ocasionando mudanças no ciclo hidrológico da cidade de Belém, com a construção de um espaço urbano impermeabilizado e desorganizado, além de um sistema de drenagem ineficiente, o que intensifica as inundações durante chuvas intensas e marés altas. Durante a estação chuvosa, as inundações afetam especialmente áreas urbanizadas em altitudes mais baixas (áreas de várzea ocupadas) e são impulsionadas pela combinação de chuvas e marés, que elevam o nível da água nos canais e causam transbordamentos.

A deposição inadequada de lixo doméstico, águas residuais e efluentes industriais em canais pluviais provoca sérios problemas ambientais, como a liberação e acumulação de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), como chumbo (Pb), cromo (Cr), níquel (Ni), zinco (Zn) e cobre (Cu). Esses poluentes podem causar danos à saúde, como neurotoxicidade, câncer, danos renais e prejuízos aos organismos aquáticos. A dinâmica desses EPTs em corpos hídricos depende das propriedades físico-químicas da água e dos sedimentos. Portanto, o monitoramento dessas propriedades e das concentrações de EPTs é essencial para avaliar os riscos ambientais e à saúde humana.

Assim, esta pesquisa parte da hipótese de que os recursos hídricos e os sedimentos urbanos apresentam alterações negativas em parâmetros físico-químicos, além de contaminação por EPTs. Os objetivos deste estudo foram avaliar os parâmetros físico-químicos da qualidade da água e químicos dos sedimentos e avaliar os riscos relacionados a EPTs nessas matrizes em bacias hidrográficas urbanas na cidade de Belém, Amazônia oriental. Os resultados deste estudo poderão subsidiar o desenvolvimento de políticas públicas visando a mitigação de impactos ambientais.

1.1 REVISÃO DE LITERATURA

1.1.1 Urbanização e industrialização na cidade de Belém

A cidade de Belém, sede da 30ª Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (COP30), está localizada na Amazônia oriental brasileira e vem enfrentando severos danos relacionados ao aumento da urbanização e industrialização, que teve início no século XIX, com a participação direta dos portugueses, e foi impulsionada pela expansão das indústrias têxteis, construção civil, e indústrias alimentícias, além da sua importância comercial e cultural durante o auge do ciclo da borracha (Gonçalves, 2022).

A partir da década de 1970, Belém passou por um processo de reestruturação urbana e econômica, sendo alvo de grandes intervenções com o objetivo de modernizar a infraestrutura, promover o crescimento econômico e adequar a cidade ao novo papel de conexão com a Amazônia, o que resultou em uma urbanização acelerada, crescimento das áreas periféricas e impactos ambientais e sociais, como a degradação dos ecossistemas e o aumento da desigualdade urbana (Cardoso et al., 2015; Santos, 2017). O crescimento de área periféricas ocorreu principalmente em áreas alagáveis (várzeas) com infraestrutura precária, enquanto os centros urbanos mantiveram melhores condições e foram ocupados por grupos de maior poder aquisitivo (Ribeiro et al., 2024).

Fatores políticos e econômicos causaram a expansão desordenada do território de Belém, marcada por políticas públicas precárias e tardias de proteção ambiental e social. Esse cenário reflete o distanciamento entre as normativas e sua efetividade, especialmente para a população pobre das periferias, onde a precariedade em serviços como saneamento e educação agravou o descarte irregular de resíduos em vias públicas e em canais da cidade, como os canais São Joaquim, Tucunduba e Tamandaré. De acordo com a Ciclus Amazônia, empresa responsável pela gestão de resíduos sólidos em Belém, foram retiradas cerca de 60 mil toneladas de resíduos em 2024. Pelo menos 13 pontos de acúmulo de entulhos foram identificados, dentre eles o canal do Tucunduba, Pariquis e São Joaquim. Neste último, foram removidas 100 (cem) toneladas de materiais descartados irregularmente, como móveis de madeira, colchões, restos de eletrodomésticos, entulhos de obras e galhos de árvores.

1.1.2 Bacias hidrográficas da cidade de Belém

O conceito de bacia hidrográfica está relacionado a área de terra a partir da qual todo o escoamento superficial flui através de uma sequência de córregos, rios e, possivelmente, lagos para o mar em uma única foz, estuário ou delta (Garau et al., 2021). Em relação as bacias hidrográficas da região amazônica, elas são essenciais na análise do espaço regional e no desenvolvimento de políticas públicas nacionais e locais, pois desde a década de 1970 incentivaram a ocupação do solo e a exploração dos recursos naturais, o que ainda repercute

hoje, com a região sendo vista pelo governo como um macrossistema homogêneo de florestas, rios e igarapés (Gorayeb e Pereira, 2014).

Para as bacias hidrográficas situadas em ambientes urbanos, são locais onde a precipitação escoar para um único corpo d'água dentro de ambientes urbanos. O crescimento acelerado das áreas urbanas diminuiu a vegetação nativa e transformou o solo em superfícies impermeáveis de asfalto e concreto, alterando os padrões de escoamento da água nas cidades (Zhou et al., 2024). Após chuvas intensas, as águas pluviais de diversas áreas urbanas convergem para as bacias hidrográficas e são levadas para os rios que cruzam as cidades, onde a água perde qualidade continuamente devido aos impactos das atividades humanas (Hee Shim e Hyun Choi, 2024; Liu et al., 2024).

Os sistemas de drenagem urbana e manejo de águas pluviais em Belém, conforme o Plano Municipal de Saneamento Básico (Volume IV) (PMSB, 2022), incluem um sistema de microdrenagem, com galerias em algumas áreas urbanas, e um sistema de macrodrenagem, que utiliza canais, macrodrenos e comportas para direcionar as águas pluviais para áreas a jusante da precipitação. De acordo com o PMSB (2022), a cidade possui 47 bacias em sua área total, conforme as delimitações estabelecidas. A bacia com a maior área territorial dentro da zona urbana do município é a do Una, seguida pelas bacias do Murucutum, Murubira e Paracuri.

Com relação a maior bacia do município, na década de 1990, foi implementado o Projeto de Macrodrenagem da Bacia Hidrográfica do Rio Una, com a meta de aprimorar o saneamento e a qualidade de vida de aproximadamente 600 mil pessoas. No entanto, o projeto não conseguiu eliminar os riscos de inundação, que se tornaram cada vez mais frequentes. Assim, muitos habitantes continuam expostos a esses perigos, além das consequências da falta de saneamento, como ameaças à saúde e danos materiais (Dias et al., 2021).

1.1.3 Contaminação de ecossistemas aquáticos por EPTs

1.1.3.1 Contaminação da água

Os EPTs incluem metais pesados com densidade superior a 5 g cm^{-3} e não metais, sendo uma parte desses elementos persistentes e altamente tóxicos para plantas, animais e humanos (Nieder e Benbi, 2024; Pourret e Bollinger, 2018). Grande parte dos elementos biologicamente essenciais, denominados micronutrientes ou oligoelementos, podem ser caracterizados como metais pesados, sendo esses últimos considerados tóxicos quando em altas concentrações e serem biodisponíveis (Alloway, 2013; Li et al., 2018; Nieder e Benbi, 2024).

A presença de EPTs em ambientes aquáticos, como rios, igarapés e lagos, representam uma ameaça global (Wu et al., 2016). Os níveis de EPTs nesses ambientes têm aumentado com

a urbanização e industrialização, impulsionadas pelo aumento populacional e pelo desenvolvimento econômico (Kachroud et al., 2019; Mir et al., 2024). Essa expansão ultrapassa a capacidade da infraestrutura municipal de tratar o esgoto e as águas residuais industriais. Como resultado, águas residuais não tratadas, que são aquelas que são descartadas sem tratamento adequado, contêm poluentes que ameaçam ambientes aquáticos e a saúde humana, promovendo assim a contaminação por produtos químicos orgânicos e inorgânicos (Kachroud et al., 2019; Kookana et al., 2020; Mir et al., 2024).

Os EPTs podem se dispersar amplamente no meio ambiente através de diversas fontes, incluindo atividades industriais, agrícolas, pela mineração e de forma natural, além da descarga de resíduos domésticos urbanos. Isso inclui a queima de combustíveis, as emissões de gases de veículos motorizados, processos de galvanoplastia e o uso de produtos químicos que contêm metais (Basir et al., 2024). Esses elementos são altamente persistentes e não são biodegradáveis, o que favorece a sua permanência no ambiente por muito tempo (Gul et al., 2024).

As elevadas concentrações de EPTs no ambiente representam riscos significativos de contaminação tanto para a saúde ambiental quanto para a saúde humana. A contaminação por esses contaminantes podem desenvolver e/ou resultar riscos à saúde humana, como nefrite, perda de cabelo, inflamação cerebral, fadiga, acne, anorexia, alergias, síndrome pré-menstrual, distúrbios de humor, enxaquecas, ansiedade, problemas de aprendizagem, autismo, hiperatividade, insuficiência adrenal, disfunções renais e hepáticas, além de aumentar o risco de câncer (Sabet Aghlidi et al., 2020).

1.1.3.2 Contaminação de sedimentos

Os sedimentos são importantes indicadores na avaliação dos impactos negativos dos EPTs em ecossistemas aquáticos, pois atuam como sumidouros e fontes de contaminação (Muhammad et al., 2024; Vaezi e Lak, 2023). O processo de sedimentação de EPTs nos corpos hídricos não ocorre de forma constante e varia com as mudanças nas condições ambientais, o que pode causar a liberação desses elementos na água (Zhao et al., 2024). Estudos indicam que aproximadamente 97–99% da quantidade de EPTs estão ligadas aos sedimentos (Muhammad et al., 2024).

Os EPTs nos sedimentos representam riscos para as espécies aquáticas por meio da cadeia alimentar, podendo causar danos ao sistema imunológico, circulatório, nervoso e enzimático, devido à bioacumulação e biomagnificação (Basir et al., 2024). A estabilização dos EPTs em sedimentos envolve processos biológicos, químicos e físicos, como biotransformação, troca iônica e adsorção à matéria orgânica (Curiel-Alegre et al., 2022; Gul et al., 2024).

Mudanças na química da água, como redox e pH, podem promover a liberação desses contaminantes para os corpos hídricos (Cüce et al., 2022). Portanto, o estudo dos sedimentos é fundamental para avaliar a saúde dos ecossistemas aquáticos e monitorar a poluição causada pela ação humana (de la Parra et al., 2022; Gul et al., 2024).

1.1.4 Avaliação de riscos ambientais e à saúde humana por EPTs

As águas superficiais e os sedimentos são os principais componentes dos ambientes aquáticos naturais, onde os EPTs podem se distribuir entre as fases líquida e sólida devido a interações como sorção-dessorção e floculação (Ma et al., 2024; Miranda et al., 2022). Os EPTs tendem a se bioacumular e biomagnificar na cadeia alimentar, representando riscos significativos à saúde ambiental e humana. Os seres humanos podem ser expostos a EPTs por meio da inalação, contato com a pele e, principalmente, por ingestão (Balcıoğlu İlhan et al., 2024; Mir et al., 2024). Para avaliar os riscos associados a esses elementos em corpos hídricos, são utilizados índices e diretrizes de qualidade que consideram os efeitos tóxicos nos organismos. Essas avaliações podem subsidiar a tomada de decisão pelos órgãos responsáveis, visando mitigar os impactos desses contaminantes (Mir et al., 2024).

Os impactos negativos associados a EPTs em sedimentos podem ser avaliados a partir de coletas e análises químicas e de diversas técnicas estatísticas e índices geoambientais, incluindo o fator de contaminação (FC), fator de enriquecimento (FE), índice de geoacumulação (Igeo), o fator de risco ecológico potencial (FREP) e o índice de risco ecológico potencial (IREP) (Huang et al., 2022; Yan et al., 2022; Yang et al., 2023), além de outros índices que podem ser utilizados para determinadas respostas que se espera adquirir. Esses índices são fundamentais para o desenvolvimento de estratégias eficazes de mitigação, o que é desafiador em virtude da heterogeneidade espacial causada por fontes antrópicas e naturais de EPTs (Fei et al., 2022; Guo et al., 2021; Yang et al., 2023).

REFERÊNCIAS

- Alloway, B.J., 2013. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils 11–50. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2
- Balcıoğlu İlhan, E.B., İnnal, D., Çavuş-Arslan, H., Çağlar Balkıs, N., 2024. Risk assessment and pollution loads of potentially toxic elements in water of four rivers flowing into the Mediterranean Sea. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 73, 103451. <https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2024.103451>
- Basir, M.S., Khan, R., Akhi, S.Z., Ullah, A.K.M.A., Islam, M.A., Naher, K., Idris, A.M., Khan, M.H.R., Aldawood, S., Saha, N., 2024. Source specific sedimentary response towards the differential anthropogenic impacts in terms of potentially toxic elements in an urban river. *Mar. Pollut. Bull.* 203, 116425. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2024.116425>

- Cüce, H., Kalipci, E., Ustaoglu, F., Baser, V., Türkmen, M., 2022. Ecotoxicological health risk analysis of potential toxic elements accumulation in the sediments of Kızılırmak River. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 19, 10759–10772. <https://doi.org/10.1007/S13762-021-03869-Z/FIGURES/12>
- Cardoso, A., Fernandes, D., Bastos, A., & Sousa, C. 2015. A Metrópole Belém e sua centralidade na Amazônia oriental Brasileira. *Eure (Santiago)*, 41(124), 201-223. <http://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612015000400010>
- Curiel-Alegre, S., Velasco-Arroyo, B., Rumbo, C., Khan, A.H.A., Tamayo-Ramos, J.A., Rad, C., Gallego, J.L.R., Barros, R., 2022. Evaluation of biostimulation, bioaugmentation, and organic amendments application on the bioremediation of recalcitrant hydrocarbons of soil. *Chemosphere* 307, 135638. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.135638>
- De la Parra, S., González, V., Solórzano Vives, P., Curiel-Alegre, S., Velasco-Arroyo, B., Rad, C., Barros, R., Tamayo-Ramos, J.A., Rumbo, C., 2022. Comparative toxicological assessment of three soils polluted with different levels of hydrocarbons and heavy metals using in vitro and in vivo approaches. *Environ. Pollut.* 315, 120472. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.120472>
- Dias, V.M., Soares, P.P. de M.A., Brondizio, E.S., Cruz, S.H.R., 2021. Grassroots mobilization in Brazil's urban Amazon: Global investments, persistent floods, and local resistance across political and legal arenas. *World Dev.* 146, 105572. <https://doi.org/10.1016/J.WORLDDEV.2021.105572>
- Fei, X., Lou, Z., Xiao, R., Ren, Z., Lv, X., 2022. Source analysis and source-oriented risk assessment of heavy metal pollution in agricultural soils of different cultivated land qualities. *J. Clean. Prod.* 341, 130942. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.130942>
- Garau, E., Torralba, M., Pueyo-Ros, J., 2021. What is a river basin? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin. *Landsc. Urban Plan.* 214, 104192. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2021.104192>
- Gonçalves, A.M., 2022. O processo de urbanização na cidade de Belém do Pará durante a Belle Époque e seus impactos. *Of. do Hist.* 15, e37865–e37865. <https://doi.org/10.15448/2178-3748.2022.1.37865>
- Gorayeb, A., Pereira, L. C. C., 2014. Análise integrada das paisagens de bacias hidrográficas na Amazônia Oriental. Universidade Federal do Ceará. https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/10266/1/2014_liv_agorayeb.pdf
- Gul, N., Khan, B., Khan, A.H.A., Nawaz, T., Wahid, F., Toloza, C.A.T., Alzahrani, E., Hauser-Davis, R.A., Khan, S., 2024. A novel assessment of potentially toxic elements (PTEs) in water and sediment samples from the Indus River, Pakistan: An ecological risk assessment approach. *Mar. Pollut. Bull.* 205, 116657. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2024.116657>
- Guo, G., Wang, Y., Zhang, D., Lei, M., 2021. Source-specific ecological and health risks of potentially toxic elements in agricultural soils in Southern Yunnan Province and associated uncertainty analysis. *J. Hazard. Mater.* 417, 126144. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126144>
- Hee Shim, S., Hyun Choi, J., 2024. Building an XGBoost model based on landscape metrics and meteorological data for nonpoint source pollution management in the Nakdong river watershed. *Ecol. Indic.* 165, 112156. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2024.112156>
- Huang, C.C., Cai, L.M., Xu, Y.H., Jie, L., Chen, L.G., Hu, G.C., Jiang, H.H., Xu, X.B., Mei, J.X., 2022. A comprehensive exploration on the health risk quantification assessment of soil potentially toxic elements from different sources around large-scale smelting area. *Environ. Monit. Assess.* 194, 1–17.

- Kachroud, M., Trolard, F., Kefi, M., Jebari, S., Bourri , G., 2019. Water Quality Indices: Challenges and Application Limits in the Literature. *Water* 2019, Vol. 11, Page 361 11, 361. <https://doi.org/10.3390/W11020361>
- Kookana, R.S., Drechsel, P., Jamwal, P., Vanderzalm, J., 2020. Urbanisation and emerging economies: Issues and potential solutions for water and food security. *Sci. Total Environ.* 732, 139057. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139057>
- Li, G., Sun, G.X., Ren, Y., Luo, X.S., Zhu, Y.G., 2018. Urban soil and human health: a review. *Eur. J. Soil Sci.* 69, 196–215. <https://doi.org/10.1111/EJSS.12518>
- Liu, Y.H., Mei, Y.X., Wang, J.Y., Chen, S.S., Chen, J.L., Li, N., Liu, W.R., Zhao, J.L., Zhang, Q.Q., Ying, G.G., 2024. Precipitation contributes to alleviating pollution of rubber-derived chemicals in receiving watersheds: Combining confluent stormwater runoff from different functional areas. *Water Res.* 264, 122240. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2024.122240>
- Ma, W., Ding, M., Bian, Z., 2024. Comprehensive assessment of exposure and environmental risk of potentially toxic elements in surface water and sediment across China: A synthesis study. *Sci. Total Environ.* 926, 172061. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.172061>
- Mir, I.A., Ghosh, P., Bhattacharaya, A., Baalousha, M., 2024. Origin, distribution, fate, and risks of potentially toxic elements in the aquatic environment of Bengaluru metropolis, India. *J. Hazard. Mater.* 480, 135962. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2024.135962>
- Miranda, L.S., Ayoko, G.A., Egodawatta, P., Goonetilleke, A., 2022. Adsorption-desorption behavior of heavy metals in aquatic environments: Influence of sediment, water and metal ionic properties. *J. Hazard. Mater.* 421, 126743. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126743>
- Muhammad, S., Zeb, A., Shaik, M.R., Assal, M.E., 2024. Spatial distribution of potentially toxic elements pollution and ecotoxicological risk of sediments in the high-altitude lakes ecosystem. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C* 135, 103655. <https://doi.org/10.1016/J.PCE.2024.103655>
- Nieder, R., Benbi, D.K., 2024. Potentially toxic elements in the environment - A review of sources, sinks, pathways and mitigation measures. *Rev. Environ. Health* 39, 561–575. https://doi.org/10.1515/REVEH-2022-0161/ASSET/GRAPHIC/J_REVEH-2022-0161_FIG_004.JPG
- Pourret, O., Bollinger, J.C., 2018. “Heavy metal” - What to do now: To use or not to use? *Sci. Total Environ.* 610–611, 419–420. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.08.043>
- Plano municipal de Belém – PMSB., 2022. Volume IV – Sistema de drenagem urbana e manejo de águas pluviais. <https://arbel.belem.pa.gov.br/wp-content/uploads/2022/05/VOLUME-IV-DRENAGEM.pdf>
- Ribeiro, W. de O., Pinheiro, N.S., Rosa, L.M.S. da, 2024. Ocupações precárias na cidade-região de Belém. *Rev. Espaço e Geogr.* 27, 26–57. <https://doi.org/10.26512/2236-56562024E48466>
- Santos, T. V. D., 2017. Metropolização e diferenciações regionais: estruturas intraurbanas e dinâmicas metropolitanas em Belém e Manaus. *Cadernos Metrópole*, v. 19, p. 865-890. <https://doi.org/10.1590/2236-9996.2017-4008>
- Sabet Aghlidi, P., Cheraghi, M., Lorestani, B., Sobhanardakani, S., Merrikhpour, H., 2020. Analysis, spatial distribution and ecological risk assessment of arsenic and some heavy metals of agricultural soils, case study: South of Iran. *J. Environ. Heal. Sci. Eng.* 18, 665–676. <https://doi.org/10.1007/S40201-020-00492-X/FIGURES/5>
- Vaezi, A., Lak, R., 2023. Contamination and environmental risk assessment of potentially toxic elements in the surface sediments of Northwest Persian Gulf. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 67, 103235. <https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2023.103235>

- Wu, X., Cobbina, S.J., Mao, G., Xu, H., Zhang, Z., Yang, L., 2016. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016 239 23, 8244–8259. <https://doi.org/10.1007/S11356-016-6333-X>
- Yan, Y., Wan, R. an, Yu, R. lian, Hu, G. ren, Lin, C. qi, Huang, H. bin., 2022. A comprehensive analysis on source-specific ecological risk of metal(loid)s in surface sediments of mangrove wetlands in Jiulong River Estuary, China. *CATENA* 209, 105817. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2021.105817>
- Yang, Z., Li, C., Chen, H., Shan, X., Chen, J., Zhang, J., Liu, S., Liu, Q., Wang, X., 2023. Source-oriented ecological and resistome risks associated with geochemical enrichment of heavy metals in river sediments. *Chemosphere* 336, 139119. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.139119>
- Zhao, Y., Song, J., Cheng, K., Liu, Z., Yang, F., 2024. Migration and remediation of typical contaminants in soil and groundwater: A state of art review. *L. Degrad. Dev.* 35, 2700–2715. <https://doi.org/10.1002/LDR.5103>
- Zhou, S., Xu, Z., Zhang, Q., Yu, P., Jiang, M., Li, J., Yang, M., 2024. Rainstorm-induced flood risk assessment in developed urban area using a data-driven approach with watershed units. *Sci. Total Environ.* 946, 174135. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.174135>

2 QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS EM CANAIS URBANOS NA CIDADE DE BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL

2.1 INTRODUÇÃO

Águas superficiais têm sido severamente impactadas pelo crescimento da urbanização e industrialização, inclusive com a contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs), que apresentam alta persistência no ecossistema aquático e podem prejudicar a qualidade ambiental e a segurança da cadeia alimentar (Haghnazar et al., 2021; Setia et al., 2020; Sharma et al., 2022). Os EPTs podem ser facilmente acumulados em componentes como água e sedimentos, promovendo riscos ambientais e à saúde humana (Haghnazar et al., 2023; Pereira et al., 2020). A exposição frequente a EPTs pode promover vários danos ao corpo humano, como anomalias metabólicas, alterações hormonais, doenças congênitas, problemas no sistema imunológico, e até mesmo causar câncer em casos extremos (Okoro et al., 2024; Parida e Patel, 2023).

Assim, altos níveis de EPTs merecem especial atenção no ambiente, especialmente quando as concentrações desses contaminantes ultrapassam os limites estabelecidos pelas normas regulatórias e podem, conseqüentemente, gerar sérias implicações para a saúde humana e ecossistemas (Singh e Kumar, 2017). As fontes urbanas de EPTs incluem principalmente despejos industriais, emissões veiculares e esgotos domésticos (Lima et al., 2022; Singh e Kumar, 2017). Essas fontes podem contribuir significativamente para a contaminação da água e sedimentos em bacias hidrográficas urbanas, o que deve ser avaliado para fins de proteção da

saúde do ecossistema e da população.

Além da contaminação por EPTs, a antropização desordenada também pode promover mudanças nos parâmetros físico-químicos da água, aumentar o conteúdo de sólidos em suspensão e reduzir os teores de oxigênio dissolvido (Dar et al., 2021; Gad et al., 2022; Hu et al., 2023). Os impactos negativos podem ser estendidos para regiões distantes com a dispersão pela água, intensificando os danos ambientais em um cenário de contaminação difusa (Paton e Haacke, 2021). Neste sentido, o conhecimento dos parâmetros de qualidade da água, como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais fornece suporte para avaliar, de maneira mais robusta, os impactos das atividades antrópicas em bacias hidrográficas urbanas.

Em ecossistemas aquáticos como rios e córregos, sedimentos atuam como importantes sumidouros e fontes de EPTs, além de serem indicadores eficazes de contaminação (Joshi et al., 2022). A dinâmica de EPTs em sedimentos varia em função de diversas propriedades da água, como temperatura, pH, potencial redox, atividade biológica e demanda de oxigênio (Fonseca et al., 2021; Siegel, 2002). A liberação de EPTs dos sedimentos nos corpos d'água potencializa os níveis de danos para a biota, incluindo a bioacumulação, que representa o acúmulo nos tecidos de organismos ao longo do tempo, e a biomagnificação, que consiste no aumento progressivo dos conteúdos de EPTs nos níveis tróficos da cadeia alimentar (Cüce et al., 2022; de la Parra et al., 2022; Gul et al., 2024).

Na Amazônia, estudos sobre EPTs têm se concentrado principalmente em áreas de mineração (Gonçalves et al., 2022; Pereira et al., 2020; Ramos et al., 2024), enquanto pesquisas em zonas urbanas densamente habitadas permanecem escassas. A cidade de Belém é uma das maiores cidades da Amazônia brasileira, com mais de 1,3 milhão de habitantes, representando um polo importante na região devido à sua localização estratégica. Entre 1960 e 1990, o crescimento populacional, aliado à urbanização e industrialização descontroladas, agravaram a segregação populacional, com áreas mais altas ocupadas por elites, e áreas mais baixas (sujeitas a inundações frequentes) ocupadas por populações vulneráveis (Silva Junior et al., 2013).

A urbanização desordenada e a falta de saneamento básico intensificaram problemas urbanos e de saúde pública em Belém. A cidade também enfrenta limitações no sistema de drenagem, que é incapaz de escoar adequadamente o grande volume de água pluvial, especialmente durante chuvas intensas ou contínuas associadas à maré alta. Esse problema é agravado pela influência dos rios Guamá e a Baía do Guajará, das águas subterrâneas e dos igarapés, que sofrem forte impacto das marés (Targa et al., 2012). Considerando o potencial das atividades antrópicas como causas de aumento dos níveis de EPTs no ambiente, bem como

as chances de dispersão desses elementos pela ação da água, o monitoramento da água e sedimentos nessas bacias é fundamental para proteger a saúde humana e o ambiente. Assim, os objetivos deste estudo foram: i) caracterizar parâmetros de qualidade da água; ii) determinar as concentrações de EPTs em água e sedimentos; e iii) avaliar os níveis de contaminação e riscos ambientais em bacias hidrográficas na cidade de Belém, Amazônia oriental.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

A cidade de Belém (01°23'S e 048°29'W), capital do estado do Pará, está localizada a cerca de 120 km do Oceano Atlântico (Pompeu et al., 2018), margeando entre a Baía do Guajará (a oeste) e o Rio Guamá (ao sul). A geografia local é marcada pela presença de importantes corpos d'água, que influenciam tanto o clima quanto a dinâmica urbana. Segundo a classificação de Köppen, o clima é tropical chuvoso (AF) (Alvares et al., 2013), com temperatura média anual de 28 °C, variando entre 24 e 32 °C, e umidade relativa do ar de 85,8%. A precipitação anual atinge 3.000 mm, distribuída entre uma estação chuvosa (dezembro a maio) e uma de estiagem ou menos chuvosa (junho a novembro) (INMET, 2024).

Historicamente, entre os séculos XVIII e XIX, a hidrografia de Belém foi essencial para o comércio. Com a modernização da cidade no século XX, os cursos d'água foram adaptados para funções como transporte, saneamento e valorização urbana. No entanto, problemas como falta de saneamento, ocupação irregular e pobreza passaram a intensificar alagamentos, resultando em perdas materiais e riscos à saúde (Ponte, 2015).

Com mais de 1,3 milhão de habitantes e uma densidade demográfica de 1.200 pessoas por km² (IBGE, 2022), Belém tem cerca de 99% da população vivendo em áreas urbanizadas. A cidade é situada em uma região de relevo plano, com uma rede de drenagem composta por rios, igarapés, canais e paleocanais, localizada na confluência do rio Guamá com a Baía do Guajará, em uma área estuarina sujeita a inundações periódicas, causadas por chuvas e marés. Essa integração entre terra e água é especialmente evidente nas "baixadas", que representam áreas situadas abaixo de 4 metros de altitude.

Administrativamente, a cidade é subdividida em oito regiões e 72 bairros, sendo 53 na parte continental, que é mais urbanizada e populosa. As bacias hidrográficas de Belém, essenciais para a macrodrenagem, incluem 15 bacias principais, como a Bacia do Una, de maior extensão, e bacias menores como Reduto, Cajé e Tamandaré. Estudos recentes do plano municipal de Belém (PMSB, 2022) identificaram conflitos nos limites das bacias, levando à criação de uma base com 47 bacias delimitadas por dados topográficos detalhados. A

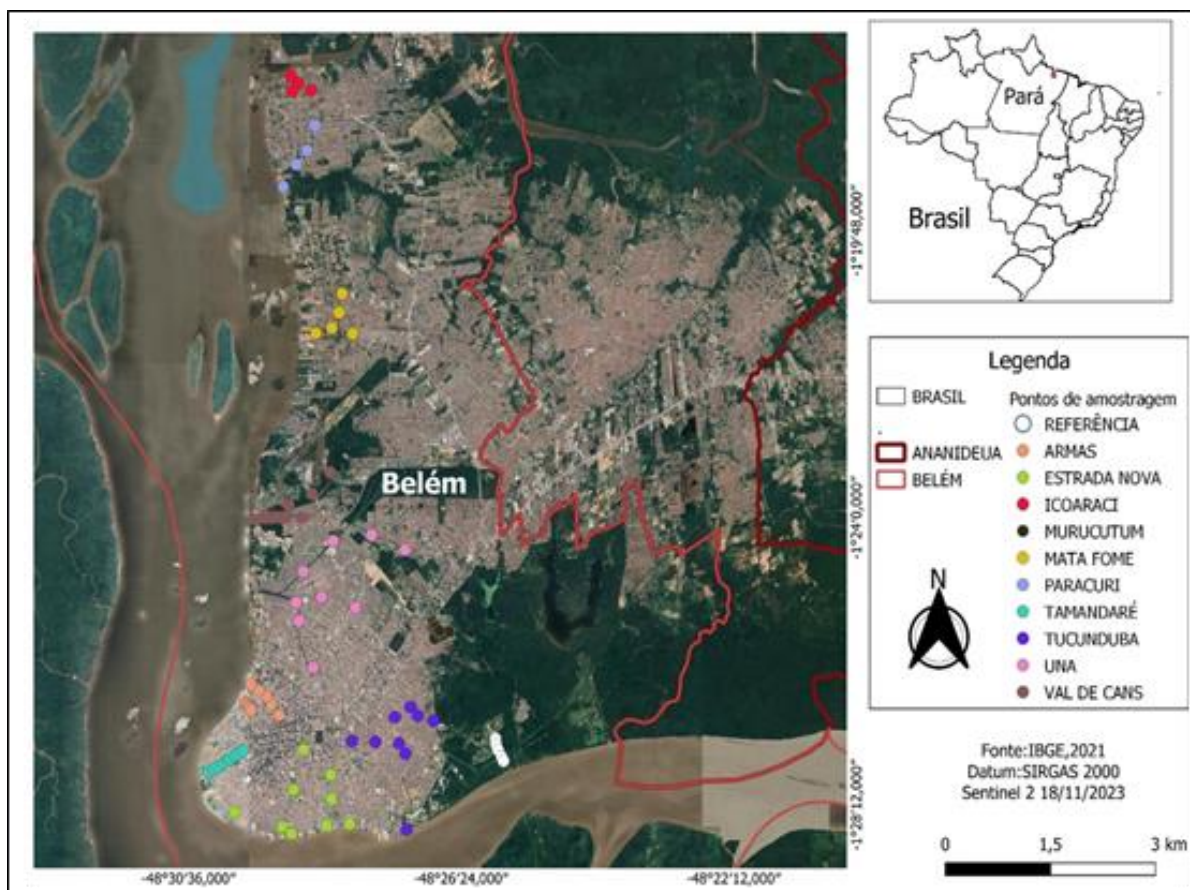
infraestrutura de macrodrenagem conta com 94 km de canais, dos quais 28,7% estão na Bacia do Una. Apesar disso, desafios persistem, como esgotos clandestinos, ocupação de áreas de risco e assoreamento, além da necessidade de gestão compartilhada em bacias que extrapolam os limites municipais.

2.2.2 Amostragem de água e sedimentos

A coleta das amostras ocorreu entre dezembro de 2023 e janeiro de 2024, período correspondente à estação chuvosa na região.

No total, 162 amostras foram coletadas, incluindo 81 amostras de água e 81 de sedimentos. Dessas 162 amostras, 152 foram coletadas em canais pluviais distribuídos em dez bacias hidrográficas que foram identificadas como: ARM – Armas; ENO – Estrada Nova, ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR – Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una; e VAL – Val de Cans. Adicionalmente, amostras de água e sedimento (cinco amostras de cada) foram coletadas em um corpo hídrico situado em área de mata preservada, consideradas como referência (baixa influência antropogênica), a qual foi identificada como CHR (Figura 1).

Figura 1. Mapa de localização dos pontos de coleta.



Corpo hídrico de referência – CHR; Armas – ARM; Estrada Nova – ENO; Icoaraci – ICO; Mata Fome – MTF; Murucutum – MUR; Paracuri – PCR; Tamandaré – TAM; Tucunduba – TUC; UNA – Una; e Val de Cans – VAL.
Fonte: O autor (2025).

A amostragem de água e sedimentos foi realizada em três pontos específicos nas áreas estudadas: nas extremidades e no centro. Em cada ponto, três subamostras foram coletadas para formar cada amostra composta, posicionadas transversalmente ao canal (lateral esquerda, centro e lateral direita), visando garantir uma representação abrangente das condições locais.

A coleta de água foi realizada utilizando uma garrafa de Van Dorn a 0,5 m de profundidade. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos transparentes de 2 L e mantidas em gelo durante o transporte ao laboratório. Conforme a metodologia de Ahsan (2019), as amostras foram tratadas com HNO_3 a 10% (65%) e água destilada, seguido de acidificação com 1 mL de HNO_3 (65%) para controle do pH. Em seguida, as amostras foram transferidas para frascos plásticos de 300 mL previamente limpos com solução detergente, tratados com ácido nítrico a 10% e enxaguados com água deionizada. Os frascos foram selados, identificados e refrigerados a 4 °C até as análises. Antes da quantificação dos elementos, as amostras de água foram filtradas em membranas de celulose (12,5 cm de diâmetro, marca Unifil). Após a filtração, 50 mL das amostras foram colocados em frascos volumétricos e acidificados com 500 µL de HNO_3 (65%) (APHA, 2005; Souza et al., 2017).

A coleta de sedimentos de fundo foi realizada utilizando um amostrador Ekman-Birge, com a obtenção de aproximadamente 500 g de sedimento por operação. As subamostras coletadas em cada ponto foram homogeneizadas em sacos plásticos para formar uma amostra composta em cada ponto de amostragem. Estas amostras foram mantidas resfriadas em uma caixa térmica com gelo (< 4 °C) durante o transporte até o laboratório para análises subsequentes. No laboratório, as amostras foram submetidas à secagem em estufa a 65 °C. Posteriormente, foram peneiradas em malhas de diferentes tamanhos para a separação de frações específicas: partículas menores que 2 mm, destinadas às análises físico-químicas; e partículas inferiores a 0,15 mm, preparadas para análise elementar (Lima et al., 2022). Esta última fração foi cominuída para garantir uma granulometria homogênea. Por fim, os sedimentos processados foram acondicionados em recipientes plásticos previamente limpos para armazenamento e posterior análise.

2.2.3 Água

2.2.3.1 Caracterização físico-química

As características físico-químicas da água, como o pH, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos (SDT) e condutividade elétrica (CE), foram avaliadas *in situ* conforme descrito por Lima et al. (2014), utilizando um medidor multiparâmetro (Horiba, U-50), calibrada com a solução padrão Phthalate standard solution 100-4. Os eletrodos foram imersos na solução de calibração por um minuto antes de cada leitura, garantindo a precisão das medições.

2.2.3.2 Quantificação das concentrações de EPTs

As concentrações de alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), sódio (Na), chumbo (Pb), estrôncio (Sr) e zinco (Zn) nas amostras de água foram obtidas usando os métodos EPA 3015A (USEPA, 2007a). Nas amostras de água, 4 mL de ácido nítrico (HNO₃) e 1 mL de ácido clorídrico (HCl) foram adicionados em 45 mL de cada amostra. As amostras de água foram digeridas em forno de micro-ondas (modelo Mars Xpress 6, CEM Corporation). Após a digestão, os extratos foram completados para 50 mL com água ultrapura e transferidos para frascos volumétricos.

As concentrações EPTs em água foram então determinadas via espectrometria de emissão atômica com plasma induzido por microondas (MP-AES, Agilent 4210). Todas as amostras foram quantificadas em triplicata e incluindo o uso de amostras de branco (água ultrapura com 1% HNO₃).

2.2.3.3 Qualidade da água

As propriedades físico-químicas e as concentrações de EPTs na água foram comparadas com os limites estabelecidos pela resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2005). Para a classificação, a categoria de água doce classe II foi adotada, considerando que os níveis de salinidade ficaram abaixo de 5%. Essa resolução estabelece normas e critérios visando a preservação da qualidade dos corpos d'água, incluindo a definição de diferentes categorias e a regulamentação do lançamento de efluentes. Além disso, a resolução define padrões específicos de qualidade, com o objetivo de proteger a biota aquática e assegurar o uso sustentável da água para atividades como abastecimento humano, recreação e preservação ambiental.

2.2.4 Sedimento

2.2.4.1 Caracterização físico-química

As propriedades dos sedimentos foram analisadas conforme descrito por Teixeira et al.

(2017). O potencial hidrogeniônico (pH) foi medido com um potenciômetro (modelo HI9811-51, Hanna Instruments), na relação solo-água de 1:2,5. O carbono orgânico (CO) foi determinado por colorimetria, adicionando 25 mL de água destilada e 5 mL de uma solução contendo 0,0667 M de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e 5 M de ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 1 g da amostra. A mistura foi agitada a 180 rpm por 10 minutos e, em seguida, centrifugada por cinco minutos. Para calcular o teor de matéria orgânica (MO), o conteúdo de CO foi multiplicado por 1,724, considerando que a MO contém cerca de 58% de carbono (Anexo I).

2.2.4.2 Quantificação das concentrações de EPTs

Os mesmos elementos obtidos nas amostras de água também foram quantificados nas amostras de sedimentos, mas utilizando o método EPA 3051A (USEPA, 2007b). Nas amostras de sedimentos, 9 mL de HNO_3 e 3 mL de HCl foram aplicados a 0,5 g de sedimento peneirado ($\varnothing = 100$ mesh). As amostras de sedimentos foram digeridas em forno de micro-ondas e, após a digestão, os extratos foram completados para 50 mL com água ultrapura e transferidos para frascos volumétricos. As concentrações de EPTs nos sedimentos foram então determinadas por MP-AES. Todas as amostras foram analisadas em triplicata e com o uso de amostras em branco (água ultrapura com 1% HNO_3).

2.2.4.3 Qualidade do sedimento

As concentrações de EPTs nos sedimentos podem ser avaliadas com base em diversas diretrizes de qualidade de sedimentos, como o Nível de Efeito Limiar (NEL) e o Nível de Efeito Provável (NEP), propostos por MacDonald et al. (2000). Neste estudo, a legislação brasileira nº 454 do CONAMA (CONAMA, 2012) para materiais sedimentares foi adotada como referência, a qual se baseia nos valores de NEL e NEP propostos por MacDonald et al. (2000). O nível 1 (equivalente ao NEL) representa o limite abaixo do qual não são observados efeitos adversos na comunidade biológica, enquanto o nível 2 (equivalente ao NEP) indica um valor acima do qual podem ocorrer efeitos adversos.

2.2.5 Índices de contaminação

O fator de enriquecimento (FE), o índice de geoacumulação (Igeo), o fator de contaminação (FC), o fator de risco ecológico potencial (FREP) e o índice de risco ecológico potencial (IREP) foram empregados para avaliar a contaminação dos sedimentos com base nas concentrações de EPTs ($mg\ kg^{-1}$). Os conteúdos de EPTs em CHR foram considerados como referência, ou seja, sem interferência antrópica significativa.

O FE é um índice empregado para quantificar o nível de enriquecimento de EPTs e avaliar a influência de atividades antrópicas ou processos geoquímicos (Lima et al., 2022; Pereira et al., 2020). Na estimativa de FE, os EPTs são geoquimicamente normalizados com base em um elemento que apresenta comportamento conservador, como Al, Fe ou Si (Brady et al., 2015). Neste estudo, o Fe foi adotado devido à sua abundância na área de estudo, influência natural e comportamento geoquímico conservador (Bhuiyan et al., 2010; Joshi et al., 2022), calculado a partir da equação 1:

$$FE = \frac{(C_{EPT})}{(C_{Fe})} / \frac{(B_{EPT})}{(B_{Fe})} \quad (1)$$

Onde C_{EPT} é a concentração do EPT na amostra, C_{Fe} é a concentração de Fe na mesma amostra, B_{EPT} é a concentração de EPT na área de referência, e B_{Fe} é a concentração de Fe na área de referência.

O Igeo foi originalmente proposto por Muller (1969) e tem sido aplicado em diversos estudos para mensurar os níveis de contaminação ambiental (Zhao et al., 2019), calculado com base na equação 2:

$$Igeo = \log_2 \left(\frac{C_{EPT}}{1,5B_{EPT}} \right) \quad (2)$$

Onde C_{EPT} é a concentração de EPT na amostra, B_{EPT} é a concentração de EPT na área de referência, e 1,5 é uma constante (Nkinahamira et al., 2019).

O FC foi desenvolvido por Hakanson (1980) e tem sido amplamente utilizado para avaliar o grau de contaminação por EPTs em diferentes ambientes (Bhuiyan et al., 2010; Pereira et al., 2020; Prabakaran et al., 2019). O FC é calculado de acordo com a equação 3:

$$FC = \frac{C_{EPT}}{B_{EPT}} \quad (3)$$

Onde C_{EPT} é a concentração do EPT na amostra e B_{EPT} é a concentração média do EPT na área de referência.

O FREP e o IREP foram empregados para avaliar os riscos ambientais associados aos EPTs nos sedimentos. O FREP reflete o risco individual de cada EPT no ambiente, enquanto o IREP engloba os riscos associados à exposição combinada de múltiplos EPTs (Lima et al.,

2022; Pereira et al., 2020). O FREP é obtido conforme a equação 4:

$$FREP = FRT \times \frac{C_{EPT}}{B_{EPT}} \quad (4)$$

Onde FRT representa o fator de resposta à toxidez de cada EPT (Cd = 30; Co, Cu, Ni e Pb = 5; Ba, Cr = 2; Mn e Zn = 1) (Hakanson, 1980; Lima et al., 2022; Ngole-Jeme & Fantke, 2017; Rodríguez-Espinosa et al., 2018; Yang et al., 2015), C_{EPT} é a concentração do EPT na amostra, e B_{EPT} é a concentração média do EPT na área de referência.

O IREP, por sua vez, indica os riscos ecológicos decorrentes da exposição aos vários EPTs estudados (Chen et al., 2020; Pereira et al., 2020). Nesse estudo, os valores de IREP foram encontrados de acordo com a equação 5:

$$IREP = FREP_1 + FREP_2 + FREP_3 + \dots + FREP_n \quad (5)$$

Onde FREP é o fator de risco ecológico potencial e n é o número de EPTs estudados.

Os resultados de FE, Igeo, FC, FREP e IREP foram então classificados para definir o nível de enriquecimento (FE), contaminação (Igeo e FC) e riscos ecológicos (FREP e IREP) (Anexo II).

2.2.6 Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos à análise estatística descritiva e ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). A comparação das áreas foi realizada utilizando análise de variância e teste de Tukey para dados paramétricos e teste de Kruskal-Wallis e teste de Dunn para dados não paramétricos ($p < 0,05$). Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o software R (versão 4.2.3).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Parâmetros físico-químicos da água

A temperatura da água variou entre 22,06 e 24,71 °C, com valores mais baixos em CHR, TUC e VAL que nas demais bacias (Tabela 1). Isso pode ser explicado pela presença de mata ciliar nessas áreas, que reduz a incidência de radiação solar. Comportamento similar foi observado por Ferreira et al. (2020) em bacias hidrográficas urbanas na cidade de Manaus, Amazônia ocidental. Segundo alguns estudos, sob maior temperatura, espera-se maior cinética

de adsorção/dessorção entre o contaminante e o material adsorvente (Ferraro et al., 2023). Assim, as maiores temperaturas em grande parte das bacias podem aumentar a toxicidade dos poluentes e, conseqüentemente, sua biodisponibilidade, além da alteração das interações químicas nas águas superficiais, promovendo o aumento das taxas metabólicas na biota, aumentando assim a absorção de contaminantes e sua vulnerabilidade a efeitos tóxicos (Singh et al., 2024).

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos da água nas bacias estudadas.

Bacias	Medidas estatísticas	Temperatura	pH	OD	CE	SDT
		(°C)	-	(mg L ⁻¹)	(μS cm ⁻¹)	(mg L ⁻¹)
CHR	Média	22,06	6,37	9,93	38,67	25,27
	Mediana	21,98 d	6,3 ef	10,34 a	39 e	25 g
	Desvio padrão	0,41	0,44	0,8	0,98	1,16
ARM	Média	22,69	6,13	3,8	336,26	217,81
	Mediana	22,71 c	6,1 f	3,71 bcd	373 cd	242 def
	Desvio padrão	0,22	0,43	1,26	144,5	92,63
ENO	Média	24,71	6,9	3,95	360,85	236,78
	Mediana	23,76 a	6,9 bc	3,64 cd	359 cd	238 cde
	Desvio padrão	1,57	0,32	1,1	33,3	23,94
ICO	Média	24,43	7,26	4,34	476,67	310,08
	Mediana	24,64 a	7,3 a	4,38 bcd	467 a	303,5 a
	Desvio padrão	0,44	0,1	0,29	30,88	21,05
MTF	Média	24,64	7,12	3,74	335,83	216,72
	Mediana	24,56 a	7,1 ab	3,81 cd	325,5 cd	211 ef
	Desvio padrão	0,41	0,05	1,19	22,57	16,16
MUR	Média	22,76	6,7	4,03	372,42	242,12
	Mediana	22,88 c	6,7 cde	3,67 bcd	355 bc	230,5 cde
	Desvio padrão	0,39	0,18	0,9	64,01	41,74
PCR	Média	24,6	7,32	4,69	418,92	275,17
	Mediana	24,66 a	7,3 a	4,56 bc	418,5 ab	274 ab
	Desvio padrão	0,42	0,13	0,37	6,42	6,06
TAM	Média	23,66	6,21	4,79	374,67	248,63
	Mediana	24,01 b	6,2 f	4,9 bc	360 bcd	241 bcd
	Desvio padrão	0,71	0,31	1,23	35,69	21,32
TUC	Média	22,38	6,96	4,72	343,89	222,85
	Mediana	22,34 d	6,9 bc	4,91 b	356 cd	231 cdef
	Desvio padrão	0,18	0,28	0,48	108,19	69,67
UNA	Média	23,58	6,66	3,57	309,85	201,41
	Mediana	23,51 b	6,6 de	3,25 d	298 d	194 f
	Desvio padrão	0,29	0,19	0,81	47,29	30,81
VAL	Média	22,24	6,69	3,98	367,74	267,85
	Mediana	22,36 d	6,8 cd	4,06 bcd	365 cd	248 abc
	Desvio padrão	0,45	0,45	1,13	221,38	48,25

Valores aceitáveis ^a	6-9	>5	-	500
CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR– Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una; e VAL – Val de Cans.				
Letras distintas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre bacias hidrográficas.				
OD – oxigênio dissolvido.				
CE – condutividade elétrica.				
SDT – sólidos dissolvidos totais.				
^a Resolução nº 357/2005 - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), para água doce classe II.				
Fonte: O autor (2025).				

O pH médio variou de 6,1 a 7,3, que foram dentro da faixa (6–9) recomendada pelo CONAMA (2005). Os maiores valores de pH foram registrados nas bacias antropizadas MTF, PCR e ICO, com caráter alcalino (> 7), possivelmente em virtude da antropização dos canais. Nas bacias com menor acidez (CHR, ARM e TAM), o pH da água pode estar sofrendo influência dos níveis de matéria orgânica, cuja decomposição gera ácidos húmicos e outros ácidos orgânicos que acidificam o meio (Adeney e Junk, 2013). Em águas naturais na Amazônia, por exemplo, Teixeira et al. (2020) encontraram pH consideravelmente mais baixo (abaixo de 6). Mudanças na acidez da água podem ocorrer com a remoção da vegetação primária, o aumento da velocidade de oxidação da matéria orgânica e o descarte de resíduos industriais e domésticos (Ferreira et al., 2020; Pinto et al., 2009).

Os teores de OD foram significativamente menores nas áreas antropizadas (Tabela 1). Além disso, apenas CHR apresentou teores de OD acima do valor adequado conforme a legislação ($>5 \text{ mg L}^{-1}$). O menor teor de OD nas bacias antropizadas pode ser explicado pela descarga de resíduos urbanos e industriais, que contribuem com a redução da disponibilidade de oxigênio no sistema aquático (Begum et al., 2023).

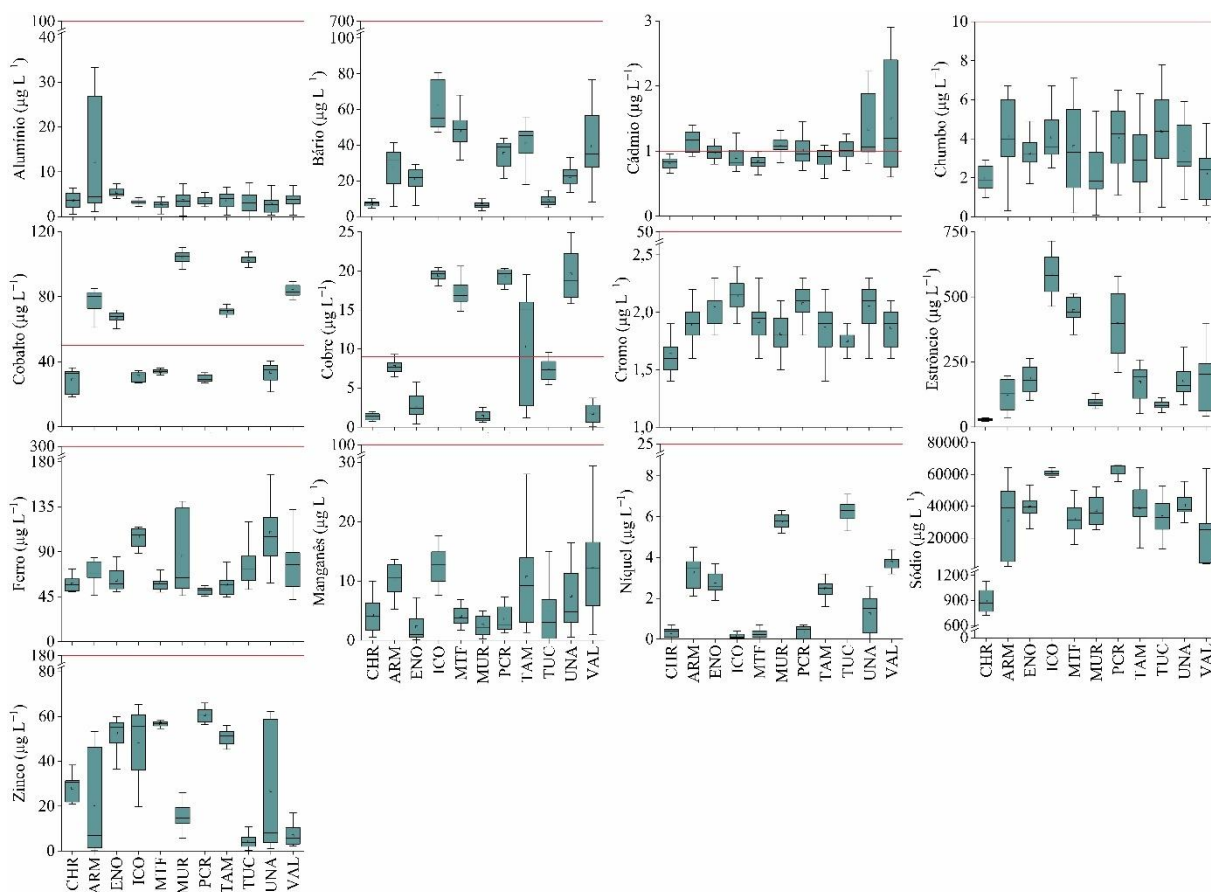
Segundo a CETESB (2013), valores de CE acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ sinalizam ambientes impactados (Batista et al., 2016; CONAMA, 2005). Isso foi observado em todas as bacias antropizadas, especialmente em ICO ($467 \mu\text{S cm}^{-1}$) e PCR ($418,5 \mu\text{S cm}^{-1}$). Os conteúdos de SDT, por sua vez, foram maiores em ICO ($303,5 \text{ mg L}^{-1}$), PCR (274 mg L^{-1}) e VAL (248 mg L^{-1}), todos abaixo do limite de 500 mg L^{-1} estabelecido pelo CONAMA (2005) para águas superficiais. O aumento no conteúdo de SDT nas áreas antropizadas tem relação com a maior presença de íons dissolvidos, resultante do escoamento superficial urbano e o aumento da quantidade de partículas em suspensão no período chuvoso (Begum et al., 2023; Dhanasekaran et al., 2016; Tian et al., 2019). A tendência de valores elevados de CE e SDT nas mesmas bacias pode ser explicada pela influência de compostos inorgânicos na CE da água (Kabir et al., 2022;

Bakyayita, 2019).

2.3.2. Conteúdos de EPTs na água

Os conteúdos de EPTs na água foram comparados com a resolução CONAMA 357/2005, considerando a classe II (Figura 2). O Anexo III apresenta a estatística resumida das concentrações de EPTs nas áreas estudadas e as concentrações médias de cada elemento. Dos elementos analisados, apenas os elementos Na e Sr não possuem limites estabelecidos pela legislação brasileira. Os elementos Al, Ba, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn apresentaram concentrações médias abaixo dos limites definidos pelo CONAMA em todas as áreas. Por outro lado, os elementos Cd, Co e Cu apresentaram concentrações médias acima dos limites estabelecidos pela legislação, o que sugere a necessidade de monitoramento contínuo para evitar o aumento dos níveis de contaminação, considerando a natureza não biodegradável desses contaminantes.

Figura 2. Conteúdos de EPTs na água das bacias hidrográficas estudadas.



CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR – Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una; e VAL – Val de Cans.

Linhas vermelhas representam os valores que constam na resolução CONAMA 357/2005.

Fonte: o autor (2025).

Em comparação com o valor estabelecido pelo CONAMA para Cd, as concentrações médias nas bacias que ultrapassaram esse limite (ARM, MUR, PCR, TUC, UNA e VAL) foram de 1,2 a 1,5 vezes maiores em relação ao valor estabelecido ($1 \mu\text{g L}^{-1}$). Várias atividades antrópicas podem estar contribuindo com o aumento dos níveis de EPTs na água nas áreas alteradas. Por exemplo, o aumento dos níveis de Cd na água geralmente ocorre a partir da queima de combustíveis fósseis, lixo urbano, lodo de esgoto, baterias de níquel-cádmio e outros componentes eletrônicos contendo Cd (Siqueira et al., 2024).

Para o Co, as bacias ARM, ENO, MUR, TAM, TUC e VAL apresentaram concentrações médias de 1,4 a 2,1 vezes maiores que o valor limite ($50 \mu\text{g L}^{-1}$). As altas concentrações de Co podem estar relacionadas com a queima de combustíveis e o descarte de resíduos industriais (Gál et al., 2008).

Para o Cu, nas bacias que ultrapassaram o limite (ICO, MTF, PCR, TAM e UNA), as concentrações foram de 1,1 a 2,2 vezes maiores em relação ao valor aceitável para esse elemento ($9 \mu\text{g L}^{-1}$). Essas altas concentrações encontradas de Cu podem estar associadas ao desgaste de rolamentos de veículos, lonas de freios e peças de motores (Hou et al., 2019; Orosun, 2021) que acabam sendo arrastados para os corpos hídricos.

As concentrações médias de Cd, Co e Cu encontradas neste estudo foram maiores que as obtidas por Lima et al. (2022), em um estudo realizado na Província Mineral de Carajás, estado do Pará, em quatro corpos d'água de grande importância para a região, onde esses elementos ficaram abaixo do limite de detecção. Por outro lado, Ferreira et al. (2020) encontraram concentração média de Cu aproximadamente 4 vezes menor em amostras de água coletadas em rios na área urbana da Região Metropolitana de Manaus – AM, norte do Brasil.

Além disso, comparando as concentrações médias dos elementos analisados com os valores médios de fundo mundiais (Klavinš et al., 2000, Zeng et al., 2015), notou-se que as concentrações médias de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn foram, respectivamente, 52, 2, 10, 8, 17 e 3 vezes maiores que os valores médios em âmbito mundial ($0,02$, 1 , 1 , $0,3$, $0,2$ e $10 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente).

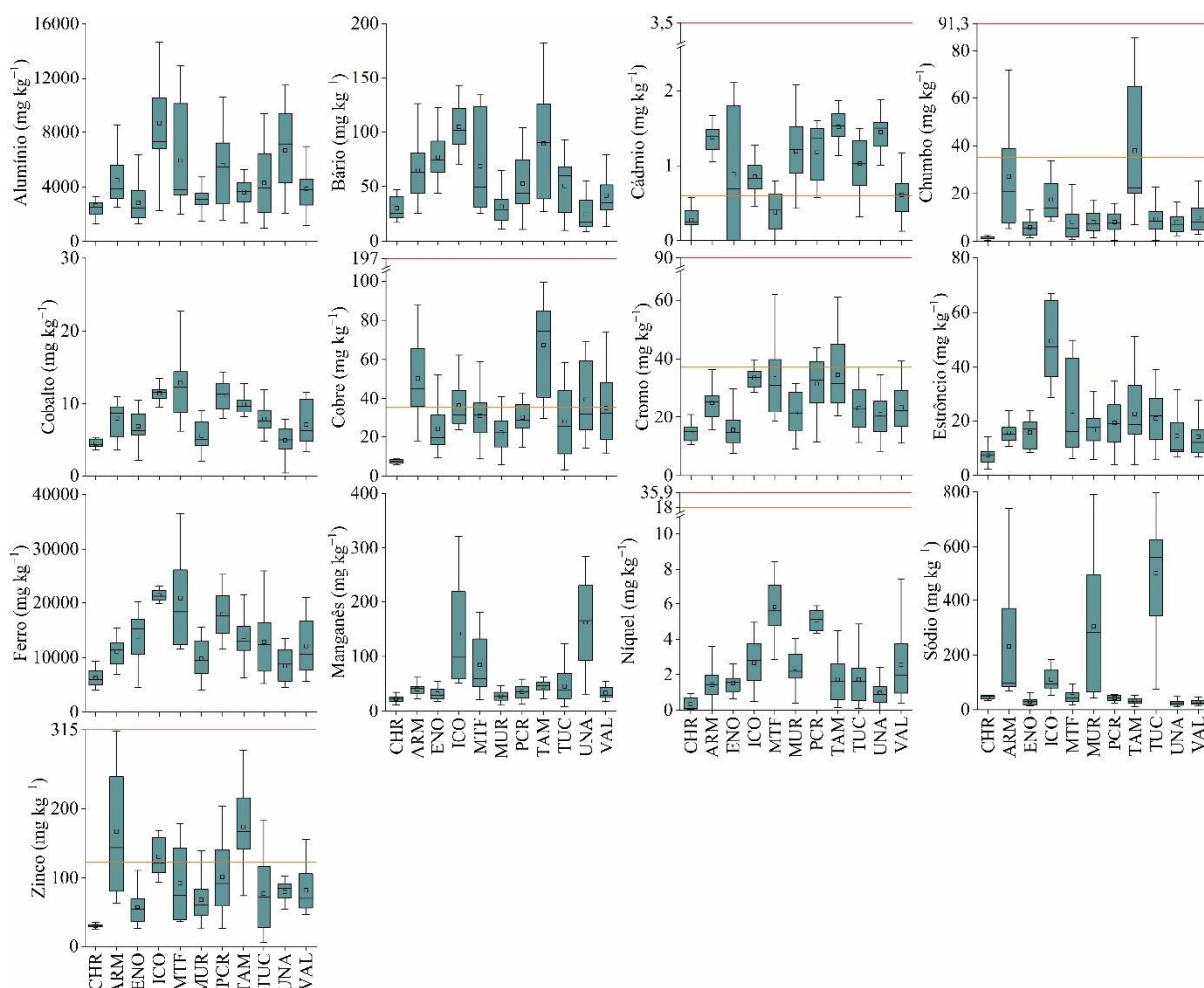
De forma semelhante, ao comparar as mesmas concentrações com os critérios internacionais de qualidade para águas doces estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2006), que visam proteger a vida aquática, observou-se que os elementos Cd, Pb e Zn excederam em 4,2, 1,1 e 3,4 vezes, respectivamente, os limites da Concentração Crônica (CCC). Esse parâmetro, que define a concentração máxima tolerável para exposição indefinida sem danos significativos aos organismos aquáticos ($0,25 \mu\text{g L}^{-1}$ para

Cd, $3 \mu\text{g L}^{-1}$ para Pb e $12 \mu\text{g L}^{-1}$ para Zn), foi ultrapassado, indicando risco potencial de impactos prolongados no ecossistema.

2.3.3. Conteúdos de EPTs nos sedimentos

Os conteúdos de EPTs nos sedimentos variaram estatisticamente entre as bacias estudadas (Figura 3, Anexo IV).

Figura 3. Concentrações de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos.



CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR – Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una; e VAL – Val de Cans.

Linhas amarelas indicam o nível de efeito limiar e linhas vermelhas indicam o nível de efeito provável.

Fonte: O autor (2025).

Os maiores valores de EPTs foram encontrados em locais com maior influência de fontes antrópicas. Esse padrão está de acordo com estudos anteriores que relacionam atividades humanas ao aumento da contaminação por EPTs (Castro et al., 2021; Yi et al., 2020; Zeng et

al., 2020). Entre os principais fatores que contribuem para essa alteração, merecem destaque a liberação de efluentes domésticos, o tráfego veicular intenso e o descarte inadequado de resíduos urbanos (dos Santos et al., 2020). A influência dessas fontes na contaminação por EPTs reforça a necessidade de medidas para mitigar a introdução desses elementos no ambiente.

Os conteúdos médios de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn foram comparados com os níveis 1 e 2 estabelecidos pela resolução CONAMA 454/2012 (Figura 3), para avaliar a possível incidência de efeitos adversos sobre os organismos. Não existem valores estabelecidos para Al, Ba, Co, Fe, Mn e Sr nos critérios de qualidade dos sedimentos. No entanto, diversos estudos relatam contaminação de sedimentos por esses elementos, o que pode representar um risco potencial à biota aquática (Carvalho et al., 2024; Ferreira et al., 2020; Senze et al., 2021; Tulcan et al., 2023; Xu et al., 2022).

As concentrações médias de Cd, Cu, Pb e Zn ultrapassaram o nível 1 em algumas bacias, indicando provável risco ecotoxicológico, especialmente em ARM, ICO e TAM, que apresentaram valores elevados de Zn e, no caso de TAM, também de Pb. As bacias CHR e MTF, por sua vez, apresentaram todos os EPTs em conteúdos abaixo do nível 1. Os EPTs Cr e Ni não ultrapassaram o nível 1 em nenhuma área, sugerindo baixo risco ecotoxicológico. Nenhum EPT teve concentrações médias acima do nível 2, indicando que, apesar dos riscos potenciais, não há contaminação severa para a biota pelos elementos avaliados.

Em áreas urbanas, sedimentos comumente apresentam concentrações elevadas de Cd, Pb, Zn e Cu (Xia et al., 2018). As principais fontes de Cd são baterias Ni-Cd, pigmentos e processos metalúrgicos, plástico, refino e soldagem (Lahijanzadeh et al., 2019; Ustaoglu e Islam, 2020). Para o Pb, as principais fontes incluem a liberação por escapamentos e baterias de veículos, além de resíduos domésticos e industriais (Safiur Rahman et al., 2019; Ustaoglu e Islam, 2020). O Zn também tem dispersão potencializada por componentes automotivos, como pneus, lubrificantes e carburadores (Lahijanzadeh et al., 2019; Safiur Rahman et al., 2019; Ustaoglu e Islam, 2020). O Cu, por sua vez, tem como fonte o desgaste de rolamentos, lonas de freio e peças de motor (Hou et al., 2019). O monitoramento da emissão desses elementos deve ser potencializado em Belém, cujos altos índices pluviométricos podem estar favorecendo o transporte e a deposição de EPTs nos sedimentos, aumentando o risco de contaminação.

2.3.4. Avaliação da contaminação dos sedimentos

Os índices FE, Igeo e FC indicaram diferentes graus de enriquecimento e contaminação por EPTs nas bacias analisadas (Tabela 2). O FE variou de ausente–mínimo a moderado para a maioria dos elementos e indicou enriquecimento significativo para Mn (UNA), Na (TUC), Ni

(MTF e PCR) e Pb (ARM e TAM). Tais resultados sugerem que as bacias ARM, MTF, TAM e TUC merecem atenção pelos EPTs em níveis elevados de enriquecimento. Os resultados foram classificados de acordo com o Anexo II.

Tabela 2. Fator de enriquecimento, índice de geoacumulação e fator de contaminação de elementos potencialmente tóxicos em sedimentos das bacias hidrográficas estudadas.

Elemento	ARM	ENO	ICO	MTF	MUR	PCR	TAM	TUC	UNA	VAL
Fator de enriquecimento (FE)										
Al	1,02	0,56	1,13	0,70	0,85	0,79	0,67	0,82	2,47	0,85
Ba	1,18	1,29	1,01	0,64	0,64	0,56	1,30	0,80	0,60	0,78
Cd	3,07	1,41	0,90	0,43	3,26	1,57	2,80	2,32	4,33	1,21
Co	1,00	0,77	0,75	0,87	0,79	0,89	1,09	0,96	0,82	0,84
Cu	3,62	1,49	1,41	1,24	1,82	1,38	4,23	1,93	3,84	2,56
Cr	0,98	0,49	0,66	0,68	0,93	0,72	1,09	0,83	1,05	0,84
Mn	1,01	0,66	1,79	1,24	0,77	0,52	0,93	0,88	6,28	0,84
Na	3,40	0,31	0,71	0,33	5,00	0,33	0,32	5,99	0,40	0,31
Ni	2,34	2,08	2,20	5,25	4,24	5,27	2,13	2,79	2,00	3,51
Pb	10,00	2,02	3,62	1,59	3,61	1,83	11,94	3,47	4,23	4,44
Sr	1,23	1,03	1,93	0,89	1,40	0,82	1,29	1,48	1,48	1,00
Zn	3,00	0,89	1,28	0,86	1,42	1,09	2,65	1,31	2,12	1,54
Elemento	Índice de geoacumulação (Igeo)									
Al	1,35	0,69	2,47	1,61	0,87	1,67	1,06	1,10	1,94	1,15
Ba	1,56	1,88	2,35	1,50	0,46	1,11	1,90	1,06	0,06	0,91
Cd	2,91	1,76	2,17	1,11	2,60	2,62	3,05	2,39	2,97	1,47
Co	1,33	1,10	1,95	2,01	0,77	1,89	1,74	1,36	0,55	1,15
Cu	3,16	2,10	2,77	2,43	1,97	2,51	3,64	2,03	2,80	2,60
Cr	1,31	0,57	1,76	1,64	1,02	1,58	1,73	1,15	0,99	1,15
Fe	1,37	1,65	2,37	2,22	1,14	2,07	1,66	1,47	0,94	1,42
Mn	1,36	0,97	2,87	2,16	0,76	1,11	1,53	1,22	3,21	1,06
Na	2,40	-0,17	1,76	0,52	2,69	0,44	-0,03	3,91	-0,42	-0,34
Ni	1,83	2,63	3,25	4,58	3,18	4,44	2,41	2,41	1,36	3,01
Pb	4,44	2,38	4,05	2,38	2,88	2,68	4,97	2,94	2,87	3,17
Sr	1,60	1,58	3,25	1,91	1,60	1,67	1,90	1,84	1,35	1,35
Zn	2,87	1,39	2,68	1,94	1,62	2,10	3,00	1,37	1,97	1,95
Elemento	Fator de contaminação (FC)									
Al	1,81	1,20	3,89	2,50	1,28	2,44	1,48	1,85	2,85	1,64
Ba	2,15	2,55	3,46	2,28	1,04	1,75	2,96	1,68	0,80	1,38
Cd	5,06	3,62	3,13	1,64	4,37	4,33	5,56	3,76	5,30	2,24
Co	1,78	1,54	2,58	2,90	1,24	2,52	2,25	1,76	1,10	1,59

Cu	6,63	3,19	4,81	4,06	2,92	3,95	8,87	3,67	5,20	4,64
Cr	1,70	1,05	2,27	2,25	1,44	2,13	2,34	1,57	1,41	1,59
Fe	1,77	2,23	3,44	3,36	1,57	2,89	2,22	2,06	1,35	1,94
Mn	1,77	1,39	6,21	3,71	1,21	1,56	1,99	1,98	7,12	1,45
Na	5,07	0,65	2,42	1,07	6,68	0,94	0,71	11,00	0,54	0,56
Ni	4,06	4,40	7,65	16,65	6,81	14,58	4,98	4,96	2,79	7,35
Pb	19,43	4,23	12,48	5,90	5,77	5,76	27,15	6,68	5,70	7,22
Sr	2,08	2,11	6,62	3,14	2,21	2,57	3,01	2,79	1,93	1,89
Zn	5,59	1,92	4,37	3,09	2,30	3,40	5,80	2,59	2,67	2,75

CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR – Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una; e VAL – Val de Cans.

Fonte: O autor (2025).

O Igeo apontou ausência de contaminação por Na em ENO, TAM, UNA e VAL, enquanto Al, Ba, Co, Cr, Fe e Zn apresentaram contaminação entre baixa e moderada a alta. Os elementos Cd, Cu, Mn e Sr apresentaram valores de Igeo indicando contaminação baixa a alta, enquanto Ni (MTF e PCR) e Pb (ARM, ICO e TAM) apresentaram contaminação de alta a extrema em algumas bacias.

Quanto ao FC, apenas Ba (UNA) e Na (ENO, PCR, TAM, UNA e VAL) apresentaram contaminação baixa, enquanto Cr exibiu contaminação moderada em todas as áreas. Elementos como Cu (TAM), Mn (ICO e UNA), Na (MUR e TUC), Ni (ICO, MTF, MUR, PCR e VAL), Pb (ARM, ICO, TAM, TUC e VAL) e Sr (ICO) apresentaram contaminação muito alta. Dessa forma, as bacias ARM, ICO, MTF, TAM e TUC foram as mais impactadas, principalmente por Ni e Pb como os elementos mais críticos, evidenciando acúmulo de origem antrópica nas bacias estudadas.

Valores de $FE > 1,5$ apontam influência antrópica (Covre et al., 2022; Kinimo et al., 2018; Pereira et al., 2022), que pode ter relação com emissões industriais e descargas urbanas. Esse impacto pode ser agravado por condições climáticas extremas, que aceleram a corrosão de metais e promovem a liberação desses contaminantes (Guo et al., 2021; Huang et al., 2022; Jahandari, 2020; Tepanosyan et al., 2023). É importante mencionar que a riqueza natural também pode contribuir para níveis elevados de EPTs, especialmente em bacias hidrográficas sujeitas a cheias sazonais, onde partículas com altos níveis desses elementos são transportadas para os sedimentos (Lima et al., 2022).

2.3.5. Avaliação de risco ambiental

De acordo com a classificação do Anexo II e os resultados obtidos (Tabela 3), os valores

de FREP indicaram que parte das bacias apresentaram risco ecológico moderado para alguns elementos, como ICO (Pb), MTF (Cd), PCR (Ni), TAM (Cu) e VAL (Cd). O Cd apresentou risco considerável em grande parte das bacias antropizadas (ARM, ENO, ICO, MUR, PCR, TUC e UNA), enquanto o Ni teve risco considerável em MTF e o Pb em ARM e TAM. O Cd foi o único elemento a atingir a classificação de alto risco ecológico ($160 < \text{FREP} \leq 320$), evidenciado na bacia TAM.

Tabela 3. Fatores de risco ecológicos potenciais (FREP) e índices de risco ecológico potencial (IREP) de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos.

Elemento	Bacias									
	ARM	ENO	ICO	MTF	MUR	PCR	TAM	TUC	UNA	VAL
Fator de risco ecológico potencial (FREP)										
Ba	4,31 (±1,81)	5,10 (±1,43)	6,93 (±1,44)	4,55 (±2,88)	2,09 (±1,07)	3,49 (±2,02)	5,92 (±3,24)	3,35 (±1,71)	1,61 (±0,92)	2,76 (±1,25)
Cd	151,70 (±22,02)	108,73 (±86,69)	93,80 (±27,27)	49,30 (±23,31)	131,01 (±47,76)	129,95 (±41,86)	166,78 (±22,50)	112,81 (±38,59)	158,99 (±25,47)	67,12 (±35,12)
Co	8,91 (±2,78)	7,68 (±2,53)	12,91 (±1,18)	14,52 (±6,04)	6,22 (±2,53)	12,61 (±2,60)	11,26 (±1,68)	8,82 (±2,30)	5,51 (±2,11)	7,93 (±3,03)
Cu	33,15 (±14,67)	15,96 (±7,99)	24,04 (±8,64)	20,28 (±9,29)	14,62 (±6,52)	19,77 (±5,72)	44,37 (±14,73)	18,35 (±12,25)	26,01 (±12,29)	23,19 (±12,07)
Cr	3,40 (±0,79)	2,09 (±0,74)	4,54 (±0,49)	4,50 (±1,91)	2,89 (±1,01)	4,25 (±1,36)	4,67 (±1,61)	3,13 (±1,06)	2,83 (±1,03)	3,17 (±1,17)
Mn	1,77 (±0,45)	1,39 (±0,50)	6,21 (±4,76)	3,71 (±2,40)	1,21 (±0,44)	1,56 (±0,62)	1,99 (±0,46)	1,98 (±1,33)	7,12 (±3,40)	1,45 (±0,47)
Ni	20,28 (±14,08)	21,98 (±7,70)	38,24 (±20,58)	83,23 (±23,88)	34,04 (±14,20)	72,91 (±8,28)	24,89 (±17,76)	24,79 (±17,57)	13,95 (±10,52)	36,74 (±27,40)
Pb	97,16 (±68,93)	21,15 (±12,92)	62,41 (±34,38)	29,52 (±28,94)	28,85 (±15,35)	28,81 (±17,70)	135,76 (±97,83)	33,40 (±20,69)	28,50 (±15,61)	36,11 (±23,19)
Zn	5,59 (±2,81)	1,92 (±0,86)	4,37 (±0,94)	3,09 (±1,86)	2,30 (±1,13)	3,40 (±1,99)	5,80 (±2,31)	2,59 (±1,92)	2,67 (±0,53)	2,75 (±1,05)
IREP	326,26	186	253,45	212,70	223,30	276,76	401,43	209,23	247,19	181,21

CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR – Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una e VAL – Val de Cans.

IREP = índice de risco ecológico potencial.

Resultados apresentados como médias ± desvio padrão.

Fonte: O autor (2025).

Os resultados do IREP, calculado a partir da soma dos FREP de cada elemento, indicaram risco moderado nas bacias ENO, ICO, MTF, MUR, TUC, UNA e VAL. Risco alto foi identificado nas bacias ARM, PCR e TAM. Tais variações podem estar relacionadas aos diferentes graus de contaminação, bem como aos diferentes fatores de resposta tóxica desses elementos.

A contaminação de EPTs em corpos hídricos é impulsionada por múltiplas fontes, incluindo escoamento superficial, esgoto e deposição atmosférica, que transportam esses poluentes para ambientes aquáticos, onde os elementos são acumulados nos sedimentos (Zheng et al., 2025). Elementos como Cd, Cr Cu, Ni, Pb e Zn são frequentemente detectados em concentrações superiores aos níveis naturais locais, geralmente em contaminação significativa (Haghnazar et al., 2021; Li et al., 2021; Peter et al., 2021; Zhang et al., 2017). Além dos riscos diretos para organismos aquáticos, a presença desses elementos pode alterar comunidades microbianas e ampliar os impactos ambientais (Chen et al., 2021; Haghnazar et al., 2021).

Uma alta contribuição do Cd foi evidenciada nos valores de IREP. Estudos destacam que esse elemento é considerado crítico em sedimentos fluviais contaminados devido ao seu alto risco, cujo enriquecimento por atividades humanas demanda priorização em estratégias de controle de poluição por EPTs (Gu et al., 2022; Ke et al., 2017; Ouyang et al., 2017; Zeng et al., 2020).

2.4 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo demonstram impactos significativos nas bacias hidrográficas de Belém, revelando alterações na qualidade da água, concentrações elevadas de EPTs e riscos ambientais associados. A análise dos parâmetros físico-químicos revelou variações importantes entre as bacias: áreas com mata ciliar apresentaram temperaturas mais baixas, enquanto bacias inadequadamente antropizadas tiveram menor oxigênio dissolvido e maiores níveis de condutividade e sólidos totais. Na água, Cd, Co e Cu foram encontrados em concentrações médias acima dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, evidenciando a necessidade de monitoramento contínuo. Nos sedimentos, observou-se maior acúmulo de EPTs em locais sob intensa influência antrópica, com índices ambientais apontando níveis críticos para Ni e Pb em bacias como ARM, ICO, MTF, TAM e TUC. A avaliação de risco ecológico evidenciou risco alto em ARM, PCR e TAM, com o Cd como elemento crítico. Os resultados indicam que fontes urbanas podem estar comprometendo a integridade dos ecossistemas locais. Políticas públicas voltadas para o controle de poluentes urbanos devem ser implementadas para mitigar possíveis riscos ecotoxicológicos.

REFERÊNCIAS

- Adeney, J.M., Junk, W.J., 2013. Chemistry of different Amazonian water types for river classification: a preliminary review. *Water Soc.* ii 178, 1117.
- Ahsan, M.A., Satter, F., Siddique, M.A.B., Akbor, M.A., Ahmed, S., Shajahan, M., Khan, R., 2019. Chemical and physicochemical characterization of effluents from the tanning and textile industries in Bangladesh with multivariate statistical approach. *Environ. Monit. Assess.* 191, 1–24. <https://doi.org/10.1007/S10661-019-7654-2/FIGURES/6>
- Alvares, C., Stape, J., ... P.S.-M., 2013, U., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. 143.107.18.37CA Alvares, JL Stape, PC Sentelhas, JLM Gonçalves, G Sparovek *Meteorologische zeitschrift*, 2013•143.107.18.37 22, 711–728.
- APHA, 2005. Standard methods for the examination of water and waste water.
- Bakyayita, G.K., Norrström, A.C., Kulabako, R.N., 2019. Assessment of Levels, Speciation, and Toxicity of Trace Metal Contaminants in Selected Shallow Groundwater Sources, Surface Runoff, Wastewater, and Surface Water from Designated Streams in Lake Victoria Basin, Uganda. *J. Environ. Public Health* 2019, 6734017. <https://doi.org/10.1155/2019/6734017>
- Batista, N.J.C., de Carvalho Melo Cavalcante, A.A., de Oliveira, M.G., Medeiros, E.C.N., Machado, J.L., Evangelista, S.R., Dias, J.F., dos Santos, C.E.I., Duarte, A., da Silva, F.R., da Silva, J., 2016. Genotoxic and mutagenic evaluation of water samples from a river under the influence of different anthropogenic activities. *Chemosphere* 164, 134–141. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.08.091>
- Begum, W., Goswami, L., Sharma, B.B., Kushwaha, A., 2023. Assessment of urban river pollution using the water quality index and macro-invertebrate community index. *Environ. Dev. Sustain.* 25, 8877–8902. <https://doi.org/10.1007/S10668-022-02369-5/TABLES/9>
- Bhuiyan, M.A.H., Parvez, L., Islam, M.A., Dampare, S.B., Suzuki, S., 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *J. Hazard. Mater.* 173, 384–392. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2009.08.085>
- Brady, J.P., Ayoko, G.A., Martens, W.N., Goonetilleke, A., 2015. Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments. *Environ. Monit. Assess.* 187, 1–14. <https://doi.org/10.1007/S10661-015-4563-X/TABLES/6>
- Carvalho, M. de A.R., Rosa, L.M.T., Godinho, J.P.M., Afonso, M., Botero, W.G., de Oliveira, L.C., 2024. Comparative analysis of sediment quality indices using different reference values in an environmental protection area in Southeastern Brazil. *Environ. Geochem. Health* 46, 1–18. <https://doi.org/10.1007/S10653-024-01938-Z/FIGURES/8>
- Castro, M.F., Almeida, C.A., Bazán, C., Vidal, J., Delfini, C.D., Villegas, L.B., 2021. Impact of anthropogenic activities on an urban river through a comprehensive analysis of water and sediments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 37754–37767. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-13349-Z/FIGURES/5>
- CETESB Relatório de qualidade de água superficiais. Companhia ambiental do estado. São Paulo: Relatório de Governo, 2013.
- Chen, H., Chen, Zhibiao, Chen, Zhiqiang, Ou, X., Chen, J., 2020. Calculation of Toxicity Coefficient of Potential Ecological Risk Assessment of Rare Earth Elements. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 104, 582–587. <https://doi.org/10.1007/S00128-020-02840-X/TABLES/6>
- Chen, Z., Huang, S., Chen, L., Cheng, B., Li, M., Huang, H., 2021. Distribution, source, and ecological risk assessment of potentially toxic elements in surface sediments from Qingfeng River, Hunan, China. *J. Soils Sediments* 21, 2686–2698. <https://doi.org/10.1007/S11368-021-02962-7/FIGURES/6>
- CONAMA, 2005. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.

- CONAMA, 2012. Resolução CONAMA n° 454, de 1° de Novembro de 2012.
- Covre, W.P., Ramos, S.J., Pereira, W.V. da S., Souza, E.S. de, Martins, G.C., Teixeira, O.M.M., Amarante, C.B. do, Dias, Y.N., Fernandes, A.R., 2022. Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. *J. Hazard. Mater.* 421, 126688. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126688>
- Cüce, H., Kalipci, E., Ustaoglu, F., Baser, V., Türkmen, M., 2022. Ecotoxicological health risk analysis of potential toxic elements accumulation in the sediments of Kızılırmak River. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 19, 10759–10772. <https://doi.org/10.1007/S13762-021-03869-Z/FIGURES/12>
- Dar, S.A., Hamid, A., Rashid, I., Bhat, S.U., 2022. Identification of anthropogenic contribution to wetland degradation: Insights from the environmetric techniques. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 36, 1397–1411. <https://doi.org/10.1007/S00477-021-02121-X/TABLES/4>
- de la Parra, S., González, V., Solórzano Vives, P., Curiel-Alegre, S., Velasco-Arroyo, B., Rad, C., Barros, R., Tamayo-Ramos, J.A., Rumbo, C., 2022. Comparative toxicological assessment of three soils polluted with different levels of hydrocarbons and heavy metals using in vitro and in vivo approaches. *Environ. Pollut.* 315, 120472. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.120472>
- Dhanasekarapandian, M., Chandran, S., Devi, D.S., Kumar, V., 2016. Spatial and temporal variation of groundwater quality and its suitability for irrigation and drinking purpose using GIS and WQI in an urban fringe. *J. African Earth Sci.* 124, 270–288. <https://doi.org/10.1016/J.JAFREARSCI.2016.08.015>
- dos Santos, V.M., de Andrade, L.C., Tiecher, T., de Oliveira Camargo, F.A., 2020. The Urban Pressure Over the Sediment Contamination in a Southern Brazil Metropolis: the Case of Diluvio Stream. *Water. Air. Soil Pollut.* 231, 1–15. <https://doi.org/10.1007/S11270-020-04504-2/FIGURES/8>
- Ferraro, A., Marino, E., Trancone, G., Race, M., Mali, M., Pontoni, L., Fabbicino, M., Spasiano, D., Fratino, U., 2023. Assessment of environmental parameters effect on potentially toxic elements mobility in foreshore sediments to support marine-coastal contamination prediction. *Mar. Pollut. Bull.* 194, 115338. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2023.115338>
- Ferreira, M. da S., Fontes, M.P.F., Pacheco, A.A., Lima, H.N., Santos, J.Z.L., 2020. Risk assessment of trace elements pollution of Manaus urban rivers. *Sci. Total Environ.* 709, 134471. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134471>
- Fonseca, R., Pinho, C., Albuquerque, T., Araújo, J., 2021. Environmental Factors and Metal Mobilisation in Alluvial Sediments—Minas Gerais, Brazil. *Geosci.* 2021, Vol. 11, Page 110 11, 110. <https://doi.org/10.3390/GEOSCIENCES11030110>
- Gad, M., Saleh, A.H., Hussein, H., Farouk, M., Elsayed, S., 2022. Appraisal of Surface Water Quality of Nile River Using Water Quality Indices, Spectral Signature and Multivariate Modeling. *Water* 2022, Vol. 14, Page 1131 14, 1131. <https://doi.org/10.3390/W14071131>
- Gál, J., Hursthouse, A., Tatner, P., Stewart, F., Welton, R., 2008. Cobalt and secondary poisoning in the terrestrial food chain: Data review and research gaps to support risk assessment. *Environ. Int.* 34, 821–838. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2007.10.006>
- Gonçalves, D.A.M., da Silveira Pereira, W.V., Johannesson, K.H., Pérez, D.V., Guilherme, L.R.G., Fernandes, A.R., 2022. Geochemical Background for Potentially Toxic Elements in Forested Soils of the State of Pará, Brazilian Amazon. *Minerals* 12, 674. <https://doi.org/10.3390/MIN12060674/S1>
- Gu, X., Lin, C., Wang, B., Wang, J., Ouyang, W., 2022. A comprehensive assessment of anthropogenic impacts, contamination, and ecological risks of toxic elements in sediments of urban rivers: A case study in Qingdao, East China. *Environ. Adv.* 7, 100143. <https://doi.org/10.1016/J.ENVADV.2021.100143>

- Gul, N., Khan, B., Khan, A.H.A., Nawaz, T., Wahid, F., Toloza, C.A.T., Alzahrani, E., Hauser-Davis, R.A., Khan, S., 2024. A novel assessment of potentially toxic elements (PTEs) in water and sediment samples from the Indus River, Pakistan: An ecological risk assessment approach. *Mar. Pollut. Bull.* 205, 116657. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2024.116657>
- Guo, G., Wang, Y., Zhang, D., Lei, M., 2021. Source-specific ecological and health risks of potentially toxic elements in agricultural soils in Southern Yunnan Province and associated uncertainty analysis. *J. Hazard. Mater.* 417, 126144. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126144>
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Res.* 14, 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Haghnazar, H., Belmont, P., Johannesson, K.H., Aghayani, E., Mehraein, M., 2023. Human-induced pollution and toxicity of river sediment by potentially toxic elements (PTEs) and accumulation in a paddy soil-rice system: A comprehensive watershed-scale assessment. *Chemosphere* 311, 136842. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.136842>
- Haghnazar, H., Hudson-Edwards, K.A., Kumar, V., Pourakbar, M., Mahdavianpour, M., Aghayani, E., 2021. Potentially toxic elements contamination in surface sediment and indigenous aquatic macrophytes of the Bahmanshir River, Iran: Appraisal of phytoremediation capability. *Chemosphere* 285, 131446. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131446>
- Hou, S., Zheng, N., Tang, L., Ji, X., Li, Y., Hua, X., 2019. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018. *Environ. Int.* 128, 430–437. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.04.046>
- Hu, Y., Gao, L., Ma, C., Wang, H., Zhou, C., 2023. The Comprehensive Reduction Capacity of Five Riparian Vegetation Buffer Strips for Primary Pollutants in Surface Runoff. *Appl. Sci.* 2023, Vol. 13, Page 3898 13, 3898. <https://doi.org/10.3390/APP13063898>
- Huang, C.C., Cai, L.M., Xu, Y.H., Jie, L., Chen, L.G., Hu, G.C., Jiang, H.H., Xu, X.B., Mei, J.X., 2022. A comprehensive exploration on the health risk quantification assessment of soil potentially toxic elements from different sources around large-scale smelting area. *Environ. Monit. Assess.* 194, 1–17. <https://doi.org/10.1007/S10661-022-09804-0/FIGURES/4>
- INMET, 2024. INMET Clima. Disponível online: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos> (acessado em 15 de janeiro de 2024).
- IBGE, 2022. IBGE Cidades -. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Jahandari, A., 2020. Pollution status and human health risk assessments of selected heavy metals in urban dust of 16 cities in Iran. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 23094–23107. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-08585-8/TABLES/5>
- Joshi, P., Raju, N.J., Siddaiah, N.S., Karunanidhi, D., 2022. Environmental Pollution of Potentially Toxic Elements (PTEs) and its Human Health Risk Assessment in Delhi Urban Environs, India. *Urban Clim.* 46, 101309. <https://doi.org/10.1016/J.UCLIM.2022.101309>
- Kabir, A., Sraboni, H.J., Hasan, M.M., Sorker, R., 2022. Eco-environmental assessment of the Turag River in the megacity of Bangladesh. *Environ. Challenges* 6, 100423. <https://doi.org/10.1016/J.ENVCL.2021.100423>
- Ke, X., Gui, S., Huang, H., Zhang, H., Wang, C., Guo, W., 2017. Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China. *Chemosphere* 175, 473–481. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.02.029>

- Kinimo, K.C., Yao, K.M., Marcotte, S., Kouassi, N.L.B., Trokourey, A., 2018. Distribution trends and ecological risks of arsenic and trace metals in wetland sediments around gold mining activities in central-southern and southeastern Côte d'Ivoire. *J. Geochemical Explor.* 190, 265–280. <https://doi.org/10.1016/J.GEXPLO.2018.03.013>
- Klavinš, M., Briede, A., Rodinov, V., Kokorite, I., Parele, E., Klavina, I., 2000. Heavy metals in rivers of Latvia. *Sci. Total Environ.* 262, 175–183. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00597-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00597-0)
- Lahijanzadeh, A.R., Rouzbahani, M.M., Sabzalipour, S., Nabavi, S.M.B., 2019. Ecological risk of potentially toxic elements (PTEs) in sediments, seawater, wastewater, and benthic macroinvertebrates, Persian Gulf. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 377–389. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.05.030>
- Li, Y., Chen, H., Song, L., Wu, J., Sun, W., Teng, Y., 2021. Effects on microbiomes and resistomes and the source-specific ecological risks of heavy metals in the sediments of an urban river. *J. Hazard. Mater.* 409, 124472. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.124472>
- Lima, M.W. de, Pereira, W.V. da S., Souza, E.S. de, Teixeira, R.A., Palheta, D. da C., Faial, K. do C.F., Costa, H.F., Fernandes, A.R., 2022. Bioaccumulation and human health risks of potentially toxic elements in fish species from the southeastern Carajás Mineral Province, Brazil. *Environ. Res.* 204, 112024. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2021.112024>
- Lima, M.W., Alves, M., Santos, M.L.S., Santo, E.T., Nunes, D.M., 2014. Influência do ciclo de maré na variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do rio Curuçá, Nordeste Paraense. *Bol. Técnico Científico do Ceqnor* 14, 9–15.
- Looi, L.J., Aris, A.Z., Yusoff, F.M., Isa, N.M., Haris, H., 2019. Application of enrichment factor, geoaccumulation index, and ecological risk index in assessing the elemental pollution status of surface sediments. *Environ. Geochem. Health* 41, 27–42. <https://doi.org/10.1007/S10653-018-0149-1/FIGURES/6>
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20–31. <https://doi.org/10.1007/S002440010075/METRICS>
- Müller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geol. J.*
- Ngole-Jeme, V.M., Fantke, P., 2017. Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil. *PLoS One* 12, e0172517. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0172517>
- Nkinahamira, F., Suanon, F., Chi, Q., Li, Y., Feng, M., Huang, X., Yu, C.P., Sun, Q., 2019. Occurrence, geochemical fractionation, and environmental risk assessment of major and trace elements in sewage sludge. *J. Environ. Manage.* 249, 109427. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109427>
- Okoro, H.K., Orosun, M.M., Umar, S.A., Muzammil, K., Ogunkunle, C.O., Iwuzor, K.O., Emenike, E.C., Islam, S., Ngila, J.C., Zvinowanda, C., 2024. Human and ecological risk assessments of potentially toxic elements in sediments around a pharmaceutical industry. *Heliyon* 10. <https://doi.org/10.1016/J.HELİYON.2024.E31685/ATTACHMENT/D1AD82E4-8E9B-488F-B564-28331A0D89D7/MMC1.DOCX>
- Orosun, M.M., 2021. Assessment of arsenic and its associated health risks due to mining activities in parts of North-central Nigeria: Probabilistic approach using Monte Carlo. *J. Hazard. Mater.* 412, 125262. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.125262>
- Ouyang, W., Huang, W., Hao, X., Tysklind, M., Haglund, P., Hao, F., 2017. Watershed soil Cd loss after long-term agricultural practice and biochar amendment under four rainfall levels. *Water Res.* 122, 692–700. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.06.084>
- Parida, L., Patel, T.N., 2023. Systemic impact of heavy metals and their role in cancer

- development: a review. *Environ. Monit. Assess.* 2023 1956 195, 1–27. <https://doi.org/10.1007/S10661-023-11399-Z>
- Paton, E., Haacke, N., 2021. Merging patterns and processes of diffuse pollution in urban watersheds: A connectivity assessment. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 8, e1525. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1525>
- Pereira, W.V. da S., Ramos, S.J., Melo, L.C.A., Braz, A.M. de S., Dias, Y.N., Almeida, G.V. de, Fernandes, A.R., 2022. Levels and environmental risks of rare earth elements in a gold mining area in the Amazon. *Environ. Res.* 211, 113090. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.113090>
- Pereira, W.V. da S., Teixeira, R.A., Souza, E.S. de, Moraes, A.L.F. de, Campos, W.E.O., Amarante, C.B. do, Martins, G.C., Fernandes, A.R., 2020. Chemical fractionation and bioaccessibility of potentially toxic elements in area of artisanal gold mining in the Amazon. *J. Environ. Manage.* 267, 110644. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.110644>
- Peter, P.O., Rashid, A., Nkinahamira, F., Wang, H., Sun, Q., Gad, M., Yu, C.P., Hu, A., 2021. Integrated assessment of major and trace elements in surface and core sediments from an urban lagoon, China: Potential ecological risks and influencing factors. *Mar. Pollut. Bull.* 170, 112651. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112651>
- Pinto, A.G.N., Horbe, A.M.C., da Silva, M. do S.R., Miranda, S.A.F., Pascoaloto, D., Santos, H.M. da C., 2009. The human action effects on the hydrogeochemistry of Negro river at the Manaus shoreline. *Acta Amaz.* 39, 627–638. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000300018>
- Plano municipal de Belém – PMSB., 2022. Volume IV – Sistema de drenagem urbana e manejo de águas pluviais. <https://arbel.belem.pa.gov.br/wp-content/uploads/2022/05/VOLUME-IV-DRENAGEM.pdf>
- Ponte, J. P. X., 2015. Belém do Pará: cidade e água. *Cadernos Metrópole*, 17(33), 41–60. <https://doi.org/10.1590/2236-9996.2015-3302>
- Pompeu, M.M., Souza, J.R.S., Queiroz, J.C.B., Almeida, ; A C, Silva, C.C.S., Ribeiro, W.M., 2018. Lightning characteristics associated to severe storm cases, which impacted the cities of Belem and Santarem, in Amazonia. *Period. Pompeu, JRS Souza, JCB Queiroz, A Costa* *Revista Bras. Geogr. Física*, 2018•periodicos.ufpe.br 1202–1214.
- Prabakaran, K., Nagarajan, R., Eswaramoorthi, S., Anandkumar, A., Franco, F.M., 2019. Environmental significance and geochemical speciation of trace elements in Lower Baram River sediments. *Chemosphere* 219, 933–953. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.11.158>
- Ramos, S.J., de Oliveira, S.S.H., Ribeiro, P.G., Martins, G.C., da Silva Junior, E.C., Gastauer, M., Caldeira, C.F., Pereira, W.V. da S., Santos, D.C., Sarmento, P.S. de M., Nascimento Júnior, W. da R., Souza-Filho, P.W.M., 2024. Combining approaches for environmental assessment of rehabilitated gold-mining areas in the Eastern Amazon. *L. Degrad. Dev.* 35, 2313–2325. <https://doi.org/10.1002/LDR.5062>
- Rodríguez-Espinosa, P.F., Shruti, V.C., Jonathan, M.P., Martinez-Tavera, E., 2018. Metal concentrations and their potential ecological risks in fluvial sediments of Atoyac River basin, Central Mexico: Volcanic and anthropogenic influences. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 148, 1020–1033. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2017.11.068>
- Safiur Rahman, M., Khan, M.D.H., Jolly, Y.N., Kabir, J., Akter, S., Salam, A., 2019. Assessing risk to human health for heavy metal contamination through street dust in the Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh. *Sci. Total Environ.* 660, 1610–1622. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.12.425>
- Senze, M., Kowalska-Górska, M., Czyż, K., Wondolowska-Grabowska, A., Łuczyńska, J., 2021. Aluminum in Bottom Sediments of the Lower Silesian Rivers Supplying Dam

- Reservoirs vs. Selected Chemical Parameters. *Int. J. Environ. Res. Public Heal.* 2021, Vol. 18, Page 13170 18, 13170. <https://doi.org/10.3390/IJERPH182413170>
- Setia, R., Dhaliwal, S.S., Kumar, V., Singh, R., Kukal, S.S., Pateriya, B., 2020. Impact assessment of metal contamination in surface water of Sutlej River (India) on human health risks. *Environ. Pollut.* 265, 114907. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.114907>
- Sharma, K., Janardhana Raju, N., Singh, N., Sreekesh, S., 2022. Heavy metal pollution in groundwater of urban Delhi environs: Pollution indices and health risk assessment. *Urban Clim.* 45, 101233. <https://doi.org/10.1016/J.UCLIM.2022.101233>
- Siegel, F. R. 2002. *Environmental geochemistry of potentially toxic metals* (Vol. 32). Springer.
- Silva Junior, J. de A., da Costa, A.C.L., Pezzuti, J.C.B., da Costa, R.F., 2013. Variabilidade espacial do conforto térmico e a segregação social do espaço urbano na cidade de Belém, PA. *Rev. Bras. Meteorol.* 28, 419–428. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862013000400008>
- Singh, P.K., Umesh Kumar, ., Kumar, I., Dwivedi, A., Singh, P., Mishra, S., Chandra, ., Seth, S., Rajesh, ., Sharma, K., 2024. Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: sources, monitoring, and its impact on human health. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2024 3145 31, 56428–56462. <https://doi.org/10.1007/S11356-024-34932-0>
- Singh, U.K., Kumar, B., 2017. Pathways of heavy metals contamination and associated human health risk in Ajay River basin, India. *Chemosphere* 174, 183–199. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.01.103>
- Siqueira, J.A.M., Teixeira, D.M., Da Piedade, G.J.L., Souza, C. de O., Moura, T.C.F., de Nazare Miranda Bahia, M., Brasiliense, D.M., de Sousa Santos, D.S.A., de Sa Moraes, L.L.C., de Fátima Lobato Da Silva, D., Carneiro, B.S., Pinheiro, K. da C., Junior, E.C.S., Catete, C.P., de Paula Souza E Guimarães, R.J., Ferreira, J.L., Chagas Junior, W.D. das, Machado, R.S., Tavares, F.N., Resque, H.R., Dos Santos Lobo, P., de Fátima dos Santos Guerra, S., Soares, L.S., Da Silva, L.D., Gabbay, Y.B., 2024. Environmental health of water bodies from a Brazilian Amazon Metropolis based on a conventional and metagenomic approach. *J. Appl. Microbiol.* 135, 101. <https://doi.org/10.1093/JAMBIO/LXAE101>
- Souza, E. de, Texeira, R., ... H. da C.-S. of the T., 2017, U., 2017. Assessment of risk to human health from simultaneous exposure to multiple contaminants in an artisanal gold mine in Serra Pelada, Pará, Brazil. ElsevierES Souza, RA Texeira, HSC da Costa, FJ Oliveira, LCA Melo, KCF Faial, AR FernandesScience Total Environ. 2017•Elsevier.
- Targa, M. dos S., Batista, G.T., Diniz, H.N., Dias, N.W., Matos, F.C., 2012. Urbanizacao e escoamento superficial na bacia hidrografica do Igarape Tucunduba, Belem, PA, Brasil. *Ambient. e Agua - An Interdiscip. J. Appl. Sci.* 7, 120–142. <https://doi.org/10.4136/AMBI-AGUA.905>
- Teixeira, P.C., Donagemma, G.K., Fontana, A., Teixeira, W.G., 2017. *Manual de métodos de análise de solo*.
- Teixeira, S.S., Dall'Agnol, R., Sahoo, P.K., Salomão, G.N., Guimarães, J.T.F., Costa, M., 2020. Water chemistry and estimation of background levels of elements in surface water bodies from a protected area in the vicinity of Fe deposits, Southeastern Amazon. *Environ. Forensics* 21, 176–194. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1728436>
- Tepanosyan, G., Yenokyan, T., Sahakyan, L., 2023. Geospatial patterns and geochemical compositional characteristics of molybdenum in different mediums of an urban environment. *Environ. Res.* 239, 117340. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.117340>
- Tian, Y., Jiang, Y., Liu, Q., Dong, M., Xu, D., Liu, Y., Xu, X., 2019. Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River,

- northern China. Sci. Total Environ. 667, 142–151. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.02.356>
- Tulcan, R.X.S., Ouyang, W., Guo, Z., Lin, C., Cui, X., Hu, J., He, M., 2023. Industrial impacts on vanadium contamination in sediments of Chinese rivers and bays. Sci. Total Environ. 873, 162379. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.162379>
- USEPA, 2006. National recommended water quality criteria Office of Water, EPA-822-R-02-047, US Environmental Protection Agency Return.
- USEPA, 2007a. Method 3015A: microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. Environ. Prot. Agency, Washington, DC.
- USEPA, 2007b. Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Test methods Eval. solid waste 1–30.
- Ustaoğlu, F., Islam, M.S., 2020. Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun, Northeast Turkey: A preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk. Ecol. Indic. 113, 106237. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106237>
- Xia, F., Qu, L., Wang, T., Luo, L., Chen, H., Dahlgren, R.A., Zhang, M., Mei, K., Huang, H., 2018. Distribution and source analysis of heavy metal pollutants in sediments of a rapid developing urban river system. Chemosphere 207, 218–228. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.05.090>
- Xu, F., Wang, Y., Chen, X., Liang, L., Zhang, Y., Zhang, F., Zhang, T., 2022. Assessing the environmental risk and mobility of cobalt in sediment near nonferrous metal mines with risk assessment indexes and the diffusive gradients in thin films (DGT) technique. Environ. Res. 212, 113456. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.113456>
- Yang, J., Wang, W., Zhao, M., Chen, B., Dada, O.A., Chu, Z., 2015. Spatial distribution and historical trends of heavy metals in the sediments of petroleum producing regions of the Beibu Gulf, China. Mar. Pollut. Bull. 91, 87–95. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2014.12.023>
- Yi, L., Gao, B., Liu, H., Zhang, Y., Du, C., Li, Y., 2020. Characteristics and Assessment of Toxic Metal Contamination in Surface Water and Sediments Near a Uranium Mining Area. Int. J. Environ. Res. Public Heal. 2020, Vol. 17, Page 548 17, 548. <https://doi.org/10.3390/IJERPH17020548>
- Zeng, X., Liu, Y., You, S., Zeng, G., Tan, X., Hu, Xinjiang, Hu, Xi, Huang, L., Li, F., 2015. Spatial distribution, health risk assessment and statistical source identification of the trace elements in surface water from the Xiangjiang River, China. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 9400–9412. <https://doi.org/10.1007/S11356-014-4064-4/FIGURES/5>
- Zeng, Y., Bi, C., Jia, J., Deng, L., Chen, Z., 2020. Impact of intensive land use on heavy metal concentrations and ecological risks in an urbanized river network of Shanghai. Ecol. Indic. 116, 106501. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106501>
- Zhang, G., Bai, J., Xiao, R., Zhao, Q., Jia, J., Cui, B., Liu, X., 2017. Heavy metal fractions and ecological risk assessment in sediments from urban, rural and reclamation-affected rivers of the Pearl River Estuary, China. Chemosphere 184, 278–288. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.05.155>
- Zhao, C.M., Shi, X., Xie, S.Q., Liu, W.S., He, E.K., Tang, Y.T., Qiu, R.L., 2019. Ecological Risk Assessment of Neodymium and Yttrium on Rare Earth Element Mine Sites in Ganzhou, China. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 103, 565–570. <https://doi.org/10.1007/S00128-019-02690-2/FIGURES/5>
- Zheng, X., Rehman, A., Zhong, S., Faisal, S., Hussain, M.M., Fatima, S.U., Du, D., 2025. Source and Ecological Risk Assessment of Potentially Toxic Metals in Urban Riverine Sediments Using Multivariate Analytical and Statistical Tools. Land 14, 32. <https://doi.org/10.3390/LAND14010032/S1>

ANEXOS

Anexo I. Propriedades das amostras de sedimentos das áreas estudadas.

Áreas	Propriedades		
	pH	CO (%)	MO (%)
ARM	5,62	3,44	5,93
CHR	5,26	3,76	6,49
ENO	5,79	3,65	6,29
ICO	5,47	7,00	12,08
MTF	5,70	7,29	12,57
MUR	5,35	5,62	9,69
PCR	5,68	5,61	9,67
TAM	5,52	3,65	6,29
TUC	5,34	4,02	6,93
UNA	5,31	4,20	7,23
VAL	5,98	2,41	4,16

CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR – Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA –Una; e VAL – Val de Cans.

CO% – Carbono Orgânico.

MO – Matéria Orgânica.

Fonte: o autor (2025).

Anexo II. Faixas de classificação do fator de enriquecimento (FE), índice de geoacumulação (Igeo), fator de contaminação (FC), fator de risco ecológico potencial (FREP) e índice de risco ecológico potencial (IREP).

Fe^a	Classificação Fe^a	Igeo^b	Classificação Igeo^b	FC^c	Classificação FC^c	FREP^c	Classificação FREP^c	IREP^c	Classificação IREP^c
FE < 2	Ausente ou mínimo	Igeo ≤ 0	Não contaminado	FC ≤ 1	Baixa	FREP ≤ 40	baixo risco	IREP ≤ 150	Baixo risco
2 ≤ FE < 5	Moderado	0 < Igeo ≤ 1	Pouco contaminado	1 < FC ≤ 3	Moderada	40 < FREP ≤ 80	Risco moderado	150 < IREP ≤ 300	Risco moderado
5 ≤ FE < 20	Significativo	1 < Igeo ≤ 2	Moderadamente contaminado	3 < FC ≤ 6	Considerável	80 < FREP ≤ 160	Risco considerável	300 < IREP ≤ 600	Risco alto
20 ≤ FE < 40	Muito alto	2 < Igeo ≤ 3	Moderadamente a altamente contaminado	FC > 6	Muito alta	160 < FREP ≤ 320	Alto risco	IREP > 600	Risco muito alto
FE > 40	Extremo	3 < Igeo ≤ 4	Altamente contaminado			FREP > 320	Risco muito alto		
		4 < Igeo ≤ 5	Altamente a extremamente contaminado						
		Igeo > 5	Extremamente contaminado						

^aLooi et al. (2019); ^bNkinahamira et al. (2019); ^cHakanson (1980).

Fonte: o autor (2025).

ANEXO III. Concentrações de elementos potencialmente tóxicos em amostras de água das áreas estudadas.

Elementos (µg.L ⁻¹)	Medidas estatísticas	ÁREAS DE AMOSTRAGEM											Média Total
		CHR	ARM	ENO	ICO	MTF	MUR	PCR	TAM	TUC	UNA	VAL	
Al	Média	3,66	12,29	5,42	3,25	2,62	3,58	3,54	3,52	3,13	2,79	3,83	4,33
	Mediana	1,7 bc	11,58 ab	1,03 a	0,56 bc	1,02 c	2,02 bc	1 bc	1,8 bc	2,27 bc	2 c	1,9 bc	
	Desvio padrão	3,60	4,40	5,00	3,25	2,75	3,50	3,35	4,00	3,10	2,60	3,80	
Ba	Média	7,22	27,71	21,17	61,96	47,98	6,57	35,42	40,90	8,91	22,38	39,44	29,06
	Mediana	7,6 f	31,9 de	22 e	55,25 a	48,9 ab	6,3 f	39,15 bcd	45,5 bc	8,2 f	22,7 e	35,2 cd	
	Desvio padrão	1,50	10,69	5,71	13,75	11,20	1,87	8,88	11,47	2,75	5,74	20,72	
Cd	Média	0,82	1,16	0,98	0,90	0,83	1,07	1,01	0,91	1,00	1,33	1,51	1,05
	Mediana	0,83 d	1,17 a	0,98 bc	0,81 cd	0,82 d	1,08 ab	0,96 bcd	0,91 cd	1,01 abc	1,06 ab	1,20 abc	
	Desvio padrão	0,09	0,16	0,11	0,19	0,1	0,14	0,24	0,12	0,16	0,49	0,82	
Co	Média	28,93	77,48	67,43	31,11	34,06	104,35	29,97	70,98	102,79	33,59	83,78	60,41
	Mediana	32,93 g	80,33 c	67,63 e	32,13 g	33,93 f	104,98 a	29,18 g	71,43 d	103,53 a	35,03 f	82,83 b	
	Desvio padrão	6,95	6,32	3,20	2,84	1,27	3,42	2,17	2,09	2,39	5,69	3,42	
Cu	Média	1,34	7,76	2,79	19,45	17,23	1,37	19,25	10,29	7,31	19,59	1,76	9,83
	Mediana	1,4 d	7,7 b	2,4 c	19,6 a	16,85 a	1,05 d	19,65 a	15,1 b	7,3 b	18,7 a	1,8 cd	
	Desvio padrão	0,42	0,68	1,53	0,71	1,61	0,70	1,01	6,68	1,20	2,94	1,20	
Cr	Média	1,63	1,89	2,06	2,14	1,92	1,81	2,08	1,86	1,75	2,04	1,87	1,91

	Mediana	1,6 e	1,9 c	2,1 ab	2,15 a	1,95 bc	1,8 cde	2,1 ab	1,9 c	1,8 de	2,1 ab	1,9 cd	
	Desvio padrão	0,18	0,15	0,15	0,16	0,17	0,15	0,14	0,21	0,1	0,18	0,15	
	Média	57,68	67,86	61,52	105,1	58,72	85,73	50,75	57,29	80,07	109,36	78,05	73,83
Fe	Mediana	56,7 def	68,8 bcde	58 cdef	106,97 a	57,8 cdef	63,9 bcd	51,5 f	57,3 ef	72,3 ab	105 a	77,1 bc	
	Desvio padrão	7,29	12,55	10,48	9,11	7,36	39,74	3,59	10,32	23,41	33,27	26,56	
	Média	4,25	10,17	2,24	12,68	4,09	2,52	3,6	10,65	4,93	7,48	12,1	6,79
Mn	Mediana	4 de	10,6 ab	1 e	12,8 a	3,8 cde	2,2 e	2,65 de	9,2 abc	3 de	4,8 bcd	12,1 ab	
	Desvio padrão	3,05	2,68	2,49	3,31	1,67	1,66	2,26	8,4	5,23	5,26	8,04	
	Média	893,57	31290,32	39359,04	60794,8	32041,68	37366,04	62220,78	38997,41	33303,33	40598	26039,34	36627,68
Na	Mediana	869,4 d	38836,6 bc	39421,7 b	60378,15 a	31463,05 bc	35467,65 bc	63379,7 a	39037,3 b	32786 bc	37767,2 b	25355,3 c	
	Desvio padrão	133,76	21771,24	7238,45	1841,27	9634,55	9029,63	3655,87	15804,89	11379,34	7816,4	21714,98	
	Média	0,32	3,28	2,7	0,15	0,28	5,77	0,36	2,48	6,26	1,24	3,76	2,42
Ni	Mediana	0,4 f	3,5 c	2,6 d	0,1 f	0,22 f	5,8a	0,5 f	2,5 d	6,3 a	1,5 e	3,8 b	
	Desvio padrão	0,24	0,71	0,48	0,14	0,2	0,35	0,3	0,39	0,46	0,91	0,29	
	Média	1,99	4,13	3,28	4,07	3,62	2,35	4,05	3,13	4,4	3,31	2,22	3,32
Pb	Mediana	1,9 c	4 a	3,2 abc	3,6 a	3,3 abc	1,82 bc	4,25 ab	2,9 abc	4,4 a	2,8 abc	2,4 c	
	Desvio padrão	0,62	1,71	0,75	1,3	2,08	1,41	1,84	1,77	1,88	1,39	1,23	
Sr	Média	28,07	118,38	187,77	586,66	446,98	95,2	396,72	171,91	84,08	177,43	196,08	226,30

	Mediana	28,8 d	127,8 c	180,6 b	582,4 a	442,25 a	92,65 c	398,65 a	191,6 b	82,1 c	158,3 b	202,5 b	
	Desvio padrão	4,31	63,06	50,56	86,79	52,32	17,82	138,55	64,28	17,13	64,86	122,61	
	Média	28,04	19,64	52,66	48,62	56,68	15,11	60,75	50,93	4,35	26,84	6,81	33,68
Zn	Mediana	30,7 c	7 de	55,1 b	55,75 ab	56,65 ab	14,75 cd	60,85 a	51,3 b	3,85 f	8,1 c	5,6 ef	
	Desvio padrão	5,66	21,32	6,22	15,07	1,08	5,05	3,28	3,21	2,7	26,76	4,33	

CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MTF – Mata Fome; MUR – Murucutum; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una; e VAL – Val de Cans.

Letras distintas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre bacias hidrográficas.

Fonte: o autor (2025).

Anexo IV. Concentrações de elementos potencialmente tóxicos em amostras de sedimento das áreas estudadas.

Elementos (mg.kg ⁻¹)	Medidas estatísticas	ÁREAS DE AMOSTRAGEM											Média Total
		ARM	CHR	ENO	ICO	MTF	MUR	PCR	TAM	TUC	UNA	VAL	
Al	Média	4274,1	2367,24	2840,84	9199,51	5916,02	3039,9	5781,82	3492,19	4369,6	6752,5	3876,69	4719,13
	Mediana	3731,99 bcd	2495,58 f	2390,57 ef	8033,9 a	3761,69 abcd	3088,42 def	5493,94 abc	3608,48 cdef	3959,27 cde	7393,99 ab	3798,33 cde	
	Desvio padrão	1624,08	580,1	1429,01	3095,43	4008,81	888,32	2864,36	1087,24	2888,92	2858,31	1674,24	
Ba	Média	64,95	30,15	76,85	104,45	68,65	31,45	52,64	89,18	50,56	24,23	41,68	57,71
	Mediana	62,76 bc	25,53 ef	74,36 ab	101,49 a	49,36 bcd	29,01 ef	44,15 bcde	90,06 ab	59,99 cde	17,73 f	34,79 de	
	Desvio padrão	27,26	11,27	21,6	21,7	43,47	16,15	30,53	48,81	25,77	13,8	18,79	
Cd	Média	1,38	0,27	0,89	0,85	0,38	1,19	1,18	1,52	1,03	1,45	0,61	0,98
	Mediana	1,4 ab	0,25 f	0,69 cd	0,84 cde	0,42 ef	1,21 bc	1,37 abc	1,53 a	1,02 c	1,5 ab	0,62 def	
	Desvio padrão	0,2	0,18	0,85	0,25	0,27	0,43	0,38	0,2	0,35	0,23	0,32	
Co	Média	7,89	4,43	6,8	11,43	12,86	5,51	11,17	9,97	7,81	4,88	7,02	8,16
	Mediana	8,59 b	4,23 d	6,23 bc	11,62 a	12,33 a	5,04 cd	11,31 a	9,7 a	7,55 b	4,94 d	6,22 bc	
	Desvio padrão	2,46	0,55	2,24	1,04	5,35	2,24	2,31	1,49	2,04	1,87	2,69	
Cu	Média	50,27	7,58	24,21	36,46	30,76	22,17	29,99	67,29	27,83	39,45	35,17	33,74
	Mediana	45,02 ab	7,77 e	19,48 d	31,09 bcd	31,09 bcd	22,49 d	28,62 bcd	74,29 a	25,36 cd	31,73 bc	32,24 bcd	
	Desvio padrão	22,24	0,92	12,12	13,1	14,09	9,89	8,68	22,34	18,58	18,64	18,3	
Cr	Média	25,16	14,81	15,51	33,58	33,33	21,39	31,5	34,58	23,19	20,95	23,48	25,23

	Mediana	25,33 abc	14,99 d	14,8 d	33,72 a	31,13 ab	21,35 cd	32,86 ab	31,56 a	23,17 bc	20,2 cd	22,36 bc	
	Desvio padrão	5,86	3,11	5,45	3,59	14,12	7,51	10,1	11,89	7,81	7,6	8,67	
	Média	11019,72	6216,99	13843,18	21375,65	20865,26	9764,37	17963,22	13814,51	12836,75	8423,23	12081,64	13473,14
Fe	Mediana	11356,55 cde	5981,59 f	15196,15 bc	21209,56 a	18344,43 ab	9496,64 def	17633,21 ab	13048,94 bc	12303,21 cd	8764,78 ef	10534,5 cd	
	Desvio padrão	2628,67	1538,65	4236,61	1027,77	8437,68	3429,91	4670,14	4374,01	6153,68	2879,55	5043,52	
	Média	40,21	22,77	31,63	141,38	84,44	27,66	35,41	45,25	45,11	162,26	33,08	60,84
	Mediana	41,2 cde	22,33 g	28,43 efg	98,36 ab	59,47 bc	27,41 fg	35,06 defg	46,69 cd	37,67 def	165,48 a	29,08 efg	
	Desvio padrão	10,24	7,15	11,46	108,42	54,68	10,11	14,16	10,5	30,18	77,47	10,6	
	Média	232,06	45,77	29,84	110,97	48,96	305,55	42,85	32,3	503,41	24,55	25,46	127,43
	Mediana	98,55 a	48,73 b	30,99 c	95,11 a	41,74 b	282,79 a	44,05 b	29,68 c	562,06 a	22,55 c	23,09 c	
	Desvio padrão	217,16	6,53	13,5	46,37	24,54	245,17	11,47	12,42	177,61	9,53	9,14	
	Média	1,42	0,35	1,54	2,67	5,82	2,38	5,09	1,74	1,73	0,97	2,57	2,39
	Mediana	1,45 bc	0,09 d	1,55 bc	2,79 b	5,6 a	2,19 b	5,13 a	1,61 bc	1,61 bc	0,87 cd	1,99 b	
	Desvio padrão	0,98	0,34	0,54	1,44	1,67	0,99	0,58	1,24	1,23	0,73	1,91	
	Média	27,14	1,4	5,91	17,44	8,25	8,06	8,05	37,93	9,33	7,96	10,09	12,87
	Mediana	21,07 a	1,21 d	5,7 c	13,95 ab	5,51 c	7,41 c	7,87 c	22,35 a	8,49 bc	7,2 c	8,08 bc	
	Desvio padrão	19,26	0,61	3,61	9,6	8,09	4,29	4,95	27,33	5,78	4,36	6,48	
Sr	Média	15,53	7,47	15,75	49,47	23,48	16,53	19,17	22,52	20,86	14,39	14,13	19,94

	Mediana	14,95 b	7,29 c	16,94 b	47,37 a	16,17 b	17,53 b	18,99b	18,58 b	21,79 b	9,42 bc	12,06 bc	
	Desvio padrão	3,74	3,97	5	14,66	16,07	6,49	10,26	13,06	9,82	7,5	6,8	
	Média	167,32	29,93	57,37	130,88	92,61	68,72	101,73	173,69	77,59	79,94	82,22	96,55
Zn	Mediana	143,76 ab	29,17 e	53,7 d	121,64 abc	74,87 cd	61,12 d	92,04 bcd	166,84 a	72,78 d	85,19 d	70,7 d	
	Desvio padrão	83,98	3,01	25,65	27,99	55,54	33,94	59,44	69,02	57,54	15,73	31,56	

CHR – área de referência; ARM – Armas; ENO – Estrada Nova; ICO – Icoaraci; MUR – Murucutum; MTF – Mata Fome; PCR – Paracuri; TAM – Tamandaré; TUC – Tucunduba; UNA – Una; e VAL – Val de Cans.

Letras distintas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre bacias hidrográficas.

Fonte: o autor (2025).