



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE
E DESENVOLVIMENTO DO CENTRO OESTE



REGIANE SANTANA DA CONCEIÇÃO FERREIRA CABANHA

**CONTAMINAÇÃO RIBEIRINHA POR METAIS (E METALOIDES)
NA FRONTEIRA BRASIL - PARAGUAI: ANÁLISE DE
BIOINDICADORES E AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE**

CAMPO GRANDE/MS

2026

REGIANE SANTANA DA CONCEIÇÃO FERREIRA CABANHA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, da Faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, sob orientação do Prof. Dr. Valter Aragão do Nascimento.

Linha de pesquisa: Biodiversidade, metabolismo, nutrição e aplicações em saúde.

CAMPO GRANDE/MS

2026

REGIANE SANTANA DA CONCEIÇÃO FERREIRA CABANHA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, da Faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, sob orientação do Prof. Dr. Valter Aragão do Nascimento.

Linha de pesquisa: Biodiversidade, metabolismo, nutrição e aplicações em saúde.

A banca examinadora, após a avaliação do trabalho, emitiu o parecer de **APROVADA**.

Campo Grande/MS, 19 de janeiro de 2026

Banca examinadora

Dr. Valter Aragão do Nascimento

Presidente da Banca Examinadora

Dra. Ana Carla Pinheiro Lima

Membro externo

Dr. Diego Azevedo Zoccal Garcia

Membro interno

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por nos permitir chegar até este momento.

Agradeço ao meu orientador, Professor Dr. Valter Aragão do Nascimento, pela orientação inestimável, pelo apoio constante, pela paciência, sabedoria e incentivo ao longo de todas as etapas deste trabalho.

Agradeço imensamente a todos que contribuíram para o sucesso desta pesquisa, em especial ao Dr. Paulo Renato Espíndola, cuja colaboração foi fundamental para o desenvolvimento deste estudo.

Agradeço aos membros da banca examinadora, Dra. Ana Carla e Dr. Diego, pela valiosa contribuição, pelas sugestões e pela disponibilidade em participar deste momento tão importante.

Agradeço a amizade sincera e a parceria da Dra. Elaine Silva e da Amanda Lucy.

Agradeço ao meu querido esposo, Daniel, e aos meus amados filhos, Maria Laura e João Daniel, pelo incentivo, apoio incondicional, compreensão e carinho, que foram essenciais durante toda esta jornada.

Agradeço à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) pela oportunidade de realização deste estudo e ao Grupo de Espectroscopia e Bioinformática Aplicados à Biodiversidade e à Saúde (GEBABS), pela infraestrutura e pelo suporte técnico-científico disponibilizados.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por possibilitar o acesso à ciência e à pesquisa, por meio do apoio ao desenvolvimento científico e à formação acadêmica no país.

Este trabalho não teria sido possível sem a contribuição de todas as pessoas e instituições que participaram direta ou indiretamente desde o início até este momento. A todos que me apoiaram ao longo desta trajetória, deixo aqui meu sincero agradecimento. Muito obrigada.

RESUMO

O crescimento populacional tem propiciado o aumento da contaminação da água, solo e vegetação. Neste cenário, as plantas são bioindicadoras eficazes por acumularem elevados teores de elementos traço. Este estudo avaliou a bacia do rio Santa Virgem, na fronteira Brasil–Paraguai, quantificando os elementos As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, K, Mg, Mn, Ni, P, S, Se, Zn e Pb em amostras de água, solo e material vegetal, incluindo uma angiosperma da família Apiaceae, a hepática *Dumortiera* sp. e musgos, utilizando espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). A água apresentou baixas concentrações de metais tóxicos, frequentemente abaixo do limite de detecção (LOD para As, Ba, Co, Cr, Ni, Se e Pb), enquanto o fósforo variou entre 0,20 e 2,00 mg/L, excedendo em até 20 vezes o limite estabelecido pelo CONAMA (0,10 mg/L). As concentrações de ferro variaram entre 0,13 e 0,36 mg/L, observando-se excedência pontual do valor de 0,30 mg/L, definido por critérios operacionais e de aceitabilidade sensorial da água, sem associação com efeitos adversos à saúde humana. No solo, o ferro foi o elemento predominante, variando entre 13.256 e 33.658 mg/kg, seguido por macronutrientes como K, Ca e Mg. O fósforo apresentou valores mais elevados próximos ao rio, atingindo até 98 mg/kg, e o arsênio chegou a 7,22 mg/kg em áreas marginais. Ainda assim, o Índice de Carga de Poluição, sempre inferior a 1, indicou ausência de poluição metálica significativa. As espécies vegetais apresentaram padrões distintos de bioacumulação. A angiosperma Apiaceae mostrou valores moderados, com ferro entre 1.369 e 4.529 mg/kg e manganês entre 59 e 214 mg/kg, refletindo o comportamento típico de plantas vasculares. A hepática *Dumortiera* sp. demonstrou teores substancialmente superiores, com ferro entre 16.235 e 30.054 mg/kg, manganês entre 781 e 3.832 mg/kg, potássio entre 2.144 e 13.010 mg/kg, fósforo entre 4.774 e 7.484 mg/kg, além de concentrações elevadas de cromo, entre 24,6 e 43,5 mg/kg, e de chumbo, entre 8,2 e 15,7 mg/kg. Os musgos também apresentaram forte capacidade de retenção, acumulando ferro entre 17.575 e 24.678 mg/kg, manganês entre 1.090 e 1.790 mg/kg e fósforo próximo de 9.600 mg/kg, destacando-se pela sensibilidade às variações ambientais. O Coeficiente de Acumulação Biológica confirmou que as briófitas, representadas por *Dumortiera* sp. e pelos musgos, acumularam elementos como ferro, manganês, cromo, níquel e chumbo em níveis muito superiores aos observados na Apiaceae, reforçando seu papel como bioindicadoras ambientais eficientes. A avaliação de risco à saúde humana, considerando os cenários de ingestão de água, ingestão acidental de solo e inalação de poeira, demonstrou Coeficientes de Perigo (HQ) inferiores a 1 para todos os metais potencialmente tóxicos, indicando risco não carcinogênico desprezível. O fósforo, representa um alerta sobre o aporte agrícola, e não um risco direto de toxicidade. Em conjunto, os resultados apontam para baixa contaminação metálica no rio Santa Virgem, influência agrícola marcante nos níveis de nutrientes, especialmente fósforo, e confirmam a alta eficiência das briófitas como bioindicadoras ambientais. Esses achados reforçam a importância do monitoramento contínuo em ecossistemas ripários sujeitos à pressão antrópica, sobretudo quanto ao aporte de nutrientes em áreas agrícolas.

Descritores: Bioindicadores vegetais, ICP-OES, Qualidade ambiental, Metais pesados, Rio Dourados, Risco à saúde.

ABSTRACT

Population growth has led to increasing contamination of water, soil, and vegetation. In this context, plants act as effective bioindicators due to their ability to accumulate high levels of trace elements. This study evaluated the Santa Virgem River basin, located along the Brazil–Paraguay border, by quantifying the elements As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, K, Mg, Mn, Ni, P, S, Se, Zn, and Pb in water, soil, and plant samples, including an angiosperm from the Apiaceae family, the liverwort *Dumortiera* sp., and mosses, using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES). Water samples showed low concentrations of toxic metals, frequently below the limit of detection (LOD for As, Ba, Co, Cr, Ni, Se, and Pb), whereas phosphorus ranged from 0.20 to 2.00 mg/L, exceeding by up to 20 times the limit established by CONAMA (0.10 mg/L). Iron concentrations ranged from 0.13 to 0.36 mg/L, with occasional exceedance of the 0.30 mg/L threshold defined by operational and sensory acceptability criteria for drinking water, without association with adverse effects on human health. In soils, iron was the predominant element, ranging from 13,256 to 33,658 mg/kg, followed by macronutrients such as K, Ca, and Mg. Phosphorus concentrations were higher near the river, reaching up to 98 mg/kg, and arsenic reached 7.22 mg/kg in marginal areas. Nevertheless, the Pollution Load Index, consistently below 1, indicated the absence of significant metal pollution. Plant species exhibited distinct bioaccumulation patterns. The Apiaceae angiosperm showed moderate concentrations, with iron ranging from 1,369 to 4,529 mg/kg and manganese from 59 to 214 mg/kg, reflecting the typical behavior of vascular plants. The liverwort *Dumortiera* sp. exhibited substantially higher levels, with iron ranging from 16,235 to 30,054 mg/kg, manganese from 781 to 3,832 mg/kg, potassium from 2,144 to 13,010 mg/kg, phosphorus from 4,774 to 7,484 mg/kg, as well as elevated concentrations of chromium (24.6–43.5 mg/kg) and lead (8.2–15.7 mg/kg). Mosses also showed strong retention capacity, accumulating iron between 17,575 and 24,678 mg/kg, manganese between 1,090 and 1,790 mg/kg, and phosphorus close to 9,600 mg/kg, highlighting their sensitivity to environmental variations. The Biological Accumulation Coefficient confirmed that bryophytes, represented by *Dumortiera* sp. and mosses, accumulated elements such as iron, manganese, chromium, nickel, and lead at levels far exceeding those observed in the Apiaceae, reinforcing their role as efficient environmental bioindicators. Human health risk assessment, considering scenarios of water ingestion, accidental soil ingestion, and dust inhalation, revealed Hazard Quotients (HQ) below 1 for all potentially toxic metals, indicating negligible non-carcinogenic risk. Phosphorus represents a warning regarding agricultural inputs rather than a direct toxicological risk. Overall, the results indicate low metal contamination in the Santa Virgem River, a marked agricultural influence on nutrient levels particularly phosphorus and confirm the high efficiency of bryophytes as environmental bioindicators. These findings highlight the importance of continuous monitoring in riparian ecosystems subject to anthropogenic pressure, especially regarding nutrient inputs in agricultural areas.

Descriptors: Plant bioindicators; ICP-OES; Environmental quality; Heavy metals; Dourados River; Health risk.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquematização do processo de contaminação de solo, água, plantas e animais aquáticos por metais e metaloides em rios adjacentes a campos destinados a agricultura	19
Figura 2 - Espécies vegetais utilizadas no estudo: <i>Dumortiera</i> sp. (hepática), musgos (briófitas) e angiosperma da família Apiaceae	36
Figura 3 - Rio Santa Virgem em Ponta Porã (MS) em área destinada à agricultura. As setas indicam o fluxo da correnteza.....	43
Figura 4 - Esquema dos pontos de coleta de plantas, água (PM1–PM5) e solo (P1–P6) realizados no rio Santa Virgem, Ponta Porã, Brasil	48
Figura 5 - Variação do pH e temperatura das águas de remanso do rio Santa Virgem.	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista de macro e microelementos com suas principais alterações patológicas associadas à exposição crônica.....	30
Tabela 2 - Condições instrumentais e comprimentos de onda utilizados no ICP-OES. 52	
Tabela 3 - Valores de concentração de referência (RfC) e dose de referência por inalação (RfD _{inh}) para crianças e adultos	61
Tabela 4 - Valores médios da concentração em mg/L de elementos na água provenientes de zonas de remanso do rio Santa Virgem	62
Tabela 5 - Resultados da análise de ICP OES de Apiaceae coletada às margens do rio Santa Virgem, município de Ponta Porã, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil	64
Tabela 6 - Resultados da análise de ICP OES de uma amostra de <i>Dumortiera</i> sp. coletada às margens do rio Santa Virgem, município de Ponta Porã, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil.....	66
Tabela 7 - Resultados da análise de ICP OES de uma amostra de Musgo coletado às margens do rio Santa Virgem, município de Ponta Porã, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil.....	68
Tabela 8 - Concentrações de elementos quantificados (mg/Kg) nas amostras de solo coletadas a cada 50 m, perpendicularmente às margens do rio Santa Virgem, no município de Ponta Porã, Mato Grosso do Sul, Brasil	71
Tabela 9 - Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) dos elementos determinados na água do rio Santa Virgem e na Angiosperma da família Apiaceae. Valores expressos por coleta.....	72
Tabela 10 - Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) obtido para a planta Hepática <i>Dumortiera</i> em relação à água do rio Santa Virgem	73
Tabela 11 - Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) para o Musgo em relação à água do rio Santa Virgem	75
Tabela 12 - Fator de Contaminação para elementos em solo coletado a cada 50 m no rio Santa Virgem (mg/Kg)	76
Tabela 13 - Índice de Carga de Poluição (PLI) para o solo coletado a cada 50 m no rio Santa Virgem.....	77
Tabela 14 - Ingestão diária estimada (ID, mg/dia) de elementos quantificados em água de zonas de remanso do rio Santa Virgem, considerando dois cenários de consumo de água por crianças (0,25 e 1 L/dia) e adultos (0,25 e 2 L/dia), com base nas campanhas de	

coletas realizadas	77
Tabela 15 - Valores CDI ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) para adultos (IR = 0,25 L/dia; IR = 2 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (campanhas de coletas C1–C5).....	80
Tabela 16 - Valores CDI ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) para crianças (IR = 0,25 L/dia; IR = 1 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (campanhas de coletas C1–C5).....	81
Tabela 17 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para adultos (IR = 0,25 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (valores expressos por campanhas de coletas C1–C5).....	82
Tabela 18 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para adultos (IR = 2 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5).....	82
Tabela 19 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para crianças (IR = 0,25 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5).....	82
Tabela 20 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para crianças (IR = 1 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5).....	83
Tabela 21 - Dose Crônica Diária (CDI, $\text{mg}/\text{kg}/\text{dia}$) devido a ingestão do solo por adultos (IR adulto=100 mg/dia) e Crianças (IR_crianças =200 mg/dia)	84
Tabela 22 - HQ (quociente de perigo) e HI (Índice de perigo) devido a ingestão de solo – Adultos.....	85
Tabela 23 - Quociente de perigo (HQ) e Índice de perigo (HI) devido a ingestão de solo – Crianças	85
Tabela 24 - Valores de estimativas de dose diária potencial inalada (CDI _{inh} - não carcinogênico) para adultos, considerando a exposição às partículas de solo contendo elementos metálicos e metalóides nas áreas amostradas (P1–P6).....	86
Tabela 25 - Valores de estimativas de dose diária potencial inalada (CDI _{inh} - não carcinogênico) para crianças, considerando a exposição às partículas de solo contendo elementos metálicos e metalóides nas áreas amostradas (P1–P6).....	87
Tabela 26 - Quociente de perigo da inalação de partículas de solo (=CDI _{inh} /RfD _{in}) por elemento e ponto de amostragem para crianças e adultos	87

LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

Al Alumínio

ANOVA Análise de variância

ANVISA Agência Nacional de Vigilância Sanitária

As Arsênio

ATSDR Agência para Substâncias Tóxicas e registros de Doenças (do inglês, *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*)

Ba Bário

BAC Coeficiente de Acumulação Biológica (do inglês, *Biological Accumulation Coefficient*)

Ca Cálcio

Cd Cádmio

CF Fator de contaminação (do inglês, *Contamination factor*)

CDI Dose Crônica diária (do inglês, *Chronic daily dose*)

Co Cobalto

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr Cromo

Cu Cobre

DMRI Degeneração Macular Relacionada à Idade

DNA Ácido desoxirribonucleico

ED Dose estimada (do inglês, *Estimated Daily*)

EFSA Autoridade Europeia para a Segurança Alimentar (do inglês, *European Food Safety Authority*)

EPA Agência de Proteção Ambiental (do inglês, *Environmental Protection Agency*)

Fe Ferro

FUNASA Fundação Nacional de Saúde

HQ Quociente de perigo (do inglês, *Hazard Quotient*)

HI Índice de perigo (do inglês, *Hazard Index*)

H₂O₂ Peróxido de hidrogênio

HNO₃ Ácido nítrico

IARC Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (do inglês, *International Agency for Research on Cancer*)

iCAP 6300 Espectrômetro simultâneo para análise rápida de oligoelementos em uma solução com níveis de partes por bilhão (ppb) e em partes por trilhão (ppt)

ICP OES Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (do inglês, *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*)

K Potássio

LOD Limite de detecção (do inglês, *detection limit*)

LOQ Limite de quantificação (do inglês, *quantification limit*)

Mg Magnésio

Mn Manganês

Mo Molibdênio

Ni Níquel

NIH Instituto Nacional de Saúde (do inglês, *National Institutes of Health*)

OMS Organização Mundial da Saúde

Pb Chumbo

PDE Exposição Diária Permitida (do inglês, *Permitted Daily Exposure*)

PLI Carga de poluição (do inglês, *Pollution Load Index*)

RfC Concentração de referência (do inglês, *Reference Concentration*)

R² Coeficiente de correlação

SVSA Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente

SINVSA Sistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental

Se Selênio

USEPA Agência de proteção Ambiental dos Estados Unidos (do inglês, *United States Environmental Protection Agency*)

Zn Zinco

WRB (do inglês, *Word reference base for Soil Resources*)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 Agricultura moderna e impactos ambientais	16
2.2 Caracterização dos elementos químicos e seus impactos ecotoxicológicos e à saúde humana.....	20
2.2.1 Arsênio (As).....	22
2.2.2 Bário (Ba)	22
2.2.3 Cálcio (Ca).....	23
2.2.4 Cádmio (Cd)	23
2.2.5 Cobalto (Co)	23
2.2.6 Cromo (Cr).....	24
2.2.7 Cobre (Cu)	24
2.2.8 Ferro (Fe)	25
2.2.9 Potássio (K).....	25
2.2.10 Magnésio (Mg)	26
2.2.11 Manganês (Mn).....	26
2.2.12 Níquel (Ni).....	26
2.2.13 Fósforo (P)	27
2.2.14 Chumbo (Pb).....	27
2.2.15 Enxofre (S).....	28
2.2.16 Selênio (Se).....	28
2.2.17 Zinco (Zn).....	29
2.3 Repercussões crônicas à saúde humana em populações expostas a metais pesados/metaloídes	29
2.4 Normativas e vigilância ambiental relacionadas aos limites de segurança por contaminação por metais pesados	32
2.5 Aplicabilidade de angiospermas (Apiaceae) e briófitas (hepáticas e musgos) como bioindicadores de poluentes e metais.....	34
2.6 Rio Santa Virgem (Ponta Porã/MS – Fronteira Brasil/Paraguai)	42
3. OBJETIVOS	45
3.1 Objetivo Geral.....	45
3.2 Objetivos Específicos	45

4. MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1 Local de estudo	47
4.2 Coleta das plantas	47
4.3 Coletas de água em zonas de remanso e solo as margens do rio	49
4.4 Procedimento de digestão de planta.....	50
4.5 Procedimento de digestão do solo	51
4.6 Quantificação usando ICP OES	52
4.7 Cálculo do Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC)	53
4.8 Cálculo do Fator de Contaminação (CF)	53
4.9 Cálculo do Índice de Carga de Poluição (PLI)	55
4.10 Avaliação de Risco à Saúde Humana por Ingestão de Água de Rio	55
4.11 Cálculo da dose diária inalada (CDI_inh).....	58
4.12 Conversão da concentração de referência (RfC) para dose de referência por inalação (RfD_inh(eq))	59
4.13 Análise estatística	61
5. RESULTADOS	61
5.1 Concentrações de metais e metaloides quantificados na água do rio Santa Virgem.....	61
5.2 Concentrações de metais e metaloides quantificados nas plantas	62
5.3 Concentrações de metais e metaloides quantificados no solo próximo as margens do rio Santa Virgem.....	69
5.4 Coeficiente de bioacumulação (BAC) da Apiacea, <i>Dumortiera</i> sp. e musgo com relação a água de remanso do rio Santa Virgem.....	72
5.5 Fator de Contaminação do solo	75
5.6 Índice de Carga de Poluição (PLI) das amostras de solo.....	76
5.7 Cálculos de risco à saúde humana	77
5.8 Dose Crônica Diária (CDI): ingestão da água do rio.....	78
5.9 Dose Crônica Diária (CDI): ingestão do solo	83
5.10 Dose Crônica Diária (CDI): inalação do solo devido a exposição a poeira	85
6. DISCUSSÃO	88
6.1 Concentrações de metais e metaloides quantificados na água do rio Santa Virgem....	88
6.2 Concentrações de metais e metaloides quantificados nas Plantas	96
6.3 Concentrações de metais e metaloides quantificados no solo próximo as margens	

do rio Santa Virgem.....	113
6.4 Coeficiente de bioacumulação BAC na Apiacea, <i>Dumortiera</i> e musgo.....	120
6.5 Fator de Contaminação e Índice de Carga de Poluição do solo.....	127
6.6 Cálculos de risco conforme Dose Crônica Diária em diferentes vias de contaminação ingestão do solo, água do rio e inalação do solo devido a exposição a poeira	129
7. CONCLUSÕES.....	145
REFERÊNCIAS.....	147
APÊNDICE A – Gráficos de concentrações médias dos elementos em água, solo e plantas.....	167
APÊNDICE B – Gráficos de avaliação do risco não carcinogênico à saúde humana.....	172

1. INTRODUÇÃO

Elementos químicos no meio ambiental representam ameaças significativas aos ecossistemas e à saúde humana (Espindola et al., 2025). Neste cenário, devido ao avanço do cultivo de alimentos em cidades ou áreas periurbanas, produzidos diretamente para o mercado ou consumo doméstico (Smit; Ratta; Nasr, 1996), tem ampliado a preocupação com a contaminação de solos e recursos hídricos por metais e metalóides, especialmente em regiões caracterizadas por ciclos sucessivos de cultivo de milho e soja (Alengebawy et al., 2021). Os elementos tóxicos oriundos do uso contínuo de fertilizantes, corretivos de solo e defensivos agrícolas, podem comprometer a qualidade ambiental e a saúde humana por meio da transferência ao longo da cadeia trófica (Binde et al., 2025). Nesse contexto, torna-se fundamental o desenvolvimento de estratégias de biomonitoramento capazes de integrar diferentes compartimentos ambientais, como solo, água e plantas, fornecendo um panorama abrangente da dinâmica de contaminação, e a proteção da saúde pública (Din et al., 2025).

Nos últimos anos, espécies de plantas têm recebido crescente atenção como potenciais bioindicadores para a identificação e avaliação de toxinas ecológicas (Cakaj et al., 2024; Espindola et al., 2025). Como as plantas frequentemente entram em contato com compostos nocivos no solo, na água e na atmosfera, elas são particularmente valiosas para analisar como as atividades humanas influenciam no ecossistema terrestre (Taeprayoon et al., 2023; Tarish et al., 2024).

Plantas como *Allium cepa*, *Vicia faba*, *Pisum sativum*, *Zea mays*, *Nicotiana tabacum*, líquens e musgos são reconhecidas como candidatas a possíveis bioindicadoras (Tarish et al., 2025). Por outro lado, existem outros grupos de reconhecida relevância como as angiospermas, que refletem a absorção e translocação sistêmica dos metais pesados (White; Broadley, 2022); hepáticas (briófitas), tradicionalmente empregadas no monitoramento atmosférico e aquático devido à sua elevada capacidade de acumulação passiva de íons metálicos (Postiglione et al., 2026); e musgos, bioindicadores clássicos da qualidade ambiental, sensíveis a deposições superficiais e variações sazonais (Swaislowski et al., 2022). Assim, a utilização integrada desses diferentes grupos permite avaliar respostas complementares associando tanto processos de absorção radicular quanto acúmulo superficial, o que confere maior robustez às inferências sobre bioacumulação e dispersão de contaminantes em áreas periurbanas (Herick; Jardim; Orie, 2025).

Segundo Liu et al. (2023), a contaminação de solos periurbanos com metais é semelhante à do solo em áreas verdes urbanas, ou seja, áreas periurbanas naturais apresentam a mesma contaminação que áreas verdes na cidade. Da mesma forma, Kumar et al. (2022) e Li et al. (2019) mencionaram que as pressões da indústria, do crescimento urbano, do transporte e da agricultura levaram à diminuição da qualidade do solo em áreas periurbanas e, portanto, ao acúmulo de metais pesados nesses solos. Estudos na América latina envolvendo a poluição de corpos d'água naturais e áreas periurbanas foram realizados envolvendo o rio Paraná na Argentina, e constatou-se que as concentrações de Cr, Ni, Zn, Pb e P em amostras de macrófitas, água e sedimento possuem concentrações significativas. Uma pesquisa mostrou que a dinâmica temporal das concentrações de metais (lides) em solos agrícolas, samambaia *Amauropelta rivularioides* e águas superficiais em uma região periurbana na fronteira Brasil-Paraguai possui níveis elevados de As, Se, Co, Mn, Cu e Zn levantaram preocupações sobre os riscos ambientais e para a saúde humana (Espindola et al., 2025).

A presença de elementos minerais como potássio (K), magnésio (Mg), cálcio (Ca), selênio (Se) e zinco (Zn) em alimentos reveste-se de real importância para a saúde humana, pois esses nutrientes intervêm em funções bioquímicas e fisiológicas essenciais, como a regulação osmótica, a contração muscular, a condução nervosa, a ativação enzimática e a defesa antioxidante (Hill et al., 2005; Brion et al., 2020). Por outro lado, elementos como arsênio (As), bário (Ba), cobalto (Co), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb) e outros quando ingeridos em fontes naturais contaminadas, alimentos ou produtos que acabam no consumo humano podem provocar efeitos adversos graves, entre os quais toxicidade renal, neuropática, carcinogenicidade e disfunções cardiovasculares (Zhang et al., 2021; Ozturk et al., 2024).

A identificação desses elementos em fontes naturais, alimentos ou produtos destinados ao consumo humano revela-se indispensável por diversas razões. Em primeiro lugar, permite estimar a disponibilidade nutricional dos micronutrientes essenciais e, por conseguinte, avaliar se a dieta de determinada população atende às recomendações nutricionais ou se há risco de deficiência, com implicações para crescimento, imunidade e função reprodutiva (Prasad, 2008; Brion et al., 2020). Em segundo lugar, ao detectar a presença de metais tóxicos em alimentos, solos ou água, torna-se possível identificar e mitigar rotas de exposição humana prevenindo bioacumulação e efeitos crônicos, sobretudo em grupos vulneráveis como crianças, gestantes e idosos (Rovira et al., 2022). Somado a isso, a mensuração permite estabelecer limiares de segurança, orientar políticas

públicas de segurança alimentar e garantir vigilância contínua da cadeia produtiva e dos recursos naturais.

O impacto na saúde humana advindo do consumo de alimentos e produtos com contaminação ou inadequação de elementos metálicos alarga-se por esferas epidemiológicas, clínicas e econômicas. A deficiência de micronutrientes essenciais compromete o desenvolvimento imunológico, favorece infecções, retarda a cicatrização e altera funções metabólicas, enquanto a exposição a metais tóxicos pode induzir disfunção renal, depleção cognitiva, doenças cardiovasculares, e risco elevado de malignidades (Rovira et al., 2022; Ozturk et al., 2024). Em termos de saúde pública, esse duplo cenário, ou seja, insuficiência de nutrientes e toxicidade por metais implica maior carga de doença, hospitalizações prolongadas, incapacidades e custos expressivos para sistemas de saúde.

Portanto, a identificação sistemática de elementos metálicos em alimentos, produtos de consumo e fontes naturais configura-se como fundamento metodológico e estratégico para a prevenção de agravos à saúde. Procedimentos como mapeamento edáfico, monitoramento de cadeias alimentares, análise de produtos industriais e vigilância biomonitorada são essenciais para detectar tendências emergentes, reduzir exposições e adequar intervenções nutricionais ou regulatórias (Hill et al., 2005; Rovira et al., 2022).

No que se refere as plantas, a presença de metais pesados pode prejudicar sua fisiologia, mesmo quando esses metais tóxicos estão presentes no solo em baixas concentrações (Malizia et al., 2012), as plantas continuam crescendo e absorvendo os metais. Portanto, a capacidade das plantas de acumular metais pesados em seus órgãos pode, portanto, ser usada para monitorar a poluição do solo e, em particular durante os períodos de plantio.

A adoção de amostragens de plantas em épocas sazonais, particularmente nos períodos de pré-plantio e de pós-plantio revela vantagens metodológicas relevantes para investigações de metais pesados em briófitas e angiospermas. Em primeiro lugar, a variação sazonal permite captar mudanças na disponibilidade de metais e na fisiologia vegetal, já que processos como estabelecimento da biomassa, absorção radicular, interrupção ou reinício do crescimento e variações climáticas (chuvas, umidade, temperatura) influenciam tanto a bioacumulação como a mobilidade de elementos pesados nos tecidos das plantas. Estudos demonstram que a concentração de metais pode variar significativamente entre estações secas e úmidas, ou entre fases de crescimento

vegetativo e senescência, o que reforça a relevância de selecionar momentos temporais distintos para monitoramento mais representativo da dinâmica ambiental (Maphanga et al., 2024).

Diante do exposto, esta pesquisa tem como objetivo principal avaliar a presença, distribuição e potenciais riscos associados a metais e metaloides em ambientes ripários localizados na fronteira Brasil–Paraguai. Para isso, foram quantificados os elementos As, Ba, Ca, Co, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, P, Pb, S, Se e Zn em amostras de água, solo e material vegetal incluindo angiospermas da família Apiaceae, a hepática *Dumortiera* (Dumortieraceae) e musgos — coletadas em diferentes períodos sazonais (entressafra e plantio de grãos) nas margens do rio Santa Virgem, no município de Ponta Porã estado do Mato Grosso do Sul (MS). Adicionalmente, foram aplicados índices e parâmetros ambientais como o Coeficiente de Acumulação Biológica (do inglês, BAC – Biological Accumulation Coefficient) e o Fator de Contaminação (do inglês, CF – Contamination Factor) e o Índice de Carga de Poluição (do inglês, PLI – Pollution Load Index) para caracterizar a contaminação do solo e o comportamento bioacumulativo das espécies estudadas. Por fim, a pesquisa incluiu a avaliação do risco à saúde humana a partir do cálculo da Dose Crônica Diária (do inglês, CDI – Chronic Daily Intake) em diferentes vias de exposição (ingestão e inalação), considerando distintos cenários e faixas etárias. Com base nos valores de CDI, foram estimados os Coeficientes de Perigo (do inglês, HQ – Hazard Quotient) individuais para cada metal potencialmente tóxico, bem como o Índice de Perigo (do inglês, HI – Hazard Index), obtido pela soma dos HQs, permitindo a avaliação integrada do risco não carcinogênico e subsidiando estratégias de monitoramento ambiental e gestão sustentável em áreas de fronteira agrícola.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Agricultura moderna e impactos ambientais

A modernização da agricultura corresponde à adoção intensiva de tecnologias, mecanização, sementes geneticamente melhoradas e uso maciço de insumos químicos, como fertilizantes, pesticidas e corretivos de solo, com o objetivo de elevar a produtividade em escala. No Brasil, esse processo consolidou-se a partir de 1950, ampliando-se nas décadas seguintes e tornando-se central para a expansão do agronegócio, o fortalecimento das exportações e a consolidação de sistemas produtivos

voltados para commodities. Entretanto, ao mesmo tempo em que garantiu ganhos expressivos de produção, esse modelo gerou críticas crescentes em razão de seus efeitos socioambientais adversos, entre eles a degradação dos ecossistemas, a contaminação de recursos naturais e o aprofundamento de desigualdades sociais (Teixeira, 2005).

Nesse cenário, a agricultura periurbana surge como alternativa capaz de mitigar parte dos impactos associados ao modelo intensivo. Definida como prática agrícola e pecuária desenvolvida em áreas de transição entre o meio rural e o urbano, ela integra-se ao sistema socioeconômico das cidades e atende, predominantemente, ao consumo local ou regional. Essa modalidade de produção desempenha papel relevante para a segurança alimentar e nutricional, a geração de renda e a valorização da produção familiar, além de promover práticas agroecológicas e o uso sustentável dos recursos disponíveis. Ao favorecer circuitos curtos de produção e distribuição, reduz custos logísticos, diminui a dependência de insumos externos e contribui para a sustentabilidade urbana (FAO, 2025a; Ribeiro; Alves, 2025).

Ainda que a agricultura tecnologicamente intensiva seja essencial para sustentar a oferta de alimentos diante do crescimento populacional, seus efeitos negativos sobre o meio ambiente são expressivos. O uso descontrolado de fertilizantes e pesticidas resulta em acúmulo de nitratos, fosfatos, compostos orgânicos tóxicos e metais pesados no solo e nos corpos d'água, comprometendo a qualidade da água destinada ao consumo humano e à irrigação. Esse processo de contaminação ocorre tanto pela infiltração quanto pelo escoamento superficial, afetando lençóis freáticos, rios e lagos (FAO, 2025c). Paralelamente, a conversão de ecossistemas naturais em áreas de cultivo acarreta perda de habitats, fragmentação de paisagens e redução da diversidade genética, como evidenciado no Cerrado, onde a expansão agrícola provocou perdas significativas de cobertura nativa nas últimas décadas (WWF-BRASIL, 2025).

Além disso, práticas como monocultivo extensivo e preparo intensivo do solo favorecem processos de compactação, erosão, salinização e perda de matéria orgânica, reduzindo a capacidade do solo de reter água e nutrientes e aumentando a necessidade de insumos externos para manutenção da produtividade. Soma-se a esses fatores a emissão de gases de efeito estufa — como óxido nitroso e metano — além de poluentes atmosféricos resultantes da aplicação de agrotóxicos e da queima de resíduos agrícolas, intensificando os impactos ambientais e contribuindo para mudanças climáticas (OECD; FAO, 2023).

Enquanto a agricultura moderna, sobretudo em regiões remotas ou de fronteira

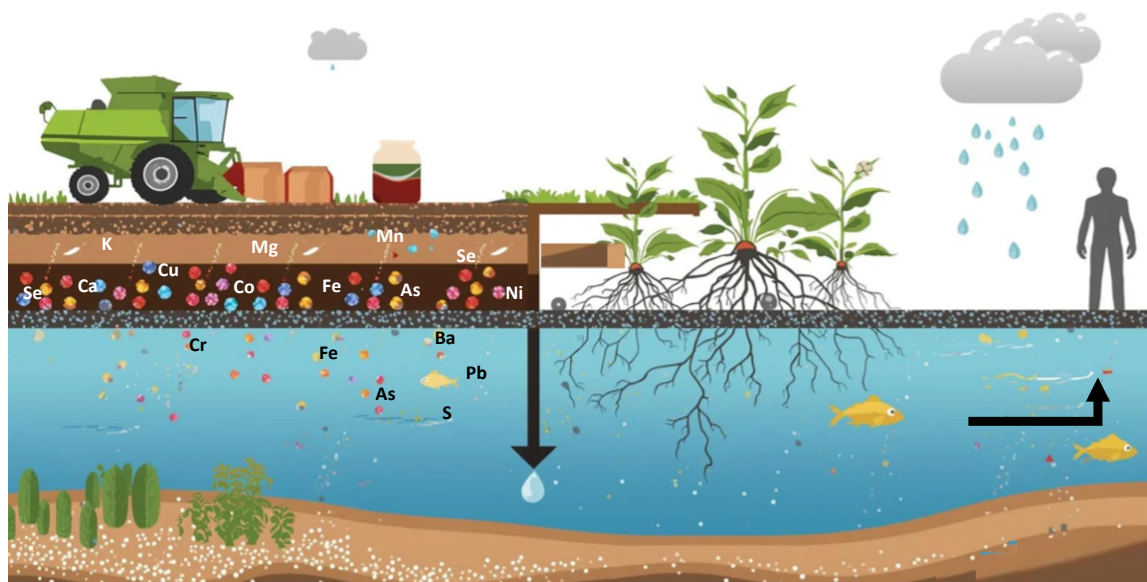
agrícola, acentua externalidades negativas devido à escala de produção, à monocultura e ao uso intensivo de insumos, a agricultura periurbana apresenta potencial para constituir modelos mais resilientes e sustentáveis. Por estar próxima aos centros consumidores, reduz a necessidade de transporte e logística, favorece a adoção de práticas agroecológicas e sistemas orgânicos e contribui para a diminuição da pressão sobre áreas naturais destinadas à expansão agrícola. Todavia, também enfrenta desafios, como a competição por espaço com o avanço urbano, a contaminação por resíduos industriais e domésticos e a limitação no acesso a recursos hídricos de qualidade, além do risco de exposição a metais pesados e compostos químicos presentes no ambiente urbano (FAO, 2025b).

Entre os diversos contaminantes, os metais pesados constituem uma das principais preocupações ambientais decorrentes da modernização agrícola. Fertilizantes fosfatados, pesticidas e fungicidas podem conter impurezas como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), níquel (Ni) e zinco (Zn), que se acumulam progressivamente no solo, na água e nos tecidos vegetais (Sharma; Agrawal; Marshall, 2007). Pesquisas recentes têm demonstrado que fertilizantes fosfatados podem conter cádmio em concentrações significativas, constituindo fonte relevante de contaminação ambiental. Estudos como o de Mortvedt (1996) e o relatório da European Food Safety Authority – EFSA (2009) evidenciam que o cádmio presente nesses insumos tende a se acumular no solo ao longo do tempo, elevando o risco de transferência para plantas e, posteriormente, para animais e seres humanos. A elevada toxicidade desse metal decorre de sua persistência ambiental, capacidade de bioacumulação e efeitos adversos sobre sistemas renais, ósseos e metabólicos.

Esse processo assume relevância crítica em regiões periurbanas, onde coexistem fontes agrícolas, urbanas e industriais de contaminação. Nesses ambientes, o solo atua como reservatório primário de metais pesados, que, devido à baixa biodegradabilidade, permanecem disponíveis por longos períodos, comprometendo a fertilidade, alterando a microbiota e afetando processos biogeoquímicos. Conforme demonstrado por Santos et al. (2021), a presença de elementos potencialmente tóxicos em solos periurbanos está associada à redução da qualidade ambiental e ao aumento do risco ecológico. Conforme representado na Figura 1 a água, por sua vez, torna-se veículo de transporte desses contaminantes por meio de lixiviação e escoamento, atingindo sistemas superficiais e subterrâneos utilizados tanto para irrigação quanto para abastecimento humano (FAO, 2025c). Por outro lado, as plantas absorvem metais pelas raízes e podem acumulá-los em

diferentes tecidos, variando conforme espécie, tipo de solo e concentração presente, representando risco à cadeia alimentar e à saúde humana (Zhang et al., 2022).

Figura 1 - Esquematisação do processo de contaminação de solo, água, plantas e animais aquáticos por metais e metaloides em rios adjacentes a campos destinados a agricultura



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A dinâmica de presença e mobilidade dos metais no solo resulta de uma combinação de fatores de origem natural e antrópica, cuja interação modifica as propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente (Kabata-Pendias, 2011). Segundo Alloway (2013), práticas agrícolas intensivas, como a aplicação excessiva de fertilizantes e a deposição atmosférica de compostos ácidos, quando associadas à calagem insuficiente, podem reduzir o pH do solo, aumentando a solubilidade e a disponibilidade de metais pesados. Esse processo intensifica a lixiviação, favorece a transferência de contaminantes para organismos edáficos e compromete a qualidade dos alimentos produzidos. Vale ressaltar que, a utilização de culturas destinadas à alimentação animal cultivadas em solos contaminados, especialmente com concentrações elevadas de cádmio, pode levar ao acúmulo desse elemento nos tecidos animais, com maior concentração em órgãos como fígado e rins. Entre os cereais, destaca-se o trigo, que apresenta maior tendência de acumular cádmio em comparação a outras espécies amplamente cultivadas (Grant et al., 2008).

A representação esquemática apresentada na Figura 1 sintetiza como práticas associadas à agricultura moderna incluindo o uso intensivo de fertilizantes minerais,

corretivos e a irrigação com efluentes urbanos ou industriais, favorecem o acúmulo de metais pesados em solo, água, plantas e organismos aquáticos, estabelecendo um fluxo contínuo desses elementos ao longo da cadeia alimentar. Diversos estudos em áreas agrícolas urbanas e periurbanas demonstram que a contaminação de solos e de águas de irrigação se traduz em teores elevados de Cd, Pb, Ni e outros metais em hortaliças e demais produtos frescos destinados ao consumo local, com implicações diretas para a segurança alimentar das populações expostas (Sharma; Agrawal; Marshall, 2007; Bhatia et al., 2015; Gebeyehu; Bayissa, 2020; Hu et al. 2023). Essa dinâmica de transferência, bioacumulação e, em alguns casos, biomagnificação de metais ao longo dos níveis tróficos é reconhecida como uma das principais vias de exposição humana em contextos agrícolas intensivos, especialmente em regiões periurbanas, onde a produção se destina majoritariamente ao abastecimento local (Tchounwou et al., 2014; Witkowska et al., 2021).

Nesse contexto, as consequências da exposição crônica a metais pesados em organismos humanos são amplamente documentadas, abrangendo distúrbios neurológicos (Pb, Hg), nefropatias (Cd, Pb), carcinogenicidade (As, Cr, Ni), bem como efeitos imunotóxicos e teratogênicos (WHO, 2021). Diante desse cenário, o grande desafio contemporâneo consiste em conciliar os avanços decorrentes da modernização agrícola e as demandas crescentes de produção com práticas mais sustentáveis, capazes de reduzir a contaminação ambiental e proteger a saúde humana. Entre as estratégias recomendadas, destacam-se o monitoramento sistemático da qualidade do solo e da água, o incentivo ao uso de fertilizantes de menor impacto ambiental, a valorização de práticas agroecológicas, a implementação de políticas públicas eficazes para a gestão de resíduos e de embalagens de agrotóxicos e, por fim, o fortalecimento da agricultura periurbana como alternativa viável para garantir produção sustentável, quando pautada pelo uso racional de recursos e pela integração com os sistemas urbanos.

2.2 Caracterização dos elementos químicos e seus impactos ecotoxicológicos e à saúde humana

Os minerais constituem elementos químicos inorgânicos que desempenham funções estruturais e metabólicas essenciais para o organismo humano, incluindo regulação do metabolismo, ativação de enzimas, condução de impulsos nervosos, manutenção do equilíbrio ácido-base, coagulação sanguínea, síntese hormonal e

transporte de oxigênio. São classificados em macrominerais (macroelementos) e microminerais (microelementos ou elementos-traço) (Razzaque, 2025; Espinosa-Salas et al., 2023).

Os macroelementos cuja ingestão diária recomendada geralmente é igual ou superior a 100 mg são indispensáveis à vida e incluem: cálcio (Ca), fósforo (P), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K) e enxofre (S) (Allajbeu et al., 2023). Por outro lado, os microelementos ou elementos-traço são requeridos em quantidades menores que 100 mg/dia e entre eles figuram: cobre (Cu), ferro (Fe), selênio (Se), zinco (Zn), manganês (Mn), cromo (Cr) e cobalto (Co) (Razzaque, 2025). Elementos como alumínio (Al), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e níquel (Ni) são reconhecidos por não desempenharem função biológica útil em seres humanos e, mesmo em concentrações baixas, podem se comportar como contaminantes ou tóxicos ambientais (Espinosa-Salas et al., 2023; Allajbeu et al., 2023).

O conceito convencional de “metais pesados” refere-se àqueles elementos de elevado peso atômico ou de alta densidade, e embora nem todos sejam toxicamente ativos, muitos são amplamente empregados em indústrias, agricultura, habitações e medicina, o que favorece sua disseminação ambiental (Razzaque, 2025; Allajbeu et al., 2023). Em níveis fisiológicos, os macros e microminerais exercem papéis vitais; contudo, elementos como Al, As, Ba, Cd, Pb, Hg e Ni, sem função nutritiva conhecida, podem contaminar água, solo, ar ou alimentos, configurando risco à saúde pública (Espinosa-Salas et al., 2023). Somado a isso, o desequilíbrio desses minerais, em particular o excesso ou a deficiência dos metais considerados tóxicos pode resultar em graves repercussões clínicas, como disfunções cardiovasculares, respiratórias, neurológicas e a instalação de carcinogênese (Attar, 2020; Razzaque, 2025). A toxicidade depende diretamente da dose, da via e da duração da exposição: quanto maior o teor absorvido e o tempo de contato, maior a probabilidade de manifestação adversa (Espinosa-Salas et al., 2023).

A presença deste tipo de substância em ecossistemas ripários representa um dos mais relevantes desafios à saúde ambiental contemporânea. Esses elementos, embora alguns sejam essenciais em pequenas quantidades, podem gerar graves repercussões ecotoxicológicas e clínicas quando bioacumulados no solo, na água e nas plantas, alcançando o ser humano por ingestão, inalação ou absorção dérmica. A seguir, discutem-se os principais elementos quantificados neste estudo e suas implicações biológicas e toxicológicas (Liu et al., 2024).

2.2.1 Arsênio (As)

O arsênio é um metaloide amplamente distribuído na crosta terrestre, presente em minerais sulfurosos e frequentemente liberado ao ambiente por processos geogênicos e antrópicos, como mineração, uso de pesticidas e fundição de metais. Nas matrizes ambientais solo, água e plantas ripárias o arsênio ocorre em formas inorgânicas e orgânicas, sendo as espécies inorgânicas (arsenito (As^{3+}) e arseniato (As^{5+})) as mais tóxicas. Sua mobilidade em ecossistemas aquáticos facilita a incorporação pelas plantas e, conseqüentemente, a entrada na cadeia alimentar (Smedley; Kinniburgh, 2017; Rahman et al., 2022).

A exposição humana ao arsênio ocorre principalmente pela ingestão de água contaminada e de alimentos cultivados em solos ou irrigados com águas contendo o elemento, além da inalação de poeiras e absorção dérmica (Chung et al., 2014; Levin et al., 2024). Concentrações acima de 10 $\mu\text{g/L}$ em águas potáveis representam risco reconhecido à saúde pública pela OMS (WHO, 2022). Estudos recentes indicam que níveis mesmo inferiores a esse limite já se associam a efeitos crônicos adversos (Hasan et al., 2024). O arsênio interfere em vias de reparo de DNA, promove estresse oxidativo, inflamação e alterações epigenéticas que podem culminar em lesões cutâneas, doenças cardiovasculares, nefropatias e diversos tipos de câncer, incluindo os de pele, pulmão, fígado e bexiga (Jomova et al., 2011; Giles; Mann, 2022).

2.2.2 Bário (Ba)

O bário é um elemento alcalino-terroso que ocorre naturalmente em minerais como barita e witherita. No ambiente, suas formas solúveis podem contaminar águas subterrâneas e superficiais em regiões de mineração, descarte industrial ou uso agrícola de produtos contendo Ba (EPA, 2022). Nas plantas ripárias, o elemento pode ser absorvido pelas raízes e acumulado nos tecidos, refletindo a disponibilidade ambiental (Bacquart et al., 2020).

Embora o bário não possua função biológica conhecida, é potencialmente tóxico para humanos, sendo suas vias de exposição por ingestão de água ou alimentos contaminados e por inalação de partículas em áreas industriais. O acúmulo no organismo interfere na homeostase do potássio, podendo causar hipocalemia, fraqueza muscular, arritmias cardíacas, alterações neuromusculares e distúrbios gastrointestinais (Savazzi et al., 2021; Djalante et al., 2020). Estudos toxicológicos relatam que a dose letal em humanos pode variar de 550 a 600 mg (Cunha; Machado, 2004).

2.2.3 Cálcio (Ca)

O cálcio é um macromineral essencial envolvido em processos de contração muscular, coagulação sanguínea, integridade óssea e regulação enzimática. Na matriz ambiental, sua presença deriva principalmente da dissolução de rochas carbonáticas e fertilizantes agrícolas. Em plantas, o cálcio desempenha papel fundamental na estabilidade das membranas e na sinalização celular, sendo frequentemente utilizado como indicador de equilíbrio iônico do solo (White; Broadley, 2022).

A ingestão adequada de cálcio contribui para a manutenção da densidade óssea e prevenção da osteoporose, enquanto a deficiência está relacionada à tetania e distúrbios neuromusculares (Heaney, 2021). Em contrapartida, a exposição a concentrações ambientais elevadas de cálcio não está associada a efeitos tóxicos significativos, mas níveis muito altos podem interferir na absorção de outros minerais, como ferro e zinco, e favorecer calcificações renais (Allen et al., 2022).

2.2.4 Cádmio (Cd)

O cádmio é um metal pesado de elevada toxicidade e persistência ambiental. Sua presença no solo e na água resulta de atividades industriais, uso de fertilizantes fosfatados e deposição atmosférica. Plantas ripárias e culturas agrícolas podem acumular Cd nos tecidos, especialmente nas raízes e folhas, refletindo a contaminação edáfica e representando uma via de exposição humana indireta (Clemens; Ma, 2016; Mehri, 2020).

No organismo, o cádmio acumula-se principalmente nos rins e no fígado, com meia-vida biológica superior a 20 anos. A exposição crônica está associada a nefrotoxicidade, osteoporose, desregulação endócrina e carcinogenicidade (ATSDR, 2022; Kumar et al., 2023). O metal induz estresse oxidativo, alterações mitocondriais e inflamação sistêmica, além de interferir na homeostase do cálcio e do zinco. Em populações expostas, o Cd tem sido correlacionado com aumento da incidência de câncer de pulmão e de próstata, além de patologias cardiovasculares e hepáticas (Liu et al., 2024).

2.2.5 Cobalto (Co)

O cobalto é um elemento-traço essencial, componente da vitamina B₁₂ (cobalamina), fundamental para a síntese de DNA, formação de hemácias e manutenção do sistema nervoso (Hider; Kong, 2023). No ambiente, o Co é liberado por processos

naturais e por atividades industriais, como mineração e fabricação de ligas metálicas. Em solos e águas, pode ser absorvido por plantas ripárias e incorporado às cadeias tróficas (Banza et al., 2022).

Embora pequenas quantidades sejam necessárias ao metabolismo, o excesso de cobalto é tóxico. A exposição ambiental ou ocupacional a níveis elevados está associada a distúrbios visuais, neuropatias periféricas, cardiomiopatia e hipotireoidismo (Garcia et al. 2020; Ahmed et al., 2023). O acúmulo sistêmico de Co provoca aumento de espécies reativas de oxigênio, dano mitocondrial e apoptose celular. Em plantas, níveis excessivos prejudicam o crescimento radicular e a fotossíntese, evidenciando seu potencial fitotóxico (Patel et al., 2021).

2.2.6 Cromo (Cr)

O cromo é um elemento de transição que ocorre em diferentes estados de oxidação, sendo o trivalente (Cr^{3+}) essencial em pequenas quantidades para o metabolismo da glicose e lipídios, enquanto o hexavalente (Cr^{6+}) é altamente tóxico. No ambiente, o Cr é liberado principalmente por efluentes industriais, curtumes, galvanoplastia e combustão de combustíveis fósseis (Gong et al., 2022). O Cr^{6+} apresenta elevada mobilidade em águas superficiais e subterrâneas e pode ser absorvido por plantas, acumulando-se nas folhas e raízes, com potencial de transferência para a cadeia alimentar (Huang et al., 2021).

A exposição humana ocorre sobretudo pela ingestão de água contaminada, inalação de partículas e contato dérmico. O Cr^{6+} , por sua natureza oxidante, causa danos diretos ao DNA, induz estresse oxidativo e apoptose celular. Em populações expostas, há evidências de aumento da incidência de câncer de pulmão, fígado e trato digestivo, além de dermatites de contato e lesões ulcerativas (Costa; Klein, 2022). Nas plantas, o Cr em excesso compromete a fotossíntese e o desenvolvimento radicular, interferindo no metabolismo de nitrogênio e fósforo (Rout; Sahoo, 2020).

2.2.7 Cobre (Cu)

O cobre é um micronutriente essencial, necessário para a formação de hemoglobina, síntese de colágeno e melanina, e funcionamento de enzimas oxidoredutases. No entanto, em concentrações elevadas, torna-se tóxico. Sua origem ambiental está associada à mineração, lançamento de efluentes industriais e uso de

fungicidas cúpricos na agricultura (Kahlon et al., 2023). Em solos ácidos e sedimentos de rios, o Cu apresenta alta biodisponibilidade, podendo ser absorvido por plantas ripárias e organismos aquáticos.

A exposição humana ao cobre ocorre principalmente pela ingestão de água e alimentos contaminados, e, em casos de excesso, o metal induz peroxidação lipídica e dano oxidativo ao fígado, cérebro e rins (Gomes et al., 2021). Em altas concentrações, o Cu causa náuseas, diarreia, anemia hemolítica, icterícia e falência hepática (Yin et al., 2022). Em plantas, o acúmulo de Cu reduz o crescimento e causa necrose foliar e disfunção mitocondrial, indicando efeito fitotóxico (Kahlon et al., 2023).

2.2.8 Ferro (Fe)

O ferro é um elemento essencial envolvido no transporte de oxigênio (hemoglobina e mioglobina) e em diversas reações redox celulares. Contudo, o excesso de Fe ambiental resultante de mineração, escoamento urbano e deposição industrial pode alterar significativamente a química de solos e corpos d'água (Wang et al., 2021). Em plantas, a absorção de ferro é influenciada pelo pH do solo e pela disponibilidade de matéria orgânica, podendo causar acúmulo nas folhas e raízes.

A deficiência de ferro é uma das carências nutricionais mais prevalentes no mundo, enquanto seu excesso leva à produção de espécies reativas de oxigênio via reação de Fenton, danificando lipídios, proteínas e DNA (Fraga; Oteiza, 2021). O excesso de ferro corporal pode causar toxicidade, levando a lesões em órgãos vitais como fígado, coração e pâncreas, e está associado a desordens como diabetes mellitus e doenças cardíacas (Kontoghiorghous, 2023; Cheng; Al-Samkari, 2024; Hearts, 2025). Além disso, níveis elevados no ambiente podem modificar a estrutura microbiana do solo e reduzir a biodisponibilidade de outros micronutrientes (Tian et al., 2022).

2.2.9 Potássio (K)

O potássio é um macronutriente essencial envolvido na regulação osmótica, transmissão nervosa e manutenção da função muscular. No ambiente, é um dos elementos mais abundantes em solos e águas naturais, sendo liberado pela meteorização de feldspatos e micas (Tripathi et al., 2021). Em plantas, o K regula a abertura estomática, a turgidez celular e o transporte de nutrientes.

Apesar de não ser considerado tóxico em condições normais, desequilíbrios

ambientais podem alterar sua concentração em plantas, interferindo na absorção de cálcio e magnésio. Em humanos, o excesso de potássio (hipercalemia) pode causar arritmias cardíacas e insuficiência renal, enquanto a deficiência está associada à fadiga e fraqueza muscular (Palmer; Clegg, 2021).

2.2.10 Magnésio (Mg)

O magnésio é um macronutriente fundamental para a atividade enzimática e processos energéticos celulares. É o segundo cátion intracelular mais abundante e participa da síntese de proteínas, regulação da pressão arterial e função neuromuscular (De Baaij et al., 2022). No ambiente, o Mg deriva da decomposição de rochas e fertilizantes agrícolas, sendo facilmente assimilado por plantas.

Deficiência de Mg em solos pode reduzir a produtividade agrícola e o teor de clorofila nas folhas. Em humanos, o déficit está associado a doenças cardiovasculares, resistência à insulina, depressão e osteoporose (Rosanoff, 2022). Por outro lado, níveis tóxicos são raros, mas podem ocorrer por exposição a efluentes industriais, resultando em distúrbios neuromusculares e hipotensão (Ajib; Childress, 2021).

2.2.11 Manganês (Mn)

O manganês é um micronutriente essencial para o metabolismo energético e funcionamento de enzimas antioxidantes, como a superóxido dismutase. Entretanto, a exposição excessiva geralmente derivada de mineração e deposição industrial provoca neurotoxicidade e distúrbios motores semelhantes ao Parkinson (O'Neal; Zheng, 2020).

Nas plantas, o Mn participa da fotólise da água no fotossistema II, sendo indispensável à fotossíntese. No entanto, altas concentrações no solo provocam clorose e necrose foliar (Millaléo et al., 2021). Em humanos, a inalação de partículas de Mn pode causar acúmulo cerebral e sintomas neurológicos irreversíveis (Baj et al., 2023).

2.2.12 Níquel (Ni)

O níquel é um elemento traço com funções biológicas ainda pouco compreendidas, mas envolvido na atividade de algumas enzimas e na regulação hormonal. Ambientalmente, o Ni é liberado por mineração, combustão de petróleo e deposição atmosférica. Solos contaminados apresentam maior absorção radicular em plantas, que podem bioacumular o metal e transferi-lo para herbívoros e humanos (Santos

et al., 2022).

O Ni é reconhecido pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) como potencialmente carcinogênico. Sua exposição prolongada está associada a dermatites de contato, asma ocupacional, nefrotoxicidade e câncer de pulmão e seio nasal (Jomova et al., 2020). O metal induz produção de espécies reativas de oxigênio e dano genético, além de alterar a expressão de proteínas envolvidas na apoptose e na resposta inflamatória (Lee et al., 2023).

2.2.13 Fósforo (P)

O fósforo é um macronutriente essencial que participa da formação de ácidos nucleicos, ATP e fosfolipídios de membrana, sendo vital para o metabolismo energético celular. Naturalmente presente em minerais fosfatados e fertilizantes agrícolas, o P é frequentemente introduzido no ambiente por escoamento superficial e efluentes domésticos e industriais (Withers et al., 2020). A concentração excessiva de fósforo em águas superficiais está diretamente relacionada à eutrofização, reduzindo o oxigênio dissolvido e comprometendo a biota aquática (Sinha et al., 2022).

No organismo humano, o equilíbrio entre fósforo e cálcio é fundamental para a manutenção da estrutura óssea. Entretanto, o excesso de P plasmático, frequentemente associado a contaminação ambiental ou consumo elevado, pode induzir calcificação vascular, disfunções renais e alterações hormonais no eixo paratormônio-vitamina D (Razzaque, 2022). Em plantas, o acúmulo descontrolado do elemento causa distúrbios nutricionais e redução da disponibilidade de micronutrientes como Zn e Fe (Hinsinger et al., 2022).

2.2.14 Chumbo (Pb)

O chumbo é um metal pesado amplamente reconhecido por sua toxicidade e ausência de função biológica. No ambiente, origina-se de processos de mineração, fabricação de baterias, tintas, combustíveis e efluentes industriais (Huang, Y. et al., 2021). É altamente persistente e tende a se acumular em sedimentos e solos, sendo facilmente absorvido por plantas ripárias e transferido à fauna e ao homem (Gupta, D. et al., 2022).

A exposição humana ocorre predominantemente pela ingestão de água e alimentos contaminados e pela inalação de partículas de Pb. O metal atravessa a barreira hematoencefálica e a placenta, afetando sistemas nervoso, hematopoiético e renal. Em

crianças, mesmo baixos níveis sanguíneos de Pb estão associados a déficits cognitivos, atraso no crescimento e alterações comportamentais (Sánchez-Cid et al., 2023). No adulto, a exposição crônica eleva o risco de hipertensão, anemia, infertilidade e tumores renais (Tong et al., 2021). O mecanismo tóxico envolve substituição do cálcio em proteínas e enzimas, além da indução de estresse oxidativo e disfunção mitocondrial (Wu et al., 2023).

2.2.15 Enxofre (S)

O enxofre é um elemento essencial presente em aminoácidos como cisteína e metionina e em cofatores enzimáticos fundamentais para o metabolismo redox. Em condições ambientais, é liberado pela decomposição orgânica, vulcanismo e emissões industriais. O ciclo do enxofre tem grande importância nos ecossistemas aquáticos, atuando na regulação do pH e na dinâmica de metais pesados por meio de reações de oxirredução (Chen et al., 2020).

Em plantas, o enxofre é indispensável à fotossíntese e à resistência a estresses abióticos. Entretanto, sua deposição atmosférica na forma de dióxido de enxofre (SO₂) provoca acidificação do solo e fitotoxicidade (Wang et al., 2023). No homem, a deficiência de compostos sulfurados pode comprometer a desintoxicação hepática e a síntese proteica, enquanto o excesso de sulfatos em águas potáveis está relacionado a distúrbios gastrointestinais e alterações do microbioma intestinal (Li et al., 2022).

2.2.16 Selênio (Se)

O selênio é um elemento-traço essencial, componente de selenoproteínas com potente ação antioxidante e papel na regulação da resposta imune, fertilidade e função tireoidiana. Sua concentração ambiental depende da geologia local e de atividades como mineração e irrigação com águas salinas (Schomburg, 2022). Plantas ripárias tendem a bioacumular selênio refletindo a contaminação hídrica e edáfica.

A deficiência de selênio está associada a doenças cardiovasculares, disfunções imunológicas e aumento da suscetibilidade a infecções virais, enquanto o excesso (selenose) pode causar distúrbios gastrointestinais, alopecia, alterações neurológicas e danos hepáticos (Rayman, 2012). Estudos recentes demonstram que a exposição ambiental ao Se, acima de 400 µg/dia, contribui para estresse oxidativo paradoxal e lesões renais (Kieliszek; Blazejak, 2022). Em plantas, concentrações elevadas afetam o

metabolismo do enxofre e a fotossíntese, evidenciando a estreita margem entre essencialidade e toxicidade.

2.2.17 Zinco (Zn)

O zinco é um micronutriente fundamental envolvido na atividade de mais de 300 enzimas, na replicação do DNA (Ácido desoxirribonucleico) e na manutenção da integridade celular. Nas plantas, o Zn regula o crescimento e o sistema antioxidante; no entanto, o excesso decorrente de resíduos industriais e uso de fertilizantes e pesticidas compromete a germinação e a fotossíntese (Zhou et al., 2022).

Em humanos, o Zn é essencial para a imunidade, cicatrização tecidual e saúde ocular. Sua deficiência resulta em atraso de crescimento, hipogonadismo e imunossupressão, enquanto a exposição excessiva está associada à disfunção gastrointestinal e ao desequilíbrio no metabolismo do cobre (Maret, 2022). A toxicidade crônica de Zn em ambientes aquáticos afeta peixes e macroinvertebrados, interferindo na reprodução e no equilíbrio ecossistêmico (Pan et al., 2023).

2.3 Repercussões crônicas à saúde humana em populações expostas a metais pesados/metaloídes

A contaminação ambiental por metais pesados e metaloídes em ecossistemas ripários traduz-se em um risco persistente e multifatorial para a saúde humana, sobretudo em comunidades que dependem de recursos locais, como água de captação superficial ou subterrânea, peixes, agricultura de subsistência e pastagens (Ali et al., 2022; Waichman et al., 2025; Gupta et al., 2022). A exposição crônica por ingestão de água e alimentos contaminados, inalação de poeiras e absorção dérmica propicia a bioacumulação sistêmica desses elementos, determinando um conjunto heterogêneo de desfechos clínicos que afetam principalmente os sistemas nervoso, renal, cardiovascular, reprodutivo, hematopoiético e aumentam o risco neoplásico (Tchounwou et al. 2014; Balali-Mood et al. 2021). Crianças e gestantes figuram como grupos mais vulneráveis, em razão da maior taxa de ingestão relativa, do desenvolvimento neurológico em curso e da susceptibilidade fetal, o que torna particularmente crítica a presença de metais como As, Pb, Hg e Cd em matrizes ambientais e na cadeia alimentar (Rebelo; Caldas, 2016; Iwai-Shimada et al., 2019; Choi et al., 2017).

Do ponto de vista clínico-toxicológico, a exposição prolongada a arsênio (As) está associada a lesões cutâneas, neuropatias periféricas, doenças cardiovasculares, nefropatias e aumento do risco de diferentes neoplasias (pulmão, pele, bexiga) (ATSDR, 2007; WHO, 2017a). O chumbo (Pb) compromete primariamente o sistema nervoso central em crianças resultando em déficit cognitivo e comportamental, e, em adultos predomina o efeito hipertensivo, nefropático e hematológico (ATSDR, 2020). O cádmio (Cd), por sua vez, concentra-se em loja renal e provoca proteinúria, insuficiência renal progressiva e fragilidade óssea; está também implicado em carcinogênese (ATSDR, 2012). Metais essenciais em excesso, como cobre (Cu), manganês (Mn) e ferro (Fe), causam efeitos oxidativos e disfunção orgânica (hepática, neurológica, cardíaca) quando excedem a capacidade de homeostase (WHO, 2017b).

Doenças crônicas atribuíveis à exposição ambiental a metais implicam não apenas maior morbidade, mas também importante impacto social e econômico: aumento de demandas por serviços de saúde, perda de produtividade, custos de tratamento e carga de doenças crônicas incapacitantes. Em populações de baixa renda ou em regiões rurais e de fronteira, a combinação de exposição ambiental elevada com acesso limitado a serviços de saúde e monitoramento amplifica os riscos, tornando imperativa a adoção de ações de vigilância integrada, remediação ambiental e políticas preventivas baseadas em evidências (WHO; ATSDR).

Na Tabela 1 são apresentados os elementos químicos e suas principais repercussões patológicas em situações de acúmulo no organismo, conforme descrito na literatura especializada.

Tabela 1 - Lista de macro e microelementos com suas principais alterações patológicas associadas à exposição crônica

Elemento	Patologias/alterações associadas	Referências
As	Lesões cutâneas Neuropatia Periférica Doença vascular Nefropatias Diabetes Câncer (pele, pulmão, bexiga, fígado) Conjuntivite Perdas visuais.	ATSDR (2007); IARC (2012); Jomova et al., (2011); Barra et al., (2000);
Ba	Distúrbios gastrointestinais Hipocalemia Arritmias Fraqueza muscular	ATSDR (2012); EPA, 2020

Ca	Tetania (deficiência) Nefropatias e calcificações	Heaney, (2021)
Cd	Nefrotoxicidade Osteomalacia/osteoporose Disfunção pulmonar Alterações endócrinas Potencial carcinogênico (pulmão, próstata) Alterações Visuais (Glaucoma e Catarata)	ATSDR (2012); IARC (2012); Clemens, (2016); Lee et al., (2016)
Co	Cardiomiopatia Neuropatia periférica Perda auditiva e visual Degeneração Macular Relacionado a idade (DMRI) Hipotireoidismo Anemia megaloblástica.	ATSDR (2004); Hider; Kong (2023); Junemann et al., (2013) Garcia et al., (2020); Ng; Ebnetter; Gilhotra, (2013)
Cr	Carcinogenicidade pulmonar Úlceras cutâneas DMRI	IARC (2012); Aberami et al., (2019)
Cu	Alterações Visuais (Catarata) Hepatotoxicidade Hemólise Náuseas Diarreia Imunossupressão.	McGahan; Bito; Myers, (1986); ATSDR (2004)
Fe	Anemia ferropriva Hemocromatose Diabetes Glaucoma.	Wong et al., (2007); Fraga; Oteiza (2021); Bocca et al., (2020);
K	Hipercalcemia Fraqueza muscular Hipocalcemia Alterações ambientais raramente causam intoxicações, salvo ingestão/contato industrial	Palmer; Clegg (2021)
Mg	Déficit: arritmias, fraqueza, convulsões; Excesso (raro ambientalmente): hipotensão, depressão respiratória.	De Baaij et al., (2022)
Mn	Neurotoxicidade (sintomas extrapiramidais semelhantes ao Parkinson) Alterações cognitivas ingestão excessiva: efeitos neurológicos e reprodutivos; Glaucoma de pseudoexfoliação	O'Neal; Zheng (2020); Ceylan et al., (2013)
Ni	Dermatite de contato Asma ocupacional Carcinogenicidade respiratória em exposições industriais Conjuntivite	Mani; Vijayavathi, (2012)
P	Desequilíbrios Ca/P influenciam calcificação vascular e função renal	Withers et al., (2020); Razzaque (2022).
Pb	Neurotoxicidade infantil	Dolar-Szczasny et al., (2019); Garner et al.,

	Déficits comportamentais e intelectual Anemia Nefrotoxicidade Hipertensão Infertilidade DRMI	(2000); Micun et al., (2022); ATSDR (2020)
S	Diarreia Irritação respiratória	Chen et al., (2020)
Se	Cardiomiopatia (Keshan) Disfunção imune Alopecia, alterações neurológicas, comprometimento renal/hepático Alterações Visuais (DMRI)	Rayman (2012); Micun et al., (2022); Aberami et al., (2019)
Zn	Alterações Visuais Ceratopatia Bolhosa Atraso de crescimento	Bocca et al., (2020); Micun et al., (2022); Maret (2022); Nriagu, (2007)

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

2.4 Normativas e vigilância ambiental relacionadas aos limites de segurança por contaminação por metais pesados

A presença de metais pesados e metaloides em ecossistemas aquáticos e terrestres representa uma preocupação crescente para a saúde pública e ambiental. Diversas agências nacionais e internacionais estabeleceram normas de segurança, limites máximos de tolerância e diretrizes para vigilância de áreas potencialmente contaminadas, visando mitigar riscos e proteger a população humana e os ecossistemas.

No contexto internacional, a World Health Organization (2022) estabelece limites de concentração de metais em água potável e alimentos, segundo suas diretrizes para a qualidade da água potável (Quadro 1), os valores máximos permitidos são de 0,01 mg/L para arsênio (As), 0,003 mg/L para cádmio (Cd), 0,07 mg/L para níquel (Ni) e 0,01 mg/L para chumbo (Pb). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) adota parâmetros semelhantes, enfatizando a necessidade de monitoramento contínuo de metais em mananciais, solos agrícolas e resíduos industriais (EPA, 2023). No âmbito europeu, a Diretiva 2000/60/CE, conhecida como Water Framework Directive, estabelece metas de qualidade ambiental e gestão integrada dos recursos hídricos, incluindo limites de emissão e concentração para metais como mercúrio, chumbo, cádmio e níquel (European Union, 2022).

Quadro 1 – Limite de concentração dos elementos químicos em água e solo estabelecidos por agência nacional e internacional

Elemento	Órgão Regulador		
	WHO	CONAMA	
	Água	Água	Solo
Arsênio	0,01 mg/L	0,01 mg/L	15 mg/Kg
Cádmio	0,003 mg/L	0,003 mg/L	1,3 mg/Kg
Níquel	0,07 mg/L	0,025 mg/L	30 mg/Kg
Chumbo	0,01 mg/L	0,01 mg/L	72 mg/Kg

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

No Brasil, as diretrizes de qualidade ambiental e de potabilidade da água são regulamentadas principalmente pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e pelo Ministério da Saúde. A Resolução CONAMA nº 357/2005, atualizada pela Resolução nº 430/2011, define os padrões de qualidade para águas superficiais e efluentes, fixando valores máximos de concentração de metais pesados conforme o uso da água (BRASIL, 2011). Já a Portaria de Consolidação nº 5/2017, do Ministério da Saúde, estabelece os valores de referência para metais na água destinada ao consumo humano, adotando limites equivalentes aos propostos pela OMS conforme quadro 1, 0,01 mg/L para Pb, 0,003 mg/L para Cd, 0,01 mg/L para As e 0,025mg/L para o Ni (Brasil, 2017).

No que se refere ao solo e sedimentos, a Resolução CONAMA nº 420/2009 define critérios e valores prevenção (VP) ou valores de investigação (VI) orientadores para a prevenção e controle da contaminação, incluindo parâmetros específicos para As (15 mg/kg), Cd (1,3 mg/kg), Pb (72 mg/kg), Cr (75 mg/kg) e Ni (30 mg/kg) (Brasil, 2009). Esses valores orientam a avaliação de risco ambiental e a necessidade de intervenção em áreas contaminadas, sendo adotados como referência técnica por estados e municípios.

A vigilância ambiental em saúde, no âmbito do Sistema Único de Saúde (SUS), é coordenada pelo Ministério da Saúde, por meio da Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente (SVSA). O Sistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental (SINVSA), instituído pela Portaria nº 1.172/2004, é responsável por monitorar fatores de risco ambientais, incluindo a exposição a metais pesados, especialmente em comunidades situadas próximas a polos industriais e áreas de mineração (Brasil, 2004). O sistema também integra dados laboratoriais, epidemiológicos e ambientais, permitindo identificar áreas críticas de exposição e subsidiar ações intersetoriais de mitigação (FUNASA, 2023).

Complementarmente, a Política Nacional de Saúde Ambiental e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) estabelecem instrumentos para gestão e monitoramento de substâncias perigosas, estimulando o uso de tecnologias limpas e o controle da disposição final de rejeitos contendo metais pesados (Brasil, 2010). Na prática, essas políticas articulam ações entre os setores de saúde, meio ambiente e indústria, com o objetivo de prevenir a contaminação e reduzir impactos sobre a saúde humana e os ecossistemas aquáticos e terrestres.

Portanto, o arcabouço normativo e institucional vigente no Brasil está em consonância com as diretrizes internacionais, embora ainda haja desafios na implementação de programas de vigilância ambiental contínua e na integração de dados interdisciplinares. O fortalecimento das ações de biomonitoramento como o uso de plantas ripárias na detecção precoce de metais pesados representa um instrumento de grande relevância para subsidiar políticas públicas baseadas em evidências científicas e aprimorar a vigilância em saúde ambiental.

2.5 Aplicabilidade de angiospermas (Apiaceae) e briófitas (hepáticas e musgos) como bioindicadores de poluentes e metais

A World Health Organization (WHO) estabelece diretrizes para a qualidade do ar com base em concentrações médias anuais e diárias de poluentes específicos. Para partículas finas (PM_{2.5}), a concentração anual média recomendada é de 5µg/m³, enquanto para partículas maiores (PM₁₀), é de 15µg/m³. Para o dióxido de nitrogênio (NO₂), a concentração anual média não deve exceder 10µg/m³ (WHO, 2021). Essas diretrizes visam minimizar os riscos à saúde associados à exposição prolongada a poluentes atmosféricos.

A qualidade da água potável é regulada pela WHO por meio de diretrizes que estabelecem limites para diversos contaminantes. No que se refere aos metais pesados, por exemplo, o limite para arsênio é de 10µg/L (WHO, 2018). Esses limites são estabelecidos para proteger a saúde humana e prevenir doenças associadas ao consumo de água contaminada.

Embora a WHO não forneça diretrizes específicas para a qualidade do solo, várias agências ambientais nacionais estabelecem níveis de referência para contaminantes no solo com base em riscos à saúde humana e ecológica. Nesse sentido, a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) estabelece níveis de triagem para diversos

contaminantes no solo, como chumbo e arsênio, para avaliar a necessidade de ações corretivas em áreas contaminadas. Embora existam regras estabelecidas de limites de elementos tóxicos em água ou solo por órgãos competentes de cada país, o monitoramento ambiental é essencial para avaliar a qualidade dos ecossistemas e os riscos à saúde humana (Carrg et al., 2008).

Métodos tradicionais de vigilância, baseados em análises físico-químicas, podem ser dispendiosos e exigir infraestrutura complexa, o que limita sua aplicação em larga escala, sobretudo em países em desenvolvimento (Carrg et al., 2008; Guerrero-Aguilar et al., 2022; Takano; Rybak; Veras, 2024). Nesse contexto, os biomonitores emergem como ferramentas eficazes e de baixo custo para a avaliação da qualidade do ar, da água e do solo, complementando os métodos convencionais (Gerhardt, 2002; Markert; Breure; Zechmeister, 2003; Guerrero-Aguilar et al. 2022; Bahinskyi et al. 2025). Esses organismos respondem a variações ambientais e integram, ao longo do tempo, a exposição a contaminantes, permitindo a detecção de alterações na qualidade ambiental com sensibilidade e capacidade de indicar impactos cumulativos (Gerhardt, 2002; Markert; Breure; Zechmeister, 2003; Guerrero-Aguilar et al. 2022).

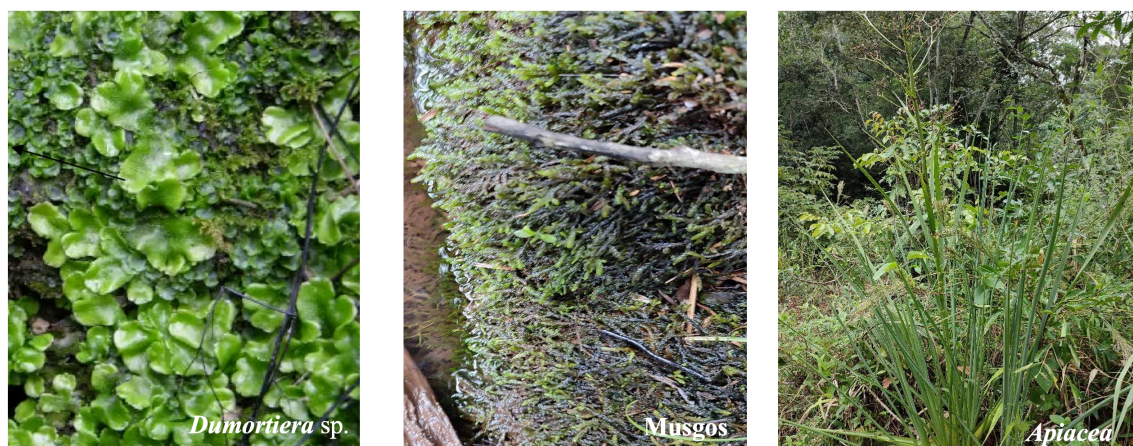
Biomonitores, como líquens, briófitas e plantas vasculares, têm sido amplamente utilizados para avaliar a qualidade ambiental. Além disso, a combinação de diferentes grupos taxonômicos, como líquens e briófitas, tem sido explorada para fornecer uma avaliação mais abrangente da qualidade ambiental. Essas abordagens integradas permitem uma compreensão mais detalhada das interações ecológicas e dos impactos ambientais (Vargas; Wolff; Soares, 2022; Montenegro; Rodrigues; Caramantin-Soriano, 2020).

Os bioindicadores ambientais constituem dispositivos essenciais para a compreensão das alterações ecológicas decorrentes de atividades antrópicas, uma vez que organismos vivos podem refletir, por meio de respostas fisiológicas, morfológicas ou de bioacumulação, a presença e intensidade da poluição em determinado ecossistema (Markert; Breure; Zechmeister, 2003). A literatura define esses bioindicadores como organismos ou comunidades biológicas capazes de fornecer informações qualitativas e quantitativas sobre a qualidade ambiental, funcionando como sentinelas da degradação do meio, com aplicabilidade em solos, águas e ar. A sua peculiaridade no monitoramento reside na capacidade de identificar precocemente poluentes, inclusive em baixas concentrações, onde métodos físico-químicos isolados poderiam apresentar limitações, além de permitir a integração de informações espaciais e temporais sobre a deposição de

contaminantes (Markert; Breure; Zechmeister, 2003).

No solo, espécies vegetais não vasculares e comunidades microbianas têm sido amplamente empregadas como indicadores da presença de metais pesados, pesticidas e outros poluentes, refletindo diretamente a contaminação edáfica. Em ambientes aquáticos, algas e briófitas aquáticas funcionam como bioindicadores sensíveis, demonstrando alterações na qualidade da água por meio de acúmulo de substâncias dissolvidas e particuladas (Figura 2). Já no ar, musgos, hepáticas e líquens são reconhecidos pela alta eficiência em acumular contaminantes atmosféricos, sobretudo metais pesados provenientes da deposição seca e úmida, permitindo análises espaciais de gradientes de poluição em ambientes urbanos e industriais (Blagnyte; Paliulis, 2010).

Figura 2 - Espécies vegetais utilizadas no estudo: *Dumortiera* sp. (hepática), musgos (briófitas) e angiosperma da família Apiaceae



Fonte: Imagens cedida por Espindola et al., 2025.

Plantas herbáceas pertencentes à família Apiaceae encontradas espontaneamente em bordas de rios e córregos possuem características morfofisiológicas tal como raiz pivotante ou fasciculada, folhas finas e grande área foliar exposta — que as tornam potencialmente suscetíveis tanto à deposição particulada quanto à absorção radicular de metais presentes no solo e na água. Em função do contato contínuo com o solo superficial enriquecido por sedimentos e da proximidade com a coluna d'água, essas espécies podem refletir, em seus tecidos, a disponibilidade local de elementos traço, ainda que haja variação interespecífica no padrão de acumulação e translocação (Kabata-Pendias, 2011).

A literatura demonstra de forma robusta que a vegetação de áreas de interface em ambientes contaminados acumula metais (Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, As) em concentrações mensuráveis e, em muitos casos, superiores aos níveis de plantas em áreas não

impactadas. Trabalhos realizados no Sul do Brasil e em outras áreas da América do Sul mostram que espécies nativas de margens fluviais ou várzeas apresentam acumulação significativa em raízes e, dependendo da espécie, também em rebentos aéreos, sugerindo que a vegetação ripária age tanto como uma fenda escoatória de água quanto como vetor de transferência (Boechat et al., 2016).

Mecanicamente, a retenção e o acúmulo de metais em plantas de margem decorrem da interação entre disponibilidade do metal no solo/sedimento (frações trocáveis e associadas à matéria orgânica), características do sistema radicular e mecanismos fisiológicos de sequestro (complexação por fitoquelatinas, precipitação em vacúolos, ligação a paredes celulares). Kabata-Pendias (2011) e outros autores descrevem que plantas de ambientes úmidos frequentemente apresentam maiores taxas de absorção e mecanismos de tolerância que permitem persistir em solos eutrofizados ou contaminados, razão pela qual algumas espécies nativas são utilizadas em programas de fitorremediação e em vigilância ambiental (Demarco et al., 2019).

Estudos realizados considerando bacias urbanas e sítios antropicamente impactados com histórico de descargas industriais ou mineração, revelam que existem comportamentos distintos entre espécies, ou seja, algumas plantas possuem capacidade de acumular predominantemente metais em suas raízes, enquanto outras possuem maior eficiência de translocação das substâncias para partes aéreas (potencial de fitorremediação por extração), dependendo de fatores edafo-hidrológicos e da própria biologia da espécie (Boechat et al., 2016). Estes achados suportam a hipótese de que espécies silvestres de Apiaceae presentes em margens ripárias poderiam ter resposta diagnosticável à contaminação metálica local, mas ressaltam a necessidade de estudos empíricos específicos para cada espécie e sítio antes de generalizar qualquer aplicação.

Do ponto de vista aplicado e de saúde ambiental, a caracterização da acumulação em plantas ripárias como as Apiaceae é relevante porque indica a carga ambiental local e possíveis fontes (sedimentos, efluentes, deposição atmosférica); ajuda a mapear rotas secundárias de exposição (transferência para herbívoros, contaminação de cadeias alimentares aquáticas) e subsidia decisões de restauração e manejo das matas ciliares (por exemplo, seleção de espécies para revegetação que reduzam mobilidade de metais). A literatura latino-americana sobre restauração de margens e fitorremediação sugere que a manutenção ou reintrodução de espécies nativas tolerantes pode reduzir a mobilidade de metais e melhorar a qualidade da água (Demarco et al., 2019; Junk, 2024).

Por fim, devido à escassez de trabalhos publicados especificamente sobre espécies

silvestres de Apiaceae em matas ripárias brasileiras, qualquer utilização dessas plantas como bioindicadoras ou candidatas à fitorremediação deve ser precedida por investigação local que inclua: amostragem padronizada, análise química sensível, cálculo de índices (fatores de translocação e bioconcentração) e avaliação da variação sazonal. Assim, estudos regionais e comparativos são imprescindíveis para transformar inferências generalistas em recomendações de manejo e vigilância ambiental com validade científica e operacional (Boechat et al., 2016).

No que tange a saúde pública, a presença de metais tóxicos em Apiaceae cultivadas para consumo representa rota direta de exposição alimentar particularmente preocupante para Cd e Pb, associados a efeitos renais, neurocognitivos e cardiovasculares em populações vulneráveis e implica risco cumulativo por ingestão crônica, mesmo quando concentrações individuais estejam próximas a limites toleráveis. Assim, a detecção sistemática desses elementos em hortaliças do grupo Apiaceae deve orientar medidas de controle (seleção de áreas de cultivo, práticas de manejo do solo, tratamento de água de irrigação) e políticas de segurança alimentar (limiares regulatórios, monitoramento periódico) (Gupta, 2022).

Por fim, recomenda-se que estudos e programas de vigilância adotem protocolos analíticos robustos e integrem esses resultados com avaliações de risco à saúde para priorizar intervenções em áreas de maior exposição. A articulação entre dados agrônômicos, análises químicas e indicadores clínicos/populacionais é imprescindível para transformar evidências de acumulação em ações concretas de prevenção à saúde pública. (Gupta, 2022; Nawaz, 2024).

As hepáticas, também conhecidas como liverworts, são plantas, avasculares, caracterizadas por corpo taloso ou folhoso, ausência de cutícula espessa e de estruturas condutoras especializadas, o que favorece a absorção direta de nutrientes e contaminantes do ambiente. Por possuírem elevada relação superfície/volume e absorção difusiva, apresentam grande sensibilidade a poluentes, o que as torna adequadas para biomonitoramento. Estudos clássicos indicam que espécies como *Conocephalum conicum*, *Marchantia polymorpha* e *Pellia epiphylla* são capazes de acumular metais pesados como Pb, Ni, Cu, Zn e Cr, apresentando correlação significativa entre as concentrações ambientais e os níveis acumulados em seus tecidos (Samecka-Cymerman; Marczonek; Kempers, 1997). Essa característica confere às hepáticas utilidade em estudos de monitoramento edáfico e aquático, uma vez que respondem de modo direto às variações de poluição em solos e cursos d'água impactados. Em rios urbanos da América

Latina, por exemplo, comunidades de *Marchantia polymorpha* mostraram bioacumulação relevante de Al, Cu, Fe e Zn, corroborando sua eficácia em biomonitoramento de metais dissolvidos e particulados (Vásquez et al., 2019).

O gênero *Dumortiera*, em particular a espécie *Dumortiera hirsuta* (Sw.) Nees — uma hepática talosa amplamente distribuída em ambientes úmidos e sombreados, frequentemente associada a cursos d'água pode oferecer relevante potencial como bioindicador de contaminação ambiental por metais pesados, bem como reforçar a discussão sobre o papel de briófitas na bioacumulação de elementos-traço (Stankovic; Sabovljevic; Sabovljevic, 2018; Callaghan, 2020; Sinha et al., 2021). Ainda que a literatura sobre acumulação de metais em hepáticas específicas seja escassa, diversos estudos demonstram que hepáticas e briófitas como as investigadas por Gómez-Ensastegui et al. (2025) e Perez Bejarano et al. (2022) possuem capacidade de acumulação de metais pesados e vêm sendo empregadas com sucesso em programas de biomonitoramento ambiental.

Primeiramente, a morfologia simples e a fisiologia das hepáticas favorecem de maneira notável a captação e a acumulação de cátions metálicos: a elevada razão superfície/volume, a ausência de tecidos vasculares e de raízes verdadeiras, aliadas a paredes celulares ricas em grupos funcionais (carboxil, fosfato, amina), conferem alta capacidade de troca catiônica e propensão à bioacumulação de metais na parede celular e em compartimentos intracelulares (Stankovic; Sabovljevic; Sabovljevic, 2018; Bellini; Betti; Sanità Di Toppi, 2021). Estudos com outras hepáticas demonstraram correlações estatísticas positivas entre a composição química do solo e a concentração de metais em tecidos vegetativos, como em *Conocephalum conicum* e *Marchantia polymorpha*, nas quais foram observadas associações significativas para elementos como Ni, Cr, Cu e Co em habitats contaminados, reforçando o uso dessas espécies como espelho químico do substrato (Samecka-Cymerman; Marczonek; Kempers, 1997).

No caso específico de *Dumortiera*, investigações experimentais documentam cinética eficiente de absorção de Cd e sua partição entre frações extra- e intracelular, modulada pela presença de cátions concorrentes como Ca^{2+} , Mg^{2+} e Zn^{2+} (Mautsoe; Beckett, 1996), enquanto estudos fisiológicos em talos submetidos a estresse evidenciam alterações no metabolismo de espécies reativas de oxigênio e em parâmetros fotossintéticos, indicando elevada sensibilidade do aparato fotossintético a condições ambientais adversas (Benavides; Gallego; Tomaro, 2005). Em conjunto, esses resultados sustentam a utilização de planta hepática como organismo bioindicador da presença e da

mobilidade de metais pesados no ambiente, articulando simultaneamente informações sobre carga de contaminantes e respostas fisiológicas ao estresse (Postiglione et al. 2025).

Em termos de aplicação prática para monitoramento ambiental, utilizar *Dumortiera* sp pode trazer vantagens como baixo custo de amostragem – por apresentar crescimento espontâneo em solo superficial ou rochas sombreadas – e representatividade integradora, uma vez que sua fixação relativamente estável reflete o acúmulo de metais ao longo de períodos mais longos do que amostragens pontuais de solo ou água, em linha com o que se observa para outras briófitas utilizadas em biomonitoramento (Stankovic; Sabovljevic; Sabovljevic, 2018; Carrillo; Calva; Benítez, 2022; Postiglione et al. 2025). Em função disso, a quantificação de metais em sua biomassa pode funcionar como indicador indireto da carga metálica ambiental, seja edáfica, atmosférica ou hídrica, bem como da transferência lateral de metais para a biota local, à semelhança de resultados descritos para comunidades de briófitas em ambientes aquáticos e de queda d'água (Printarakul; Meeinkuirt, 2022; Carrillo; Calva; Benítez, 2022). A incorporação desses dados no contexto de saúde ambiental é particularmente relevante, visto que metais pesados são reconhecidos como agentes de toxicidade para organismos superiores, inclusive humanos, associados a efeitos renais, neurotóxicos, imunotóxicos e carcinogênicos (Tchounwou et al. 2014; Balali-Mood et al. 2021). Em suma, embora ainda careça de estudos específicos extensivos para *Dumortiera* sp, a bibliografia sobre hepáticas e briófitas em geral indica claramente que esta espécie permanece como candidata promissora para monitorar contaminação por metais pesados em ecossistemas terrestres ou ripários (Stankovic; Sabovljevic; Sabovljevic, 2018; Postiglione et al., 2025; Printarakul; Meeinkuirt, 2022).

No caso das briófitas, em especial os musgos, trata-se de plantas avasculares que apresentam gametófitos folhosos, células clorofiladas superficiais sem cutícula espessa e ausência de sistema radicular verdadeiro, absorvendo água e solutos diretamente da atmosfera ou do substrato. Estrutural e fisiologicamente, os musgos não possuem mecanismos eficientes de exclusão ou regulação interna de metais, acumulando contaminantes de forma proporcional à disponibilidade ambiental. Essa característica os torna amplamente utilizados como biomonitores de poluição atmosférica, sendo empregados em programas de larga escala em diversos países da Europa, que monitoram a deposição de elementos metálicos por meio de amostragens periódicas em musgos (Harmens et al., 2015). A bioacumulação em musgos ocorre por deposição seca, ou seja, partículas atmosféricas aderidas diretamente aos tecidos e úmida quando as chuvas e

neblinas depositam metais dissolvidos, o que possibilita integrar a carga poluente atmosférica em escalas de meses ou anos.

Estudos demonstram a relevância desse grupo vegetal na Lituânia, musgos foram utilizados como bioindicadores para mapear a distribuição espacial de metais pesados, revelando padrões consistentes de deposição atmosférica em áreas industriais e urbanas (Blagnyte; Paliulis, 2010). Em escala continental, o European Moss Survey evidenciou, ao longo de décadas, a queda progressiva de elementos como Pb e Cd após políticas de redução de emissões na Europa, confirmando a eficácia dos musgos em registrar mudanças temporais nos níveis de poluição (Harmens et al., 2015).

No Brasil, pesquisas têm corroborado a aplicabilidade dos musgos como biomonitores. Em estudo realizado no Rio Grande do Sul, quinze espécies foram avaliadas quanto ao acúmulo de Zn, Ni, Cd, Cr, Cu e Pb, revelando diferenças significativas entre ambientes urbanos e rurais. Espécies como *Thuidium tomentosum*, *Sematophyllum subpinnatum* e *Helicodontium capillare* apresentaram potencial para uso em monitoramento atmosférico, sendo indicadas como biomonitores regionais (Mazzoni et al., 2012). Outro estudo, em São Paulo, utilizou musgos transplantados para avaliar a deposição de contaminantes atmosféricos em áreas industriais e urbanizadas, confirmando a sua sensibilidade e aplicabilidade para biomonitoramento (Fraitag; Domingos, 2011).

A utilização de hepáticas e musgos como bioindicadores apresenta vantagens relevantes, como a sensibilidade a poluentes em baixas concentrações, a ampla distribuição geográfica, a possibilidade de coleta em diferentes ambientes e a capacidade de integrar informações temporais sobre a qualidade ambiental, refletindo a deposição de contaminantes ao longo do tempo (Stankovic; Sabovljevic; Sabovljevic, 2018; Sinha et al., 2021; Postiglione et al., 2025).

No entanto, também existem limitações, entre as quais se destacam as variações interespecíficas na capacidade de bioacumulação, a influência de fatores climáticos como regime de chuvas, vento e altitude, efeitos sazonais sobre o crescimento e a fisiologia, além da necessidade de padronização metodológica para garantir comparabilidade entre estudos e séries temporais (Markert; Breure; Zechmeister, 2003; Sinha Et Al., 2021; Stankovic; Sabovljevic; Sabovljevic, 2018).

Apesar dessas restrições, a integração de bioindicadores vegetais com métodos físico-químicos amplia a robustez das análises ambientais, fornecendo dados complementares de grande valor para a formulação de políticas de gestão e estratégias de

mitigação de impactos ambientais (Markert; Breure; Zechmeister, 2003; Carrillo; Calva; Benítez, 2022; Postiglione et al., 2025). Outrossim, hepáticas e musgos consolidam-se como importantes instrumentos no monitoramento da qualidade ambiental, especialmente em relação à presença de metais pesados. Seu uso contribui para a compreensão dos processos de poluição, fortalece a vigilância ecológica, sendo, portanto, aliados estratégicos para a sustentabilidade ambiental.

Embora o trabalho de Espindola et al. (2025) tenha avaliado a concentração de metais e metaloides em amostras de *Amauropelta rivularioides* e águas superficiais em uma região periurbana na fronteira Brasil-Paraguai, ainda são escassos estudos nesta região envolvendo espécies de plantas nativas como Apiaceae, amostras *Dumortiera* e principalmente musgos.

2.6 Rio Santa Virgem (Ponta Porã/MS – Fronteira Brasil/Paraguai)

A área de estudo, onde se insere o rio Santa Virgem, localiza-se no município de Ponta Porã, no estado de Mato Grosso do Sul, em região limítrofe com o Paraguai (Figura 3). Trata-se de uma área de elevada relevância ambiental e socioeconômica, uma vez que os rios e córregos locais desempenham papel fundamental no abastecimento hídrico, na delimitação territorial e no suporte às atividades agrícolas, pecuárias e periurbanas. Do ponto de vista geoambiental, a região integra a denominada Faixa de Fronteira, conforme classificação do Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL, 2016), sendo constituída por unidades litológicas da Bacia do Paraná, com predomínio de derrames basálticos da Formação Serra Geral (Jurássico–Cretáceo) e arenitos do Grupo Caiuá. Essas formações geológicas condicionam diretamente as propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos solos, influenciando sua fertilidade, textura e capacidade de retenção hídrica.

Figura 3 - Rio Santa Virgem em Ponta Porã (MS) em área destinada à agricultura. As setas indicam o fluxo da correnteza



Fonte: Imagem adaptada do Google Earth (2025).

a) Mapa geral da América do Sul. **b)** Ampliação cartográfica da região de fronteira Brasil Paraguai, evidenciando o traçado hidrográfico e a conexão entre os rios Dourados e Santa Virgem. O mapa ilustra o contexto hidrológico da bacia e a relação entre os sistemas fluviais locais, permitindo compreender a influência das dinâmicas transfronteiriças na qualidade ambiental. **c)** Imagem de satélite de alta resolução da área específica de amostragem, na qual se observa o entorno rural e o uso do solo nas margens dos rios Dourados e Santa Virgem.

Nos compartimentos da paisagem associados aos basaltos da Formação Serra Geral, o intemperismo prolongado de rochas eruptivas básicas favorece a formação de Latossolos muito argilosos, de coloração vermelha intensa e elevados teores de óxidos de ferro, tradicionalmente conhecidos como terra roxa. Esses solos apresentam boas condições físicas e fertilidade natural relativamente mais elevada quando comparados aos solos derivados de arenitos (Ker, 1997; IUSS Working Group WRB, 2022). Em contraste, os arenitos quartzosos do Grupo Caiuá originam solos de textura predominantemente arenosa, com baixos teores de matéria orgânica, reduzida capacidade de troca de cátions e baixa retenção de água, classificados no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos como Argissolos e Neossolos Quartzarênicos, e, em sistemas internacionais, como Acrisols e Arenosols. Esses solos são reconhecidos por sua baixa fertilidade natural e

elevada suscetibilidade à erosão, condicionando fortemente o uso agrícola e as práticas de manejo adotadas na região (Donagemma et al., 2016; Thomaz; Fidalski, 2020; IUSS Working Group WRB, 2022; Suzuki et al., 2023).

Sob a perspectiva ecológica, a região está inserida no bioma Cerrado e no domínio da Floresta Estacional Semidecidual. Contudo, a cobertura vegetal nativa encontra-se atualmente bastante fragmentada, tendo sido amplamente substituída por pastagens, lavouras comerciais e áreas urbanizadas, resultando em um mosaico de remanescentes florestais intercalados com áreas agrícolas. Essa dinâmica reflete a importância socioeconômica de Ponta Porã como cidade de fronteira, com forte atuação nos setores de comércio, serviços e produção agropecuária, influenciando distritos próximos e assentamentos agrícolas, além de atividades de agricultura familiar e produção periurbana voltadas à segurança alimentar local.

O clima predominante é subtropical úmido, típico do sul do Mato Grosso do Sul, com temperaturas médias nos meses mais frios entre 14 °C e 15 °C e ocorrência ocasional de geadas. A precipitação anual varia de 1.500 a 1.700 mm, apresentando saldo hídrico positivo durante cinco a seis meses do ano, contrastando com períodos de déficit hídrico que podem se estender por três a quatro meses. Essa sazonalidade climática influencia diretamente os processos pedogenéticos, a dinâmica hidrológica e o uso da terra na bacia hidrográfica do rio Santa Virgem.

Em decorrência da intensificação das atividades agrícolas, pecuárias e da expansão urbana associada à condição fronteira do município, a região tem sido submetida a crescentes pressões ambientais, incluindo o uso intensivo de fertilizantes, pesticidas, irrigação e manejo do solo. Estudos sobre mudanças no uso e cobertura da terra no bioma Cerrado indicam que as áreas de vegetação nativa vêm sendo progressivamente convertidas em terras agrícolas ao longo do tempo, resultando em importantes alterações ambientais e na redução das florestas originais em função da expansão de cultivos e pastagens (Grecchi et al., 2014).

Nesse contexto, torna-se relevante considerar o potencial de contaminação por metais e metaloides nos solos, nas águas superficiais e na vegetação, especialmente em áreas de cultivo de soja e milho e em zonas ripárias. Esses elementos podem ser mobilizados por processos de lixiviação e escoamento superficial, acumulando-se no ambiente e representando riscos tanto ecológicos quanto à saúde humana, sobretudo quando recursos hídricos e produtos agrícolas são incorporados às cadeias alimentares locais.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Investigar a contaminação ribeirinha por metais e metaloides na fronteira Brasil–Paraguai, por meio da análise de água, solo e bioindicadores vegetais, caracterizando os processos de bioacumulação e realizando a avaliação dos riscos potenciais à saúde humana.

3.2 Objetivos Específicos

- Realizar coletas de água e solo em zonas de remanso e nas margens do rio Santa Virgem, na fronteira Brasil–Paraguai, abrangendo diferentes pontos de amostragem ao longo de um gradiente perpendicular à margem, visando a caracterização ambiental da bacia.
- Quantificar os elementos As, Ba, Ca, Co, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, P, Pb, S, Se, Zn em amostras de água, solo e material vegetal, incluindo angiospermas da família Apiaceae, a hepática *Dumortiera* sp. e musgos, utilizando espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).
- Avaliar a capacidade bioacumuladora da Apiaceae, *Dumortiera* sp. e musgos, a partir do Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) comparando as concentrações dos elementos nos tecidos vegetais com aquelas presentes na água e no solo.
- Identificar possíveis aéreas de aporte antrópico a partir da determinação do Fator de Contaminação (CF) dos elementos quantificados no solo, utilizando valores de referência de qualidade ambiental, com o objetivo de identificar possíveis áreas com aporte antrópico.
- Avaliar espacialmente a variação da contaminação metálica a partir da determinação do Índice de Carga de Poluição (PLI) para as amostras de solo coletadas nas distâncias de 50, 100, 150, 200, 250 e 300 metros da margem do rio Santa Virgem.
- Avaliar o risco à saúde humana por ingestão de água do rio, considerando cenários distintos de consumo para crianças (0,25 e 1 L/dia) e adultos (0,25 e 2 L/dia) por meio do

cálculo da Ingestão Diária (ID) com base nas concentrações obtidas nas zonas de remanso.

- Avaliar o risco não carcinogênico à saúde humana a partir da determinação da Dose Crônica Diária (CDI) das principais vias de exposição humana (ingestão e inalação), com base nas concentrações de metais e metaloides, considerando diferentes faixas etárias.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Local de estudo

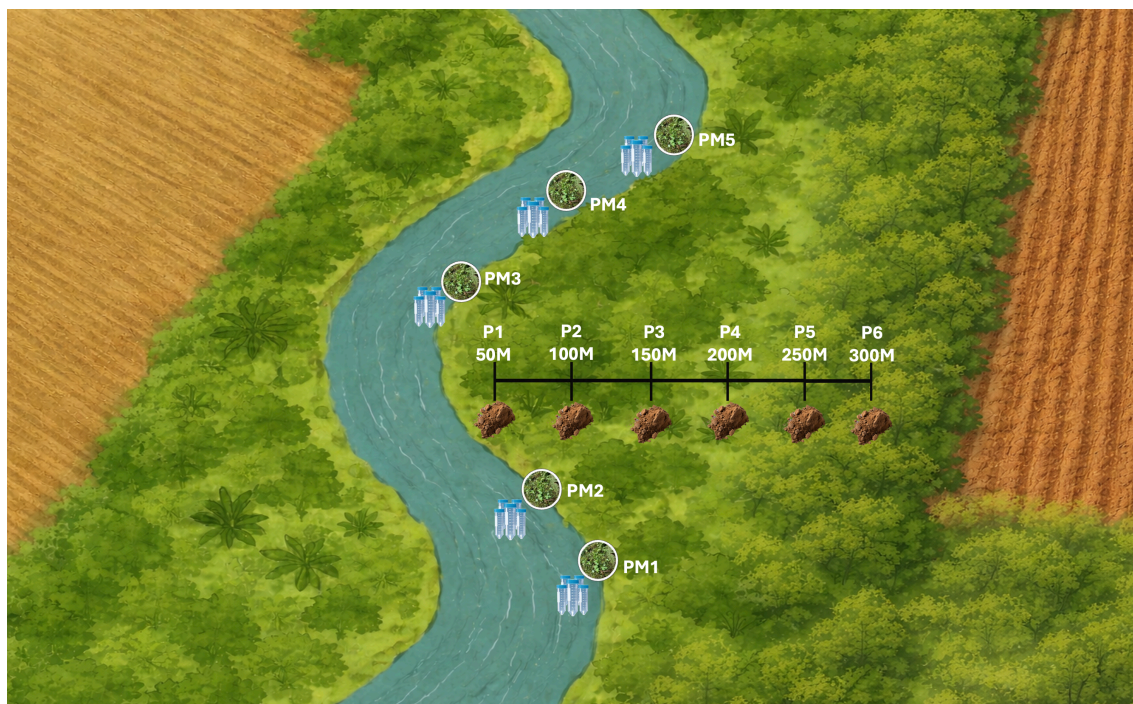
O local de estudo refere-se aquele destacado na subseção 2.6, no qual consideraremos o rio Santa Virgem (Figura 3C), situado a aproximadamente 18 km do distrito de Nova Itamarati (município de Ponta Porã, Mato Grosso do Sul, Brasil), e que possui uma extensão de cerca de 23,5 km e se destaca como importante curso hídrico da região de fronteira Brasil–Paraguai. Esse rio é um afluente da margem direita do rio Santa Virgínia, desempenhando ainda a função de limite natural entre os municípios de Antônio João e Ponta Porã, dentro da bacia hidrográfica do rio Paraná.

4.2 Material Vegetal

A coleta de material vegetal foi conduzida em cinco campanhas de coletas distintas, e distribuídas entre junho de 2019 e agosto de 2020, de modo a contemplar diferentes períodos do ciclo agrícola da região. As datas de amostragem corresponderam aos seguintes estágios: 1º de junho de 2019 (pós-colheita do milho), 24 de agosto de 2019 (entressafra), 28 de dezembro de 2019 (pós-plantio da soja), 9 de abril de 2020 (entressafra) e 7 de agosto de 2020 (pré-colheita do milho). As plantas foram coletadas nas margens do rio Santa Virgem, no município de Ponta Porã, Mato Grosso do Sul, Brasil, em áreas caracterizadas por trechos de água com menor fluxo, popularmente conhecidos como “poços” ou “remansos”.

A Figura 4 apresenta um esquema ilustrativo da coleta das plantas realizada ao longo da margem do rio Santa Virgem. As amostragens foram conduzidas em áreas de águas mais calmas, que favorecem a deposição de sedimentos e a concentração de nutrientes e possíveis contaminantes. Esses ambientes são particularmente relevantes para a avaliação da bioacumulação de metais em espécies vegetais, pois refletem com maior fidelidade as condições de exposição ao longo do curso do rio. Os pontos de coleta das plantas foram distribuídos paralelamente às margens, acompanhando a faixa ripária e permitindo representar a variação espacial do acúmulo de elementos ao longo do ambiente ribeirinho.

Figura 4 - Esquema dos pontos de coleta de plantas, água (PM1–PM5) e solo (P1–P6) realizados no rio Santa Virgem, Ponta Porã, Brasil



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

As espécies coletadas foram previamente identificadas e validadas por especialistas do Herbário CGMS da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), unidade de apoio vinculada ao Instituto de Biociências. O material botânico foi devidamente registrado como: Angiosperma/Apiaceae – Exsicata CGMS 95019; Hepática/Briófitas – *Dumortiera* sp., Exsicata CGMS_Bryo 84015; além de musgos, que não foram catalogados em nível de espécie devido à elevada diversidade observada na área de coleta. No total, 55 amostras de plantas foram coletadas durante o estudo, distribuídas da seguinte forma:

- ⇒ 5 amostras de Apiaceae (CGMS 95019) (Latitude mínima 22°13'31'S - Longitude mínima 55°42'41'O);
- ⇒ 30 amostras de Hepática/Briófitas *Dumortiera* (CGMS_Bryo 84015) (Latitude mínima 22°13'31'S - Longitude mínima 55°42'41'O);
- ⇒ 20 amostras de musgos retirados diretamente da área de estudo (Latitude mínima 22°13'31'S - Longitude mínima 55°42'41'O).

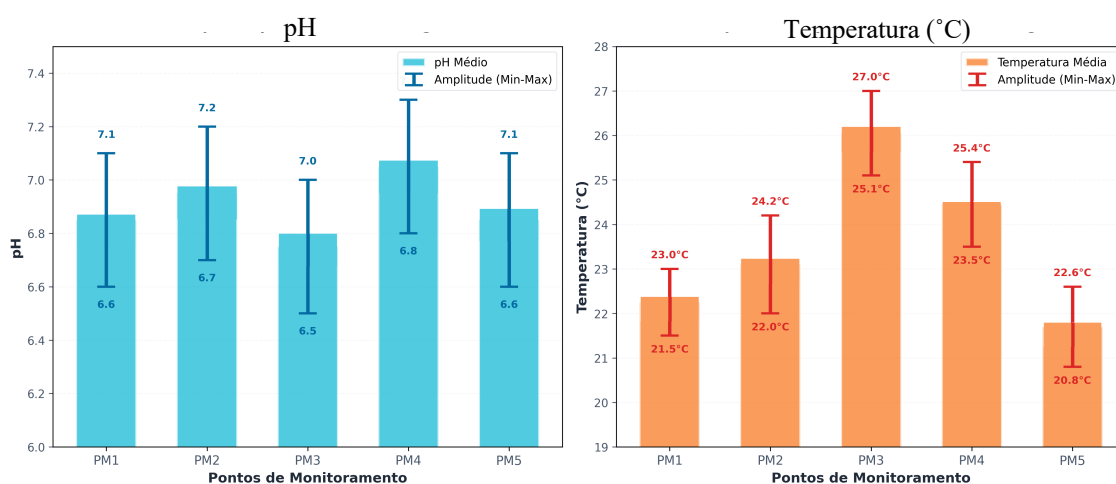
Para cada amostra, foi coletada uma massa de aproximadamente 200 g de material vegetal, incluindo folhas e caules, acondicionada em sacos de polietileno estéreis devidamente rotulados.

4.3 Coletas de água em zonas de remanso e solo as margens do rio

O presente trabalho concentrou-se em um ponto caracterizado por água estagnada, ou seja, zonas de remanso, onde também havia a presença de diferentes espécies vegetais (Figura 4). Foram obtidas, ao todo, 50 amostras de água distribuídas em cinco campanhas de coletas. Esses períodos corresponderam tanto à entressafra quanto ao pós-plantio das culturas de milho e soja na região. Ao longo das cinco campanhas de coleta (C1 a C5), foram extraídas amostras em cinco pontos distintos da área de remanso (PM1 a PM5), conforme ilustrado na Figura 4.

A amostragem consistiu na coleta de dez amostras de água, com volume de 40 mL cada, realizadas nas proximidades das margens do rio por meio de tubos Falcon estéreis de 50 mL, submersos a cerca de 20 cm de profundidade. Após a coleta, os recipientes foram identificados, acidificados com 1 mL de ácido nítrico (HNO_3 , 65%, grau ultrapuro, Merck, Darmstadt, Alemanha) para estabilização dos metais e metalóides, acondicionados em caixas térmicas e armazenados sob refrigeração a 4° C até as análises laboratoriais (Fernandes et al., 2025). A temperatura e o pH da água foram medidos *in situ* conforme (Figura 5) usando um medidor de pH de bolso HI98107 pHep® (Hanna Instruments, Woonsocket, RI, EUA), que registra simultaneamente o pH e a temperatura com uma precisão de $\pm 0,1$ unidades de pH e $\pm 0,5^\circ \text{C}$.

Figura 5 - Variação do pH e temperatura das águas de remanso do rio Santa Virgem



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Em relação a coleta de amostras de solos próximos as margens do rio Santa

Virgem, foram adquiridos no total trinta amostras de solo, cada uma pesando aproximadamente 300 g, estas por sua vez coletadas na primeira semana de setembro de 2021. Foram estabelecidos seis pontos perpendiculares ao rio (P1 a P6), com profundidade de coleta de aproximadamente 15 cm, dispostos em diferentes distâncias da margem (50, 100, 150, 200, 250 e 300 m).

A adoção da estratégia de coleta em um único mês, com amostragens transversais afastadas progressivamente da margem do rio em intervalos de 50 metros, apresenta vantagens metodológicas relevantes em comparação à coleta sazonal (entressafra e pós-plantio). Em primeiro lugar, essa abordagem permite controlar a variável temporal, reduzindo a influência de fatores sazonais (chuvas, variações no manejo agrícola, estágio fenológico das culturas) sobre os teores de elementos no solo. Dessa forma, os resultados obtidos refletem de forma mais clara os efeitos do gradiente espacial de proximidade ao corpo hídrico, minimizando interferências ligadas ao calendário agrícola.

Vale destacar que a variação sistemática da distância em relação à margem possibilita identificar padrões de dispersão horizontal de nutrientes e contaminantes no perfil de uso do solo. Essa estratégia é particularmente útil para avaliar a influência direta do rio como fonte ou sumidouro de elementos químicos, bem como para detectar possíveis processos de lixiviação, carreamento superficial ou retenção em função da proximidade da água. Além disso, a padronização em um único período de coleta confere maior comparabilidade entre os pontos amostrados, garantindo que diferenças observadas estejam mais associadas ao fator “distância da margem” do que a variações sazonais. Assim, essa metodologia complementa a primeira abordagem ao fornecer uma perspectiva espacial mais detalhada da dinâmica solo-rio, permitindo análises integradas entre variabilidade temporal (primeiro experimento) e espacial (segundo experimento).

4.4 Procedimento de digestão de planta

As amostras vegetais foram inicialmente higienizadas em água ultrapura (18,2 MΩ·cm, sistema Milli-Q, Millipore, Bedford, MA, EUA), de modo a eliminar partículas de solo, poeira e fragmentos orgânicos aderidos às superfícies. Após essa etapa, procedeu-se ao processo de secagem em estufa, utilizando condições distintas de acordo com a natureza da amostra. As partes da angiosperma da família Apiaceae (raízes, caules e folhas) foram submetidas a 40 °C durante 36 h, até que o peso constante fosse atingido.

Para as briófitas, incluindo a hepática *Dumortiera* e musgos adotou-se a temperatura de 45 °C, com tempo de 6 h, assegurando a remoção uniforme da umidade residual.

Em seguida, aproximadamente 250 g de material seco de cada grupo vegetal foi moído individualmente em moinho elétrico de aço inoxidável (Termomix, Brasil), até obtenção de pó homogêneo. Esse material passou por peneiramento em malha de 200 µm, a fim de padronizar a granulometria. Para as etapas analíticas de digestão, aproximadamente 0,25 g de cada amostra foi transferido para frascos de digestão, aos quais foram adicionados 3,0 mL de ácido nítrico (HNO₃, 65%, grau ultrapuro, Merck, Darmstadt, Alemanha), 1,0 mL de água Milli-Q e 2,0 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂, 35%, grau ultrapuro, Merck, Darmstadt, Alemanha).

O preparo das amostras foi realizado por meio de digestão ácida aberta em bloco digestor (Tecnal®, São Paulo, Brasil), conforme a metodologia empregada por Alves et al. (2024). O procedimento envolveu a adição de ácido nítrico concentrado às amostras vegetais, seguida de aquecimento controlado até a completa mineralização da matriz orgânica. Após o processamento, os extratos obtidos foram acondicionados em tubos Falcon e armazenados sob refrigeração (4° C) até o momento das análises.

4.5 Procedimento de digestão do solo

As amostras de solo foram inicialmente levadas à estufa e submetidas a 50 °C por 72 horas (Medicate®, ME-80, São Paulo, Brasil), até estabilização do peso. Posteriormente, cerca de 25 mg de cada ponto de coleta (P1 a P6, ano de 2021) foi transferido para béqueres de 25 mL. Para a etapa de digestão ácida, adicionaram-se 3 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂, 35%, grau ultrapuro, Merck, Darmstadt, Alemanha), 6 mL de água Milli-Q (18 MΩ·cm, Millipore, Bedford, MA, EUA) e 3 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃, 65%, grau ultrapuro, Merck, Darmstadt, Alemanha).

A mistura permaneceu em repouso por 20 minutos, permitindo a estabilização inicial da reação. O protocolo analítico adotado baseou-se em adaptações do método descrito por Ramanathan e Ting (2015), sendo compatível com o método 3050B da United States Environmental Protection Agency (USEPA) para digestão ácida úmida de solos e sedimentos. O procedimento consiste em digestão ácida aberta, sem o emprego de micro-ondas, utilizando aquecimento controlado e ácidos concentrados para a solubilização da matriz sólida. Estudos prévios demonstram que essa abordagem apresenta recuperações satisfatórias e confiáveis de elementos-traço em matrizes

ambientais e biológicas, conforme relatado por Ramanathan e Ting (2015) e por Alves et al. (2024). Todos os ensaios foram realizados em triplicata, assegurando a reprodutibilidade dos resultados.

4.6 Quantificação usando ICP OES

As concentrações de As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, K, Mg, Mn, Ni, P, S, Se, Zn e Pb foram quantificadas em amostras de água, solo e material vegetal incluindo angiosperma da família Apiaceae, a hepática *Dumortiera* (Dumortieraceae) e musgos coletados em diferentes períodos do ano, utilizando espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (modelo iCAP 6300 Duo, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Alemanha). A Tabela 2 contém os parâmetros utilizados para a quantificação de elementos nas amostras de plantas, solo e água.

Tabela 2 - Condições instrumentais e comprimentos de onda utilizados no ICP-OES

Parâmetro	Condição
Vazão da amostra	0,35 L min ⁻¹
Vazão do gás do plasma	12 L min ⁻¹
Potência	1250 W
Tempo de integração	5s
Pressão de nebulização	20 psi
Modo de visão	Axial
Tempo de estabilização	20s
Elemento/analito	λ (nm)
	As 193,759; Ba 455,403; Ca 422,673; Co 228,616; Cr 267,716; Cd 228,802; Cu 324,754; Fe 259,940; K 766,490; Mg 279,553; Mn 257,610; Ni 231,604; P 177,495; Pb 220,353; S 180,731; Se 196,090; Zn 213,856

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

As curvas de calibração utilizadas para a quantificação dos elementos foram obtidas a partir de soluções-padrão de 100 mg/L (SpecSol, Quinlab, Brasil), preparadas com água ultrapura (18 M Ω ·cm, sistema Milli-Q, Millipore, Bedford, MA, EUA). A calibração externa foi realizada por meio da construção de curvas analíticas em cinco níveis de concentração: 0,005; 0,01; 0,025; 0,050 e 1 mg L⁻¹.

A validação do método analítico considerou parâmetros fundamentais como a exatidão (teste de recuperação), o limite de detecção (LOD) e o limite de quantificação

(LOQ). Para o ensaio de recuperação, foi preparada uma solução contendo 1000 ppm (100 mg/L) do analito, adicionada à matriz, realizando-se o teste em nível de 0,25 mg/L. Os resultados obtidos indicaram intervalo de recuperação entre 81% e 112%. Os valores de LOD para os elementos variaram de 0,00026 a 0,20316 mg/L, enquanto os valores de LOQ estiveram na faixa de 0,00088 a 0,67721 mg/L. Os coeficientes de correlação (R^2) das curvas de calibração externa variaram entre 0,9851 e 0,9998, confirmando a confiabilidade do método.

4.7 Cálculo do Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC)

O coeficiente de acumulação biológica (BAC) foi utilizado para avaliar a capacidade das plantas em acumular metais e metalóides em relação ao ambiente no qual estavam inseridas. Esse índice é definido como a razão entre a concentração de um elemento no tecido vegetal e a concentração do mesmo elemento no meio externo (água ou solo) (Ali, et al. 2019; Li et al. 2020). O cálculo seguiu a seguinte expressão:

$$BAC = \frac{C_{planta}}{C_{Ambiente}} \quad (1)$$

Onde na Eq.1 temos que:

- C_{planta} corresponde à concentração do metal ou metaloide na planta ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ peso seco);
- $C_{ambiente}$ corresponde à concentração do mesmo elemento na água ou no solo ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Em nosso estudo por se tratar de plantas, utilizaremos os valores $C_{ambiente}$ da concentração de metais/metaloides quantificados nas amostras de águas.

Valores de $BAC > 1$ indicam que a espécie vegetal apresenta tendência de acumulação do elemento em seus tecidos, enquanto valores de $BAC < 1$ sugerem que não há bioacumulação significativa (Ali et al. 2019; Li et al. 2021). Os cálculos foram realizados individualmente para cada elemento e para cada ponto amostral, permitindo comparar diferenças entre espécies vegetais e condições ambientais.

4.8 Cálculo do Fator de Contaminação (CF)

O fator de contaminação (CF) foi empregado para estimar o nível de contaminação dos solos com base na comparação entre as concentrações de metais e metaloides quantificados nas amostras e os valores de referência pré-industriais da crosta terrestre. O cálculo foi realizado segundo a Equação (2):

$$CF = \frac{C_n}{C_s} \quad (2)$$

Para a Eq. 2 temos que:

- C_n corresponde à concentração do elemento nas amostras de solo ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$);
- C_s representa o valor de fundo ou de referência (background) adotado para cada elemento ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

A interpretação dos valores de CF foi feita conforme a classificação proposta por Muller (1969):

- $CF < 1$: baixa contaminação;
- $1 \leq CF < 3$: contaminação moderada;
- $3 \leq CF < 6$: contaminação considerável;
- $CF \geq 6$: contaminação muito elevada.

Para este estudo, os valores de C_s foram definidos a partir de dados oficiais e literatura nacional. Os valores adotados foram:

- As = 3,17 mg/kg; Cd = 0,07 mg/kg; Co = 11,68 mg/kg; Cu = 28,49 mg/kg; Cr = 30,30 mg/kg; Ni = 8,61 mg/kg; Ba = 67,70 mg/kg; Zn = 16,40 mg/kg; Pb = 11,05 mg/kg, estabelecidos para solos do estado de Mato Grosso do Sul (Perez et al. 2022);
- Mn = 183 mg/kg e S = 1.700 mg/kg, conforme estudos conduzidos no estado do Rio Grande do Sul (Senger et al., 1997);
- Ca = 104,18 mg/kg; K = 104,18 mg/kg; Mg = 158,08 mg/kg, reportados para solos do estado do Pará (Da Silva, 2019);
- P = 1,0 mg/kg (Tokura et al., 2002) e Se = 1,61 mg/kg (Gabos, 2012) encontrados em solos tropicais.

Os cálculos foram realizados individualmente para cada elemento em todos os pontos amostrais (P1-P6), permitindo identificar diferenças espaciais no grau de contaminação do solo em relação aos valores de referência regionais e nacionais.

4.9 Cálculo do Índice de Carga de Poluição (PLI)

O Índice de Carga de Poluição (PLI) foi utilizado para avaliar a qualidade ambiental do solo em função da presença de metais e metaloides (Santos et al. 2018). Esse índice fornece uma medida integrada do grau de poluição, a partir dos fatores de contaminação (CF) previamente calculados para cada elemento químico. O cálculo do PLI foi realizado de acordo com a Equação (3):

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n) C^{1/n} \quad (3)$$

onde CF_n representa o fator de contaminação de cada elemento avaliado (Eq.2), e n é o número total de elementos considerados. A interpretação dos resultados foi feita segundo os critérios estabelecidos:

- $PLI < 1$: ausência de poluição;
- $PLI = 1$: presença de níveis basais de poluentes;
- $PLI > 1$: ambiente considerado poluído.

Esse índice permite avaliar de forma integrada a contribuição conjunta dos elementos analisados, fornecendo uma visão geral da pressão antrópica sobre a qualidade do solo e dos ecossistemas estudados.

4.10 Avaliação de Risco à Saúde Humana por Ingestão de Água de Rio

A avaliação de risco à saúde humana decorrente da ingestão de água foi conduzida com base nas diretrizes propostas pela USEPA (1989) e WHO (2009a). Os cálculos consideraram cenários de exposição crônica, abrangendo tanto a estimativa da dose diária crônica ingerida (CDI) quanto os índices de risco não carcinogênico (HQ e HI) e carcinogênico (CR).

Como primeira etapa do nosso estudo, foi realizado o cálculo de ingestão diária de água (ID , mg/dia), ou seja, neste caso temos que:

$$ID \text{ (mg/dia)} = C \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times IR \left(\frac{\text{L}}{\text{dia}} \right) \quad (4)$$

Onde C (mg/kg ou mg/L) é a concentração quantificada pelo ICP OES, e IR é a ingestão diária, ou seja, volume de água ingerido por dia, neste caso, a taxa de ingestão mínima de água é 0,25 L/dia e 2L/dia para adultos e 0,25 L/dia e 1L·dia⁻¹ para crianças.

A estimativa da Dose Crônica Diária (CDI), ou seja, a dose crônica diária de ingestão de água, ou ingestão acidental de solo ou inalação de partículas de solo em poeira, foi calculada segundo a Equação (5):

$$CDI_{\alpha} = \frac{C_{\alpha} \times IR_{\alpha} \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (5)$$

O subscrito α na equação 5 corresponde a ingestão de água, ou ingestão acidental de solo ou inalação de partículas de solo. Na Eq.5, C é a concentração do metal/metaloide quantificado na água do rio Santa Virgem através da técnica de espectrometria de emissão óptica com plasma Acoplado (ICP OES).

Em relação a ingestão de água de rios os seguintes parâmetros serão considerados neste estudo: IR = taxa de ingestão de água (0,25 L/dia e 1 L·dia⁻¹ para crianças e 0,25 L/dia e 2 L·dia⁻¹ para adultos); EF = frequência de exposição (365 dias·ano⁻¹); ED = duração da exposição (30 anos para adultos e 6 anos para crianças); BW = peso corporal (70 kg para adultos e 15 kg para crianças); AT = tempo de exposição (ED × 365 dias) para risco não carcinogênico, 70 anos × 365 dias, para risco carcinogênico.

Em nosso estudo, para o cálculo da dose diária crônica (CDI), adotou-se uma taxa de ingestão de 2 L·dia⁻¹ para adultos e 1 L·dia⁻¹ para crianças. Esses valores são recomendados em documentos de referência internacionais para avaliação de risco à saúde associados à água de consumo humano, como o *Exposure Factors Handbook* da US EPA (2011, atualizado em 2017) e as *Guidelines for Drinking-Water Quality* da WHO (2017a). Além disso, a ATSDR (2023) também utiliza esses parâmetros em seus guias de exposição. O uso de 2 L·dia⁻¹ reflete uma condição conservadora e amplamente reconhecida, que corresponde ao volume médio diário de ingestão de água em populações adultas, independentemente da origem da fonte (encanada, poço ou água superficial). Considerando que comunidades ribeirinhas frequentemente utilizam a água do rio para consumo direto, a aplicação desses valores é cientificamente adequada para estimar riscos potenciais à saúde humana, assegurando comparabilidade com estudos internacionais e sensibilidade no cálculo do risco.

Para a estimativa da ingestão incidental de água em atividades recreativas, considerou-se o valor de 0,05 L/hora, amplamente adotado em guias nacionais e internacionais de qualidade da água. A EPA propõe este valor como padrão para exposições recreacionais em água de natação, sendo igualmente adotado por órgãos

estaduais dos EUA, como o Washington State Department of Health, que utiliza 0,05 L/hora para estimar ingestão diária em até 2 h de atividade aquática. De forma semelhante, a divisão de proteção ambiental de Nevada (USA) aplicou o mesmo valor em avaliações de risco para águas recreativas, resultando em estimativas de ingestão diária entre 0,1–0,25 L/dia. O departamento de saúde publicada de Massachusetts também recomenda 0,05 L/hora em seus protocolos para risco de cianobactérias.

Adicionalmente, a World Health Organization (2017a) reconhece que a ingestão incidental durante eventos de natação pode alcançar valores médios de 210–250 mL por evento em adultos e crianças, corroborando a faixa de 0,05–0,2 L/dia como realista e conservadora para cenários recreativos em águas superficiais. Portanto, a adoção deste intervalo para o presente estudo é cientificamente justificada e alinhada às práticas internacionais em saúde ambiental.

Para a avaliação da exposição ao solo neste estudo, foram considerados parâmetros de risco humano com base nos modelos preconizados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. As principais rotas de exposição ao solo avaliadas foram: Ingestão acidental de solo; Inalação de partículas de solo em poeira.

Na aplicação da Equação 5, os seguintes parâmetros foram adotados: C = concentração do elemento no solo (mg/kg); IR = taxa de ingestão de solo (padrões USEPA, 1989: adultos = 100 mg/dia; crianças = 200 mg/dia); EF = frequência de exposição (365 dias/ano); ED = duração da exposição (30 anos para adultos; 6 anos para crianças); BW = peso corporal (adultos = 70 kg; crianças = 15 kg); AT = tempo de exposição (ED × 365 dias, para risco não carcinogênico).

Em relação ao risco não carcinogênico, o mesmo foi obtido através do quociente de perigo (HQ) e valores de dose de referência (RfD):

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (6)$$

Sendo CDI obtido na Eq. 5, e RfD a dose de referência oral crônica (mg/kg/dia) estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Os valores adotados para RfD para ingestão de água e solo foram: As ($3,0 \times 10^{-4}$ mg/kg/dia), Co ($3,0 \times 10^{-4}$ mg/kg/dia), Cr ($9,0 \times 10^{-4}$ mg/kg/dia), Cu ($4,0 \times 10^{-2}$ mg/kg/dia), Mn ($1,4 \times 10^{-1}$ mg/kg/dia), Ni ($2,0 \times 10^{-2}$ mg/kg/dia), P ($2,0 \times 10^{-5}$ mg/kg/dia), Cd ($1,0 \times 10^{-4}$), Se ($5,0 \times 10^{-3}$ mg/kg/dia), Zn ($3,0 \times 10^{-1}$ mg/kg/dia), Fe ($7,0 \times 10^{-1}$) e Pb ($4,0 \times 10^{-5}$).

mg/kg/dia). Para os elementos Ca, K, Mg e S não há valores de *RfD* definidos até o momento.

A adoção desses parâmetros permite estimar o risco potencial à saúde humana associado à ingestão de água proveniente das zonas de remanso do rio Santa Virgem, fornecendo um referencial de comparação para os cálculos de dose diária estimada (EDI), quociente de risco (HQ) e índice de risco (HI).

O Índice de Perigo (HI) foi obtido pela soma dos HQs de todos os elementos:

$$HI = \sum HQ \quad (7)$$

Para a Eq. 6, temos a seguinte interpretação, quando HQ ou $HI < 1$: risco não significativo, por outro lado, HQ ou $HI \geq 1$: potencial de risco adverso à saúde.

O risco carcinogênico foi estimado pela Equação (8):

$$CR = CDI \times SF \quad (8)$$

onde: SF = fator de carcinogenicidade oral $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1})^{-1}$. Valores de CR aceitáveis geralmente se situam entre 1×10^{-6} e 1×10^{-4} .

4.11 Cálculo da dose diária inalada (CDI_{inh})

A avaliação da exposição humana por inalação de solo ou poeira contendo metais e metaloides constitui uma etapa fundamental nas análises de risco à saúde humana (Human Health Risk Assessment – HHRA), especialmente em áreas agrícolas, urbanas e industriais. Essa via de exposição considera a inalação de partículas de solo suspensas (poeira), as quais podem conter contaminantes e são comumente geradas por processos naturais e antrópicos, como ação do vento, tráfego veicular, preparo do solo e práticas agrícolas.

A via inalatória é particularmente relevante na estimativa de riscos crônicos, tanto não carcinogênicos quanto carcinogênicos, sobretudo para grupos mais suscetíveis, como crianças devido a atividades recreativas em solos secos, trabalhadores rurais e populações residentes próximas a estradas ou áreas agrícolas expostas. Nesse contexto, a estimativa da exposição por inalação baseia-se nos conceitos de taxa de emissão de partículas e taxa de inalação de poeira (Particulate Emission Rate e Inhalation Rate). A Agência de

Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), no *Risk Assessment Guidance for Superfund* (RAGS), propõe o cálculo da dose diária potencial inalada (CDI_{inh}). Assim, no presente estudo, a CDI_{inh} foi estimada de acordo com o modelo recomendado pela USEPA (1989; 1996), conforme a equação apresentada a seguir.

$$CDI_{inh} = \frac{C_s \times PEF^{-1} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (9)$$

Na Eq. 9, o termo C_s é a concentração do contaminante no solo (mg/kg); PEF é o Particulate Emission Factor ou fator de emissão de partículas do solo, que converte a concentração no solo (mg/kg) em concentração no ar (mg/m³). Neste estudo, adotou-se o valor padrão de $1,36 \times 10^9$ m³/kg, conforme recomendado pela USEPA (1996); IR_{inh} é a taxa de inalação, assumindo-se 20 m³/dia para adultos e 7,6 m³/dia para crianças, segundo a USEPA (2011; 1989); EF é a frequência de exposição, considerada como 350 dias/ano; ED representa a duração da exposição, assumida como 30 anos para adultos e 6 anos para crianças; BW é o peso corporal médio, fixado em 70 kg para adultos e 15 kg para crianças; AT corresponde ao tempo de média ponderada (em dias), variando conforme o tipo de efeito: para efeitos não carcinogênicos, AT = ED×365; para efeitos carcinogênicos, AT= 70×365.

Esses parâmetros seguem as diretrizes da avaliação de risco à saúde humana (Human Health Risk Assessment – HHRA) (USEPA, 1989) e das orientações para triagem de solos (USEPA, 1996), sendo amplamente utilizados em avaliações de risco à saúde humana.

4.12 Conversão da concentração de referência (RfC) para dose de referência por inalação (RfD_{inh}(eq))

A Concentração de Referência (RfC) representa o nível de exposição por inalação (em mg/m³) que provavelmente não causará efeitos adversos à saúde durante exposições contínuas por toda a vida. Quando a RfC é utilizada em conjunto com doses calculadas em base corporal (mg/kg·dia), é necessário convertê-la para a forma equivalente de dose de referência por inalação (RfD_{inh}(eq)), conforme a seguinte relação:

$$RfD_{inh(eq)} = \frac{RfC \times IR}{BW} \quad (10)$$

Onde na Eq. 10, IR é a taxa de inalação (m³/dia); e BW é o peso corporal (kg). Dessa forma, os fatores de conversão utilizados foram 0,2857 para adultos (20/70) e 0,5067 para crianças (7,6/15). Essa abordagem segue as recomendações de Gu et al. (2017), Gope et al. (2017) e Ahmad et al. (2019), bem como o procedimento da USEPA (IRIS, 2024) para harmonização de unidades entre RfC e RfD.

A Dose de Referência (RfD) é definida como a exposição oral ou dérmica diária estimada (mg/kg·dia) que provavelmente não causará efeitos adversos em humanos durante toda a vida (USEPA, 1989). Por outro lado, a Concentração de Referência (RfC) é uma concentração por inalação (mg/m³) com o mesmo princípio protetor, mas aplicável a exposições atmosféricas (USEPA, 1996). Esses parâmetros são derivados a partir de estudos toxicológicos que estabelecem o NOAEL (No-Observed-Adverse-Effect Level) ou LOAEL (Lowest-Observed-Adverse-Effect Level), aplicando-se fatores de incerteza para cobrir variações intra e interespecíes, duração de exposição e qualidade dos dados experimentais.

Após a conversão de RfC para RfD_{inh(eq)}, o valor obtido (em mg/kg·dia) pode ser comparado diretamente à dose calculada de inalação (CDI_{inh}) para estimar o índice de perigo (HQ) de cada elemento, conforme a Equação 11:

$$HQ = \frac{CDI_{inh}}{RfD_{inh(eq)}} \quad (11)$$

e o índice de risco total (HI) é obtido pela soma dos HQs individuais conforme Eq.12:

$$HI = \sum \frac{CDI_{inh}}{RfD_{inh(eq)}} \quad (12)$$

Valores de HQ ou HI ≤ 1 indicam ausência de risco significativo à saúde, enquanto valores superiores a 1 sugerem potencial risco não carcinogênico.

Os valores de referência (RfC e RfD_{inh(eq)}) utilizados neste estudo foram obtidos das bases da U.S. Environmental Protection Agency (IRIS) e de estudos recentes de avaliação de risco ambiental, conforme apresentado na Tabela 3 abaixo.

Tabela 3 - Valores de concentração de referência (RfC) e dose de referência por inalação (RfD_{inh}) para crianças e adultos

Elementos	RfC (mg/m ³)	RfD _{inh} (eq) Crianças (mg/kg·dia)	RfD _{inh} (eq) Adultos (mg/kg·dia)
As	$1,5 \times 10^{-5}$	$7,60 \times 10^{-6}$	$4,29 \times 10^{-6}$
Ba	$5,0 \times 10^{-4}$	$2,53 \times 10^{-4}$	$1,43 \times 10^{-4}$
Co	$6,0 \times 10^{-6}$	$3,04 \times 10^{-6}$	$1,71 \times 10^{-6}$
Cr	$2,86 \times 10^{-5}$	$1,45 \times 10^{-5}$	$8,18 \times 10^{-6}$
Cu	$4,0 \times 10^{-2}$	$2,03 \times 10^{-2}$	$1,14 \times 10^{-2}$
Mn	$5,0 \times 10^{-5}$	$2,53 \times 10^{-5}$	$1,43 \times 10^{-5}$
Ni	$2,0 \times 10^{-5}$	$1,01 \times 10^{-5}$	$5,71 \times 10^{-6}$
Pb	$2,0 \times 10^{-4}$	$1,01 \times 10^{-4}$	$5,71 \times 10^{-5}$
Se	$2,0 \times 10^{-2}$	$1,01 \times 10^{-2}$	$5,71 \times 10^{-3}$
Zn	$3,0 \times 10^{-1}$	$1,52 \times 10^{-1}$	$8,57 \times 10^{-2}$

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

4.13 Análise estatística

A variação das concentrações elementares entre as coletas foi avaliada por meio de testes de normalidade e homocedasticidade, utilizando Shapiro–Wilk e Levene, respectivamente. Quando os dados apresentaram distribuição normal e variâncias homogêneas, aplicou-se ANOVA de uma via ($p < 0,05$) para comparar as médias entre as coletas; caso contrário, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis. As diferenças específicas entre os grupos foram identificadas por meio dos testes Tukey HSD (para ANOVA) ou Dunn (para Kruskal–Wallis).

5. RESULTADOS

5.1 Concentrações de metais e metaloides quantificados na água do rio Santa Virgem

Os resultados da quantificação de metais e metaloides nas amostras de água do rio durante o período de plantio são apresentados na Tabela 4, bem como representados graficamente, conforme ilustrado no (Apêndice A, Figura A1). Essa tabela reúne as concentrações médias dos elementos (mg/L) obtidas por ICP-OES em águas de zonas de remanso do rio Santa Virgem, referentes a cinco campanhas sazonais de coleta. Em cada período amostrado, observou-se a seguinte ordem decrescente entre os elementos quantificados:

- Coleta 1 (1º junho 2019 – pós-colheita do milho): Fe (1,300) > Mg (1,247) > S (0,803) > K (0,690) > P (0,391) > Ba (0,023) = Mn (0,023) > Co (0,013);
- Coleta 2 (24 agosto 2019 – entressafra): Mg (1,349) > Fe (1,110) > S (0,715) > K (0,489) > P (0,411) > Mn (0,039) > Ba (0,021) > Zn (0,003);
- Coleta 3 (28 dezembro 2019 – pós-plantio da soja): Mg (1,256) > Fe (1,021) > S (0,845) > K (0,697) > P (0,445) > Mn (0,028) > Ba (0,020);
- Coleta 4 (9 abril 2020 – entressafra): Fe (1,022) > Mg (1,012) > S (0,616) > P (0,401) > K (0,353) > Mn (0,017) > Ba (0,015) > Ni (0,009);
- Coleta 5 (7 agosto 2020 – pré-colheita do milho): Mg (1,194) > S (0,754) > K (0,707) > Fe (0,502) > P (0,329) > Ba (0,017) > Mn (0,005).

Em todas as coletas, os elementos Mg, Fe, K, S e P foram predominantes, enquanto o As, Cd, Cr, Cu, Se, Pb e Ni estiveram abaixo do limite de detecção (<LOD) na maioria das amostras.

Tabela 4 - Valores médios da concentração em mg/L de elementos na água provenientes de zonas de remanso do rio Santa Virgem

Elementos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5
As	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Ba	0,023±0,004	0,021±0,004	0,020±0,003	0,015±0,002	0,017±0,003
Ca	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	0,013±0,001	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cr	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cu	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Fe	1,300±0,002	1,110±0,003	1,021±0,002	1,022±0,011	0,502±0,003
K	0,690±0,063	0,489±0,021	0,697±0,036	0,353±0,145	0,707±0,075
Mg	1,247±0,008	1,349±0,013	1,256±0,011	1,012±0,006	1,194±0,004
Mn	0,023±0,001	0,039±0,001	0,028±0,001	0,017±0,002	0,005±0,001
Ni	<LOD	<LOD	<LOD	0,009±0,000	<LOD
P	0,391±0,011	0,411±0,010	0,445±0,004	0,401±0,014	0,329±0,007
Pb	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
S	0,803±0,025	0,715±0,006	0,845±0,009	0,616±0,012	0,754±0,003
Se	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Zn	<LOD	0,003±0,000	<LOD	<LOD	<LOD

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

5.2 Concentrações de metais e metaloides quantificados nas plantas

A Tabela 5 mostra as concentrações médias de elementos obtidas por ICP OES em amostras de Apiaceae, coletadas nos cinco períodos. Esses momentos refletem fases de entressafra e pós-plantio de milho e soja, permitindo avaliar possíveis influências sazonais e do manejo agrícola sobre a absorção de elementos (mg/kg) pela planta (Apêndice A, Figura A2). Em ordem decrescente, as médias de elementos quantificados em cada coleta foram:

- Coleta 1 (junho/2019): K (48.923,8) > P (7.643,1) > Fe (4.184,8) > Mg (2.819,2) > S (1.907,6) > Mn (395,2) > Ba (371,0) > Cr (108,9) > Zn (46,6) > Ni (12,7) > Co (8,2) > Se (3,1) > Cu (2,1) = As (2,1);
- Coleta 2 (agosto/2019): K (10.478,4) > Ca (6.723,3) > P (5.071,7) > Fe (4.528,8) > Mg (1.204,4) > S (990,2) > Mn (227,6) > Cr (52,0) > Ni (23,5) > Zn (19,5) > Co (4,3) > Cu (1,4) > Se (0,19) > As (0,18);
- Coleta 3 (dezembro/2019): K (35.432,3) > P (10.427,6) > Fe (2.193,4) > Mg (1.852,9) > S (1.352,4) > Ba (261,9) > Mn (215,2) > Zn (27,4) > Co (1,4) > Cu (0,75) > As (0,37);
- Coleta 4 (abril/2020): K (19.373,4) > Ca (11.126,4) > P (10.766,9) > Mg (3.056,1) > S (2.676,4) > Fe (1.369,1) > Ba (267,3) > Mn (141,5) > Zn (48,9) > Ni (3,9) > Cr (2,4) > Cu (0,89);
- Coleta 5 (agosto/2020): K (50.228,6) > P (15.546,6) > Ca (9.745,9) > Fe (3.103,1) > S (2.382,6) > Mg (1.801,3) > Ba (189,0) > Mn (156,2) > Zn (26,4) > As (2,3) > Co (1,2) > Ni (1,0) > Cu (0,85).

Tabela 5 - Resultados da análise de ICP OES de Apiaceae coletada às margens do rio Santa Virgem, município de Ponta Porã, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil

Elementos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5
As	2,11±2,04	0,18±0,87	0,365±0,238	<LOD	2,338±0,386
Ba	370,995±5,920	160,335±1,518	261,901±2,689	267,253±2,335	189,028±1,254
Ca	<LOD	6723,258±117,859	<LOD	11126,449±185,544	9745,911±108,529
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	8,196±0,437	4,277±0,122	1,385±0,062	<LOD	1,244±0,106
Cr	108,888±0,909	51,958±0,195	<LOD	2,446±0,122	<LOD
Cu	2,056±0,018	1,365±0,019	0,748±0,019	0,885±0,025	0,848±0,015
Fe	4184,801±0,077	4528,792±0,037	2193,354±0,034	1369,101±0,022	3103,078±0,021
K	48923,818±643,009	10478,369±27,177	35432,338±126,033	19373,438±15,979	50228,647±699,469
Mg	2819,155±58,751	1204,368±6,907	1852,883±23,325	3056,136±25,712	1801,257±27,984
Mn	395,198±4,522	227,613±1,040	215,204±0,947	141,488±0,438	156,166±2,563
Ni	12,753±0,334	23,525±0,045	<LOD	3,935±0,141	1,013±0,107
P	7643,166±71,032	5071,664±75,977	10427,629±89,169	10766,918±59,588	15546,633±87,469
Pb	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
S	1907,565±18,211	990,155±11,688	1352,392±7,688	2676,373±7,974	2382,582±19,974
Se	3,055±2,850	0,189±0,994	<LOD	<LOD	2,591±0,751
Zn	46,576±0,427	19,525±0,061	27,407±0,092	48,877±0,101	26,449±0,176

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A Tabela 6 apresenta os valores médios obtidos por ICP OES para a espécie *Dumortiera* sp., (Apêndice A, Figura A3). A seguir, a ordenação decrescente dos valores médios dos elementos (mg/kg) quantificados em cada coleta:

- Coleta 1 (junho/2019): Fe (16.523,6) > K (13.010,4) > P (7.484,4) > Ca (4.329,5) > Mg (2.873,5 mg/kg) > S (1.312,8 mg/kg) > Mn (825,6 mg/kg) > Ba (129,6 mg/kg) > Zn (35,3) > Cr (33,6) > Co (19,7) > Se (10,2) > Pb (8,3) > As (7,5) > Ni (6,3) > Cu (4,2);
- Coleta 2 (agosto/2019): Fe (19.227,9) > K (8.343,1) > P (6.234,4) > Ca (4.364,4) > Mg (2.359,0) > S (1.286,9) > Mn (978,3) > Ba (141,5) > Zn (37,2) > Cr (36,4) > Co (22,5) > Se (10,7) > As (8,5) > Pb (8,3) > Ni (6,4) > Cu (5,0);
- Coleta 3 (dezembro/2019): Fe (30.100,9) > P (6.150,1) > K (5.158,7) > Ca (3.302,2) > Mg (2.106,2) > S (873,2) > Mn (781,3) > Ba (140,5) > Cr (43,5) > Zn (39,1) > Co (21,1) > Se (19,9) > Pb (15,8) > As (14,0) > Ni (7,9) > Cu (5,5);
- Coleta 4 (abril/2020): Fe (19.335,8) > K (9.748,0) > P (7.302,0) > Ca (4.429,6) > Mn (3.832,2) > Mg (2.789,5) > S (1.206,2) > Ba (174,4) > Zn (31,3) > Cr (24,6) > Co (18,8) > Se (15,2) > Pb (11,0) > As (9,5) > Ni (5,8) > Cu (3,9);
- Coleta 5 (agosto/2020): Fe (30.054,7) > P (4.774,6) > Ca (3.622,5) > Mn (3.553,8) > K (2.143,9) > Mg (2.034,9) > S (891,2) > Ba (176,2) > Zn (44,0) > Cr (41,5) > Co (26,7) > Se (20,1) > Pb (14,6) > As (13,2) > Ni (7,6) > Cu (6,0).

Tabela 6 - Resultados da análise de ICP OES de uma amostra de *Dumortiera* sp. coletada às margens do rio Santa Virgem, município de Ponta Porã, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil

Elementos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5
As	7,510±0,366	8,521±0,437	14,024±0,222	9,546±0,543	13,171±0,120
Ba	129,577±0,323	141,487±0,384	140,503±0,533	174,369±1,889	176,212±1,230
Ca	4329,532±4,421	4364,406±89,756	3302,238±28,304	4429,553±114,222	3622,544±6,198
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	19,661±0,081	22,480±0,099	21,113±0,052	18,780±0,077	26,701±0,066
Cr	33,649±0,068	36,399±0,119	43,511±0,180	24,632±0,107	41,526±0,307
Cu	4,195±0,008	5,023±0,011	5,540±0,033	3,938±0,008	5,972±0,043
Fe	16523,616±0,349	19227,894±0,204	30100,856±0,236	19335,801±0,154	30054,691±0,251
K	13010,429±27,516	8343,056±41,420	5158,749±18,003	9748,031±38,044	2143,900±3,964
Mg	2873,517±2,055	2358,962±25,948	2106,224±16,919	2789,461±9,343	2034,931±15,854
Mn	825,640±1,102	978,257±5,662	781,269±2,261	3832,152±20,644	3553,821±25,848
Ni	6,333±0,045	6,407±0,110	7,922±0,070	5,781±0,097	7,644±0,050
P	7484,436±42,242	6234,419±26,713	6150,110±31,268	7302,004±31,435	4774,574±28,210
Pb	8,276±0,264	8,327±0,331	15,767±0,143	10,992±0,182	14,639±0,250
S	1312,848±5,859	1286,861±4,712	873,236±7,016	1206,162±7,985	891,232±2,909
Se	10,200±0,454	10,674±0,412	19,900±0,109	15,183±0,755	20,065±0,678
Zn	35,264±0,032	37,156±0,049	39,109±0,078	31,341±0,072	44,049±0,033

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A Tabela 7 apresenta os valores médios obtidos por ICP-OES para o musgo. Os valores médios dos elementos (mg/kg) quantificados no musgo foram ordenados em valores decrescentes para cada coleta (Apêndice A, Figura A4):

- Coleta 1 (jun/2019): Fe (18.190,2) > P (5.914,5) > Ca (3.697,9) > K (2.303,0) > Mg (1.593,8) > Mn (1.253,6) > S (895,9) > Ba (168,6) > Cr (90,3) > Zn (46,0) > Co (27,1) > Ni (10,1) > Pb (7,5) > Se (6,0) > Cu (4,1) > As (3,9);
- Coleta 2 (ago/2019): Fe (17.575,7) > P (10.420,8) > Ca (6.562,9) > K (4.960,8) > Mg (3.346,8) > S (1.527,1) > Mn (955,4) > Ba (205,2) > Zn (49,7) > Cr (41,2) > Co (20,1) > Se (7,9) > Ni (6,8) > As (5,9) > Cu (3,9) > Pb (3,7);
- Coleta 3 (dez/2019): Fe (22.130,3) > P (8.602,7) > Ca (4.818,0) > K (2.728,5) > S (1.547,7) > Mg (1.416,2) > Mn (1.085,9) > Ba (243,0) > Cr (39,2) > Zn (39,1) > Co (29,8) > Pb (15,5) > Se (14,8) > Ni (11,6) > As (11,5) > Cu (7,6);
- Coleta 4 (abr/2020): Fe (24.678,4) > P (5.115,2) > Ca (3.453,2) > Mg (1.338,4) > K (1.012,4) > S (732,9) > Mn (557,5) > Ba (140,0) > Cr (37,7) > Zn (37,6) > Co (19,4) > Pb (16,0) > Se (13,4) > As (9,96) > Ni (8,9) > Cu (4,8);
- Coleta 5 (ago/2020): P (10.522,6) > Ca (8.197,0) > Fe (5.626,4) > K (3.662,5) > S (2.314,7) > Mg (1.389,7) > Mn (375,0) > Ba (120,4) > Zn (26,6) > Co (4,9) > Cr (3,8) > Cu (2,4) > As (1,68) > Ni (1,1) = Se (1,1) > Pb (<LOD)

Tabela 7 - Resultados da análise de ICP OES de uma amostra de Musgo coletado às margens do rio Santa Virgem, município de Ponta Porã, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil

Elementos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5
As	3,922±0,709	5,947±0,717	11,526±0,293	9,964±0,834	1,681±0,296
Ba	168,559±0,394	205,217±0,771	243,010±2,661	140,023±1,369	120,403±1,505
Ca	3697,887±71,775	6562,906±89,683	4818,001±13,507	3453,165±39,549	8196,976±182,175
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	27,087±0,082	20,140±0,129	29,811±0,137	19,393±0,045	4,947±0,048
Cr	90,269±0,277	41,232±0,247	39,178±0,176	37,741±0,333	3,790±0,121
Cu	4,096±0,014	3,915±0,026	7,553±0,017	4,842±0,023	2,395±0,026
Fe	18190,245±0,340	17575,704±0,085	22130,342±0,491	24678,433±0,425	5626,402±0,053
K	2303,036±1,138	4960,769±33,641	2728,535±10,428	1012,409±9,920	3662,534±16,845
Mg	1593,832±14,096	3346,821±61,822	1416,158±18,940	1338,369±5,088	1389,671±7,815
Mn	1253,565±12,443	955,397±9,034	1085,888±14,788	557,465±2,458	374,967±2,092
Ni	10,061±0,138	6,806±0,066	11,620±0,096	8,939±0,021	1,106±0,087
P	5914,479±20,636	10420,803±59,791	8602,722±46,973	5115,235±28,912	10522,601±50,439
Pb	7,450±0,221	3,696±0,440	15,519±0,387	15,999±0,262	<LOD
S	895,972±1,213	1527,061±5,681	1547,744±7,109	732,906±5,724	2314,698±11,274
Se	6,005±0,531	7,984±0,532	14,752±0,565	13,403±0,935	1,117±0,308
Zn	46,014±0,106	49,672±0,151	39,132±0,051	37,600±0,037	26,572±0,047

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Em relação a análise estatística realizada considerando os dados em triplicatas que geraram as Tabelas 4, 5 e 6 temos que para a planta Angiosperma (Apiaceae): elementos como Fe, K, P e Cr apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as coletas, com os maiores valores nas coletas C2 e C5. A variação temporal indica influência sazonal, possivelmente associada à deposição atmosférica e mudanças edáficas após o cultivo de milho e soja. Elementos como Zn e Cu não apresentaram diferenças significativas, sugerindo homeostase fisiológica.

Na planta *Dumortiera* sp., os elementos como Fe, Mn, Ni, Co e Se exibiram diferenças significativas ($p < 0,01$) entre as coletas, com picos marcantes em C3 e C5 (épocas de maior deposição e umidade). Essa oscilação de valores de concentrações confirma a capacidade de resposta rápida das briófitas às mudanças ambientais e à deposição metálica atmosférica. O comportamento de P e K foi mais estável ($p > 0,05$), indicando regulação metabólica e possível saturação.

Em relação ao Musgo, constatou-se que as concentrações de Fe, Mn e Cr variaram significativamente ($p < 0,05$) entre as coletas, com os maiores valores em C3 e C4, coincidindo com o período pós-plantio da soja e maior exposição à poeira. O Se e o As também mostraram diferenças significativas ($p < 0,05$), reforçando a sensibilidade do musgo a mudanças sazonais na deposição atmosférica.

5.3 Concentrações de metais e metaloides quantificados no solo próximo as margens do rio Santa Virgem

A Tabela 8 apresenta as concentrações médias de elementos químicos em amostras de solo coletadas na primeira semana de setembro de 2021, durante o período de vazio sanitário da soja, em seis pontos (P1 a P6), estabelecidos em intervalos perpendiculares de 50 m a partir da margem do rio Santa Virgem (Apêndice A, Figura A5). Os resultados apresentados em termos das médias das concentrações de elementos nos solos estão apresentados em ordem decrescente para cada ponto:

- Ponto 1: Fe (33.658,13) > Ca (98,26) > P (57,89) > S (52,90) > Mg (51,12) > Mn (39,80) > K (38,66) > Cr (10,54) > Se (6,50) > Cu (5,47) > Pb (5,46) > Zn (5,16) > As (4,27) > Ba (2,59) > Co (2,44) > Ni (1,53);

- Ponto 2: Fe (29.480,28) > P (47,45) > Mg (46,13) > K (29,60) > Mn (32,08) > Ca (28,51) > S (22,28) > Cr (9,05) > Se (5,42) = Cu (5,42) > Ni (4,69) > Pb (4,55) > Zn (3,88) > As (3,39) > Co (2,12) > Ba (1,50);

- Ponto 3: Fe (24.357,36) > Ca (149,46) > Mg (76,06) > P (49,82) > S (31,39) > Mn (29,03) > Cu (7,48) > Cr (7,42) > K (4,96) > Se (4,02) > Pb (3,40) > Zn (2,99) > Ni (2,54) > As (2,33) > Co (1,79) > Ba (1,29);

- Ponto 4: Fe (25.263,22) > Ca (221,47) > Mg (108,39) > P (98,29) > S (44,84) > Mn (30,95) > Cu (7,71) > Cr (7,48) > Se (4,84) > Pb (4,18) > Zn (3,78) > As (3,00) > Co (1,90) > Ni (1,88) > Ba (1,87) > K (<LOD);

- Ponto 5: Fe (13.256,15) > Ca (120,59) > P (61,97) > Mg (48,46) > S (48,31) > Mn (20,19) > Cu (9,73) > K (4,86) > Cr (3,02) > Se (2,62) > Pb (1,99) > As (1,61) > Ba (1,56) > Zn (1,42) > Co (0,71) > Ni (0,33);

- Ponto 6: Fe (18.048,66) > S (64,22) > P (59,96) > Ca (52,15) > Mn (27,33) > Mg (22,97) > Ni (9,83) > Cu (5,04) > Cr (4,99) > Se (3,01) > Zn (2,65) > Ba (2,64) > Pb (2,16) > As (1,75) > Co (1,15) > K (<LOD).

Tabela 8 - Concentrações de elementos quantificados (mg/Kg) nas amostras de solo coletadas a cada 50 m, perpendicularmente às margens do rio Santa Virgem, no município de Ponta Porã, Mato Grosso do Sul, Brasil

Elementos	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
As	4,269± 0,167	3,392±0,202	2,327±0,066	3,001±0,302	1,614±0,134	1,748±0,258
Ba	2,589±0,022	1,500±0,005	1,295±0,006	1,871±0,022	1,559±0,012	2,641±0,048
Ca	98,259±5,350	28,507±14,952	149,460±24,798	221,469±9,544	120,586±7,582	52,148±10,100
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	2,443±0,028	2,118±0,032	1,793±0,010	1,903±0,022	0,714±0,007	1,154±0,0033
Cr	10,544±0,100	9,052±0,055	7,416±0,061	7,477±0,137	3,020±0,009	4,991±0,036
Cu	5,469±0,059	5,419±0,042	7,482±0,114	7,708±0,085	9,734±0,053	5,040±0,098
Fe	33658,130±265,052	29480,277±621,263	24357,359±67,287	25263,215±84,296	13256,149±50,156	18048,659±281,611
K	38,658±5,009	29,558±25,277	4,958±19,137	<LOD	4,860±6,725	<LOD
Mg	51,122±1,053	46,127±2,088	76,061±2,522	108,390±0,944	48,458±0,649	22,968±0,227
Mn	39,799±0,545	32,075±1,043	29,033±0,813	30,952±0,161	20,189±0,196	27,325±0,259
Ni	1,526±0,037	4,694±0,007	2,542±0,015	1,877±0,025	0,330±0,026	9,831±0,037
P	57,891±2,816	47,452±5,323	49,820±3,281	98,294±7,502	61,974±1,717	59,963±1,885
Pb	5,456±0,169	4,553±0,103	3,402±0,135	4,178±0,162	1,989±0,194	2,157±0,173
S	52,900±1,828	22,279±1,177	31,389±1,528	44,843±1,919	48,305±1,800	64,219±0,311
Se	6,502±0,138	5,415±0,239	4,024±0,160	4,838±0,524	2,615±0,189	3,012±0,275
Zn	5,157±0,081	3,880±0,024	2,929±0,026	3,776±0,053	1,419±0,010	2,651±0,016

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

5.4 Coeficiente de bioacumulação (BAC) da Apiacea, *Dumortiera* sp. e musgo com relação a água de remanso do rio Santa Virgem

A Tabela 9 mostra os valores do Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC = $C_{\text{planta}} / C_{\text{ambiente}}$) obtidos para Apiaceae (mg/L). A ordenação decrescente do coeficiente de bioacumulação BAC dos elementos em cada coleta foi a seguinte:

- Coleta 1: K (70.976) > P (19.545) > Mn (17.183) > Ba (16.130) > Fe (3.191) > S (2.375) > Co (630);
- Coleta 2: K (21.436) > P (12.342) > Ba (7.635) > Zn (6.508) > Mn (5.836) > Fe (4.079) > S (1.386);
- Coleta 3: K (50.840) > P (23.427) > Ba (13.095) > Zn (10.020) > Mn (7.686) > Fe (2.148) > S (1.599);
- Coleta 4: K (54.889) > P (26.852) > Ba (17.817) > Mn (8.323) > S (4.345) > Fe (1.340) > Ni (437);
- Coleta 5: K (71.076) > P (47.253) > Mn (31.233) > Ba (11.119) > Fe (6.180) > S (3.160).

Em todas as campanhas de coleta, o potássio (K) foi o elemento mais acumulado, seguido por fósforo (P) e manganês (Mn), com destaque para valores particularmente elevados nas coletas 1 e 5, conforme ilustrado no Apêndice B, Figura B1. Elementos como ferro (Fe), enxofre (S) e bário (Ba) apresentaram valores intermediários, enquanto outros como Co e Ni foram menos representativos. Para alguns metais traço (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Se), os valores permaneceram abaixo do limite de detecção (LOD).

Tabela 9 - Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) dos elementos determinados na água do rio Santa Virgem e na Angiosperma da família Apiaceae. Valores expressos por coleta

Elementos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5
As	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Ba	16130,217	7635,000	13095,050	17816,867	11119,294
Ca	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	630.462	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cr	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cu	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Fe	3191,385	4079,085	2148,101	1339,931	6179,881
K	70976,555	21436,020	50840,173	54889,206	71076,57
Mg	2259,902	892,681	1475,865	3020,810	1509,233
Mn	17182,522	5836,231	7685,857	8322,824	31233,200
Ni	<LOD	<LOD	<LOD	437,222	<LOD
P	19545,291	12342,348	23427,137	26851,667	47252,678

Pb	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
S	2375,276	1385,462	1599,286	4344,760	3160,341
Se	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Zn	<LOD	6508,333	<LOD	<LOD	<LOD

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A tabela 10 apresenta os valores do Coeficiente de Acumulação Biológica obtidos para a Hepática/Briófita *Dumortiera* considerando as concentrações de metais na água do rio Santa Virgem (Apêndice B, Figura B2). As coletas ocorreram em diferentes períodos agrícolas entre junho de 2019 e agosto de 2020. A ordenação decrescente dos elementos quantificados foi a seguinte em (mg/L):

Coleta 1: Mn (35.984) > P (19.145) > K (18.856) > Fe (12.710) > Ba (5.634) > S (1.635) > Co (1.512);

Coleta 2: P (151.673) > Mn (25.084) > Fe (17.324) > K (17.062) > Zn (12.835) > Ba (6.737) > S (1.799);

Coleta 3: Fe (29.483) > Mn (27.902) > P (13.820) > K (7.397) > Ba (7.025) > Mg (1.675) > S (1.033);

Coleta 4: Mn (225.421) > K (27.608) > Fe (18.926) > P (18.202) > Ba (11.625) > S (1.958) > Ni (642);

Coleta 5: Mn (505.170) > Fe (59.811) > K (30.327) > P (14.509) > Ba (10.365) > Mg (1.706) > S (1.181).

Os resultados mostram que manganês (Mn) foi o elemento de maior acúmulo em quase todas as campanhas, seguido por potássio (K), fósforo (P) e ferro (Fe). Elementos como bário (Ba) e enxofre (S) apareceram em níveis intermediários, enquanto Co, Zn, Ni e Mg apresentaram menores coeficientes. Metais e metaloides tóxicos como As, Cd, Cr, Cu e Pb permaneceram abaixo do limite de detecção (<LOD) em todas as coletas.

Tabela 10 - Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) obtido para a planta Hepática *Dumortiera* em relação à água do rio Santa Virgem

Elementos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5
As	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Ba	5633,783	6737,476	7025,150	11624,600	10365,412
Ca	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	1512,385	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cr	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cu	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Fe	12710,474	17324,212	29483,189	18926,216	59811,173
K	18856,417	17061,898	7397,338	27607,965	30327,447
Mg	2303,134	1748,493	1675,161	2756,892	1705,975
Mn	35984,348	25083,513	27902,464	225420,765	505169,600
Ni	<LOD	<LOD	<LOD	642,333	<LOD
P	19145,162	15167,350	13820,449	18202,000	14509,294
Pb	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
S	1635,494	1798,394	1033,225	1958,025	1181,190
Se	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Zn	<LOD	12385,333	<LOD	<LOD	<LOD

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A Tabela 11 apresenta os valores do Coeficiente de Acumulação Biológica para o musgo em relação à água do rio Santa Virgem (mg/L). As coletas foram realizadas em cinco campanhas sazonais associadas ao calendário agrícola regional. A ordenação decrescente dos valores quantificados em cada coleta foi:

- Coleta 1 (jun/2019): Mn (54.503,696) > P (15.129,107) > Fe (13.915,573) > Ba (7.328,652) > Co (2.083,615) > Mg (1.278,790) > S (1.115,422);
- Coleta 2 (ago/2019): P (25.359,373) > Mn (24.446,077) > Zn (16.557,333) > Fe (15.829,459) > K (10.140,224) > Ba (9.772,238) > Mg (2.480,743) > S (2.136,735);
- Coleta 3 (dez/2019): Mn (38.782,429) > Fe (21.686,997) > P (19.330,826) > Ba (12.150,500) > K (3.912,970) > S (1.829,450) > Mg (1.126,679);
- Coleta 4 (abr/2020): Mn (32.850,294) > Fe (24.151,116) > P (12.755,600) > Ba (9.334,867) > K (2.868,042) > Mg (1.322,990) > S (1.189,143) > Ni (993,222);
- Coleta 5 (ago/2020): Mn (74.992,400) > P (31.987,278) > Fe (11.204,176) > Ba (7.082,529) > K (5.180,065) > S (3.069,580) > Mg (1.163,664)

Em todas as campanhas de coletas, os elementos mais expressivos foram Mn, P, Fe e Ba, com destaque para o manganês, que apresentou os maiores coeficientes em quase todas as coletas (Apêndice B, Figura B3). Outros elementos como S, Mg, Co, Ni e Zn apareceram em concentrações intermediárias, enquanto metais e metalóides potencialmente tóxicos (As, Cd, Cr, Cu, Pb) permaneceram abaixo do limite de detecção (<LOD).

Tabela 11 - Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) para o Musgo em relação à água do rio Santa Virgem

Elementos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5
As	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Ba	7328,652	9772,238	12150,500	9334,867	7082,529
Ca	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	2083,615	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cr	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cu	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Fe	13915,573	15829,459	21686,997	24151,116	11204,176
K	3337,738	10140,224	3912,970	2868,042	5180,065
Mg	1278,790	2480,743	1126,679	1322,990	1163,664
Mn	54503,696	24446,077	38782,429	32850,294	74992,400
Ni	<LOD	<LOD	<LOD	993,222	<LOD
P	15129,107	25359,373	19330,826	12755,600	31987,278
Pb	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
S	1115,422	2136,735	1829,450	1189,143	3069,580
Se	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Zn	<LOD	16557,333	<LOD	<LOD	<LOD

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

5.5 Fator de Contaminação do solo

Os valores obtidos considerando o Fator de Contaminação calculados para os elementos quantificados em amostras de solo coletadas na margem do rio Santa Virgem, em Ponta Porã (MS) são apresentados na Tabela 12 e representados graficamente no Apêndice B, Figura B4. A única coleta foi realizada na primeira semana de setembro de 2021, durante o período de vazão sanitário agrícola, com vistas a caracterizar o aporte de elementos no ambiente edáfico.

Tabela 12 - Fator de Contaminação para elementos em solo coletado a cada 50 m no rio Santa Virgem (mg/Kg)

Elementos	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
As	1,347	1,070	0,734	0,947	0,509	0,551
Ba	0,038	0,022	0,019	0,028	0,023	0,039
Ca	0,943	0,274	1,435	2,126	1,157	0,501
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	0,209	0,181	0,154	0,163	0,061	0,099
Cr	0,348	0,299	0,245	0,247	0,100	0,165
Cu	0,192	0,190	0,263	0,271	0,342	0,177
Fe	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
K	0,371	0,284	0,048	<LOD	0,047	<LOD
Mg	0,324	0,292	0,481	0,686	0,307	0,145
Mn	0,217	0,175	0,159	0,169	0,110	0,149
Ni	0,177	0,545	0,295	0,218	0,038	1,142
P	57,891	47,452	49,820	98,294	61,974	59,963
Pb	0,494	0,412	0,308	0,378	0,180	0,195
S	0,031	0,013	0,018	0,026	0,028	0,038
Se	4,038	3,364	2,500	3,005	1,624	1,871
Zn	0,314	0,237	0,179	0,230	0,087	0,162

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

5.6 Índice de Carga de Poluição (PLI) das amostras de solo

A Tabela 13 apresenta os valores do Índice de Carga de Poluição (PLI) calculados para as amostras de solo coletadas em diferentes distâncias perpendiculares à margem do rio Santa Virgem. Os valores obtidos variaram entre 0,211 (P5) e 0,441 (P4), indicando que todos os pontos amostrais apresentaram $PLI < 1$, o que, segundo a classificação adotada, corresponde à ausência de poluição. Entre os pontos analisados, destacam-se P1 (0,433) e P4 (0,441), que registraram os maiores índices, sugerindo maior aporte relativo de elementos potencialmente contaminantes nestas regiões. Por outro lado, P5 (0,211) apresentou o menor valor, indicando menor influência antrópica na área correspondente.

De forma geral, os resultados evidenciam que, embora existam variações espaciais no gradiente de distância em relação ao rio, a carga global de poluição permanece abaixo do nível crítico, reforçando que o solo da área estudada não apresenta sinais de contaminação significativa no período de coleta (setembro de 2021, durante o vazio sanitário agrícola).

Tabela 13 - Índice de Carga de Poluição (PLI) para o solo coletado a cada 50 m no rio Santa Virgem

Ponto	PLI
P1	0,433
P2	0,343
P3	0,313
P4	0,441
P5	0,211
P6	0,317

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

5.7 Cálculos de risco à saúde humana

A Tabela 14 apresenta os valores de ingestão diária estimada utilizando a Eq.4 (ID, mg/dia) para os elementos quantificados nas amostras de água coletadas em zonas de remanso do rio Santa Virgem, considerando cinco campanhas de amostragem realizadas entre junho de 2019 e agosto de 2020. Os cálculos foram realizados a partir das concentrações médias obtidas por ICP OES (Tabela 3) e diferentes cenários de ingestão de água para adultos (0,25 e 2 L/dia) e crianças (0,25 e 1 L/dia).

Os resultados evidenciam que elementos como Mg, Fe, K e S apresentaram os maiores valores de ingestão em todas as coletas, enquanto Ba, Co, Mn e P registraram valores intermediários. Metais e metaloides potencialmente tóxicos, como As, Cr, Cu, Cd e Pb, permaneceram abaixo do limite de detecção (<LOD) em todas as amostras. Observa-se ainda variação entre os períodos de coleta, indicando influência dos ciclos agrícolas regionais (pós-colheita, entressafra, pós-plantio e pré-colheita) na disponibilidade dos elementos na água.

Tabela 14 - Ingestão diária estimada (ID, mg/dia) de elementos quantificados em água de zonas de remanso do rio Santa Virgem, considerando dois cenários de consumo de água por crianças (0,25 e 1 L/dia) e adultos (0,25 e 2 L/dia), com base nas campanhas de coletas realizadas

Elementos	Coleta	C (mg/L)	Crianças 0,25 L	Adultos 2 L	Crianças 1 L	Adultos 0,25 L
Ba	C1	0,023	0,0058	0,046	0,023	0,0058
	C2	0,021	0,0053	0,042	0,021	0,0053
	C3	0,020	0,0050	0,040	0,020	0,0050
	C4	0,015	0,0038	0,030	0,015	0,0038
	C5	0,017	0,0043	0,034	0,017	0,0043
Co	C1	0,013	0,0033	0,026	0,013	0,0033
	C2-C5	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

K	C1	0,690	0,173	1,380	0,690	0,173
	C2	0,489	0,122	0,978	0,489	0,122
	C3	0,697	0,174	1,394	0,697	0,174
	C4	0,353	0,088	0,706	0,353	0,088
	C5	0,707	0,177	1,414	0,707	0,177
Mg	C1	1,247	0,312	2,494	1,247	0,312
	C2	1,349	0,337	2,698	1,349	0,337
	C3	1,256	0,314	2,512	1,256	0,314
	C4	1,012	0,253	2,024	1,012	0,253
	C5	1,194	0,299	2,388	1,194	0,299
Mn	C1	0,023	0,0058	0,046	0,023	0,0058
	C2	0,039	0,0098	0,078	0,039	0,0098
	C3	0,028	0,0070	0,056	0,028	0,0070
	C4	0,017	0,0043	0,034	0,017	0,0043
	C5	0,005	0,0013	0,010	0,005	0,0013
Ni	C4	0,009	0,0023	0,018	0,009	0,0023
		<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
P	C1	0,391	0,098	0,782	0,391	0,098
	C2	0,411	0,103	0,822	0,411	0,103
	C3	0,445	0,111	0,890	0,445	0,111
	C4	0,401	0,100	0,802	0,401	0,100
	C5	0,329	0,082	0,658	0,329	0,082
S	C1	0,803	0,201	1,606	0,803	0,201
	C2	0,715	0,179	1,430	0,715	0,179
	C3	0,845	0,211	1,690	0,845	0,211
	C4	0,616	0,154	1,232	0,616	0,154
	C5	0,754	0,189	1,508	0,754	0,189
Fe	C1	1,300	0,325	2,600	1,300	0,325
	C2	1,110	0,278	2,220	1,110	0,278
	C3	1,021	0,255	2,042	1,021	0,255
	C4	1,022	0,256	2,044	1,022	0,256
	C5	0,502	0,126	1,004	0,502	0,126
Zn	C2	0,003	0,0008	0,0060	0,0030	0,0008
	C1, C3–C5	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

5.8 Dose Crônica Diária (CDI): ingestão da água do rio

A avaliação das concentrações médias de metais e metaloides na água das zonas de remanso do rio Santa Virgem permitiu estimar a Dose Crônica Diária (CDI) em diferentes cenários de ingestão e faixas etárias. Os cálculos foram realizados para adultos (0,25 L/dia e 2 L/dia) os quais estão apresentados na Tabela 15 e crianças (0,25 L/dia e 1 L/dia) na Tabela 16, considerando os parâmetros de exposição definidos (peso corporal, tempo de exposição e frequência de consumo). Os resultados demonstraram que, embora

diversos elementos apresentem concentrações abaixo do limite de detecção (<LOD), alguns metais como Ba, Co, Mn, Ni, P, S, Zn e Fe estiveram presentes em níveis quantificáveis em diferentes coletas. A partir desses valores, foram obtidas as doses crônicas diárias (CDI) específicas por elemento e coleta, bem como os valores do quociente de perigo (HQ) e do índice de risco (HI).

Na Tabela 17 é apresentado os cálculos dos valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para adultos (IR = 0,25 L/dia), e Tabela 18 os valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para adultos (IR = 2 L/dia), ambos obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5 realizadas no período de entressafra. Além disso, nas tabelas 19 e 20 constam os dados dos cálculos do HQ e HI realizados considerando a ingestão de IR = 0,25 L/dia (Tabela 18) e IR = 1 L/dia, ambos também considerando a água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5 realizadas no período de entressafra).

Conforme as tabelas 17-18, o fósforo (P) destacou-se como o principal contribuinte para o risco não carcinogênico em todos os cenários, resultando em valores de HQ muito superiores à unidade ($HQ > 1$). Elementos como Co apresentaram risco pontual acima de 1 em alguns cenários de maior ingestão (crianças com 1 L/dia e adultos com 2 L/dia), enquanto Mn, Ni, Zn e Fe permaneceram consistentemente abaixo dos valores de referência ($HQ < 1$).

O índice de risco agregado (HI) mostrou valores extremamente elevados, sobretudo devido à contribuição de P, atingindo magnitude acima de 100 em praticamente todos os cenários, tanto em adultos como em crianças

Tabela 15 - Valores CDI ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) para adultos (IR = 0,25 L/dia; IR = 2 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (campanhas de coletas C1–C5)

Elementos	Coleta 1 (IR=0,25)	Coleta 1 (IR=2)	Coleta 2 (IR=0,25)	Coleta 2 (IR=2)	Coleta 3 (IR=0,25)	Coleta 3 (IR=2)	Coleta 4 (IR=0,25)	Coleta 4 (IR=2)	Coleta 5 (IR=0,25)	Coleta 5 (IR=2)
As	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD>	<LOD	<LOD
Ba	$8,214 \times 10^{-5}$	$6,571 \times 10^{-4}$	$7,50 \times 10^{-5}$	$6,00 \times 10^{-4}$	$7,143 \times 10^{-5}$	$5,71 \times 10^{-4}$	$5,357 \times 10^{-5}$	$4,286 \times 10^{-4}$	$6,071 \times 10^{-5}$	$4,857 \times 10^{-4}$
Ca	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	$4,643 \times 10^{-5}$	$3,714 \times 10^{-4}$	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cr	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Cu	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Fe	$4,643 \times 10^{-3}$	$3,714 \times 10^{-2}$	$3,964 \times 10^{-3}$	$3,171 \times 10^{-2}$	$3,646 \times 10^{-3}$	$2,917 \times 10^{-2}$	$3,65 \times 10^{-3}$	$2,92 \times 10^{-2}$	$1,793 \times 10^{-3}$	$1,434 \times 10^{-2}$
K	$2,464 \times 10^{-3}$	$1,971 \times 10^{-2}$	$1,746 \times 10^{-3}$	$1,397 \times 10^{-2}$	$2,489 \times 10^{-3}$	$1,991 \times 10^{-2}$	$1,261 \times 10^{-3}$	$1,009 \times 10^{-2}$	$2,525 \times 10^{-3}$	$2,02 \times 10^{-2}$
Mg	$4,454 \times 10^{-3}$	$3,563 \times 10^{-2}$	$4,818 \times 10^{-3}$	$3,854 \times 10^{-2}$	$4,486 \times 10^{-3}$	$3,589 \times 10^{-2}$	$3,614 \times 10^{-3}$	$2,891 \times 10^{-2}$	$4,264 \times 10^{-3}$	$3,411 \times 10^{-2}$
Mn	$8,214 \times 10^{-5}$	$6,571 \times 10^{-4}$	$1,393 \times 10^{-4}$	$1,114 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$8,0 \times 10^{-4}$	$6,071 \times 10^{-5}$	$4,857 \times 10^{-4}$	$1,786 \times 10^{-5}$	$1,429 \times 10^{-4}$
Ni	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	$3,214 \times 10^{-5}$	$2,571 \times 10^{-4}$	<LOD	<LOD
P	$1,396 \times 10^{-3}$	$1,117 \times 10^{-2}$	$1,468 \times 10^{-3}$	$1,174 \times 10^{-2}$	$1,589 \times 10^{-3}$	$1,271 \times 10^{-2}$	$1,432 \times 10^{-3}$	$1,146 \times 10^{-2}$	$1,175 \times 10^{-3}$	$9,40 \times 10^{-3}$
Pb	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
S	$2,868 \times 10^{-3}$	$2,294 \times 10^{-2}$	$2,554 \times 10^{-3}$	$2,043 \times 10^{-2}$	$3,018 \times 10^{-3}$	$2,414 \times 10^{-2}$	$2,201 \times 10^{-3}$	$1,76 \times 10^{-2}$	$2,693 \times 10^{-3}$	$2,154 \times 10^{-2}$
Se	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Zn	<LOD	<LOD	$1,071 \times 10^{-5}$	$8,571 \times 10^{-5}$	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Tabela 16 - Valores CDI ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) para crianças (IR = 0,25 L/dia; IR = 1 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (campanhas de coletas C1–C5)

Elementos	Coleta 1 (IR=0,25)	Coleta 1 (IR=1)	Coleta 2 (IR=0,25)	Coleta 2 (IR=1)	Coleta 3 (IR=0,25)	Coleta 3 (IR=1)	Coleta 4 (IR=0,25)	Coleta 4 (IR=1)	Coleta 5 (IR=0,25)	Coleta 5 (IR=1)
Ba	$3,84 \times 10^{-4}$	$1,53 \times 10^{-3}$	$3,51 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-3}$	$3,34 \times 10^{-4}$	$1,33 \times 10^{-3}$	$2,50 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$2,84 \times 10^{-4}$	$1,13 \times 10^{-3}$
Co	$2,17 \times 10^{-4}$	$8,67 \times 10^{-4}$	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Fe	$2,17 \times 10^{-2}$	$8,67 \times 10^{-2}$	$1,85 \times 10^{-2}$	$7,40 \times 10^{-2}$	$1,71 \times 10^{-2}$	$6,81 \times 10^{-2}$	$1,71 \times 10^{-2}$	$6,82 \times 10^{-2}$	$8,38 \times 10^{-3}$	$3,35 \times 10^{-2}$
K	$1,15 \times 10^{-2}$	$4,60 \times 10^{-2}$	$8,17 \times 10^{-3}$	$3,26 \times 10^{-2}$	$1,16 \times 10^{-2}$	$4,65 \times 10^{-2}$	$5,90 \times 10^{-3}$	$2,35 \times 10^{-2}$	$1,18 \times 10^{-2}$	$4,72 \times 10^{-2}$
Mg	$2,08 \times 10^{-2}$	$8,32 \times 10^{-2}$	$2,25 \times 10^{-2}$	$9,00 \times 10^{-2}$	210×10^{-2}	$8,38 \times 10^{-2}$	$1,69 \times 10^{-2}$	$6,75 \times 10^{-2}$	$1,99 \times 10^{-2}$	$7,96 \times 10^{-2}$
Mn	$3,84 \times 10^{-4}$	$1,53 \times 10^{-3}$	$6,51 \times 10^{-4}$	$2,60 \times 10^{-3}$	$4,68 \times 10^{-4}$	$1,87 \times 10^{-3}$	$2,84 \times 10^{-4}$	$1,13 \times 10^{-3}$	$8,35 \times 10^{-5}$	$3,33 \times 10^{-4}$
P	$6,53 \times 10^{-3}$	$2,61 \times 10^{-2}$	$6,86 \times 10^{-3}$	$2,74 \times 10^{-2}$	$7,43 \times 10^{-3}$	$2,97 \times 10^{-2}$	$6,70 \times 10^{-3}$	$2,67 \times 10^{-2}$	$5,49 \times 10^{-3}$	$2,19 \times 10^{-2}$
S	$1,34 \times 10^{-2}$	$5,36 \times 10^{-2}$	$1,19 \times 10^{-2}$	$4,77 \times 10^{-2}$	$1,41 \times 10^{-2}$	$5,64 \times 10^{-2}$	$1,03 \times 10^{-2}$	$4,11 \times 10^{-2}$	$1,26 \times 10^{-2}$	$5,03 \times 10^{-2}$
Zn	<LOD	<LOD	$5,01 \times 10^{-5}$	$2,00 \times 10^{-4}$	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Tabela 17 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para adultos (IR = 0,25 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (valores expressos por campanhas de coletas C1–C5)

Elementos	C1	C2	C3	C4	C5
Co	0,155	ND	ND	ND	ND
Fe	$6,63 \times 10^{-3}$	$5,66 \times 10^{-3}$	$5,21 \times 10^{-3}$	$5,21 \times 10^{-3}$	$2,56 \times 10^{-3}$
Mn	$5,9 \times 10^{-4}$	$9,96 \times 10^{-4}$	$7,14 \times 10^{-4}$	$4,34 \times 10^{-4}$	$1,27 \times 10^{-4}$
Ni	ND	ND	ND	$1,61 \times 10^{-3}$	ND
P	69,8	73,4	79,5	71,6	58,8
Zn	ND	$3,57 \times 10^{-5}$	ND	ND	ND
HI (adultos 0,25 L)	69,97	73,40	79,50	71,60	58,80

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

ND: Não Determinado

Para complementar a apresentação dos resultados, os valores do Índice de Perigo (HI) relativos à ingestão de água por crianças e adultos (IR = 0,25 L/dia), apresentados nas Tabelas 17 e 19, foram convertidos em representação gráfica, conforme apresentado no Apêndice B, Figura B5.

Tabela 18 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para adultos (IR = 2 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5)

Elementos	C1	C2	C3	C4	C5
Co	1,24	ND	ND	ND	ND
Fe	$5,30 \times 10^{-2}$	$4,53 \times 10^{-2}$	$4,17 \times 10^{-2}$	$4,17 \times 10^{-2}$	$2,05 \times 10^{-2}$
Mn	$7,86 \times 10^{-3}$	$7,96 \times 10^{-3}$	$5,71 \times 10^{-3}$	$3,47 \times 10^{-3}$	$1,02 \times 10^{-3}$
Ni	ND	ND	ND	$1,29 \times 10^{-2}$	ND
P	558	587	636	572	470
Zn	ND	$2,86 \times 10^{-4}$	ND	ND	ND
HI (adultos 2 L)	559	587	636	572	470

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

ND: Não Determinado

Tabela 19 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para crianças (IR = 0,25 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5)

Elementos	C1	C2	C3	C4	C5
Co	0,722	ND	ND	ND	ND
Fe	$3,10 \times 10^{-2}$	$2,64 \times 10^{-2}$	$2,43 \times 10^{-2}$	$2,43 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$
Mn	$2,74 \times 10^{-3}$	$4,64 \times 10^{-3}$	$3,33 \times 10^{-3}$	$2,02 \times 10^{-3}$	$5,95 \times 10^{-4}$
Ni	ND	ND	ND	$7,50 \times 10^{-3}$	ND
P	326	342	371	334	274
Zn	ND	$1,67 \times 10^{-4}$	ND	ND	ND
HI (crianças 0,25 L)	327	342	371	334	274

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

ND: Não Determinado

Tabela 20 - Valores do Quociente de Perigo (HQ) e Índice de Perigo (HI) para crianças (IR = 1 L/dia), obtidos a partir das concentrações de elementos em água do rio Santa Virgem (coletas C1–C5)

Elementos	C1	C2	C3	C4	C5
Co	2,89	ND	ND	ND	ND
Fe	$1,24 \times 10^{-1}$	$1,06 \times 10^{-1}$	$9,72 \times 10^{-2}$	$9,73 \times 10^{-2}$	$4,78 \times 10^{-2}$
Mn	$1,95 \times 10^{-2}$	$1,86 \times 10^{-2}$	$1,33 \times 10^{-2}$	$8,09 \times 10^{-3}$	$2,38 \times 10^{-3}$
Ni	ND	ND	ND	$3,00 \times 10^{-2}$	ND
P	1303	1370	1483	1337	1097
Zn	ND	$6,67 \times 10^{-4}$	ND	ND	ND
HI (crianças 1 L)	1306	1370	1483	1337	1097

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

ND: Não Determinado

Em todos os cenários para adultos e crianças, P domina o risco ($HQ > 1$), devido ao RfD extremamente baixo adotado ($2 \times 10^{-5} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$). Se este valor de referência for mantido, o HI fica muito acima de 1 em todas as coletas.

Co ultrapassa $HQ > 1$ apenas em C1 quando $IR = 2 \text{ L/dia}$ (adultos) ou $IR = 1 \text{ L/dia}$ (crianças). Enquanto Mn, Ni, Zn e Fe permanecem com $HQ < 1$.

Elementos sem RfD (Ca, K, Mg, S e Ba) não entram no HI; seus CDIs estão informados para transparência.

5.9 Dose Crônica Diária (CDI): ingestão do solo

Os cálculos de Dose Crônica Diária (CDI) devido a ingestão do solo são apresentado na Tabela 21, considerando os parâmetros de ingestão diária de $IR_{\text{adulto}} = 100 \text{ mg/dia}$, e $IR_{\text{criança}} = 200 \text{ mg/dia}$, neste caso, o cálculo foi realizado considerando efeitos não carcinogênicos.

A partir dos resultados obtidos na Tabela 21 para CDI foi obtido os valores para HQ e HI para ingestão acidental de solo, onde a Tabela 22 representa os cálculos HQ (quociente de perigo) e HI devido a ingestão de solo para Adultos, enquanto a Tabela 23, representa os cálculos HQ (quociente de perigo) e HI devido a ingestão de solo para crianças. Os cálculos de Dose Crônica Diária (CDI, mg/kg/dia) devido à ingestão de solo são apresentados na Tabela 21, considerando as taxas de ingestão diária de $IR_{\text{adulto}} = 100 \text{ mg/dia}$ e $IR_{\text{criança}} = 200 \text{ mg/dia}$. Essas estimativas foram obtidas para efeitos não carcinogênicos, conforme metodologia proposta pela USEPA (1989; 2011).

A partir dos valores de CDI obtidos, foram determinados o Quociente de Perigo (HQ) e o Índice de Perigo (HI) para exposição acidental via ingestão de solo. A Tabela

22 apresenta os resultados de HQ e HI para adultos, enquanto a Tabela 23 mostra os valores correspondentes para crianças, permitindo a comparação direta entre faixas etárias quanto ao risco potencial à saúde humana, os dados de ambas as tabelas estão ilustrados no Apêndice B, Figura B6.

Tabela 21 - Dose Crônica Diária (CDI, mg/kg/dia) devido a ingestão do solo por adultos (IR adulto=100 mg/dia) e Crianças (IR_crianças =200 mg/dia)

Adultos						
Elementos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
As	6,099x10 ⁻⁶	4,846x10 ⁻⁶	3,324x10 ⁻⁶	4,287x10 ⁻⁶	2,306x10 ⁻⁶	2,497x10 ⁻⁶
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	3,490x10 ⁻⁶	3,026x10 ⁻⁶	2,561x10 ⁻⁶	2,719x10 ⁻⁶	1,020x10 ⁻⁶	1,649x10 ⁻⁶
Cr	1,506x10 ⁻⁵	1,293x10 ⁻⁵	1,059x10 ⁻⁵	1,068x10 ⁻⁵	4,314x10 ⁻⁶	7,130x10 ⁻⁶
Cu	7,813x10 ⁻⁶	7,741x10 ⁻⁶	1,069x10 ⁻⁵	1,101x10 ⁻⁵	1,391x10 ⁻⁵	7,200x10 ⁻⁶
Fe	4,808x10 ⁻²	4,211x10 ⁻²	3,480x10 ⁻²	3,609x10 ⁻²	1,894x10 ⁻²	2,578x10 ⁻²
Mn	5,686x10 ⁻²	4,582x10 ⁻²	4,148x10 ⁻²	4,422x10 ⁻²	2,884x10 ⁻²	3,904x10 ⁻²
Ni	2,180x10 ⁻⁶	6,706x10 ⁻⁶	3,631x10 ⁻⁶	2,681x10 ⁻⁶	4,714x10 ⁻⁷	1,404x10 ⁻⁵
P	8,270x10 ⁻²	6,779x10 ⁻²	7,117x10 ⁻²	1,404x10 ⁻¹	8,853x10 ⁻²	8,566x10 ⁻²
Pb	7,794x10 ⁻⁶	6,504x10 ⁻⁶	4,860x10 ⁻⁶	5,969x10 ⁻⁶	2,841x10 ⁻⁶	3,081x10 ⁻⁶
Se	9,289x10 ⁻⁶	7,736x10 ⁻⁶	5,749x10 ⁻⁶	6,911x10 ⁻⁶	3,736x10 ⁻⁶	4,303x10 ⁻⁶
Zn	7,367x10 ⁻⁶	5,543x10 ⁻⁶	4,184x10 ⁻⁶	5,394x10 ⁻⁶	2,027x10 ⁻⁶	3,787x10 ⁻⁶
Crianças						
Elementos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
As	5,692x10 ⁻⁵	4,523x10 ⁻⁵	3,103x10 ⁻⁵	4,001x10 ⁻⁵	2,152x10 ⁻⁵	2,331x10 ⁻⁵
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	3,257x10 ⁻⁵	2,824x10 ⁻⁵	2,391x10 ⁻⁵	2,537x10 ⁻⁵	9,520x10 ⁻⁶	1,539x10 ⁻⁵
Cr	1,406x10 ⁻⁴	1,207x10 ⁻⁴	9,888x10 ⁻⁵	9,969x10 ⁻⁵	4,027x10 ⁻⁵	6,655x10 ⁻⁵
Cu	7,292x10 ⁻⁵	7,225x10 ⁻⁵	9,976x10 ⁻⁵	1,028x10 ⁻⁴	1,298x10 ⁻⁴	6,720x10 ⁻⁵
Fe	4,488x10 ⁻¹	3,931x10 ⁻¹	3,248x10 ⁻¹	3,368x10 ⁻¹	1,767x10 ⁻¹	2,406x10 ⁻¹
Mn	5,307x10 ⁻¹	4,277x10 ⁻¹	3,871x10 ⁻¹	4,127x10 ⁻¹	2,692x10 ⁻¹	3,643x10 ⁻¹
Ni	2,035x10 ⁻⁵	6,259x10 ⁻⁵	3,389x10 ⁻⁵	2,503x10 ⁻⁵	4,400x10 ⁻⁶	1,311x10 ⁻⁴
P	7,719x10 ⁻¹	6,327x10 ⁻¹	6,643x10 ⁻¹	1.311	8,263x10 ⁻¹	7,995x10 ⁻¹
Pb	7,275x10 ⁻⁵	6,071x10 ⁻⁵	4,536x10 ⁻⁵	5,571x10 ⁻⁵	2,652x10 ⁻⁵	2,876x10 ⁻⁵
Se	8,669x10 ⁻⁵	7,220x10 ⁻⁵	5,365x10 ⁻⁵	6,451x10 ⁻⁵	3,487x10 ⁻⁵	4,016x10 ⁻⁵
Zn	6,876x10 ⁻⁵	5,173x10 ⁻⁵	3,905x10 ⁻⁵	5,035x10 ⁻⁵	1,892x10 ⁻⁵	3,535x10 ⁻⁵

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Tabela 22 - HQ (quociente de perigo) e HI (Índice de perigo) devido a ingestão de solo – Adultos

Elementos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
As	$2,033 \times 10^{-2}$	$1,615 \times 10^{-2}$	$1,108 \times 10^{-2}$	$1,429 \times 10^{-2}$	$7,686 \times 10^{-3}$	$8,324 \times 10^{-3}$
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	$1,163 \times 10^{-2}$	$1,009 \times 10^{-2}$	$8,538 \times 10^{-3}$	$9,062 \times 10^{-3}$	$3,400 \times 10^{-3}$	$5,495 \times 10^{-3}$
Cr	$1,674 \times 10^{-2}$	$1,437 \times 10^{-2}$	$1,177 \times 10^{-2}$	$1,187 \times 10^{-2}$	$4,794 \times 10^{-3}$	$7,922 \times 10^{-3}$
Cu	$1,953 \times 10^{-4}$	$1,935 \times 10^{-4}$	$2,672 \times 10^{-4}$	$2,753 \times 10^{-4}$	$3,476 \times 10^{-4}$	$1,800 \times 10^{-4}$
Fe	$6,869 \times 10^{-2}$	$6,016 \times 10^{-2}$	$4,971 \times 10^{-2}$	$5,156 \times 10^{-2}$	$2,705 \times 10^{-2}$	$3,683 \times 10^{-2}$
Mn	$4,061 \times 10^{-1}$	$3,273 \times 10^{-1}$	$2,963 \times 10^{-1}$	$3,158 \times 10^{-1}$	$2,060 \times 10^{-1}$	$2,788 \times 10^{-1}$
Ni	$1,090 \times 10^{-4}$	$3,353 \times 10^{-4}$	$1,816 \times 10^{-4}$	$1,341 \times 10^{-4}$	$2,357 \times 10^{-5}$	$7,022 \times 10^{-4}$
P	$4,135 \times 10^3$	$3,389 \times 10^3$	$3,559 \times 10^3$	$7,021 \times 10^3$	$4,427 \times 10^3$	$4,283 \times 10^3$
Pb	$1,949 \times 10^{-1}$	$1,626 \times 10^{-1}$	$1,215 \times 10^{-1}$	$1,492 \times 10^{-1}$	$7,104 \times 10^{-2}$	$7,704 \times 10^{-2}$
Se	$1,858 \times 10^{-3}$	$1,547 \times 10^{-3}$	$1,150 \times 10^{-3}$	$1,382 \times 10^{-3}$	$7,471 \times 10^{-4}$	$8,606 \times 10^{-4}$
Zn	$2,456 \times 10^{-5}$	$1,848 \times 10^{-5}$	$1,395 \times 10^{-5}$	$1,798 \times 10^{-5}$	$6,757 \times 10^{-6}$	$1,262 \times 10^{-5}$
HI	$4,14 \times 10^3$	$3,39 \times 10^3$	$3,56 \times 10^3$	$7,02 \times 10^3$	$4,43 \times 10^3$	$4,28 \times 10^3$

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Tabela 23 - Quociente de perigo (HQ) e Índice de perigo (HI) devido a ingestão de solo – Crianças

Elementos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
As	$1,897 \times 10^{-1}$	$1,508 \times 10^{-1}$	$1,034 \times 10^{-1}$	$1,334 \times 10^{-1}$	$7,173 \times 10^{-2}$	$7,769 \times 10^{-2}$
Cd	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Co	$1,086 \times 10^{-1}$	$9,413 \times 10^{-2}$	$7,969 \times 10^{-2}$	$8,458 \times 10^{-2}$	$3,173 \times 10^{-2}$	$5,129 \times 10^{-2}$
Cr	$1,562 \times 10^{-1}$	$1,341 \times 10^{-1}$	$1,099 \times 10^{-1}$	$1,108 \times 10^{-1}$	$4,474 \times 10^{-2}$	$7,394 \times 10^{-2}$
Cu	$1,823 \times 10^{-3}$	$1,806 \times 10^{-3}$	$2,494 \times 10^{-3}$	$2,569 \times 10^{-3}$	$3,245 \times 10^{-3}$	$1,680 \times 10^{-3}$
Fe	$6,411 \times 10^{-1}$	$5,615 \times 10^{-1}$	$4,639 \times 10^{-1}$	$4,812 \times 10^{-1}$	$2,525 \times 10^{-1}$	$3,438 \times 10^{-1}$
Mn	3,790	3,055	2,765	2,948	1,923	2,602
Ni	$1,017 \times 10^{-3}$	$3,129 \times 10^{-3}$	$1,695 \times 10^{-3}$	$1,251 \times 10^{-3}$	$2,200 \times 10^{-4}$	$6,554 \times 10^{-3}$
P	$3,859 \times 10^4$	$3,163 \times 10^4$	$3,32 \times 10^4$	$6,553 \times 10^4$	$4,132 \times 10^4$	$3,998 \times 10^4$
Pb	1,819	1,518	1,134	1,393	$6,630 \times 10^{-1}$	$7,190 \times 10^{-1}$
Se	$1,734 \times 10^{-2}$	$1,444 \times 10^{-2}$	$1,073 \times 10^{-2}$	$1,290 \times 10^{-2}$	$6,973 \times 10^{-3}$	$8,032 \times 10^{-3}$
Zn	$2,292 \times 10^{-4}$	$1,724 \times 10^{-4}$	$1,302 \times 10^{-4}$	$1,678 \times 10^{-4}$	$6,307 \times 10^{-5}$	$1,178 \times 10^{-4}$
HI	$3,86 \times 10^4$	$3,16 \times 10^4$	$3,32 \times 10^4$	$6,55 \times 10^4$	$4,13 \times 10^4$	$4,00 \times 10^4$

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

5.10 Dose Crônica Diária (CDI): inalação do solo devido a exposição a poeira

Os resultados das estimativas de dose diária potencial inalada (CDI_{inh} , $mg \cdot kg^{-1} \cdot dia^{-1}$), referentes à exposição não carcinogênica por inalação de partículas de solo em suspensão (poeira), foram calculados com base na Equação (9) e estão

apresentados na Tabela 24 para adultos e na Tabela 25 para crianças. Os valores consideram a exposição a elementos metálicos e metaloides nas áreas amostradas (P1–P6), utilizando as concentrações médias descritas na Tabela 8 e a metodologia recomendada pela USEPA (1989, 1996, 2011).

Observa-se que as doses calculadas situam-se na faixa de 10^{-10} a 10^{-9} mg/kg/dia para elementos-traço como As, Pb, Ni, Cr e Co, enquanto elementos majoritários (Fe, Ca, Mg, S e P) apresentaram valores mais elevados, variando entre 10^{-5} e 10^{-2} mg/kg/dia. Esse comportamento está diretamente relacionado às maiores concentrações desses elementos no solo, refletindo a natureza litogênica da matriz.

Para ambos os grupos, as doses seguem tendência decrescente com a distância de coleta em relação à fonte potencial de emissão, sugerindo diminuição da carga particulada e, conseqüentemente, da exposição. Como esperado, as crianças apresentaram valores de CDI_{inh} superiores aos adultos devido à menor massa corporal e à maior taxa de inalação relativa (7,6 m³/dia para 15 kg versus 20 m³/dia para 70 kg).

Tabela 24 - Valores de estimativas de dose diária potencial inalada (CDI_{inh} - não carcinogênico) para adultos, considerando a exposição às partículas de solo contendo elementos metálicos e metaloides nas áreas amostradas (P1–P6)

Elementos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
As	8,600x10 ⁻¹⁰	6,833x10 ⁻¹⁰	4,688x10 ⁻¹⁰	6,046x10 ⁻¹⁰	3,251x10 ⁻¹⁰	3,521x10 ⁻¹⁰
Ba	5,216x10 ⁻¹⁰	3,022x10 ⁻¹⁰	2,609x10 ⁻¹⁰	3,769x10 ⁻¹⁰	3,141x10 ⁻¹⁰	5,320x10 ⁻¹⁰
Ca	1,979x10 ⁻⁵	5,743x10 ⁻⁶	3,011x10 ⁻⁵	4,462x10 ⁻⁵	2,429x10 ⁻⁵	1,051x10 ⁻⁵
Co	4,921x10 ⁻¹⁰	4,267x10 ⁻¹⁰	3,612x10 ⁻¹⁰	3,834x10 ⁻¹⁰	1,438x10 ⁻¹⁰	2,325x10 ⁻¹⁰
Cr	2,124x10 ⁻⁹	1,824x10 ⁻⁹	1,494x10 ⁻⁹	1,506x10 ⁻⁹	6,084x10 ⁻¹⁰	1,005x10 ⁻⁹
Cu	1,102x10 ⁻⁹	1,092x10 ⁻⁹	1,507x10 ⁻⁹	1,553x10 ⁻⁹	1,961x10 ⁻⁹	1,015x10 ⁻⁹
Fe	6,780x10 ⁻⁶	5,939x10 ⁻⁶	4,907x10 ⁻⁶	5,089x10 ⁻⁶	2,670x10 ⁻⁶	3,636x10 ⁻⁶
K	7,788x10 ⁻⁶	5,954x10 ⁻⁶	9,988x10 ⁻⁷	<LOD	9,790x10 ⁻⁷	<LOD
Mg	1,030x10 ⁻⁵	9,292x10 ⁻⁶	1,532x10 ⁻⁵	2,184x10 ⁻⁵	9,762x10 ⁻⁶	4,627x10 ⁻⁶
Mn	8,018x10 ⁻⁶	6,462x10 ⁻⁶	5,849x10 ⁻⁶	6,235x10 ⁻⁶	4,067x10 ⁻⁶	5,505x10 ⁻⁶
Ni	3,074x10 ⁻¹⁰	9,456x10 ⁻¹⁰	5,121x10 ⁻¹⁰	3,781x10 ⁻¹⁰	6,648x10 ⁻¹¹	1,980x10 ⁻⁹
P	1,166x10 ⁻⁵	9,559x10 ⁻⁶	1,004x10 ⁻⁵	1,980x10 ⁻⁵	1,248x10 ⁻⁵	1,208x10 ⁻⁵
Pb	1,099x10 ⁻⁹	9,172x10 ⁻¹⁰	6,853x10 ⁻¹⁰	8,417x10 ⁻¹⁰	4,007x10 ⁻¹⁰	4,345x10 ⁻¹⁰
S	1,066x10 ⁻⁵	4,488x10 ⁻⁶	6,323x10 ⁻⁶	9,034x10 ⁻⁶	9,731x10 ⁻⁶	1,294x10 ⁻⁵
Se	1,310x10 ⁻⁹	1,091x10 ⁻⁹	8,106x10 ⁻¹⁰	9,746x10 ⁻¹⁰	5,268x10 ⁻¹⁰	6,068x10 ⁻¹⁰
Zn	1,039x10 ⁻⁹	7,816x10 ⁻¹⁰	5,900x10 ⁻¹⁰	7,607x10 ⁻¹⁰	2,859x10 ⁻¹⁰	5,340x10 ⁻¹⁰

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Tabela 25 - Valores de estimativas de dose diária potencial inalada (CDI_{inh} - não carcinogênico) para crianças, considerando a exposição às partículas de solo contendo elementos metálicos e metalóides nas áreas amostradas (P1–P6)

Elementos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
As	1,525x10 ⁻⁹	1,212x10 ⁻⁹	8,313x10 ⁻¹⁰	1,072x10 ⁻⁹	5,766x10 ⁻¹⁰	6,245x10 ⁻¹⁰
Ba	9,249x10 ⁻¹⁰	5,359x10 ⁻¹⁰	4,626x10 ⁻¹⁰	6,684x10 ⁻¹⁰	5,569x10 ⁻¹⁰	9,435x10 ⁻¹⁰
Ca	3,510x10 ⁻⁵	1,018x10 ⁻⁵	5,339x10 ⁻⁵	7,912x10 ⁻⁵	4,308x10 ⁻⁵	1,863x10 ⁻⁵
Co	8,727x10 ⁻¹⁰	7,566x10 ⁻¹⁰	6,405x10 ⁻¹⁰	6,798x10 ⁻¹⁰	2,551x10 ⁻¹⁰	4,123x10 ⁻¹⁰
Cr	3,767x10 ⁻⁹	3,234x10 ⁻⁹	2,649x10 ⁻⁹	2,671x10 ⁻⁹	1,079x10 ⁻⁹	1,783x10 ⁻⁹
Cu	1,954x10 ⁻⁹	1,936x10 ⁻⁹	2,673x10 ⁻⁹	2,754x10 ⁻⁹	3,477x10 ⁻⁹	1,800x10 ⁻⁹
Fe	1,202x10 ⁻⁵	1,053x10 ⁻⁵	8,701x10 ⁻⁶	9,025x10 ⁻⁶	4,736x10 ⁻⁶	6,448x10 ⁻⁶
K	1,381x10 ⁻⁵	1,056x10 ⁻⁵	1,771x10 ⁻⁶	<LOD	1,736x10 ⁻⁶	<LOD
Mg	1,826x10 ⁻⁵	1,648x10 ⁻⁵	2,717x10 ⁻⁵	3,872x10 ⁻⁵	1,731x10 ⁻⁵	8,205x10 ⁻⁶
Mn	1,422x10 ⁻⁵	1,146x10 ⁻⁵	1,037x10 ⁻⁵	1,106x10 ⁻⁵	7,212x10 ⁻⁶	9,762x10 ⁻⁶
Ni	5,451x10 ⁻¹⁰	1,677x10 ⁻⁹	9,081x10 ⁻¹⁰	6,705x10 ⁻¹⁰	1,179x10 ⁻¹⁰	3,512x10 ⁻⁹
P	2,068x10 ⁻⁵	1,695x10 ⁻⁵	1,780x10 ⁻⁵	3,511x10 ⁻⁵	2,214x10 ⁻⁵	2,142x10 ⁻⁵
Pb	1,949x10 ⁻⁹	1,627x10 ⁻⁹	1,215x10 ⁻⁹	1,493x10 ⁻⁹	7,105x10 ⁻¹⁰	7,706x10 ⁻¹⁰
S	1,890x10 ⁻⁵	7,959x10 ⁻⁶	1,121x10 ⁻⁵	1,602x10 ⁻⁵	1,726x10 ⁻⁵	2,294x10 ⁻⁵
Se	2,323x10 ⁻⁹	1,934x10 ⁻⁹	1,438x10 ⁻⁹	1,728x10 ⁻⁹	9,342x10 ⁻¹⁰	1,076x10 ⁻⁹
Zn	1,842x10 ⁻⁹	1,386x10 ⁻⁹	1,046x10 ⁻⁹	1,349x10 ⁻⁹	5,069x10 ⁻¹⁰	9,470x10 ⁻¹⁰

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Com base nos CDI_{inh} previamente estimados e nos RfD_{inh}(eq) derivados dos RfC, calculamos os quocientes de perigo (HQ) e os índices de perigo (HI) para todos os pontos. Os HQ individuais para metais traço situaram-se entre 10⁻⁸ e 10⁻⁴, com exceção do Mn, que apresentou os maiores valores (0,285–0,561). Em todos os pontos (P1-P6), o HI ficou abaixo de 1 (0,285–0,562), indicando ausência de risco não-carcinogênico.

Tabela 26 - Quociente de perigo da inalação de partículas de solo (=CDI_{inh}/RfD_{inh}) por elemento e ponto de amostragem para crianças e adultos

Elementos	P1	P2	P3	P4	P5	P6
As	2,005x10 ⁻⁴	1,593x10 ⁻⁴	1,093x10 ⁻⁴	1,409x10 ⁻⁴	7,578x10 ⁻⁵	8,207x10 ⁻⁵
Ba	3,648x10 ⁻⁶	2,113x10 ⁻⁶	1,824x10 ⁻⁶	2,636x10 ⁻⁶	2,197x10 ⁻⁶	3,720x10 ⁻⁶
Co	2,878x10 ⁻⁴	2,495x10 ⁻⁴	2,112x10 ⁻⁴	2,242x10 ⁻⁴	8,409x10 ⁻⁵	1,360x10 ⁻⁴
Cr	2,597x10 ⁻⁴	2,230x10 ⁻⁴	1,826x10 ⁻⁴	1,841x10 ⁻⁴	7,438x10 ⁻⁵	1,229x10 ⁻⁴
Cu	9,667x10 ⁻⁸	9,579x10 ⁻⁸	1,322x10 ⁻⁷	1,362x10 ⁻⁷	1,720x10 ⁻⁷	8,904x10 ⁻⁸
Mn	5,607x10 ⁻¹	4,519x10 ⁻¹	4,090x10 ⁻¹	4,360x10 ⁻¹	2,844x10 ⁻¹	3,850x10 ⁻¹
Ni	5,384x10 ⁻⁵	1,656x10 ⁻⁴	8,968x10 ⁻⁵	6,622x10 ⁻⁵	1,164x10 ⁻⁵	3,468x10 ⁻⁴
Pb	1,925x10 ⁻⁵	1,606x10 ⁻⁵	1,200x10 ⁻⁵	1,474x10 ⁻⁵	7,018x10 ⁻⁶	7,609x10 ⁻⁶
Se	2,294x10 ⁻⁷	1,911x10 ⁻⁷	1,420x10 ⁻⁷	1,707x10 ⁻⁷	9,226x10 ⁻⁸	1,063x10 ⁻⁷
Zn	1,212x10 ⁻⁸	9,120x10 ⁻⁹	6,884x10 ⁻⁹	8,876x10 ⁻⁹	3,336x10 ⁻⁹	6,231x10 ⁻⁹
HI	0,562	0,453	0,410	0,437	0,285	0,386

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Os elementos Ca, K, Mg, P, S, Fe e outros sem valores de RfC não foram considerados nos cálculos de HQ/HI por inalação. Por outro lado, considerando As, Ba, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Se e Zn em relação ao índice de perigo ($HI = \sum HQ$) por ponto de amostragem (válida para adultos e crianças), os valores do índice de perigo total (HI), calculados a partir da soma dos quocientes de perigo (HQ) individuais para cada metal, variaram entre 0,285 e 0,562 ao longo dos seis pontos de amostragem (Apêndice B, Figura B7). Os resultados obtidos para cada ponto foram: Ponto 1: $HI = 0,562$; Ponto 2: $HI = 0,453$; Ponto 3: $HI = 0,410$; Ponto 4: $HI = 0,438$; Ponto 5: $HI = 0,285$ e Ponto 6: $HI = 0,387$.

6. DISCUSSÃO

6.1 Concentrações de metais e metaloides quantificados na água do rio Santa Virgem

Os resultados da Tabela 4 representam as concentrações médias dos elementos quantificados nas amostras de água das zonas de remanso do rio Santa Virgem, coletadas entre junho de 2019 e agosto de 2020. As concentrações de elementos como As, Ca, Cr, Cu, Ni e Pb estão abaixo do limite de detecção (<LOD) em todas as coletas. Além disso, para verificar variações significativas entre os períodos das coletas, os dados foram submetidos a testes de normalidade (Shapiro–Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene). Como a maioria das variáveis apresentou distribuição não normal ($p < 0,05$), utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis, seguido do teste de Dunn para comparações múltiplas. Os resultados indicaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) para K, Mg e S, com concentrações mais elevadas observadas nas coletas 1 e 3, períodos coincidentes com o pós-colheita do milho e pós-plantio da soja, respectivamente. Essa variação reflete a influência do manejo agrícola e da lixiviação de nutrientes e metais em função do uso de fertilizantes potássicos e magnésicos. Os elementos Ba e Mn apresentaram diferenças sutis entre as coletas ($p > 0,05$), porém com leve tendência de redução na coleta 5, o que sugere menor aporte superficial e aumento da diluição durante o período de entressafra.

De modo geral, a variação temporal observada para K, Mg e S evidencia o efeito combinado da atividade agrícola sazonal, drenagem superficial e dinâmica hidrológica do rio, enquanto a estabilidade de outros elementos reforça a qualidade ambiental preservada

nas zonas de remanso do rio Santa Virgem. Em relação aos elementos Mg e Fe, estes foram predominantes em todas as coletas, sugerindo contribuição tanto natural (intemperismo de solos basálticos característicos da região) quanto antrópica (fertilizantes e corretivos agrícolas ricos em Mg e Fe) ou seja, a predominância de Mg e Fe nas amostras pode ser atribuída em parte à meteorização de solos basálticos (Colman 1982). Além disso, outros trabalhos com aplicação de pó de basalto confirmam que esses elementos podem aumentar diretamente os teores de Mg no solo e na fração dissolvida (Vienne et al., 2022; Luchesi et al. 2023). Portanto, os dados observados em nossas coletas provavelmente resultam de uma combinação entre processos naturais e insumos agrícolas.

Os elementos P e K quantificados (Tabela 4) apresentaram níveis de concentrações relevantes, ou seja, tais elementos apresentaram variações marcantes, provavelmente associadas ao uso intensivo de fertilizantes fosfatados e potássicos em milho e soja. Os picos de K e P coincidem com períodos pós-plantio (dezembro) e pré-colheita (agosto), quando o escoamento superficial tende a transportar resíduos agrícolas para o rio. Os resultados deste estudo evidenciaram variações marcantes nas concentrações de fósforo (P) e potássio (K) nas águas de remanso do rio Santa Virgem, associadas ao uso intensivo de fertilizantes fosfatados e potássicos nas culturas de milho e soja, com picos de concentração observados nos períodos pós-plantio (dezembro) e pré-colheita (agosto). Esses achados sugerem que o manejo agrícola sazonal, aliado ao escoamento superficial, exerce influência direta na dinâmica desses elementos em ambientes aquáticos.

Resultados semelhantes foram relatados em experimentos de longa duração conduzidos nos Estados Unidos, nos quais a aplicação contínua de fertilizantes fosfatados ($>59 \text{ kg P ha}^{-1}$) elevou os níveis de P no solo ao longo do tempo, enquanto mesmo altas doses de K (até 186 kg ha^{-1}) não foram suficientes para elevar os teores de K a níveis considerados altos, evidenciando a susceptibilidade desse nutriente a perdas por lixiviação ou transporte superficial. Nesse contexto, a variação sazonal de P e K observada nas águas do rio Santa Virgem pode refletir não apenas a intensidade da adubação regional, mas também a baixa eficiência de retenção desses nutrientes nos solos agrícolas, corroborando a importância de recomendações de fertilização baseadas em análises de solo para reduzir impactos ambientais sem comprometer a produtividade agrícola (Bindraban; Dimkpa; Pandey, 2020).

Considerando o enxofre, este elemento esteve presente em todas as campanhas de coletas, refletindo possível entrada por insumos agrícolas (sulfatos) e decomposição de matéria orgânica. A persistente presença de enxofre (S) nas cinco campanhas de amostragem no rio Santa Virgem sugere múltiplas vias de ingresso, entre elas insumos agrícolas (sulfatos de fertilizantes) e a decomposição da matéria orgânica. Em bacias agrícolas, o sulfato é frequentemente identificado como um poluente difuso proveniente de fertilizantes, escoamento de solo e lixiviados, além de águas subterrâneas e drenagens agrícolas (Liu, et al., 2023).

Em uma revisão abrangente sobre sulfato em ecossistemas de água doce, Zak et al. (2021) destacam que fontes naturais (meteorização de minerais contendo enxofre, oxidação de sulfeto e decomposição orgânica) e fontes antropogênicas (adubos, efluentes, deposição atmosférica) contribuem conjuntamente para as concentrações observadas de S em águas superficiais (Zak et al., 2021).

Ainda em relação a presença do S nas amostras de águas do rio Santa Virgem (Tabela 4), o processo de decomposição de matéria orgânica, especialmente em sedimentos ou zonas de interface solo-água, pode liberar compostos sulfurados, convertendo formas orgânicas em sulfatos dissolvidos, que posteriormente retornam à coluna de água (Zhou et al., 2022). Sob condições anóxicas, a redução do sulfato nos sedimentos pode gerar sulfeto e outros intermediários, que podem se reoxidar e retornar à fase dissolvida, mediando os fluxos de enxofre no sistema aquático (Luek et al., 2017).

Além disso, evidências isotópicas revelam que fertilizantes contendo enxofre, como sulfato de amônio e sulfato de cálcio, são fontes reconhecidas de sulfato em águas superficiais e subterrâneas em áreas agrícolas, o que pode ser confirmado pelo rastreamento isotópico ($\delta^{34}\text{S}$ e $\delta^{18}\text{O}$ do SO_4^{2-}) (Wang et al., 2025). Portanto, o padrão observado de S presente em todas as campanhas de coletas realizadas em nosso estudo reforça que tanto as práticas agrícolas locais (uso de fertilizantes sulfurados) quanto o ciclo interno de decomposição orgânica e sedimentar atuam como fontes contínuas de enxofre ao rio. Esse comportamento corrobora o entendimento de que o enxofre em ambientes aquáticos está sujeito a forte influência antropogênica e biogeoquímica, especialmente em paisagens agrícolas intensivas.

De modo geral, os valores de concentração medidos em águas de remanso no rio Santa Virgem (Tabela 4) podem ser comparados aos resultados reportados por Espindola et al. (2025) em águas de corrente do mesmo rio ou região limítrofe para verificar similaridades e divergências. No estudo de Espindola et al., (2025), embora muitos metais

estivessem abaixo dos limites de detecção, os níveis de fósforo e outros nutrientes foram quantificados e usados como referência para avaliar a influência agrícola e sazonal nos ecossistemas aquáticos.

Considerando o elemento Ba (Bário), conforme apresentado na Tabela 4, as concentrações observadas no remanso (0,015–0,023 mg/L) permanecem dentro do intervalo reportado para águas de fluxo corrente por Espíndola et al. (2025), que variaram entre 0,015–0,020 mg/L. Essa sobreposição de valores indica que, especificamente para o bário, os mecanismos hidrodinâmicos associados ao ambiente de remanso como menor velocidade de fluxo, maior tempo de residência e maior sedimentação não resultam em alterações significativas de concentração quando comparados aos sistemas lóticos avaliados por Espíndola et al. (2025). Assim, os dados sugerem que tanto os processos de deposição quanto o transporte horizontal exercem influência limitada sobre a distribuição deste elemento entre áreas de fluxo reduzido e trechos com correnteza mais acentuada.

Para K (Potássio) (Tabela 4), a amplitude registrada em remanso (0,353–0,707 mg/L) excede a faixa de águas correntes (0,457–0,590 mg/L) relatada por Espíndola et al., (2025) indicando que nos remansos há maior heterogeneidade local e possível acumulação ou redistribuição iônica em condições menos turbulentas.

Segundo a Tabela 4, o Mg (Magnésio) apresentou concentrações muito próximas entre remanso (1,01–1,34 mg/L) e águas correntes (0,996–1,248 mg/L), o que reforça a hipótese de que Mg tende a se manter relativamente bem distribuído no sistema hídrico, independente da área de fluxo. Por outro lado, os valores de concentrações de Mn (Manganês) foram maiores nas águas de remanso (até 0,039 mg/L), em comparação aos valores de até 0,020 mg/L nas águas correntes segundo Espíndola et al., (2025) sugerindo que em zonas de menor turbulência, o Mn pode ser mobilizado de sedimentos ou liberado em fluxos mais lentos.

O elemento P (Fósforo) apresentou concentrações nas áreas de remanso (0,329–0,445 mg/L) diferente dos valores encontrados por Espíndola et al., (2025) nas águas correntes (0,308–0,362 mg/L), indicando que locais com fluxo reduzido favorecem retenção e acúmulo de nutrientes, provavelmente por menor dispersão e sedimentação. Porém, o S (Enxofre) manteve valores médios relativamente consistentes entre os dois ambientes, embora com leve vantagem para o remanso (0,616–0,845 mg/L vs 0,650–0,774 mg/L em corrente), o que aponta para equilíbrio dinâmico entre entradas e remobilização.

O Fe (Ferro) apresentou maior variabilidade de concentração no remanso (0,502–1,300 mg/L) comparado à faixa de águas correntes (0,996–1,150 mg/L) publicado por Espindola et al., (2025), possivelmente devido a mecanismos redox e liberação local em sedimentos quando o fluxo é mais lentificado.

Em relação ao Zn (Zinco), este elemento esteve geralmente abaixo do limite de detecção em ambas as zonas, exceto em uma coleta de remanso (0,003 mg/L) e em água corrente (0,008 mg/L) reportada por Espindola et al., (2025) reforçando que Zn pode estar presente em níveis baixos e mais sujeitos a mobilidade limitada ou condicionantes analíticas.

O padrão de comparações entre remanso e água corrente, fortalece a interpretação de que os remansos atuam como zonas de maior heterogeneidade química e possível retenção de nutrientes e metais de baixa mobilidade. Embora alguns elementos apresentem similaridades entre remanso e corrente (como Ba e Mg), outros (K, Mn, P, Fe) revelam diferenças que podem ser explicadas pela menor turbulência e maior tempo de contato com sedimentos. Ou seja, águas correntes caracterizam-se por fluxo contínuo, com menor tempo de permanência dos elementos dissolvidos, favorecendo diluição (Houser et al., 2016). Por outro lado, águas de remanso apresentam maior tempo de residência, favorecendo processos de acúmulo e decantação de partículas, além de interações com matéria orgânica e solo, resultando em concentrações ligeiramente mais elevadas para alguns elementos (ex.: P, Mn e Fe). Assim, os resultados do nosso estudo indicam que o risco de enriquecimento de nutrientes e metais é maior em zonas de remanso do que em águas em movimento, o que pode ter implicações na qualidade da água e saúde ambiental (Houser et al., 2016).

De fato, os padrões observados nos valores de concentrações em remansos do rio Santa Virgem podem ser interpretados à luz dos processos hidrodinâmicos e sedimentares descritos na literatura. Por exemplo, Zhang et al. (2022) demonstraram que o transporte e a partição de metais em redes fluviais são fortemente controlados pelos sólidos suspensos e regimes sazonais de vazão, de modo que altos fluxos tendem a homogeneizar concentrações entre diferentes zonas do canal (partículas são ressuspensas e misturadas), reduzindo discrepâncias locais entre remansos e corrente principal (Zhang et al., 2022). Isso explica por que Mg e Ba apresentaram valores muito similares entre remanso e corrente em nosso estudo. Por outro lado, Lotz et al., (2022) mostraram que a variabilidade espacial de concentrações de metais em planícies de inundação é alimentada pela mistura de sedimentos de diferentes fontes e deposição diferencial, o que favorece

acúmulo seletivo em zonas de menor energia hidráulica. Esse mecanismo sustenta nossas observações em relação aos valores elevados de P e Fe no remanso descrita em parágrafos anteriores (Tabela 4). Além disso, o estudo “Transport and partitioning of metals in river networks” conduzido por Zhang et al., (2022) aponta que metais como Pb e Cr têm coeficientes de partição muito altos e tendem a estar mais ligados às fases particuladas, o que os torna mais suscetíveis a acumulação local em zonas de fluxo lento. Assim, as diferenças observadas para K, Mn e Fe entre remanso e corrente são compatíveis com retenção sedimentar ou liberação condicionada por sedimentos finos, enquanto as semelhanças de Mg e Ba podem refletir forte efeito de mistura hidráulica durante episódios de vazão mais elevados.

Ademais, a sazonalidade agrícola, conforme discutido por Espindola et al., (2025), desempenha papel crucial na modulação das concentrações de elementos no rio, sendo observados picos de nutrientes após práticas agrícolas como colheita e plantio, e reduções em períodos de entressafra. Dessa forma, tanto a dinâmica hidrológica quanto a sazonalidade agrícola explicam as diferenças observadas entre águas correntes e de remanso no mesmo período de estudo.

Segundo o Espindola et al. (2025), as práticas agrícolas, incluindo uso de fertilizantes e preparo do solo, contribuem para o aumento de nutrientes como fósforo (P) e enxofre (S) no rio durante períodos específicos (coletas C1-C5). Em contrapartida, durante a entressafra (coletas C2 e C4), observa-se tendência de redução das concentrações pela ausência de aporte agrícola direto. Aplicando essa explicação aos seus dados, podemos afirmar que as concentrações mais elevadas de P e Fe em águas de remanso podem ser atribuídas ao acúmulo decorrente da lixiviação e da drenagem agrícola. Por outro lado, os valores mais estáveis em águas correntes refletem maior diluição e menor acúmulo. Assim, a sazonalidade agrícola atua em conjunto com a hidrodinâmica do rio (corrente x remanso), modulando os níveis de metais e nutrientes (Houser et al., 2016; Soomets et al., 2022).

A comparação entre os resultados obtidos na Tabela 4 e os valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 permite avaliar a qualidade da água das zonas de remanso do rio Santa Virgem sob o ponto de vista legal e ambiental (Brasil, 2005). De forma complementar, também foram considerados os limites definidos pela World Health Organization (WHO, 2008) e, quando aplicável, por outras normas internacionais (ANVISA, 2005; EPA 2022).

Considerando o Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo

(Cr), Níquel (Ni), Selênio (Se) e Zinco (Zn), constata-se que estes elementos apresentaram valores abaixo do limite de detecção (LOD) em todas as campanhas, exceto Co (coleta 1), Zn (coleta 2) e Ni (coleta 4). De acordo com o CONAMA 357/2005, os limites máximos variam de 0,001 mg/L (Cd) a 0,05 mg/L (Cr total), enquanto a WHO (2008) estabelece 0,003 mg/L (Cd), 0,01 mg/L (As e Pb), 0,05 mg/L (Cr), 2,0 mg/L (Cu), 0,07 mg/L (Ni), 0,04 mg/L (Se) e cerca de 3 mg/L (Zn) por aceitabilidade estética. O fato de estarem abaixo do LOD sugere baixa influência antrópica e ausência de contaminação industrial significativa.

Em relação ao Bário (Ba), os valores médios variaram entre 0,015 e 0,023 mg/L, muito inferiores tanto ao limite do CONAMA (BRASIL, 2005b) (0,7 mg/L) quanto ao valor-guia da WHO (2017b) (0,7 mg/L), adotado internacionalmente para águas potáveis. Esses resultados indicam ausência de risco toxicológico e confirmam que o bário não constitui problema ambiental relevante neste trecho do rio. Quanto ao cobalto (Co), não existe valor de referência definido pela Resolução CONAMA 357/2005 nem pela WHO (2008). De acordo com a EPA (2016), os níveis médios de cobalto em águas potáveis dos Estados Unidos são da ordem de 2 µg/L (0,002 mg/L). O valor determinado no rio Santa Virgem (0,013 mg/L) é discretamente superior, mas ainda considerado baixo e compatível com origem natural, possivelmente resultante da dissolução de minerais metálicos presentes nas rochas da Formação Serra Geral.

Os elementos como Potássio (K), Magnésio (Mg), Enxofre (S) e Cálcio (Ca) são nutrientes essenciais e não possuem limites de potabilidade definidos pelo CONAMA ou pela WHO. Para o magnésio, a RDC nº 274/2005 (ANVISA) estabelece 6,5 mg/L como limite máximo em águas minerais adicionadas de sais, valor baseado em critérios sensoriais. A WHO (2003b; 2017b) recomenda uma faixa ideal de 20–30 mg/L e considera até 125 mg/L como segura. As concentrações observadas no rio Santa Virgem (1,012–1,349 mg/L) são muito inferiores, indicando água oligomineral de baixa dureza. Para o enxofre, o limite de 250 mg/L (como sulfato) e 0,05 mg/L (como sulfeto de hidrogênio) definidos pela Portaria GM/MS 888/2021 e pela EPA (2018) situam-se muito acima dos valores registrados (0,616–0,845 mg/L), demonstrando ausência de alterações organolépticas.

As concentrações de Mn variaram entre 0,005 e 0,039 mg/L, abaixo do limite do CONAMA (0,1 mg/L) e muito inferiores ao valor-guia (0,4 mg/L) da WHO (2003b). A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece 0,1 mg/L como valor máximo em águas de consumo humano e uso doméstico. As variações observadas podem refletir liberação

natural de Mn a partir de sedimentos sob condições redutoras, comuns em zonas de baixa oxigenação.

Ao contrário de outros elementos quantificados, o elemento Níquel (Ni) foi quantificado apenas na coleta 4 (0,009 mg/L), apresentando concentração muito inferior ao limite de 0,07 mg/L estabelecido pela WHO (2005) e pelo Decreto-Lei nº 306/2007 (Portugal). Dessa forma, não há indício de contaminação antrópica significativa.

No que se refere ao Fósforo (P), este elemento possui concentrações entre 0,329 e 0,445 mg/L, no qual está muito acima dos valores de referência da Resolução CONAMA 357/2005, que estabelece 0,02–0,1 mg/L conforme a classe do corpo hídrico. A WHO (2017b) não define valor-guia para fósforo, mas tais concentrações indicam influência direta de práticas agrícolas regionais (uso de fertilizantes fosfatados) e sugerem risco de eutrofização nas zonas de remanso.

Vale ressaltar que o Ferro (Fe) variou entre 0,502 e 1,300 mg/L, excedendo o limite máximo de 0,3 mg/L definido tanto pelo BRASIL (2005b) quanto pela WHO (2008), ambos baseados em critérios estéticos (cor e sabor). As elevações observadas provavelmente refletem processos naturais de intemperismo de rochas basálticas e a liberação de óxidos de ferro do solo, podendo ainda estar associadas a pequeno aporte agrícola ou ressuspensão de sedimentos.

De certa forma, constatou-se que os resultados apresentados na Tabela 4 indicam variações significativas nas concentrações de elementos ao longo das campanhas (períodos de coletas), refletindo a influência das práticas agrícolas sazonais (milho e soja) e das condições ambientais nos remansos do rio. Os elementos As, Ca, Cr, Cu, Ni e Pb estão abaixo do limite de detecção (<LOD) em todas as coletas, indicando baixa contaminação metálica nas zonas de remanso, conforme também observado por Fasani et al. (2022) em ambientes aquáticos com baixa influência antrópica direta. Em relação aos elementos tóxicos abaixo do LOD presentes na Tabela 4, como As, Pb, Cd, Cu e Cr os quais não foram quantificados, sugere baixa contaminação antrópica direta por fontes industriais na região. Entretanto, mesmo que elementos potencialmente tóxicos como os supracitados não tenham sido detectados ou tenham apresentado valores inferiores ao limite de detecção (LOD), isso não significa que a água do rio Santa Virgem esteja isenta desses contaminantes.

O limite de detecção representa apenas a sensibilidade do método analítico utilizado, não são uma confirmação absoluta da ausência do elemento. Autores como Calder e Schmitt (2010) destacam que valores reportados como “não detectados”

geralmente indicam concentrações abaixo da capacidade de quantificação confiável do método, e não necessariamente a inexistência do contaminante no ambiente. Além disso, documentos orientativos da USEPA reconhecem que os “não detectados” devem ser interpretados com cautela, visto que o tratamento estatístico inadequado desses valores pode mascarar riscos potenciais à saúde e ao ambiente (USEPA 1991, 1992). Dessa forma, a interpretação conservadora é recomendada, considerando a possibilidade de exposição crônica a concentrações muito baixas ainda não quantificáveis com segurança (Helsel 2019; USEPA 2016).

De forma geral, a água do rio Santa Virgem apresenta boa qualidade química, com baixas concentrações de metais potencialmente tóxicos e predomínio de elementos essenciais em níveis naturais. Apenas o fósforo e o ferro apresentaram valores acima dos limites legais ou recomendados, o que sugere influência agrícola difusa e condições geológicas locais que merecem monitoramento contínuo.

6.2 Concentrações de metais e metaloides quantificados nas Plantas

Em relação as concentrações de metais e metaloides quantificados nas plantas, ou seja, considerando três grupos de plantas (Tabela 5, 6 e 7), houve diferença estatística entre coletas ($p < 0,05$) para a maioria dos elementos, evidenciando influência temporal e sazonal nos níveis de metais. Considerando a planta Angiosperma (Apiaceae), elementos como Fe, K, P e Cr apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as coletas, com os maiores valores nas coletas C2 e C5. A variação temporal indica influência sazonal, possivelmente associada à deposição atmosférica e mudanças edáficas após o cultivo de milho e soja. Elementos como Zn e Cu não apresentaram diferenças significativas, sugerindo homeostase fisiológica. Em relação a *Dumortiera* sp. elementos como Fe, Mn, Ni, Co e Se exibiram diferenças altamente significativas ($p < 0,01$) entre as coletas, com picos marcantes em C3 e C5 (épocas de maior deposição e umidade). Essa oscilação confirma a capacidade de resposta rápida das briófitas às mudanças ambientais e à deposição metálica atmosférica. O comportamento de P e K foi mais estável ($p > 0,05$), indicando regulação metabólica e possível saturação. Para a planta Musgo (*Bryophyta*), a concentração de Fe, Mn e Cr variaram significativamente ($p < 0,05$) entre as coletas, com os maiores valores em C3 e C4, coincidindo com o período pós-plantio da soja e maior exposição à poeira. O Se e o As também mostraram diferenças significativas ($p < 0,05$), reforçando a sensibilidade do musgo a mudanças sazonais na

deposição atmosférica. Essa variação está em consonância com os períodos de atividade agrícola e deposição de partículas, conforme já observado por Fasani et al. (2022) plantas não vasculares apresentam respostas mais imediatas à disponibilidade de metais, enquanto angiospermas mantêm regulação homeostática mais estável. Portanto, o conjunto das análises estatísticas reforça que as flutuações não são aleatórias, mas refletem padrões ambientais e fisiológicos distintos entre as espécies e períodos de coleta.

Os resultados da Tabela 5 indicam que a concentração de potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca), ferro (Fe), magnésio (Mg) e enxofre (S) foram os elementos predominantes em todas as coletas, refletindo seu papel essencial na fisiologia vegetal. O K apresentou concentrações elevadas em todas as campanhas de coletas, com destaque para a Coleta 5 (pré-colheita do milho), evidenciando a intensa demanda metabólica da planta em períodos próximos ao amadurecimento. Elevados valores de concentrações foram observados para o cálcio nas Coletas 2 e 4 (Tabela 5), o que possivelmente pode estar relacionado à disponibilidade no solo deste elemento após a adubação e à função estrutural na parede celular. O ferro apresentou maior estabilidade, mas com oscilações entre 1.300 e 4.500 mg/kg, sugerindo influência da sazonalidade e variações hidrológicas do rio como observado nos valores quantificados nas águas de remanso (Houser et al., 2016; Soomets et al., 2022).

Micronutrientes como Mn, Zn, Ni e Co ocorreram em concentrações menores (Tabela 5), mas com padrões diferenciados entre safras e entressafras, refletindo tanto fatores ambientais (chuvas, transporte de sedimentos) quanto fisiológicos (absorção seletiva). Elementos potencialmente tóxicos, como As e Cr, apareceram em concentrações baixas, mas quantificáveis, exigindo atenção quanto ao risco de bioacumulação. Esses resultados reforçam a relevância do monitoramento sazonal: a dinâmica agrícola (pós-plantio e entressafra) influencia diretamente a composição elementar da flora local, podendo modificar a disponibilidade de nutrientes e metais. Além disso, a comparação entre coletas sugere que eventos de manejo (ex.: adubação) e fatores ambientais (ex.: pluviosidade) modulam significativamente os teores observados.

A análise multielementar das amostras da planta angiosperma da família Apiaceae apresentou perfis de concentração variáveis entre as coletas (Tabela 5), abrangendo elementos essenciais e potencialmente tóxicos. Para fins comparativos, foram utilizados os estudos de Angelova et al. (2003), que quantificaram metais em *Coriandrum sativum*, *Foeniculum vulgare*, *Anethum graveolens*, *Carum carvi* e *Pimpinella anisum*, e Delic et al. (2021), que analisaram *Petroselinum crispum*, *Daucus carota* e *Conium maculatum*,

todas pertencentes à mesma família Apiaceae. Assim, as concentrações médias de Fe (1.369–4.528 mg/kg – Tabela 5) obtidas em nosso estudo são superiores às relatadas por Angelova et al. (2003), que variaram entre 220 e 780 mg/kg, e acima dos valores de Delic et al. (2021), 200–610 mg/kg para plantas das espécies Apiaceae. Essa diferença de magnitude (aproximadamente 5 a 10 vezes maior) pode refletir maior acúmulo foliar atmosférico ou variações no tipo de solo e deposição regional de partículas metálicas, especialmente considerando a alta mobilidade e abundância natural do ferro.

Em relação a outras comparações, constatou-se que o Mn apresenta teores de 141–395 mg/kg (Tabela 5), os quais são valores próximos ao limite superior dos reportados por Angelova et al. (2003) (50–250 mg/kg) e Delic et al. (2021) (70–260 mg/kg). Portanto, o conteúdo de Mn nas folhas de Angiosperma/Apiaceae é superior (1,5 a 2 vezes) ao das Apiaceae estudadas na literatura (Delic et al., 2021; Angelova et al., 2003), indicando bioacumulação moderada, coerente com a essencialidade fisiológica deste elemento.

De acordo com a Tabela 5, o valor médio de Zn (19–48 mg/kg) possui concentrações semelhantes às observadas em outras Apiaceae, onde Angelova et al. (2003) reportaram 25–70 mg/kg, enquanto Delic et al. (2021) em seu estudo obtiveram 18–60 mg/kg. Os resultados, portanto, situam-se dentro da faixa normal de variação, indicando níveis fisiológicos adequados e ausência de contaminação ambiental relevante.

A concentração do Cu (0,75–2,05 mg/kg, Tabela 5) foi inferior aos valores observados por Angelova et al. (2003) (4–10 mg/kg) e por Delic et al. (2021) (2,1–6,4 mg/kg). Esses achados podem estar associados à baixa disponibilidade iônica do Cu no substrato, ou à menor exigência metabólica dessa espécie, uma vez que o cobre é um micronutriente regulado homeostaticamente.

Conforme constatamos na Tabela 5, o Níquel (Ni) (1,01–23,52 mg/kg) apresentou ampla variação entre coletas (Tabela 5), sendo superior aos teores médios encontrados nas Apiaceae por Angelova et al. (2003) (1,2–3,4 mg/kg) e Delic et al. (2021) (0,9–2,6 mg/kg). Em alguns pontos (coleta 2 e 3), o Ni foi até 8 vezes maior que os valores apresentados pelos autores. Esse padrão pode refletir deposição atmosférica local associada à combustão veicular ou à poeira industrial, uma vez que o Ni é um marcador típico de emissões metálicas finas (Liu et al., 2023).

Quanto ao Cr, os valores de concentrações (2,4–108,9 mg/kg) foram superiores às relatadas por Angelova et al. (2003) (1,1–2,9 mg/kg), sendo de 20 a 50 vezes maiores em algumas coletas. Delic et al. (2021) não quantificaram Cr em suas amostras de plantas.

Esses resultados sugerem enriquecimento local, possivelmente relacionado à atividade antrópica e deposição de partículas contendo Cr (VI), forma mais tóxica e reativa (Liu et al., 2023).

A concentração de Co (1,24–8,19 mg/kg) na Tabela 5 é maior que os valores obtidos por Angelova et al. (2003) (0,5–2,0 mg/kg), por outro lado, não houve a quantificação deste elemento no estudo realizado por Delic et al. (2021). Os teores observados são 3 a 5 vezes maiores e indicam absorção eficiente desse metal-traço, possivelmente devido à adsorção em superfícies foliares de origem atmosférica.

Em relação ao elemento químico As na Tabela 5, a concentração média (0,17–2,33 mg/kg) foi detectado neste estudo, mas não foi quantificado por Angelova et al. (2003) nem por Delic et al. (2021) nas plantas Apiaceae. Assim, não há comparação direta possível; contudo, a quantificação deste elemento em nosso estudo confirma a presença ambiental de As em níveis baixos, compatíveis com exposição natural e deposição atmosférica de baixa intensidade.

Ao contrário do nosso estudo que quantificou Se (0,18–3,05 mg/kg) nas amostras estudadas (Tabela 5), o mesmo não foi quantificado nos estudos de referência em plantas Apiaceae (Angelova et al., 2003; Delic et al., 2021). Os valores encontrados são compatíveis com níveis basais em plantas não biofortificadas e reforçam a importância de ICP-OES na quantificação de elementos traço não convencionalmente monitorados em Apiaceae.

Na Tabela 5, a concentração média de K (10.478–50.228 mg/kg) apresentou concentrações superiores às reportadas por Angelova et al. (2003), que observaram 3.000–12.000 mg/kg em Apiaceae comestíveis. Esses valores 4 a 5 vezes mais altos refletem o papel fisiológico dominante do K como cátion osmótico e sua alta mobilidade nos tecidos foliares, especialmente em ambientes úmidos e de forte evapotranspiração.

O valor médio das concentrações de Mg (1.204–3.056 mg/kg – Tabela 5) está acima das faixas registradas por Angelova et al. (2003) (800–1.800 mg/kg) e Delic et al. (2021) (900–1.700 mg/kg), que quantificaram esse elemento em plantas da família Apiaceae, representando um incremento de até 1,5 vez. Esse comportamento pode estar associado ao papel estrutural do Mg na molécula de clorofila, bem como à sua participação em fosfatos de alta energia e em processos fotossintéticos, cuja demanda varia conforme a sazonalidade e o estado fisiológico dos tecidos vegetais (Ishfaq et al., 2022; Guo et al., 2016).

Em relação ao fósforo, observou-se que os valores médios das concentrações de P (5.071–15.546 mg/kg) foram superiores aos relatados por Angelova et al. (2003) (2.000–6.000 mg/kg), indicando acúmulo metabólico significativo, especialmente em tecidos jovens e altamente fotossintéticos. Esse aumento pode ser explicado pela função essencial do P na síntese de ATP, ácidos nucleicos e fosfolipídios, elementos fundamentais para o crescimento vegetal e para a manutenção da atividade metabólica (Khan; Mehdiniya-Afra, 2025; Bhat et al., 2024).

Ao contrário da concentração média de Ca (6.723–11.126 mg/kg) na Tabela 5, não foi quantificado por Angelova et al. (2003) nem por Delic et al. (2021) pois ambos os estudos se concentraram em metais-traço. Os valores obtidos aqui são compatíveis com a faixa típica de macronutrientes em plantas superiores (5.000–20.000 mg/kg), sugerindo normalidade fisiológica e ausência de contaminação associada.

O valor médio da concentração de Ba (160–370 mg/kg) foi quantificado e considerado apenas em nosso estudo (Tabela 5), não sendo quantificados nos trabalhos de Angelova et al. (2003) ou Delic et al. (2021) que estudaram plantas das espécies *Apiaceae*. Embora ausente na literatura específica das *Apiaceae*, a magnitude observada é moderada e pode refletir adsorção de partículas minerais do solo ou poeira suspensa.

Nos resultados da quantificação de metais (metaloides) nas amostras da planta Hepática/Briófitas, ou seja, *Dumortiera* sp, apresentados na Tabela 6, o valor médio das concentrações de Pb e o Cd estiveram abaixo do limite de detecção (LOD) em todas as coletas. No estudo realizado por Angelova et al., (2003), a concentração de Pb variou entre 0,3–1,9 mg/kg e o Cd entre 0,05–0,3 mg/kg; Delic et al. (2021) também reportaram níveis muito baixos. Portanto, a ausência desses elementos nas amostras de Hepática/Briófitas (*Dumortiera* sp.) indica baixo risco de contaminação metálica e ambiente relativamente não impactado por emissões antrópicas pesadas.

Em nossos resultados da Tabela 5, constatamos que a planta *Dumortiera* sp apresentou maiores teores de Fe, Cr, Co, Ni, K e P em relação aos valores típicos da família Dumortieraceae reportados na literatura, enquanto Cu e Zn se mantiveram dentro das faixas esperadas e Pb e Cd permaneceram abaixo do LOD. Esses resultados indicam perfil multielementar fisiologicamente equilibrado, porém com traços de enriquecimento metálico potencialmente atribuíveis à deposição atmosférica local.

A detecção de As, Se e Ba, ausentes nos trabalhos anteriores, amplia a compreensão sobre a diversidade elementar e potencial bioindicador de espécies da família *Apiaceae* em ambientes tropicais. Além disso, os resultados evidenciam que os

elementos ferro (Fe), cálcio (Ca), potássio (K), fósforo (P), magnésio (Mg) e enxofre (S) foram majoritários em todas as coletas, refletindo tanto sua função essencial no metabolismo vegetal quanto sua disponibilidade ambiental. Na tabela 6, o ferro se destacou como o elemento predominante, atingindo mais de 30.000 mg/kg nas Coletas 3 e 5, o que sugere forte influência de processos de transporte e acúmulo de sedimentos, especialmente em períodos de maior aporte agrícola e pluvial (Fereja et al., 2025).

O potássio (Tabela 6) na planta Hepática/Briófitas (*Dumortiera*), embora em concentrações expressivas, apresentou oscilações significativas: valores mais altos nas Coletas 1 e 4, em contraste com a queda registrada na Coleta 5 (2.143,9 mg/kg). Essa variação pode estar associada ao consumo diferencial da planta em resposta ao ciclo fenológico e à sazonalidade agrícola (milho e soja).

De acordo com a Tabela 6, micronutrientes como Mn, Zn, Co, Ni e Se mostraram flutuações consideráveis entre os períodos, com destaque para o Mn, que atingiu concentrações superiores a 3.800 mg/kg (Coleta 4). Elementos potencialmente tóxicos como As, Pb e Cr foram detectados em todas as coletas, ainda que em níveis inferiores aos nutrientes essenciais, o que ressalta o papel das briófitas como bioindicadores ambientais, capazes de acumular metais pesados mesmo em baixas concentrações no meio.

A comparação entre os períodos de entressafra e pós-plantio indica que a composição elementar foi influenciada tanto por fatores hidrológicos quanto pela intensificação do uso agrícola. Os aumentos de Fe e Mn percebidos na Tabela 6, por exemplo, podem estar relacionados ao carreamento de partículas do solo, refletido no acúmulo em sedimentos carregados por escoamento e erosão em períodos de chuva ou uso intensivo da terra (Benchamin et al., 2024; Fiedler et al., 2021). Por outro lado, as variações observadas em K e P podem refletir a aplicação de fertilizantes e o metabolismo ativo da planta, uma vez que nutrientes como potássio e fósforo tendem a ser mobilizados com uso agrícola e incorporados pelas plantas ou sedimentos (Fiedler et al., 2021; Kazberuk et al., 2021).

Esses resultados reforçam a importância de briófitas como organismos marcadores/sentinelas/essenciais no monitoramento da qualidade ambiental, dado seu potencial de bioacumulação e sensibilidade às variações sazonais e antrópicas. Vale destacar que as comparações abaixo deixam claro o papel dessa planta como uma boa indicadora de metais pesados.

Em relação as comparações dos valores das concentrações obtidas para cada elemento químico apresentados na Tabela 6, a análise comparativa das amostras de *Dumortiera* sp. (Tabela 6) revela concentrações elevadas de Fe, Mn, Co, Cr, Ni, Zn e Pb, com destaque para Fe (16.235–30.054 mg/kg), K (2.144–13.010 mg/kg) e P (4.774–7.484 mg/kg). Esses valores são substancialmente superiores aos relatados em espécies vasculares da família Apiaceae, como *Coriandrum sativum*, *Foeniculum vulgare* e *Petroselinum crispum*, analisadas por Angelova et al. (2003) e Delić et al. (2021), cujas concentrações médias de Fe e Mn variaram entre 200–800 mg/kg e 50–250 mg/kg, respectivamente. Essa diferença de magnitude evidencia a elevada capacidade de bioacumulação das briófitas, atribuída à ausência de cutícula, tecidos vasculares e sistema radicular, bem como à absorção direta de íons e partículas pela superfície foliar. Tais características morfofisiológicas tornam *Dumortiera* sp. altamente eficiente na retenção de partículas atmosféricas e deposição úmida, em contraste com as plantas vasculares que dependem da absorção radicular e transporte xilemático (Angelova et al. 2003; Delic G et al. 2021).

O ferro (Tabela 6) apresentou teores de 16.235 a 30.054 mg/kg em *Dumortiera* sp. enquanto Angelova et al. (2003) reportaram 200–780 mg/kg e Delic et al. (2021) 220–610 mg/kg nas Apiaceae. Assim, os valores encontrados neste estudo são de 30 a 80 vezes superiores aos observados nas espécies vasculares. Da mesma forma, o manganês (Mn) variou de 781 a 3.832 mg/kg, enquanto os autores relataram valores entre 50 e 250 mg/kg, resultando em teores 10 a 15 vezes maiores. Ambos os elementos foram quantificados por Angelova et al. (2003) e Delic et al. (2021), e os resultados confirmam o comportamento clássico das briófitas como bioacumuladoras passivas, refletindo diretamente a deposição atmosférica local.

O cobre (Cu) foi quantificado por Angelova et al. (2003) que registraram 4–10 mg/kg e Delic et al. (2021) obteve 2,1–6,4 mg/kg, enquanto na Tabela 6 para a *Dumortiera* sp. as concentrações variaram de 3,9 a 5,9 mg/kg. Esses resultados são semelhantes em magnitude, indicando que o Cu apresenta mobilidade biológica controlada e homeostase química mesmo em organismos não vasculares. O zinco (Zn) também foi quantificado nos dois estudos, com intervalos de 25–70 mg/kg (Angelova et al. (2003) e 18–60 mg/kg (Delic et al. (2021))). Os valores observados em *Dumortiera* sp. (31–44 mg/kg) situam-se dentro dessa faixa, demonstrando que o Zn possui comportamento fisiológico similar entre briófitas e plantas vasculares, embora sua origem de incorporação seja diferente (absorção foliar direta versus radicular).

O níquel (Ni) foi determinado por ambos os autores, com faixas de 1,2–3,4 mg/kg (Angelova et al., 2003) e 0,9–2,6 mg/kg (Delic et al., 2021). Em *Dumortiera* sp. as concentrações variaram entre 5,7 e 7,9 mg/kg (Tabela 6), ou seja, de duas a seis vezes superiores. Esse aumento sugere influência direta de fontes atmosféricas, como combustão de combustíveis fósseis e desgaste de metais automotivos, corroborando a função bioindicadora da briófitas.

O cobalto (Co) foi quantificado apenas por Angelova et al. (2003), com teores de 0,5–2,0 mg/kg nas Apiaceae, enquanto Delic et al. (2021) não determinaram esse elemento. Em nosso estudo envolvendo a planta *Dumortiera* sp. as concentrações variaram entre 18,7 e 26,7 mg/kg (Tabela 6), correspondendo a valores de 10 a 30 vezes maiores. Essa discrepância reforça o papel das briófitas como bioacumuladores de metais-traço, uma vez que esses organismos absorvem diretamente íons metálicos adsorvidos em poeira atmosférica sem mecanismos fisiológicos de exclusão.

O cromo (Cr) foi determinado apenas por Angelova et al. (2003), com valores de 1,1–2,9 mg/kg, e não quantificado por Delic et al. (2021). Em *Dumortiera* sp. as concentrações observadas na Tabela 6 (24,6–43,5 mg/kg) são aproximadamente 15 a 30 vezes superiores. Esses resultados indicam forte influência de emissões industriais e deposição seca de partículas contendo Cr, reforçando o potencial de *Dumortiera* sp. como bioindicadora ambiental em regiões urbanizadas e rodoviárias.

O chumbo (Pb) foi quantificado por ambos os autores. Angelova et al. (2003) relataram 0,3–1,9 mg/kg, e Delic et al. (2023) 0,4–2,0 mg/kg, enquanto as amostras de *Dumortiera* sp. apresentaram 8,2–15,7 mg/kg teores cinco a dez vezes superiores (Tabela 6). Esse comportamento confirma o papel clássico das briófitas na acumulação de Pb atmosférico, metal fortemente associado ao material particulado de origem veicular e à poeira de rodovias. Por outro lado, os elementos arsênio (As) e selênio (Se) não foram quantificados nem por Angelova et al. (2003) nem por Delic et al. (2021). No presente estudo (Tabela 6), foram detectados em níveis significativos: As (7,5–14 mg/kg) e Se (10–20 mg/kg). Esses resultados representam dados inéditos para o gênero *Dumortiera* e sugerem absorção atmosférica direta de partículas contendo As e Se, possivelmente provenientes de combustão e fontes geogênicas locais. A ausência de valores comparativos na literatura reforça o caráter pioneiro desta análise multielementar em briófitas hepáticas.

Os macronutrientes Ca, Mg, K e P não foram avaliados nos estudos de Angelova et al. (2003) e Delic et al. (2023) que focaram apenas em metais-traço.

Em relação a *Dumortiera* sp. (Tabela 6), entretanto, foram observadas concentrações elevadas de Ca (3.302–4.436 mg/kg), Mg (2.035–2.874 mg/kg), K (2.144–13.010 mg/kg) e P (4.774 –7.484 mg/kg) indicando alta capacidade de troca iônica e retenção de nutrientes. Esses valores reforçam a natureza higroscópica e adsorvente das briófitas, o que as torna eficientes acumuladoras tanto de elementos essenciais quanto de contaminantes.

O bário (Ba) (129–176 mg/kg) foi analisado exclusivamente em nosso estudo (Tabela 6), pois nenhum dos autores de referência o incluiu em suas quantificações. A ausência desses elementos nas Apiaceae impede comparações diretas; entretanto, sua presença significativa em *Dumortiera* sp. reforça o potencial da espécie como bioacumuladora multielementar, inclusive de metais não tradicionalmente monitorados em vegetais superiores.

O cádmio (Cd) esteve abaixo do limite de detecção (LOD) nas amostras da planta *Dumortiera* sp. (Tabela 6). Nos estudos de Angelova et al. (2003) o Cd foi detectado em baixos níveis (0,05–0,3 mg/kg), enquanto Delic et al. (2023) não reportaram valores. Portanto, o Cd não representa um elemento relevante em ambas as matrizes, confirmando seu baixo potencial de bioacumulação sob as condições ambientais analisadas.

Diante dos resultados apresentados, *Dumortiera* sp. apresentou valores de Fe, Mn, Co, Cr, Ni e Pb entre 10 e 100 vezes superiores aos observados em espécies da família Apiaceae. Essas diferenças refletem a fisiologia não vascular das briófitas, que absorvem elementos diretamente da atmosfera, sem mecanismos de regulação ou exclusão iônica.

Por outro lado, elementos como Cu e Zn mostraram teores semelhantes, indicando regulação bioquímica semelhante entre diferentes grupos vegetais. A ausência de quantificação de As, Se, Ba, V, K, Ca e P nas Apiaceae evidencia que este estudo amplia o conhecimento sobre a composição elementar de briófitas hepáticas, reforçando sua utilidade como bioindicadores ambientais de poluição atmosférica e deposição metálica.

Ao realizarmos uma discussão comparativa entre *Dumortiera* sp. (Tabela 6) e estudos com espécies de briófitas disponíveis na literatura e empregadas como bioindicadores ambientais, podemos confirmar o seu papel como uma planta bioindicadora, ou seja, Na Tabela 6, a concentra média de Fe variaram entre 16.523 e 30.100 mg/kg, valores significativamente superiores aos relatados em plantas submetidos a biomonitoramento atmosférico. De fato, em estudos conduzidos por Macedo-Miranda et al. (2016), os teores de Fe em briófitas coletadas em ambientes urbanos e industriais situaram-se na faixa de centenas a poucos milhares de mg/kg, não ultrapassando, portanto,

uma ordem de grandeza inferior. Esse contraste evidencia que *Dumortiera* sp. apresenta uma capacidade de acúmulo de Fe muito superior à observada em musgos comuns, possivelmente em decorrência da alta deposição local e das características morfofisiológicas específicas dessa hepática, como a ausência de cutícula e a absorção direta pela superfície foliar.

As concentrações de cobre em *Dumortiera* sp. variaram entre 3,9 e 5,9 mg/kg (Tabela 6), faixa compatível com os valores observados em musgos tolerantes a metais. Em estudos com *Scopelophila cataractae* e *Ceratodon purpureus*, Boquete et al. (2021) relataram teores de Cu de até 10–20 mg/kg em locais contaminados, indicando que o cobre presente em *Dumortiera* está dentro do intervalo típico de briófitas expostas a poluição moderada.

Os elementos Ni, Pb e Zn foram detectados em quantidades consideráveis em *Dumortiera* sp. (Tabela 6), destacando-se o zinco como um dos elementos com maior mobilidade e acúmulo. Em estudos de biomonitoramento com musgos, Macedo-Miranda et al. (2016) observaram que as concentrações de metais geralmente seguem a sequência $Zn > Pb > Cr$, refletindo o comportamento natural desses elementos em sistemas atmosféricos. No entanto, os teores de Ni e Pb obtidos em *Dumortiera* mostraram-se superiores aos reportados para musgos em condições similares, reforçando o caráter altamente bioacumulador da espécie avaliada.

O cádmio não foi detectado nas amostras analisadas de *Dumortiera* sp., permanecendo abaixo do limite de detecção (LOD). Essa ausência pode refletir tanto baixa deposição atmosférica local quanto limitações fisiológicas da espécie em absorver Cd em concentrações muito reduzidas. Em contraste, estudos realizados por Taeprayoon et al. (2023) em áreas contaminadas da Tailândia demonstraram que musgos acumulam Cd em níveis detectáveis, indicando que a presença desse metal está fortemente associada à disponibilidade ambiental.

As concentrações de arsênio e selênio em *Dumortiera* sp. apresentados na Tabela 6, variou entre 7,5 e 14 mg/kg para As e 10 a 20 mg/kg para Se, ou seja, destacam-se como achados de relevância ambiental. Poucos estudos com briófitas reportam esses elementos, uma vez que a maioria das pesquisas se concentra em metais clássicos, como Pb, Zn, Cu e Cd. Wilkie e La Farge (2011), por exemplo, analisaram o acúmulo de múltiplos metais em musgos, mas não incluíram Se em suas quantificações. Assim, os resultados obtidos neste estudo contribuem de forma inédita para o entendimento da

bioacumulação desses elementos traço em hepáticas, ampliando o escopo da literatura existente.

De modo geral, na Tabela 6, a planta *Dumortiera* sp. apresentou concentrações de Fe, Cu, Ni, Pb e Zn superiores às registradas para a maioria das espécies de musgos utilizadas em programas de biomonitoramento atmosférico. O cobre mostrou valores comparáveis aos de musgos expostos a poluição moderada, enquanto a ausência de Cd detectável é coerente com condições de baixa deposição metálica regional. Por outro lado, as quantificações de As e Se representam dados inéditos, pois são raramente incluídos em estudos de briófitas. Esses resultados reforçam o alto potencial de *Dumortiera* sp. como bioindicador ambiental, evidenciando sua eficiência na captação e retenção de elementos metálicos provenientes da atmosfera e da deposição úmida.

Em relação a discussão dos resultados de quantificação de elementos químicos presentes em amostras de musgos (Tabela 7), observa-se que a partir dos resultados apresentado na Tabela 7, os elementos Fe, Ca, P, K e Mg foram os majoritários em todas as coletas, refletindo tanto sua importância fisiológica quanto a disponibilidade ambiental. O ferro possui concentrações médias consistentemente elevadas, com destaque para as coletas 3 e 4 (acima de 22.000 mg/kg), indicando forte capacidade de bioacumulação do musgo, possivelmente ligada ao aporte de partículas metálicas de origem natural e agrícola.

O cálcio variou de forma marcante entre as coletas, alcançando o valor máximo na Coleta 5 (8.197 mg/kg; Tabela 7), o que pode estar relacionado a pulsos de fertilização agrícola e/ou a processos de lixiviação em função de precipitações intensas ou manejo do solo (Oliveira, 2002; Li et al., 2023). O fósforo, outro macronutriente essencial, apresentou concentrações elevadas em todas as campanhas (até 10.522,6 mg/kg), sugerindo contribuição significativa do uso continuado de fertilizantes fosfatados e do acúmulo de P nas frações mais lábeis dos sedimentos/solos fenômeno amplamente documentado em sítios agrícolas submetidos a adubações repetidas (Liang et al., 2022; Schmitt et al., 2013). Esses padrões são compatíveis com estudos que associam o aporte de fertilizantes à elevação do P disponível no solo e ao aumento do risco de transporte para massas d'água por escoamento e deposição sedimentar (Ortiz, 2023).

O comportamento do potássio foi oscilante (Tabela 7), com valores mais altos na Coleta 2 (4.960,8 mg/kg) e queda expressiva na Coleta 4 (1.012,4 mg/kg), possivelmente refletindo diferenças sazonais de disponibilidade no solo e absorção diferencial pelo musgo. De acordo com a Tabela 7, elementos traço como Mn, Zn e Cr também

apresentaram flutuações importantes, com destaque para o Mn (1.253,6 mg/kg na Coleta 1) e Zn (até 49,7 mg/kg na Coleta 2). Por outro lado, metais potencialmente tóxicos, como As, Pb e Ni, foram detectados em concentrações variáveis, sendo o Pb não detectado na Coleta 5. Esses resultados confirmam a relevância do musgo como bioindicador ambiental, acumulando elementos tanto essenciais quanto tóxicos em função das condições sazonais e das práticas agrícolas da região.

No conjunto, os dados estatísticos confirmam que existe diferença entre os valores de concentrações de elementos realizadas em períodos de coletas diferentes, ou seja, os resultados indicam que as flutuações elementares estão associadas a um mosaico de fatores: ciclos de plantio e entressafra, variações hidrológicas, fertilização agrícola e a capacidade do musgo de reter elementos da água e do ar. O padrão obtido corrobora a literatura que aponta os musgos como organismos altamente eficientes no monitoramento de contaminantes ambientais, por sua elevada capacidade de adsorção e bioacumulação.

Os resultados na Tabela 7 referentes à quantificação de elementos químicos presentes nos musgos podem ser comparados com outros estudos da literatura. Conforme constatado na Tabela 7, os teores médios de Fe nas amostras de musgo variaram entre 5.626 e 24.678 mg/kg, valores superiores aos observados por Printarakul et al. (2022), que relataram concentrações de Fe entre aproximadamente 3.962,5 e 8.026,7 mg/kg em diferentes briófitas (por exemplo, *Hyophila involuta*, *Claopodium prionophyllum* e *Scopelophila cataractae*) em um sistema de cachoeira no Parque Nacional Doi Suthep-Pui, Tailândia (Printarakul et al., 2022). Essa diferença, que pode alcançar cerca de 3 a 4 vezes em relação aos maiores valores relatados por esses autores, sugere uma deposição atmosférica local mais intensa e/ou maior aporte de Fe proveniente do solo e de partículas em suspensão, além de refletir a elevada capacidade de adsorção de metais pelas paredes celulares das briófitas, ricas em compostos fenólicos e polissacarídicos, que favorecem a retenção de cátions metálicos

Em relação a comparação das concentrações de Mn quantificadas em amostras do musgo, os valores médios de concentração entre 375 e 1.253 mg/kg (Tabela 7), encontra-se dentro da faixa relatada por Macedo-Miranda et al. (2016) (200–1.100 mg/kg) para musgos de áreas urbanas do Brasil, indicando acúmulo natural associado à sua função fisiológica essencial como cofator enzimático. Por outro lado, os valores de concentrações de Cu (2,3–7,5 mg/kg) obtidas em nosso estudo (Tabela 7) são próximos aos relatadas por Boquete et al. (2021) que estudaram a planta *Ceratodon purpureus* e *Scopelophila cataractae*, cujos teores variaram entre 4–12 mg/kg. Segundo esses autores,

o Cu é fortemente retido por ligação a compostos tiolados (fitocquelatinas e metalotioneínas), o que explica sua presença em níveis moderados mesmo em áreas não fortemente impactadas. A concordância entre os valores indica que o musgo analisado apresenta resposta fisiológica típica de tolerância metálica, sem evidência de toxicidade excessiva.

Na tabela 7, a concentração média de Cr (3,8–90,2 mg/kg) apresentou ampla variação, alcançando valores até 10 vezes maiores que os observados por Macedo-Miranda et al. (2016), que relataram 7–12 mg/kg em musgos de áreas urbanas. Esses níveis elevados podem indicar exposição atmosférica a partículas contendo Cr (VI), associado à combustão veicular e desgaste de materiais metálicos. De acordo com Sari et al. (2008), a biomassa do musgo *Hylocomium splendens* apresenta elevada capacidade de bioabsorção para Cr(III), com capacidade máxima em torno de 42 mg/g, indicando que o cromo é eficientemente acumulado por musgos em solução aquosa; além disso, estudos com *Sphagnum peat moss* mostram que essa alta afinidade por íons metálicos está associada à presença de grupos carboxílicos e hidroxifenólicos na parede celular, que atuam como principais sítios de ligação de metais (Sari et al., 2008).

Os valores médios das concentrações de Zn variaram entre 26 e 49 mg/kg (Tabela 7), situando-se na faixa intermediária relatada por Macedo-Miranda et al. (2016) (20–90 mg/kg) e Wilkie e La Farge (2011) (24.56–31.6 mg/kg). Esses valores indicam níveis fisiológicos normais, uma vez que o Zn é um micronutriente essencial, e sua acumulação ocorre até o ponto de saturação dos sítios de ligação celulares.

Na Tabela 7, o Ni (1,1–11,6 mg/kg) e o Co (4,9–29,8 mg/kg) apresentaram valores médios de concentração comparáveis aos relatados por Wilkie e La Farge (2011) para Ni (1,24–4,73 mg/kg) em briófitas da região ártica. Além disso, os teores de Co observados neste estudo encontram suporte na literatura, uma vez que Radziemska et al. (2019) também identificaram a capacidade de musgos do gênero *Pleurozium* em acumular cobalto em níveis semelhantes, reforçando o potencial dessas espécies como biomonitoradores de metais traço em ambientes sujeitos à deposição atmosférica. Em nosso estudo, as análises foram realizadas em um perímetro peri-urbano, neste caso, além da presença de ocorrência de Ni e Co em níveis elevados pode refletir emissões veiculares e poeira industrial, também existe a presença da agricultura mecanizada e agrotóxicos, uma vez que ambos são marcadores de combustão e desgaste metálico. Além disso, conforme Boquete et al. (2021), a presença desses metais em briófitas aciona mecanismos

de tolerância antioxidante baseados na atividade de superóxido dismutase e catalase, reduzindo o dano oxidativo celular.

O elemento Pb foi quantificado em quatro coletas (Tabela 7), com concentrações medidas variando entre 3,6 e 15,9 mg/kg, o que representa valores semelhantes aos observados em musgos de áreas de tráfego intenso (10–20 mg/kg) por Macedo-Miranda et al. (2016). O Pb é um dos principais elementos de biomonitoramento atmosférico devido à sua forte afinidade por superfícies celulares e baixa mobilidade. A presença moderada de Pb confirma deposição local por poeira veicular e reforça a aplicabilidade do musgo como bioindicador de poluição atmosférica metálica.

Conforme resultados obtidos e apresentado na Tabela 7, obteve-se a quantificação de As (1,6–11,5 mg/kg), que por sua vez é um elemento raramente quantificado em briófitas. Nenhum dos três estudos de referência citados (Boquete et al., 2021; Macedo-Miranda, et al., 2016) apresenta dados específicos para As, o que torna o resultado obtido na Tabela 7 original e ambientalmente relevante. Sua presença pode indicar contaminação difusa por fontes geogênicas ou deposição seca de poeira contendo compostos arsenicais. Um fato a ser destacado é que o nosso estudo foi realizado em perímetro peri - urbano, o que implica que ao contrário do estudo realizados, o elemento arsênio pode ser proveniente de agrotóxicos e fertilizantes, especialmente em solos com histórico de uso desses produtos.

O elemento químico Se (6,0–14,7 mg/kg) e o Ba (120–243 mg/kg) foram quantificados em todas as coletas do nosso estudo (Tabela 7), enquanto nenhum dos estudos comparativos relatou valores para esses elementos. Esses resultados ampliam o espectro de elementos quantificados em musgos e demonstram a sensibilidade do ICP OES na detecção de traços ambientais não tradicionalmente monitorados.

O Cd não foi quantificado (<LOD) em nosso estudo, contrastando com os achados de Boquete et al. (2021), que observaram 2–8 mg/kg em *Scopelophila cataractae* exposta a solos contaminados. A ausência de Cd pode indicar baixa deposição regional ou capacidade limitada de retenção do metal pela espécie analisada, o que sugere condições ambientais menos impactadas.

De modo geral, o musgo analisado (Tabela 7) exibiu perfil elementar consistente com espécies bioacumuladoras clássicas, apresentando altos teores de Fe, Mn, Cr, Co e Pb, ou seja, todos elementos fortemente associados à deposição atmosférica. Os resultados confirmam os padrões descritos por Macedo-Miranda et al. (2016) para ambientes com poluição metálica moderada, além de se alinhar às observações de

Boquete et al. (2021) sobre a tolerância fisiológica de musgos a metais como Cu e Ni. A ausência de Cd e as baixas concentrações de As indicam que o local de coleta não apresenta forte influência antrópica, reforçando o papel do musgo como indicador sensível de deposição metálica atmosférica mesmo em contextos de baixa contaminação.

A análise comparativa dos dados das Tabelas 5 (Angiosperma/Apiaceae), 6 (hepática *Dumortiera* sp.) e 7 (briófita musgo) evidencia diferenças marcantes na capacidade de acúmulo elementar entre os três grupos vegetais. De modo geral, as briófitas (*Dumortiera* sp. e musgo) apresentaram concentrações de metais e nutrientes consideravelmente superiores às observadas na planta angiosperma, confirmando o papel das briófitas como eficientes bioacumuladoras e bioindicadoras de deposição metálica atmosférica. Os dados estatísticos apresentados nas subseções anteriores confirmam tais diferenças entre plantas.

O ferro (Fe) foi o elemento predominante em todas as espécies, mas com magnitude distinta: *Dumortiera* sp. apresentou valores entre 16.235–30.055 mg/kg, e o musgo entre 17.575–24.678 mg/kg, ambos significativamente superiores à Apiaceae (1.369–4.529 mg/kg). Esses resultados corroboram a maior capacidade de retenção passiva das briófitas, conforme discutido por Fasani et al. (2022), que descrevem a ausência de cutícula e tecidos vasculares como fator determinante na absorção direta de íons metálicos.

Elementos-traço como Mn, Co, Cr e Ni também seguiram o mesmo padrão: concentrações elevadas em *Dumortiera* sp. (Mn até 3.832 mg/kg; Co até 26,7 mg/kg; Cr até 43,5 mg/kg) e em menor grau no musgo (Mn até 1.253 mg/kg; Co até 29,8 mg/kg), enquanto na Apiaceae os teores foram mais baixos ($\text{Mn} \leq 395$ mg/kg; $\text{Co} \leq 8,2$ mg/kg). Essa diferença de até uma ordem de magnitude reforça a sensibilidade das briófitas à deposição atmosférica e à disponibilidade iônica superficial, em contraste com as angiospermas, nas quais o transporte é predominantemente radicular e dependente do solo.

Entre os elementos essenciais, o potássio (K) e o magnésio (Mg) exibiram comportamento distinto, ou seja, as maiores concentrações foram registradas na Apiaceae (K até 50.228 mg/kg; Mg até 3.056 mg/kg), seguidas pelas briófitas. Esse padrão reflete a fisiologia distinta das plantas vasculares, em que K e Mg participam ativamente da regulação osmótica e fotossintética via tecidos condutores, enquanto nas briófitas a assimilação é difusiva e superficial.

A presença de arsênio (As) e selênio (Se), pouco descrita em estudos prévios, foi confirmada em todas as espécies, com teores mais altos em *Dumortiera* sp. (As até 14,0 mg/kg; Selênio até 20,1 mg/kg), indicando provável influência da deposição atmosférica ou de fontes geogênicas.

De modo geral, a hierarquia média de bioacumulação observada foi: Fe > K > Mn > Mg > Cr > Zn > Cu > Co > Ni > As > Se > Ba > Pb (n.d.) > Cd (n.d.), sendo mais pronunciada em *Dumortiera* sp., intermediária no musgo e menor na Apiaceae.

Esses resultados se alinham ao modelo de detoxificação proposto por Fasani et al. (2022), segundo o qual briófitas possuem mecanismos primitivos, mas altamente eficientes de tolerância metálica baseados em quelação intracelular e adsorção superficial. Assim, a comparação direta entre as três espécies demonstra uma clara transição funcional entre a absorção passiva das briófitas e a absorção regulada das angiospermas, refletindo diferentes estratégias evolutivas de manejo e compartimentalização de metais.

Os resultados obtidos em nosso estudo, abrangendo três grupos vegetais distintos, ou seja, uma angiosperma da família Apiaceae (Tabela 5), uma hepática pertencente à família Dumortieraceae (*Dumortiera* sp., Tabela 6) e um musgo (Tabela 7), permitem uma análise comparativa direta com o modelo evolutivo de detoxificação metálica proposto por Fasani et al. (2022). Esse modelo descreve a transição progressiva dos mecanismos de absorção, transporte e tolerância aos metais entre as plantas terrestres, desde as briófitas até as espécies vasculares.

De acordo com Fasani et al. (2022), as briófitas representam o estágio mais primitivo da adaptação à exposição metálica, caracterizado pela ausência de cutícula e de tecidos vasculares, o que favorece a absorção direta e passiva de íons metálicos pela superfície foliar. Tal característica explica os altos teores de Fe, Mn, Cr, Co, Zn e Pb observados nas amostras de *Dumortiera* sp. (Tabela 6) e no musgo (Tabela 7), com concentrações que atingem dezenas de vezes os valores registrados na angiosperma Apiaceae (Tabela 5). Esses resultados evidenciam que as briófitas funcionam como “esponjas químicas” naturais, acumulando metais por adsorção iônica na parede celular e fixação de partículas atmosféricas, processo reconhecido por Fasani et al. (2022) como “cell wall sequestration”, um dos mecanismos mais antigos de defesa contra a toxicidade metálica.

Nas hepáticas, como *Dumortiera* sp., Fasani et al. (2022) destacam a ocorrência de uma transição fisiológica importante: além da adsorção superficial, essas espécies

apresentam mecanismos intracelulares de detoxificação, como o sequestro vacuolar de íons metálicos e a complexação com fitocquelatinas, metalotioneínas e glutathione. Os resultados obtidos neste estudo, com teores estáveis de Fe, Zn, Ni e Co entre as coletas, corroboram essa hipótese, indicando que *Dumortiera* sp. mantém homeostase metálica ativa e apresenta respostas antioxidantes eficazes, mesmo sob alta carga elementar. Essa evidência experimental reforça o que Fasani et al. (2022) denominam “modelo de tolerância das briófitas”, um estágio intermediário entre a simples adsorção passiva e o controle seletivo característico das plantas vasculares.

Por outro lado, na angiosperma da família Apiaceae (Tabela 5), observou-se um padrão oposto: menores concentrações de metais potencialmente tóxicos (Cr, Pb, Ni, Co) e maiores teores de macronutrientes essenciais (K, Mg, P e Ca). Esse comportamento está em consonância com a fase evolutiva mais recente descrita por Fasani et al. (2022), na qual as plantas vasculares desenvolveram barreiras radiculares, transporte seletivo via xilema e regulação homeostática rigorosa, restringindo a entrada e o acúmulo foliar de elementos tóxicos. Assim, enquanto as briófitas refletem predominantemente a deposição atmosférica e o acúmulo superficial, as angiospermas expressam um sistema de absorção regulado e especializado, adaptado à manutenção da nutrição mineral e à minimização de riscos tóxicos.

Os resultados das Tabelas 5, 6 e 7, portanto, materializam empiricamente o gradiente evolutivo proposto por Fasani et al. (2022). O musgo representa o estágio ancestral de adsorção passiva e baixa capacidade de exclusão seletiva; a hepática *Dumortiera* sp. expressa o estágio intermediário, com acúmulo elevado aliado a mecanismos de detoxificação intracelular; e a Apiaceae reflete o estágio derivado de controle ativo da absorção e exclusão radicular de metais tóxicos. Essa gradação confirma a progressão evolutiva da tolerância metálica em plantas terrestres, marcada pela ampliação da complexidade bioquímica e pela eficiência dos sistemas de transporte e sequestro vacuolar.

Além disso, os dados obtidos reforçam a importância ecológica das briófitas como bioindicadores de poluição atmosférica metálica, uma vez que refletem com precisão a deposição local de elementos traço, e evidenciam o potencial das angiospermas como modelos de homeostase mineral e segurança alimentar. Dessa forma, este estudo contribui não apenas para o entendimento da ecofisiologia comparada entre grupos vegetais, mas também para a consolidação do modelo teórico proposto por Fasani et al. (2022), oferecendo uma base experimental robusta para compreender a evolução dos mecanismos

de detoxificação e resistência metálica nas plantas terrestres.

Cabe destacar que as amostras das plantas apresentadas nas Tabelas 5, 6 e 7 foram coletadas em diferentes períodos sazonais e agrícolas, a saber: coleta 1 (1º de junho de 2019 – pós-colheita do milho), coleta 2 (24 de agosto de 2019 – entressafra), coleta 3 (28 de dezembro de 2019 – pós-plantio da soja), coleta 5 (9 de abril de 2020 – entressafra) e coleta 6 (7 de agosto de 2020 – pré-colheita do milho). Essas variações temporais refletem não apenas a influência da sazonalidade agrícola e climática, mas também o dinamismo da deposição atmosférica e da disponibilidade iônica no solo e na poeira ambiental, fatores que impactam diretamente o acúmulo de metais nas plantas.

Observou-se que, entre as coletas, as concentrações de elementos como Fe, Mn, Ni, Cr e Co oscilaram de forma significativa, especialmente nas amostras de *Dumortiera* sp. e do musgo, enquanto os teores de macronutrientes (K, P, Mg e Ca) se mantiveram mais estáveis nas folhas da Apiaceae. Essas oscilações sazonais confirmam a alta sensibilidade das briófitas à variabilidade ambiental imediata, em contraste com a homeostase iônica das angiospermas, que exibem maior controle fisiológico sobre o transporte e armazenamento de metais e nutrientes.

Essa diferença temporal e fisiológica se alinha diretamente com o modelo proposto por Fasani et al. (2022), segundo o qual as briófitas refletem variações rápidas no ambiente devido à absorção passiva e ausência de barreiras vasculares, enquanto as plantas vasculares expressam mecanismos de controle ativo e regulação metabólica capazes de amortecer oscilações sazonais.

Assim, os padrões de variação observados neste estudo não apenas evidenciam a resposta diferencial entre grupos vegetais, mas também reforçam o conceito evolutivo de transição entre mecanismos primitivos de adsorção metálica e sistemas modernos de detoxificação e transporte seletivo.

Dessa forma, as flutuações detectadas entre as coletas em especial nas concentrações de Fe, Mn, Ni, Cr e Co constituem uma expressão empírica da plasticidade fisiológica descrita por Fasani et al. (2022), validando experimentalmente o papel das briófitas como sentinelas de curto prazo e das angiospermas como integradoras de longo prazo da qualidade ambiental.

6.3 Concentrações de metais e metalóides quantificados no solo próximo as margens do rio Santa Virgem

A Tabela 8 apresenta as concentrações médias dos elementos quantificados nas amostras de solo coletadas na primeira semana de setembro de 2021, com intervalos regulares de 50 metros, entre os pontos P1 e P6. Os dados foram submetidos a testes de normalidade (Shapiro–Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene). Dada a ausência de normalidade para a maioria dos elementos ($p < 0,05$), aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis, seguido do teste de Dunn para comparações múltiplas ($p < 0,05$).

Os resultados indicaram significância estatística ($p < 0,05$) para as concentrações de Ca, Mg, Fe, P e S. A distribuição desses elementos variou de maneira consistente entre os pontos de amostragem (P1–P6), sugerindo que o padrão espacial observado está principalmente associado à distância em relação ao corpo hídrico, e não a variações decorrentes do manejo agrícola ao longo do período avaliado.

O cálcio (Ca) apresentou as maiores amplitudes (28,5–221,5 mg/kg), com pico em P4 (coleta 3, período pós-plantio da soja), indicando acúmulo localizado relacionado à lixiviação de fertilizantes fosfatados e calcários aplicados durante o preparo do solo. O magnésio (Mg) mostrou comportamento semelhante, com teores mais elevados nas coletas 3 e 4, períodos de maior atividade agrícola, confirmando a interdependência iônica Ca–Mg na dinâmica do solo, conforme descrito por Fasani et al. (2022), que relatam a importância desses elementos no equilíbrio iônico e nos mecanismos de detoxificação de metais em plantas terrestres.

As concentrações de ferro (Fe) apresentadas na Tabela 8 variaram entre 13.256 e 33.658 mg/kg, com diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$). Observou-se um gradiente espacial consistente, com os maiores valores registrados no ponto situado a 50 m do leito do rio (33.658 mg/kg) e as menores concentrações no ponto localizado a 250 m da margem (13.256 mg/kg). Esse comportamento indica influência direta da proximidade ao corpo hídrico na distribuição do Fe, possivelmente relacionada a processos de deposição sedimentar e à mobilização geoquímica associada à dinâmica fluvial. Além disso, o fato de essas variações terem sido observadas durante o período de vazio sanitário da soja reforça que a heterogeneidade espacial identificada não está predominantemente vinculada a intervenções agrícolas recentes, mas sim a condicionantes ambientais naturais, destacando o papel do gradiente hidrológico como fator determinante na dinâmica espacial do ferro na área estudada.

Somado a isso, os elementos fósforo (P) e enxofre (S) também demonstraram diferenças relevantes, com aumento em P4–P6 (coletas 3 e 5), indicando influência direta

de fertilizações sazonais e acúmulo em camadas superficiais. A variação temporal e espacial desses nutrientes reforça a ligação entre ciclos agrícolas e enriquecimento químico do solo, especialmente em zonas de menor drenagem ou maior acúmulo de sedimentos. Por outro lado, elementos como Cr, Mn e Co apresentaram variações menores ($p > 0,05$), mantendo valores próximos entre os pontos e coletas, o que indica predominância geogênica e baixa influência antrópica recente.

As concentrações dos elementos As, Ba, Cu, Ni, Se e Zn quantificadas nas amostras de solo (Tabela 8) não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$), com valores relativamente estáveis, sugerindo baixa mobilidade no perfil do solo e pouca influência direta das atividades agrícolas de curto prazo. Pb e Cd permaneceram em níveis muito baixos ou abaixo do limite de detecção ($<LOD$), indicando ausência de contaminação metálica relevante e confirmando a qualidade geoquímica preservada da área. O padrão geral sugere que a composição elementar do solo é influenciada tanto por processos naturais (geologia local, dinâmica hidrológica do rio) quanto por práticas agrícolas (adubação fosfatada, aplicação de calcário, defensivos). A variação espacial entre os pontos de coleta reforça a necessidade de considerar gradientes de distância da margem como fator determinante na dinâmica de acúmulo e dispersão de elementos químicos.

Diante do exposto, os resultados evidenciaram que as concentrações médias de elementos químicos nas amostras de solo, encontram-se, em sua maioria, abaixo dos limites de referência estabelecidos por legislações nacionais e internacionais. A comparação direta com os valores orientadores do CONAMA 420/2009 (BRASIL, 2009), dos padrões da USEPA (Alabama, EUA) (USEPA, 2003) e dos valores regionais do Estado do Pará (Gonçalves, et al., 2022) demonstra um perfil químico compatível com solos não impactados por contaminação antrópica significativa.

Entre os elementos potencialmente tóxicos (Tabela 8), o arsênio (As) apresentou variação de $1,61 \pm 0,13$ a $4,26 \pm 0,16$ mg/kg, valores inferiores ao limite de 15 mg/kg estabelecido pelo BRASIL (2009) e próximos aos teores relatados pela USEPA/USA (4.7 mg/kg) (USEPA, 2003). Embora acima do valor de solos do Estado do Pará (0,8 mg/kg) (Gonçalves, et al., 2022), os teores observados para As (1,6–4,3 mg/kg) são próximos aos relatados por Espíndola et al. (2025) em solos marginais do rio Santa Virgem (As 1–5 mg/kg), reforçando que tais níveis refletem condições geoquímicas naturais associadas ao tipo de solo e à mineralogia local.

O bário (Ba) apresentou teores entre $1,29 \pm 0,01$ e $2,58 \pm 0,02$ mg/kg (Tabela 8), muito abaixo do valor limite de 300 mg/kg estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2009), padrão 200 mg/kg USEPA (USEPA, 2003), e valor obtido em solos do Pará (16.7 mg/kg) (Gonçalves, et al., 2022), confirmando ausência de acúmulo antrópico desse elemento. Similarmente, o cromo (Cr) variou de $3,02 \pm 0,01$ a $10,54 \pm 0,10$ mg/kg, inferior aos limites de 75 mg/kg CONAMA (BRASIL, 2009), 30,6 mg/kg (USEPA, 2003) e 14.3 mg/kg obtido no solo do Pará (Gonçalves, et al., 2022), refletindo características de solos tropicais com baixa disponibilidade de Cr móvel, possivelmente ligado a frações oxídicas estáveis.

Em relação ao cobre (Cu) na Tabela 8, as concentrações oscilaram entre $5,04 \pm 0,09$ e $7,73 \pm 0,09$ mg/kg, situando-se abaixo do limite de 60 mg/kg (BRASIL, 2003) e também menores que o limite de 9,6 mg/kg estabelecido pela (USEPA, 2003). Por outro lado, esta concentração é maior que aquele valor obtido em solos do Estado do Pará/Brasil (Gonçalves, et al., 2022). Essa homogeneidade sugere aporte predominantemente natural, associado à fração mineral e à matéria orgânica superficial.

Segundo a Tabela 8, o níquel (Ni) apresentou concentrações com ampla variação ($0,33 \pm 0,02$ a $9,83 \pm 0,04$ mg/kg), mas ainda inferior ao limite de 70 mg/kg CONAMA e próximo ao de 11 mg/kg (EUA), caracterizando baixo risco geoquímico, porém maior que o valor de 1.4 mg/kg obtido em solos do Pará no Brasil (Gonçalves, et al., 2022). Por outro lado, os teores de chumbo (Pb) ($1,98 \pm 0,19$ a $5,46 \pm 0,16$ mg/kg) ficaram abaixo do limite de 72 mg/kg estabelecido pelo CONAMA de, 9,3 mg/kg estabelecido pela USEPA/USA (USEPA, 2009) e 10.4 mg/kg obtido em solos do Pará (Gonçalves, et al., 2022), revelando ausência de contaminação por fontes industriais ou agrícolas recentes.

Para zinco (Zn), as concentrações ($1,42 \pm 0,01$ a $5,16 \pm 0,08$ mg/kg) estão muito inferiores ao limite de 300 mg/kg estabelecido pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente de 7.0 mg/kg obtidos no solo do Pará/Brasil (Gonçalves et al., 2022) e 26 mg/kg estabelecido pela USEPA (USEPA, 2009), confirmando que o solo permanece dentro dos padrões de segurança ambiental. Em contrapartida, o ferro (Fe) e o manganês (Mn) apresentaram os maiores teores absolutos (Fe: 13 256–33 658 mg/kg; Mn: 20,1–39,8 mg/kg), porém são elementos naturais de alta abundância e não são considerados contaminantes nos regulamentos de qualidade de solo; seus valores estão coerentes com a geologia ferruginosa regional. O mesmo se aplica a Ca, Mg, P, S e K, que são macronutrientes e não possuem valores-limite de toxicidade em normas ambientais, mas podem ser usados como indicadores de fertilidade e mobilidade elementar.

De modo geral, a análise estatística (ANOVA/Kruskal–Wallis) indica diferenças significativas entre pontos ($p < 0,05$) para alguns elementos (Ca, Mg e Fe), o que reflete gradientes laterais de deposição em direção ao curso d'água. A diminuição de Mg e Fe em P6 sugere redução da influência da margem fluvial e maior lixiviação em áreas mais distantes, comportamento coerente com o gradiente físico-químico de solos hidromórficos.

Os valores obtidos são compatíveis com aqueles relatados por Espíndola et al. (2025) para solos marginais do mesmo rio (Ca: 35 000–95 000 mg/kg; Fe: 15 000–40 000 mg/kg; Pb: 2–8 mg/kg; Cu: 4–10 mg/kg), reforçando a conclusão de que a área estudada apresenta características geoquímicas naturais e ausência de enriquecimento antrópico relevante.

É interessante destacar que as amostras de solo analisadas neste estudo (Tabela 8) foram coletadas na primeira semana de setembro de 2021, durante o período de vazio sanitário da soja, em seis pontos (P1–P6) dispostos perpendicularmente à margem do rio Santa Virgem, em intervalos de 50 m. Esses resultados foram comparados com os obtidos por Espíndola et al. (2025) que avaliou concentrações de metais e metalóides em solos coletados longitudinalmente às margens do mesmo rio, em cinco campanhas entre junho de 2019 e agosto de 2020, abrangendo períodos de pós-colheita, entressafra e pré-colheita do milho e da soja.

Os resultados de ambos os estudos revelam padrões geoquímicos consistentes entre as coletas longitudinais (Espíndola et al., 2025) e transversais (presente estudo). As concentrações de macroelementos como Ca, Mg, K, Fe e Mn foram as mais elevadas em ambas as abordagens, refletindo a influência do material de origem basáltico (Formação Serra Geral) e a natureza ferralítica dos solos regionais, caracterizados como Ferralsols ricos em óxidos de ferro e alumínio.

No entanto, as concentrações absolutas observadas em nosso estudo (2021) tendem a ser inferiores às reportadas por Espíndola et al. (2025). Essa diferença pode estar associada ao período de coleta distinto, ou seja, no vazio sanitário da soja, quando há menor aporte superficial de resíduos agrícolas, e à posição topográfica das amostras, coletadas em sentido perpendicular ao rio, abrangendo áreas mais afastadas da margem, onde a deposição de sedimentos é menor.

Estudos anteriores demonstram que a variação temporal nas concentrações de metais no solo está intimamente relacionada aos ciclos agrícolas e às condições de manejo. Segundo Stanislawska-Glubiak et al. (2018), as concentrações de Cd, Pb e Zn

podem oscilar significativamente ao longo de períodos plurianuais em função de processos de lixiviação, adsorção e redistribuição superficial, que são mecanismos influenciados pela cobertura vegetal e pelo regime hídrico do solo. De forma semelhante, Aelion et al. (2013) observaram variações espaciais e temporais expressivas nas concentrações metálicas em solos residenciais, destacando que mudanças sazonais, precipitação e intervenções antrópicas (como preparo e manejo) afetam a mobilidade e a disponibilidade dos metais.

No contexto agrícola, Amuri et al. (2008) verificaram que propriedades do solo e a produtividade da soja sofrem variações sazonais e interanuais associadas às práticas de manejo, à umidade e à mineralização de resíduos vegetais, o que reforça a importância de considerar o momento da coleta no ciclo de cultivo. Assim, as menores concentrações absolutas observadas no presente estudo, quando comparadas às registradas por Espíndola et al. (2025), podem estar relacionadas ao período de coleta distinto, isto é, durante o vazio sanitário da soja, quando há menor aporte de resíduos agrícolas e nutrientes superficiais e à posição topográfica das amostras, coletadas em sentido perpendicular ao rio, abrangendo áreas mais afastadas da margem, onde a deposição de sedimentos é menos intensa.

As amostras de solo analisadas neste estudo (Tabela 8) foram coletadas na primeira semana de setembro de 2021, período correspondente ao vazio sanitário da soja, em seis pontos amostrais (P1–P6) distribuídos perpendicularmente à margem do rio Santa Virgem, com espaçamento regular de 50 m entre si. Os resultados obtidos foram comparados aos dados apresentados por Espíndola et al. (2025), que investigaram a presença de metais e metalóides em solos coletados longitudinalmente ao longo das margens do mesmo curso hídrico, em cinco campanhas realizadas entre junho de 2019 e agosto de 2020, contemplando diferentes fases do calendário agrícola, como pós-colheita, entressafra e pré-colheita do milho e da soja.

A análise comparativa dos elementos quantificados em ambos os estudos indica que as concentrações de arsênio (As) determinadas em 2021 variaram entre 1,6 e 4,3 mg/kg, enquanto Espíndola et al. (2025) reportaram valores entre 4,0 e 5,3 mg/kg. Embora as concentrações observadas neste estudo sejam ligeiramente inferiores, a proximidade entre os intervalos sugere uma distribuição relativamente homogênea do As nos solos da bacia hidrográfica, compatível com uma origem predominantemente geogênica, com baixa influência de fontes antrópicas.

Ambos os conjuntos de valores permanecem abaixo do limite do CONAMA 420/2009 (15 mg/kg). Em relação a concentração do elemento Bário (Ba) na Tabela 8, obteve-se 1,3–2,6 mg/kg, enquanto Espíndola et al. (2025) quantificou 20,5–24,6 mg/kg. Os valores de Espíndola et al. (2025) são cerca de dez vezes superiores, o que possivelmente reflete diferenças granulométricas ou presença de minerais baríticos locais. Ainda assim, ambas as faixas estão bem abaixo do limite de 300 mg/kg CONAMA, indicando ausência de contaminação.

Para o elemento Cálcio (Ca) na Tabela 8, cuja estudo foi realizado em 2021, a concentração variou de 28.507 a 221.469 mg/kg, e o valor quantificado por Espíndola et al. 2025 foi de 99.623–181.413 mg/kg. Os teores são comparáveis e demonstram riqueza natural em Ca, típica de solos derivados de basaltos e arenitos Caiuá, conforme descrito por Espíndola et al. (2025). Essa variação está relacionada à profundidade e textura do solo, e não a fontes externas.

A concentração de Cromo (Cr) na Tabela 8 variou de 3,0–10,5 mg/kg, sendo que no estudo de Espíndola et al. (2025) foi quantificado 9,3–13,0 mg/kg. Nota-se que os valores são da mesma ordem de grandeza, reforçando que o Cr tem origem litogênica. Em ambos os casos, as concentrações estão muito abaixo dos limites regulatórios (75 mg/kg – CONAMA).

Na tabela 8 a concentração de Cobre (Cu) no solo variou de 5,0–9,7 mg/kg ao longo dos pontos P1-P6, e variou de 11,7–13,9 mg/kg para solos coletados ao longo da margem do rio Santa Virgem, segundo estudo realizado por Espíndola et al. (2025). As amostras deste estudo apresentaram concentrações ligeiramente menores, o que pode estar associado ao menor teor de matéria orgânica nas áreas mais distantes do rio. Mesmo assim, os valores estão dentro da faixa típica para solos tropicais (5–20 mg/kg).

De acordo com a Tabela 8, concentração de Níquel (Ni) variou de 0,33–9,83 mg/kg nas amostras de solos coletado perpendicular ao rio Santa Virgem, enquanto a coleta realizada ao longo da margem deste rio variou de 1,37–2,90 mg/kg. Neste caso, as concentrações máximas de solos em 2021 foram quase quatro vezes superiores, especialmente em pontos intermediários (P2–P3), o que pode refletir heterogeneidade mineral ou adsorção diferenciada em óxidos de Fe e Mn. Apesar disso, permanecem abaixo do limite CONAMA (70 mg/kg).

Segundo dados apresentados na Tabela 8, a concentração de Zinco (Zn) em 2021 variou de 1,4–5,1 mg/kg, por outro lado no estudo de Espíndola et al. foi quantificado no solos ao longo da margens valores que variaram de 8,9 a 10,5 mg/kg. Neste caso, os teores

de Zn são inferiores aos resultados publicados por Espindola et al., 2045. Neste estudo, indicando baixa influência antrópica e menor acúmulo superficial. Ambos permanecem bem abaixo do limite CONAMA (300 mg/kg).

Para o elemento Ferro (Fe) conforme explicito na Tabela 8, obteve-se em 2021 uma concentração de 13.256–33.658 mg/kg. Espíndola et al. (2025), não reportado no mesmo formato, mas os valores de Fe total descritos no texto (20.000–35.000 mg/kg) são equivalentes. Isso confirma a natureza ferralítica do solo e a consistência entre os dois conjuntos de dados.

A coerência entre as duas bases de dados demonstra que os solos do entorno do rio Santa Virgem apresentam assinatura geoquímica estável, determinada principalmente por processos de intemperismo de rochas basálticas e arenosas da Formação Serra Geral e Formação Caiuá (Espindola et al., 2025). Tanto em nosso estudo quanto em Espíndola et al. (2025), não há evidências de enriquecimento metálico antrópico, ou seja, os valores observados situam-se dentro de faixas naturais para solos tropicais ferralíticos. As diferenças pontuais por exemplo: Ba e Cu mais elevados em Espíndola et al. 2025, podem ser explicadas pela posição das amostras (margem versus interior), pela sazonalidade e pelo uso agrícola temporário entre as campanhas das coletas realizadas (2019–2021).

6.4 Coeficiente de bioacumulação BAC na Apiacea, *Dumortiera* e musgo

Os resultados do Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) para a Angiosperma/Apiaceae (Tabela 9), calculados a partir das concentrações em água do rio Santa Virgem, evidenciam padrões distintos de bioacumulação ao longo das cinco campanhas de coleta realizadas entre junho de 2019 e agosto de 2020, cobrindo diferentes fases do calendário agrícola (pós-colheita, entressafra, pós-plantio e pré-colheita).

De acordo com a interpretação proposta ($BAC > 1$ = bioacumulação significativa), observou-se que todos os elementos quantificados apresentaram valores superiores a 1, indicando que a espécie estudada possui alta capacidade de concentrar metais e nutrientes em seus tecidos vegetais em relação ao meio aquático. Entre os elementos, destacaram-se K, P e Mn, que atingiram valores expressivamente elevados em todas as coletas, com BAC superiores a 10^3 – 10^4 , sugerindo uma forte relação desses elementos com o metabolismo da planta e a disponibilidade no ambiente. Esses resultados estão em consonância com o papel fisiológico de K e P como nutrientes essenciais para processos bioquímicos fundamentais, enquanto o Mn, embora micronutriente, pode ser absorvido

em excesso em ambientes agrícolas impactados por fertilizantes e corretivos.

O Fe apresentou valores de BAC moderados a elevados (2.148 a 6.179), reforçando sua importância fisiológica, mas também apontando para uma possível influência de fontes antrópicas ligadas ao manejo do solo. Elementos como Ba e S apresentaram valores intermediários de bioacumulação, porém ainda expressivos ($>10^3$), sugerindo uma retenção considerável pela planta, possivelmente associada à afinidade química ou à presença em fertilizantes.

Já para elementos potencialmente tóxicos, como Co e Ni, os valores foram detectados em níveis baixos a intermediários (próximos de 10^2 – 10^3), mas ainda acima de 1, o que indica tendência de bioacumulação. Importante destacar que elementos como As, Cr, Cu, Pb, Se, Zn e Cd permaneceram abaixo do limite de detecção ($<LOD$) em todas ou na maioria das coletas, não sendo possível determinar seu comportamento bioacumulativo na espécie avaliada.

De forma geral, os resultados demonstram que a Angiosperma/Apiaceae atua como um eficiente bioacumulador, sobretudo para nutrientes essenciais (K, P, Mn e Fe), mas também para alguns elementos-traço não essenciais (Ba, Co, Ni, S). Este padrão reforça a utilidade de plantas vasculares como bioindicadores ambientais, já que sua capacidade de integrar sinais de contaminação ao longo do tempo fornece informações complementares às análises pontuais de água.

Além disso, a variação temporal observada entre as coletas sugere uma influência direta do ciclo agrícola regional, visto que períodos de pós-plantio e pré-colheita (Coletas 3 e 5) apresentaram maiores valores de BAC para a maioria dos elementos, possivelmente relacionados ao aporte de nutrientes e contaminantes via fertilização e práticas de manejo.

Os valores de BAC obtidos para a *Dumortiera* (Tabela 10) revelam uma capacidade diferenciada de bioacumulação em comparação com a angiosperma analisada (Tabela 9). O manganês (Mn) destacou-se como o elemento mais acumulado, principalmente nas coletas de abril e agosto de 2020 (entressafra e pré-colheita), sugerindo que a briófitas possui alta afinidade por este metal. Esse comportamento pode estar relacionado à sua morfologia e ausência de cutícula, que aumentam a superfície de contato com a água e favorecem a absorção direta de íons metálicos.

O potássio (K) também foi expressivo em todas as coletas (Tabelas 9-11), refletindo a essencialidade desse nutriente para processos metabólicos básicos da planta. O fósforo (P), com valores elevados especialmente em agosto de 2019, provavelmente reflete a influência da adubação agrícola com fertilizantes fosfatados.

O ferro (Fe) apresentou valores relevantes, atingindo máximo em agosto de 2020, o que pode indicar processos redox intensificados e maior mobilidade do metal em condições de alagamento ou após manejo do solo. Em contraste, elementos potencialmente tóxicos como As, Cd, Cr, Cu e Pb não foram detectados em nenhuma das coletas, o que sugere que a espécie analisada não acumula estes elementos em concentrações detectáveis ou que sua disponibilidade na água foi muito baixa.

No contexto temporal, percebe-se que os maiores valores de BAC coincidem com períodos de entressafra e pré-colheita, momentos em que o aporte de resíduos agrícolas (fertilizantes e defensivos) e a dinâmica hidrológica local podem aumentar a biodisponibilidade de metais.

Assim, a *Dumortiera* (Tabela 10) mostra-se um bioindicador eficiente da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos agrícolas, sobretudo para elementos como Mn, K, P e Fe, podendo ser utilizada em programas de monitoramento ambiental comparativo entre espécies vegetais e condições de uso do solo.

Os valores do Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) calculados para a Hepática/Briófita *Dumortiera*, em relação às concentrações de metais e nutrientes na água do rio Santa Virgem, demonstraram que a espécie apresenta elevada capacidade de bioacumulação para diversos elementos ao longo das cinco coletas realizadas entre junho de 2019 e agosto de 2020. Conforme o critério adotado ($BAC > 1$ = bioacumulação significativa), verificou-se que praticamente todos os elementos detectados exibiram forte tendência de acúmulo nos tecidos vegetais.

Entre os elementos avaliados, os maiores valores foram observados para Mn, K, P e Fe, que atingiram coeficientes de bioacumulação extremamente elevados, superiores a 10^3 – 10^5 , em especial nas coletas 4 e 5 (entressafra e pré-colheita). O Mn destacou-se com o valor mais expressivo da série (505.169 na coleta 5), evidenciando a afinidade da briófitas por este elemento e sua capacidade de acumular em níveis muito superiores ao meio aquático. O K e o P, nutrientes essenciais ao metabolismo celular, também apresentaram padrões consistentes de bioacumulação, confirmando o papel fisiológico da espécie na ciclagem de nutrientes e no acúmulo de elementos disponíveis na coluna d'água.

O Fe mostrou ampla variação entre as coletas (12.710 a 59.811), mas sempre em valores elevados, reforçando a importância deste metal no metabolismo vegetal e sua presença abundante nos ecossistemas aquáticos da região. Outros elementos como Ba, Mg e S apresentaram coeficientes intermediários (10^3 – 10^4), ainda assim muito acima do

limiar de bioacumulação, sugerindo absorção passiva associada à retenção pelos tecidos vegetativos da briófitas.

Por outro lado, elementos como As, Cr, Cu, Pb, Se e Cd permaneceram abaixo do limite de detecção (<LOD) em todas ou na maioria das coletas, impossibilitando a avaliação da bioacumulação. Esse resultado pode estar relacionado à baixa disponibilidade desses elementos no meio aquático durante os períodos analisados, ou à seletividade fisiológica da espécie em relação a esses contaminantes.

De forma geral, os resultados indicam que a *Dumortiera* é uma espécie altamente eficiente como bioindicador de qualidade ambiental, sobretudo para elementos como Mn, K, P e Fe. A variação temporal do BAC reflete a influência direta do calendário agrícola da região, visto que nas fases de pós-plantio e pré-colheita (coletas 3 e 5) ocorreram os maiores valores acumulativos, possivelmente associados ao incremento de fertilizantes e insumos agrícolas que aportam nutrientes e metais ao sistema aquático.

Assim, a análise reforça o papel das briófitas como sentinelas ambientais, capazes de integrar variações sazonais e antrópicas na disponibilidade de elementos químicos, oferecendo uma visão mais ampla sobre a dinâmica de contaminantes e nutrientes em ecossistemas aquáticos.

Os resultados do BAC demonstram que o musgo possui elevada capacidade de acumulação de metais, sobretudo manganês (Mn), seguido por fósforo (P) e ferro (Fe), elementos que se destacaram em todas as campanhas. O manganês, além de essencial para processos enzimáticos, apresenta alta mobilidade em ambientes aquáticos, o que justifica sua predominância. Os valores máximos (74.992 em agosto de 2020 e 54.503 em junho de 2019) sugerem períodos de maior disponibilidade do metal, possivelmente associados ao escoamento agrícola e ao manejo do solo.

O fósforo (P) apresentou variações sazonais relevantes, com valores mais altos em agosto de 2019 e agosto de 2020, refletindo práticas agrícolas locais, especialmente o uso de fertilizantes fosfatados. O ferro (Fe) também manteve valores expressivos, sugerindo influência da dinâmica redox do rio, que controla sua solubilidade.

O bário (Ba) e o potássio (K) se destacaram em várias coletas, indicando tanto fontes naturais quanto possíveis aportes antrópicos relacionados ao uso agrícola. Já o enxofre (S), embora presente em concentrações menores, mostrou variação consistente, reforçando sua ligação com o ciclo de nutrientes no solo e na água.

Metais tóxicos como As, Cd, Cr, Cu e Pb não foram detectados, o que sugere baixa disponibilidade ambiental ou baixa capacidade de bioacumulação do musgo para estes

elementos.

De modo geral, o musgo mostrou-se um bioindicador eficiente da qualidade da água, registrando com sensibilidade as variações sazonais na disponibilidade de metais e nutrientes. A capacidade de acumulação, especialmente para Mn, P e Fe, reforça sua utilidade em programas de biomonitoramento ambiental em áreas agrícolas.

Os resultados obtidos para o Coeficiente de Acumulação Biológica (BAC) do musgo (planta 3) em relação às concentrações de elementos na água do rio Santa Virgem evidenciam a elevada capacidade desta espécie em acumular nutrientes e metais ao longo do período de monitoramento (junho de 2019 a agosto de 2020). De acordo com os critérios adotados ($BAC > 1$ = bioacumulação significativa), o musgo apresentou forte tendência de acúmulo para a maioria dos elementos detectados, confirmando seu papel como eficiente bioindicador da qualidade ambiental.

Entre os elementos analisados, destacam-se os elevados valores de Mn, P e Fe, que atingiram coeficientes da ordem de 10^3 a 10^4 em todas as campanhas. O Mn foi o elemento mais expressivo, variando de 24.446 (coleta 2) a 74.992 (coleta 5), refletindo a afinidade do musgo por este metal e seu potencial de retenção mesmo em condições de baixa concentração ambiental. O P, nutriente essencial, apresentou acúmulo consistente em todas as coletas (15.129 a 31.987), demonstrando a capacidade da espécie em incorporar fósforo disponível no meio aquático. O Fe também revelou padrões elevados (13.915 a 24.151), com destaque para a coleta 4, sugerindo absorção tanto por vias fisiológicas quanto por retenção superficial.

O Ba e o Zn apresentaram valores expressivos em algumas coletas (até 12.150 e 16.557, respectivamente), sugerindo que o aporte agrícola pode ter contribuído para variações sazonais na disponibilidade desses elementos. O S apresentou coeficientes moderados (1.115–3.069), ainda acima do limiar de bioacumulação, indicando retenção contínua nos tecidos vegetais. Por outro lado, elementos como As, Cr, Cu, Cd, Se e Pb permaneceram abaixo do limite de detecção ($<LOD$) durante todas as campanhas, o que pode estar associado à baixa disponibilidade na água ou à seletividade fisiológica do musgo em relação a esses metais.

As variações temporais observadas também refletem a influência do calendário agrícola. Nas coletas correspondentes ao pós-plantio e pré-colheita (coletas 3 e 5), registraram-se os maiores valores de BAC para Mn e P, sugerindo que o uso de fertilizantes e insumos agrícolas contribui para o enriquecimento do ambiente aquático. Já em períodos de entressafra (coletas 2 e 4), a bioacumulação foi mais estável, mas ainda

em níveis consideráveis.

De forma geral, os dados confirmam que o musgo é altamente eficiente na bioacumulação de nutrientes e metais, atuando como sentinela ambiental. Essa espécie integra as flutuações sazonais e antrópicas, fornecendo um retrato robusto da dinâmica de elementos químicos em ecossistemas aquáticos sujeitos à influência agrícola.

Os valores do coeficiente de acumulação biológica ($BAC = C_{\text{planta}}/C_{\text{ambiente}}$) obtidos para as três espécies (Tabelas 9, 10 e 11) revelam diferenças marcantes entre os grupos taxonômicos avaliados, refletindo distintos mecanismos fisiológicos de absorção e retenção de elementos químicos.

Em relação a tendência de bioacumulação, as briófitas (*Dumortiera* sp. - Tabela 10 e musgo – Tabela 11) apresentaram BACs mais elevados e consistentes para a maioria dos elementos metálicos e semimetálicos quando comparadas à angiosperma da família Apiaceae. Essa tendência está de acordo com a literatura, que destaca as briófitas como eficientes bioacumuladoras devido à ausência de cutícula espessa e à absorção direta de elementos pela superfície foliar, sem barreiras radiculares ou estomáticas (Fasani et al., 2022).

Entre os elementos com maior acúmulo de metais pesados, destacamos o Bário (Ba), que por sua vez apresentou valores expressivos em todas as espécies, com destaque para *Dumortiera* sp. (Tabela 10) e o musgo (Tabela 11), cujos BACs variaram entre 5.633 e 11.624, superando amplamente os observados na angiosperma (7.635–17.816). Esse comportamento indica alta disponibilidade iônica do Ba no ambiente aquático e maior capacidade de adsorção pelas superfícies higroscópicas das briófitas.

Outro elemento que teve destaque com altas concentrações, trata-se do Potássio (K), que em todas as espécies (Tabela 9-11), apresentou BAC elevado, variando de 7.000 a >70.000, refletindo a essencialidade fisiológica deste elemento e seu papel osmótico. Entretanto, os valores extremos observados na Apiaceae (Tabela 9; até 71.076) sugerem acúmulo ativo associado à manutenção da turgescência foliar em plantas vasculares. Além disso, o Ferro (Fe) destacou-se com BACs altos nas três espécies, variando de 3.100 a 6.100 na Apiaceae, 12.710 a 29.483 em *Dumortiera* sp., e 13.915 a 24.151 no musgo, evidenciando forte acúmulo, especialmente nas briófitas. Esses resultados confirmam o potencial das espécies não vasculares como bioindicadores de contaminação ferrosa em ambientes tropicais (Espíndola et al., 2025).

Quanto aos elementos potencialmente tóxicos, Manganês (Mn) apresentou BACs elevados em todas as plantas, com destaque para o musgo (Tabela 11 até 74.992) e

Dumortiera sp. (Tabela 10; até 50.516), enquanto a angiosperma apresentou valores mais baixos (17.182–31.233). Essa diferença pode estar relacionada à capacidade das briófitas de reter Mn em sítios de troca catiônica de suas paredes celulares (Fasani et al., 2022).

Outro elemento tóxico, embora dependa do estado oxidativo, é o Fósforo (P) que por sua vez teve forte bioacumulação nas três espécies, refletindo tanto a absorção ambiental quanto o papel essencial do elemento na estrutura celular e metabolismo energético. Por outro lado, o Zinco (Zn) foi quantificado em níveis expressivos em *Dumortiera* sp. (Tabela 10; até 12.835) e no musgo (16.557 na Coleta 2), enquanto se manteve mais baixo ou <LOD na angiosperma, corroborando a maior afinidade das briófitas por cátions metálicos divalentes.

Elementos tóxicos como o Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) estiveram majoritariamente abaixo do LOD em todas as coletas e espécies, indicando baixos níveis de contaminação no sistema aquático do rio Santa Virgem, resultado compatível com a baixa atividade industrial da região e a predominância de áreas agrícolas de pequeno porte.

Diante do exposto, podemos observar que as angiospermas/Apiaceae apresentou padrões de acúmulo seletivo, com destaque para macronutrientes (K, Mg, Fe e P), e valores mais baixos para elementos-traço, o que é compatível com o comportamento fisiológico de espécies vasculares e suas barreiras de absorção radicular.

As briófitas *Dumortiera* sp. e musgo, por sua vez, demonstraram maior capacidade de bioacumulação global, principalmente para Fe, Mn, Zn e Ba, confirmando sua adequação como bioindicadores de poluição metálica atmosférica e hídrica. O musgo apresentou os maiores BACs para Fe e Mn, enquanto *Dumortiera* sp. mostrou valores superiores para Ba e Zn, sugerindo diferenças anatômicas e estruturais nos mecanismos de adsorção.

Baseado nos resultados e discussões, podemos constatar que as briófitas são mais sensíveis e eficientes na captação de elementos metálicos e metaloides do meio aquático, sendo, portanto, bioindicadores mais precisos de contaminação difusa. A angiosperma Apiaceae, embora apresente menor BAC global, reflete melhor a dinâmica biogeoquímica de macronutrientes e o acúmulo ativo via metabolismo. Portanto, o padrão observado entre as espécies reforça a influência do tipo morfológico e fisiológico na bioacumulação e sugere que o uso combinado de plantas vasculares e briófitas pode oferecer uma avaliação integrada da qualidade ambiental do ecossistema ripário.

6.5 Fator de Contaminação e Índice de Carga de Poluição do solo

A classificação dos valores de CF foi realizada conforme a proposta clássica de Müller (1969), em que: $CF < 1$ (baixa contaminação), $1 \leq CF < 3$ (moderada), $3 \leq CF < 6$ (considerável) e $CF \geq 6$ (muito elevada). Essa metodologia tem sido amplamente aplicada em estudos de avaliação de metais e metalóides em solos agrícolas e ripários (Hakanson, 1980; Li et al. 2020). Portanto, na Tabela 12, constatou-se que o elemento químico fósforo (P) apresentou os maiores valores de CF em todos os pontos, variando de 47,452 (P2) a 98,294 (P4), enquadrando-se na categoria de contaminação muito elevada ($CF \geq 6$) em toda a área. Esse resultado indica forte influência antrópica associada ao uso agrícola intensivo, especialmente pela aplicação de fertilizantes fosfatados, que podem conter impurezas metálicas, como Cd, Pb e As (Wu et al. 2022). Tendências semelhantes foram observadas por Gupta et al. (2014) em solos sob cultivo contínuo na Índia, reforçando que o acúmulo de fósforo é um marcador da intensificação agrícola.

No caso do Selênio (Se), o valor de CF variou entre 2,500 (P3) e 4,038 (P1), caracterizando contaminação considerável ($3 \leq CF < 6$) nos pontos P1 e P2, e moderada a considerável nos demais. O comportamento do Se pode refletir tanto a contribuição natural do material de origem quanto fontes antrópicas, como resíduos orgânicos e fertilizantes selenatados (Tan et al., 2019; Wu et al., 2022).

Para o arsênio (As), apresentou valores de CF entre 0,509 (P5) e 1,347 (P1). Embora predominem condições de baixa contaminação ($CF < 1$) na maioria dos pontos, os valores observados em P1 e P2 indicam contaminação moderada ($1 \leq CF < 3$), sugerindo aporte localizado de As, possivelmente decorrente da dinâmica hidrossedimentar marginal e do uso agrícola nas áreas próximas (Li et al., 2020; Espíndola et al., 2025).

Os valores de CF para o Cálcio (Ca) variaram de 0,274 (P2) a 2,126 (P4), indicando baixa a moderada contaminação. O maior valor em P4 pode estar relacionado à deposição de material de origem basáltica, rica em Ca e Mg, característica típica dos solos da Faixa de Fronteira sobre as formações Serra Geral e Caiuá (Espíndola et al., 2025).

Em relação ao Magnésio (Mg), este apresentou valores de CF entre 0,145 (P6) e 0,686 (P4), sendo classificados como baixa contaminação ($CF < 1$) em todos os pontos, compatíveis com a natureza litogênica dos solos ferralíticos da região (Wu et al., 2022).

Os valores de CF para o Níquel (Ni) variou de 0,177 (P1) a 1,142 (P6),

predominando baixa contaminação, exceto em P2 e P6, onde os valores indicam níveis moderados ($CF \geq 1$). Esses resultados estão de acordo com observações de Chen et al. (2019), que relatam aumento pontual de Ni em solos agrícolas devido à lixiviação superficial e à deposição atmosférica.

Considerando o elemento químicos Chumbo (Pb), os valores de CF variou de 0,180 (P5) a 0,494 (P1), caracterizando baixa contaminação ($CF < 1$) em todos os pontos. Esses valores são inferiores aos limites de alerta da CONAMA 420/2009 e abaixo das concentrações típicas em solos rurais monitorados por Li et al. (2020) e Wu et al. (2022), indicando ausência de impacto relevante por Pb.

Para elementos como Cromo (Cr), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Enxofre (S) e Bário (Ba), os mesmos apresentaram valores consistentemente abaixo de 1 ($CF < 1$) em todas as coletas, indicando baixa contaminação e predominância de fontes naturais (litogênicas). Esse padrão é típico de solos derivados de basaltos pouco influenciados por efluentes industriais ou deposição urbana (Espíndola et al., 2025; Aelion et al., 2013).

O Cd e Fe permaneceram abaixo do limite de detecção ($<LOD$), impossibilitando a classificação. A ausência de Cd é coerente com a baixa deposição atmosférica regional e o uso limitado de fertilizantes fosfatados importados (Tan et al., 2019).

O Índice de Carga de Poluição (PLI), calculado a partir dos valores do Fator de Contaminação (CF) apresentados na Tabela 12, fornece uma avaliação integrada da contribuição conjunta dos elementos traço e nutrientes presentes no solo coletado às margens do rio Santa Virgem. De acordo com a Tabela 13, os valores de PLI variaram entre 0,211 (P5) e 0,441 (P4), indicando em todos os pontos ausência de poluição ($PLI < 1$). Esses resultados sugerem que, embora alguns elementos individuais tenham apresentado fatores de contaminação moderados ou até consideráveis (como As e P), a contribuição global das concentrações observadas não caracteriza o ambiente edáfico como poluído.

Os valores mais elevados foram registrados nos pontos P1 (0,433) e P4 (0,441), ambos próximos à margem do rio, o que pode refletir maior aporte de elementos oriundos do escoamento superficial ou de práticas agrícolas realizadas em áreas adjacentes. Já os menores índices foram observados em P5 (0,211) e P3 (0,313), sugerindo uma menor influência antrópica ou maior capacidade de dispersão e diluição dos elementos no gradiente espacial amostrado. Essa variação espacial é coerente com o uso do solo na região, marcada pela alternância de cultivos de milho e soja e pelo vazão sanitário, período em que foi realizada a coleta.

Quando comparados aos critérios estabelecidos (Muller, 1969), os resultados indicam que o ambiente de solo estudado se encontra dentro de padrões aceitáveis de qualidade, sem evidência de poluição significativa por metais e metaloides. No entanto, a presença de elementos com CF elevados, especialmente fósforo (P) e arsênio (As), sugere a necessidade de monitoramento contínuo, uma vez que esses elementos podem se acumular ao longo dos ciclos agrícolas e representar risco potencial à qualidade do solo e dos recursos hídricos. Além disso, a análise integrada pelo PLI confirma que a pressão antrópica atual é baixa, mas não descarta a importância de medidas preventivas de manejo agrícola e conservação ambiental na bacia do rio Santa Virgem.

6.6 Cálculos de risco conforme Dose Crônica Diária em diferentes vias de contaminação ingestão do solo, água do rio e inalação do solo devido a exposição a poeira

A análise dos valores de ingestão diária (Tabela 14) demonstrou que os elementos Mg, Fe, K e S apresentaram os maiores valores de ID em todas as coletas, refletindo tanto sua abundância natural quanto possíveis aportes de origem agrícola. Entre eles, Mg e Fe destacaram-se com valores consistentes ao longo do tempo, enquanto o K apresentou maior variação entre coletas, especialmente na Coleta 5 (pré-colheita de milho).

Por outro lado, elementos como Ba, Co, Mn e P apresentaram valores de ID mais baixos, geralmente na ordem de décimos ou centésimos de mg/dia, indicando menor contribuição relativa para a exposição via água. Em diversos casos, metais como As, Cr, Cu, Cd e Pb ficaram abaixo do limite de detecção (LOD), sugerindo ausência de bioacumulação significativa ou concentrações ambientais muito baixas.

Ao comparar os cenários de ingestão, observou-se que o consumo elevado (2 L/dia para adultos e 1 L/dia para crianças) resultou em valores de ID até oito vezes superiores aos de baixa ingestão (0,25 L/dia), reforçando a importância de considerar diferentes faixas etárias e hábitos de consumo no cálculo de risco.

De forma geral, os resultados evidenciam que, embora alguns elementos apresentem concentração relativamente baixa na água, o consumo cumulativo pode representar um fator relevante de exposição, principalmente para populações vulneráveis, como crianças. Essa informação é fundamental para subsidiar a avaliação de risco à saúde e compreender a interação entre práticas agrícolas sazonais e qualidade da água no rio Santa Virgem.

Os valores de ingestão diária da água do rio Sandra Virgem, obtidos para adultos e crianças utilizando a Eq. 4 podem ser comparados com aqueles valores estabelecidos pela literatura para água potável, etc, conforme segue abaixo para cada elemento:

Sobre o Bário (Ba) seu valor médio de ingestão diária obtido nas amostras de água do rio Santa Virgem variou entre 0,030 e 0,046 mg/dia para o cenário de maior consumo (2 L/dia) encontra-se inferior à estimativa de exposição média apresentada pela ATSDR (2007b) para a população norte-americana (0,06 mg/dia, correspondente à ingestão de água contendo 0,03 mg/L de Ba).

Esses resultados indicam que, mesmo considerando o consumo diário máximo de água, a exposição ao bário permanece abaixo dos níveis de referência internacionais e representa baixo risco potencial de ingestão.

A World Health Organization (WHO, 2017b) estabeleceu um valor guia de 0,7 mg/L para bário em água potável, fundamentado em um estudo epidemiológico conduzido por Brenniman e Levy (1985), o qual investigou associações entre a ingestão crônica de bário e efeitos cardiovasculares. A definição desse limite considerou um fator de incerteza de 10 para abranger a variação interespecies e garantir proteção à saúde humana.

Dessa forma, as concentrações de bário observadas neste estudo, no qual variou de 0,015 a 0,023 mg/L nas coletas em todos os períodos de estudo estão mais de uma ordem de magnitude abaixo do valor guia da WHO (2017b), reforçando que a qualidade da água analisada se encontra dentro de padrões seguros de potabilidade segundo parâmetros internacionais (Brenniman; Levy, 1985; ATSDR, 2007b).

No que se refere ao Cobalto a concentração quantificada nas amostras de água do rio Santa Virgem foi de 0,013 mg/L apenas na coleta C1, permanecendo abaixo do limite de detecção (<LOD) nas coletas subsequentes (C2–C5) (Tabela 14). Considerando os dois cenários de consumo, a ingestão diária estimada (ID) variou de 0,0033 mg/dia (adulto, 0,25 L/dia) a 0,026 mg/dia (adulto, 2 L/dia), enquanto para crianças os valores oscilaram entre 0,0033 mg/dia (0,25 L/dia) e 0,013 mg/dia (1 L/dia).

De acordo com a U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 2016), os níveis médios de cobalto em águas potáveis nos Estados Unidos são da ordem de 2 µg/L (0,002 mg/L), o que corresponde a uma ingestão diária de aproximadamente 0,004 mg/dia para um consumo de 2 L/dia. Assim, observa-se que o valor máximo de cobalto determinado neste estudo (0,013 mg/L) é cerca de 6,5 vezes superior ao valor médio reportado pela EPA, embora ainda esteja abaixo de níveis associados a risco toxicológico segundo o

Toxicological Profile for Cobalt da ATSDR (2020), que estima margens de segurança com base em limites de referência oral (MRL) de 0,03 mg/kg·dia para exposições agudas e 0,02 mg/kg·dia para exposições intermediárias.

Os resultados sugerem que o aporte de Co na água superficial do rio Santa Virgem é pontual, possivelmente relacionado a processos de lixiviação de solos ou à entrada de efluentes agrícolas e urbanos. A ausência de detecção nas demais coletas reforça a hipótese de variação sazonal, associada a fatores como escoamento superficial e variações hidrológicas entre os períodos de coleta. Ainda assim, os níveis observados se mantêm dentro de faixas consideradas seguras para consumo humano segundo as principais agências regulatórias internacionais (ATSDR, 2005).

As concentrações de potássio (K) determinadas nas amostras de água do rio Santa Virgem variaram entre 0,353 e 0,707 mg/L, com médias semelhantes entre as cinco coletas realizadas entre junho de 2019 e agosto de 2020 (Tabela 13). Considerando os diferentes cenários de consumo de água, a ingestão diária estimada (ID) variou de 0,088 mg/dia (adultos, 0,25 L/dia) a 1,414 mg/dia (adultos, 2 L/dia), enquanto para crianças os valores oscilaram de 0,088 mg/dia (0,25 L/dia) a 0,707 mg/dia (1 L/dia).

De acordo com o documento de referência da World Health Organization (WHO, 2009), o potássio é um elemento essencial para os seres humanos, estando amplamente distribuído no ambiente, inclusive em águas naturais, em concentrações que normalmente não representam risco à saúde. A necessidade diária recomendada de potássio para adultos é superior a 3000 mg/dia, valor milhares de vezes superior às quantidades observadas neste estudo (máximo de 1,414 mg/dia).

Ainda segundo a OMS, o potássio pode estar presente em águas de abastecimento público em função de seu uso em processos de tratamento, como oxidação por permanganato de potássio (KMnO_4) ou troca iônica com cloreto de potássio (KCl) em amaciadores domésticos de água. No entanto, mesmo nessas condições, os teores de potássio na água raramente atingem níveis preocupantes, exceto em casos específicos envolvendo indivíduos de grupos de risco (como portadores de insuficiência renal, doenças cardíacas, diabetes, ou que façam uso de medicamentos que alterem o metabolismo do potássio). Portanto, os valores de K obtidos neste estudo são muito inferiores aos níveis de ingestão considerados fisiologicamente relevantes e não configuram qualquer risco sanitário associado ao consumo de água. Pelo contrário, refletem o caráter geoquímico natural da bacia, com contribuição predominantemente lítica e meteórica, compatível com os solos ferralíticos e basaltos da Formação Serra

Geral descritos por Espíndola et al. (2025).

As concentrações de magnésio (Mg) determinadas na água do rio Santa Virgem variaram entre 1,012 e 1,349 mg/L nas cinco campanhas de amostragem (junho de 2019 a agosto de 2020), resultando em ingestões diárias estimadas (ID) variando de 0,253 mg/dia (adultos, 0,25 L/dia) a 2,698 mg/dia (adultos, 2 L/dia), enquanto para crianças os valores oscilaram entre 0,253 e 1,349 mg/dia (Tabela 14).

Essas ingestões representam valores muito inferiores aos níveis de referência nutricional. Segundo o National Institutes of Health (NIH, 2024), a ingestão diária recomendada (RDA) de magnésio é de 400–420 mg/dia para adultos homens, 310–320 mg/dia para mulheres, e entre 130–240 mg/dia para crianças dependendo da idade. Assim, a ingestão de magnésio proveniente da água do rio Santa Virgem corresponde a menos de 1% da RDA, indicando que a contribuição hídrica é nutricionalmente irrelevante e que as principais fontes de Mg na dieta permanecem os alimentos (grãos integrais, vegetais verde-escuros e leguminosas).

Sob o ponto de vista de potabilidade, a Resolução RDC nº 274/2005 (ANVISA) estabelece 6,5 mg/L como limite máximo para magnésio em águas minerais adicionadas de sais, um valor definido por critérios sensoriais e tecnológicos. As concentrações observadas neste estudo (1 mg/L) estão seis vezes abaixo desse limite, o que caracteriza a água do rio Santa Virgem como oligomineral e de baixa dureza.

Em termos de segurança e qualidade, a World Health Organization (WHO, 2003a; 2017a) não define um limite máximo obrigatório para magnésio em águas potáveis, mas recomenda uma faixa ideal entre 20 e 30 mg/L para promover benefícios à saúde, com níveis até 125 mg/L considerados seguros. Assim, os valores detectados, são cerca de 20 a 30 vezes menores que o limite inferior da faixa ideal, o que indica baixo aporte de sais dissolvidos, típico de águas superficiais de recarga meteórica e baixa interação com o substrato basáltico. Segundo a lista de regulamentações nacionais secundárias para Água Potável, para o Mg o valor é 0.05 mg/L.

Portanto, embora a ingestão hídrica de Mg medida neste estudo seja muito abaixo da recomendação nutricional, as concentrações observadas encontram-se dentro dos padrões de potabilidade e muito inferiores aos limites legais e recomendados. Isso reforça a interpretação de que o corpo hídrico apresenta baixa mineralização natural, compatível com sua geologia (Formação Serra Geral) e com a ausência de fontes antrópicas significativas de magnésio.

As concentrações de manganês (Mn) na água do rio Santa Virgem variaram entre

0,005 e 0,039 mg/L ao longo das cinco campanhas de amostragem (junho de 2019 a agosto de 2020), resultando em ingestões diárias estimadas (ID) entre 0,0013 e 0,0098 mg/dia para adultos (0,25 L/dia) e até 0,078 mg/dia para o cenário de maior consumo (2 L/dia). Para crianças, os valores variaram entre 0,0013 e 0,0098 mg/dia (0,25 L/dia) e até 0,039 mg/dia (1 L/dia) (Tabela 14).

Esses valores são muito inferiores aos limites de potabilidade estabelecidos por órgãos reguladores. A Resolução CONAMA nº 357/2005 define o valor máximo permitido de 0,1 mg/L para manganês em águas destinadas ao consumo humano e uso doméstico. Considerando uma ingestão diária de 2 L/dia, esse limite corresponderia a uma ingestão teórica de 0,2 mg/dia, valor 3 a 40 vezes superior às ingestões calculadas neste estudo (0,0058–0,078 mg/dia).

De forma semelhante, a World Health Organization (WHO, 2008) estabelece 0,4 mg/L como valor guia de Mn em águas potáveis, o que equivaleria a uma ingestão diária de 0,8 mg/dia para adultos (2 L/dia) e 0,4 mg/dia para crianças (1 L/dia). Portanto, os valores obtidos no presente estudo representam apenas 1% a 10% da ingestão associada ao limite da WHO, indicando baixo aporte de manganês na água do rio Santa Virgem.

Do ponto de vista nutricional, o manganês é um micronutriente essencial envolvido em processos metabólicos, enzimáticos e antioxidantes. As recomendações diárias (RDA) variam entre 1,8–2,3 mg/dia para adultos e 1,2–1,6 mg/dia para crianças (National Institutes of Health, 2022). Assim, a contribuição hídrica para a ingestão de Mn é inferior a 5% da necessidade diária, mostrando que a água não representa fonte nutricional significativa desse elemento.

Em termos ambientais, as baixas concentrações observadas refletem mínima influência antrópica e são compatíveis com a origem natural do manganês em rochas basálticas da Formação Serra Geral. A presença do elemento em níveis traço provavelmente se deve à lixiviação natural de minerais e à dinâmica redox dos sedimentos em zonas de remanso, sem evidência de enriquecimento industrial ou agrícola.

Portanto, a água do rio Santa Virgem apresenta excelente qualidade em relação ao manganês, situando-se amplamente abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA (0,1 mg/L) e pela WHO (2003b) (0,4 mg/L), além de não oferecer risco toxicológico nem relevância nutricional significativa.

O níquel (Ni) foi detectado apenas na quarta campanha de amostragem (C4), com concentração de 0,009 mg/L, enquanto nas demais coletas o elemento apresentou valores abaixo do limite de detecção (<LOD) (Tabela 14). Considerando essa concentração

pontual, a ingestão diária estimada (ID) foi de 0,0023 mg/dia para adultos com consumo de 0,25 L/dia e de 0,018 mg/dia para o cenário máximo de 2 L/dia. Para crianças, a ID variou entre 0,0023 mg/dia (0,25 L/dia) e 0,009 mg/dia (1 L/dia).

Essas ingestões estão muito abaixo dos valores guia internacionais. A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2005; 2017b) estabelece um valor de referência de 70 µg/L (0,07 mg/L) para o níquel em águas potáveis. Considerando uma ingestão diária de 2 L/dia para adultos, a ingestão correspondente seria de 0,14 mg/dia — cerca de 8 vezes superior à maior ingestão calculada neste estudo (0,018 mg/dia).

Na União Europeia, o Decreto-Lei nº 306/2007, de 27 de agosto, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, define um valor paramétrico de 20 µg/L (0,02 mg/L) para o níquel. Nesse caso, uma ingestão de 2 L/dia equivaleria a 0,04 mg/dia, ou seja, ainda duas vezes maior do que o valor máximo obtido no rio Santa Virgem.

Esses resultados indicam que as concentrações de Ni estão bem abaixo dos limites nacionais e internacionais, e que a ingestão via água é desprezível sob o ponto de vista toxicológico. A contribuição do níquel proveniente da água representa menos de 1% do valor de referência de ingestão diária tolerável (TDI) proposto pela European Food Safety Authority (EFSA, 2020), que é de 13 µg/kg peso corporal/dia — o que corresponderia a cerca de 0,91 mg/dia para um adulto de 70 kg.

Do ponto de vista ambiental, o níquel pode ocorrer naturalmente em baixos níveis em águas superficiais, sobretudo por intemperismo de minerais ultramáficos ou por pequenas contribuições de origem antrópica (fertilizantes fosfatados, combustão e efluentes urbanos). Entretanto, as baixas concentrações observadas (<0,01 mg/L) e a detecção pontual sugerem ausência de fontes significativas de contaminação e boa qualidade da água em relação ao Ni.

Portanto, as águas do rio Santa Virgem apresentaram níveis de níquel muito inferiores aos estabelecidos pela OMS (0,07 mg/L) e pela União Europeia (0,02 mg/L), não representando risco à saúde humana e caracterizando um sistema de baixa contaminação metálica.

As concentrações de fósforo total (P) na água do rio Santa Virgem variaram entre 0,329 e 0,445 mg/L durante as cinco campanhas de amostragem (junho de 2019 a agosto de 2020), resultando em ingestões diárias estimadas (ID) de 0,082 a 0,111 mg/dia para adultos (0,25 L/dia) e de até 0,890 mg/dia para o cenário de maior consumo (2 L/dia). Para crianças, os valores variaram de 0,082 a 0,111 mg/dia (0,25 L/dia) e até 0,445 mg/dia

(1 L/dia) (Tabela 14).

Esses valores são substancialmente superiores aos limites estabelecidos para fósforo em águas doces superficiais destinados ao consumo humano após tratamento, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece valores de 0,02 a 0,1 mg/L, dependendo da classe do corpo hídrico (Classe 1 a Classe 3) (BRASIL, 2005b). Assim, as concentrações observadas neste estudo (0,329–0,445 mg/L) são 3 a 20 vezes superiores aos valores máximos permitidos pela legislação brasileira, indicando enriquecimento fosfatado no sistema aquático.

A WHO (2017a), em seu guia, propõe um valor referencial de 0,008 mg/L (8 µg/L) para fósforo em águas destinadas ao consumo humano (WHO, 2017). Considerando uma ingestão diária de 2 L de água, o limite corresponderia a 0,016 mg/dia, enquanto os valores observados neste estudo alcançam até 0,890 mg/dia, ou seja, aproximadamente 55 vezes superiores ao valor de referência internacional.

Do ponto de vista ambiental, esses resultados sugerem forte influência antrópica, possivelmente relacionada a escoamento agrícola (fertilizantes fosfatados), descargas urbanas difusas ou processos de ressuspensão de sedimentos em períodos de menor vazão. A elevação do fósforo em águas superficiais é um indicador clássico de eutrofização, podendo estimular o crescimento excessivo de algas e afetar o equilíbrio ecológico do rio.

Sob o ponto de vista toxicológico, o fósforo não representa risco direto à saúde humana nas concentrações observadas, mas seu excesso tem repercussões ambientais significativas. Além disso, concentrações persistentemente elevadas em águas de uso doméstico podem indicar ineficiência de manejo de fertilizantes e drenagem agrícola, especialmente em áreas de cultivo intensivo de milho e soja, como a bacia do rio Santa Virgem.

Portanto, embora as ingestões diárias estimadas (ID) de fósforo sejam baixas em termos absolutos (até 0,9 mg/dia), as concentrações ambientais observadas (0,3–0,4 mg/L) excedem substancialmente os limites de qualidade de água do CONAMA (0,02–0,1 mg/L) e da OMS (0,008 mg/L), indicando impacto antrópico local e necessidade de monitoramento contínuo para evitar processos de eutrofização.

As concentrações de enxofre total (S) determinadas nas amostras de água do rio Santa Virgem variaram entre 0,616 e 0,803 mg/L durante o período de monitoramento (junho de 2019 a agosto de 2020), conforme apresentado na Tabela 14. A partir desses valores, as ingestões diárias estimadas (ID) variaram entre 0,154 e 0,201 mg/dia para

adultos com consumo de 0,25 L/dia, chegando a 1,232–1,606 mg/dia no cenário de maior ingestão (2 L/dia). Para crianças, os valores oscilaram de 0,154–0,201 mg/dia (0,25 L/dia) a 0,616–0,803 mg/dia (1 L/dia).

Segundo a Portaria GM/MS nº 888/2021, o limite de enxofre na água potável depende da forma química em que se encontra. Para sulfato (SO_4^{2-}), o valor máximo permitido é de 250 mg/L, relacionado a aspectos organolépticos (sabor e odor), enquanto para sulfeto de hidrogênio (H_2S), o limite é de 0,05 mg/L, pois essa espécie confere odor característico de “ovo podre” mesmo em concentrações muito baixas (BRASIL, 2021).

De modo semelhante, a U.S. Environmental Protection Agency (EPA) estabelece um padrão secundário de 250 mg/L para sulfato em águas públicas, também baseado em critérios estéticos e de sabor, sendo que valores até 500 mg/L são ocasionalmente citados como limiar de efeito laxativo para indivíduos não habituados ao consumo de águas sulfatadas (EPA, 2018).

No presente estudo, as concentrações de enxofre total são aproximadamente 300 a 400 vezes inferiores ao limite de 250 mg/L. Mesmo considerando que todo o enxofre estivesse presente na forma de sulfato (a espécie predominante em águas oxigenadas), a ingestão diária estimada de sulfato seria equivalente a 3–5 mg/dia, valor muito abaixo dos níveis que poderiam causar efeitos fisiológicos ou alterações perceptíveis no sabor.

Em termos ambientais, os baixos valores de S observados indicam ausência de fontes significativas de contaminação antrópica, como efluentes industriais ou agrícolas contendo sulfatos. Além disso, não há relatos de odores desagradáveis durante as coletas, o que confirma a inexistência de concentrações relevantes de H_2S .

Assim, pode-se concluir que a água do rio Santa Virgem apresenta baixos teores de enxofre, com valores muito inferiores aos padrões nacionais e internacionais de qualidade da água, não oferecendo riscos à saúde nem alterações organolépticas. Esses resultados reforçam a boa qualidade do corpo hídrico em termos de enxofre e evidenciam que a contribuição desse elemento para a ingestão diária humana é insignificante.

O zinco foi detectado apenas na coleta 2, com concentração média de $0,003 \pm 0,000$ mg/L, enquanto nas demais coletas o elemento permaneceu abaixo do limite de detecção (LOD). A partir desse valor, a ingestão diária estimada (ID) variou de 0,0008 mg/dia (adultos e crianças que consomem 0,25 L/dia) a 0,006 mg/dia (adultos com consumo de 2 L/dia) e 0,003 mg/dia (crianças com 1 L/dia), conforme apresentado na Tabela 14.

Esses valores indicam concentrações extremamente baixas, próximas ao limite

inferior de detecção analítica e muito inferiores aos valores de referência toxicológica ou nutricional. De acordo com a Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR, 2005), a Ingestão Diária Recomendada (IDR) de zinco situa-se em torno de 11 mg/dia para adultos do sexo masculino e 5 a 9 mg/dia para crianças, valores milhares de vezes superiores à ingestão calculada neste estudo.

Além disso, estudos recentes, como o de Schoofs, Schmit e Rink (2024), indicam que efeitos adversos à saúde associados à exposição ao zinco como náuseas, vômitos, interferência na absorção de cobre e alterações hematológicas ocorrem apenas em ingestões crônicas muito superiores a 25–50 mg/dia, geralmente associadas ao uso de suplementos. Assim, os valores observados no rio Santa Virgem são nutricionalmente irrelevantes e toxicologicamente seguros, não representando risco à saúde humana.

O baixo teor de zinco detectado pode estar relacionado à baixa solubilidade do Zn^{2+} em pH neutro a levemente alcalino e à adsorção do metal a partículas minerais e matéria orgânica particulada, o que reduz sua biodisponibilidade em águas naturais. Esse comportamento é consistente com ambientes fluviais de baixa contaminação antrópica e com predomínio de fontes geogênicas.

Portanto, a ingestão de zinco pela água do rio Santa Virgem é desprezível do ponto de vista nutricional e não representa qualquer ameaça toxicológica, reforçando a boa qualidade química da água nas zonas de remanso estudadas

As concentrações de ferro (Fe) determinadas nas amostras de água do rio Santa Virgem variaram entre 0,502 e 1,300 mg/L ao longo das cinco campanhas de amostragem realizadas entre junho de 2019 e agosto de 2020 (Tabela 14). Considerando os cenários de ingestão de água, a ingestão diária estimada (ID) variou entre 0,126 e 0,325 mg/dia para adultos com consumo de 0,25 L/dia, e entre 1,004 e 2,600 mg/dia para adultos que consomem 2 L/dia. Para crianças, os valores oscilaram entre 0,126 e 0,325 mg/dia (0,25 L/dia) e 0,502 a 1,300 mg/dia (1 L/dia).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, o limite máximo permitido para ferro dissolvido em águas doces destinadas ao consumo humano é de 0,3 mg/L, valor definido com base em critérios organolépticos, como coloração avermelhada e sabor metálico (BRASIL, 2005). O mesmo limite de 0,3 mg/L é adotado pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2008), também pautado por parâmetros estéticos e não por risco toxicológico direto.

Os resultados obtidos neste estudo mostram que as concentrações de Fe na água do rio Santa Virgem excederam de 1,7 a 4,3 vezes o limite recomendado pelo CONAMA

(BRASIL, 2005b) e pela WHO (2017a), indicando potencial influência natural e antrópica na mineralização do ferro no sistema aquático. Essa elevação pode estar associada à geologia local, composta por rochas basálticas da Formação Serra Geral, ricas em minerais ferromagnesianos suscetíveis à liberação de Fe por intemperismo, especialmente em períodos de menor vazão e alta temperatura, quando a solubilização e o transporte de óxidos de ferro coloidais são favorecidos.

Além disso, flutuações sazonais observadas nas concentrações com valores mais altos na primeira coleta (junho/2019, 1,3 mg/L) e mais baixos na quinta (agosto/2020, 0,5 mg/L) sugerem variações relacionadas à atividade agrícola e condições hidrológicas locais, uma vez que o ferro tende a se acumular durante períodos de escoamento reduzido e maior deposição de sedimentos.

Em termos de ingestão diária (ID), mesmo as maiores estimativas (até 2,6 mg/dia para adultos) permanecem muito abaixo do limite superior de ingestão tolerável (UL) estabelecido pela EFSA e pelo Institute of Medicine (aproximadamente 45 mg/dia) para adultos saudáveis, indicando que não há risco à saúde humana decorrente do consumo hídrico. Contudo, os valores observados podem impactar características organolépticas da água, justificando a necessidade de tratamento para consumo direto.

Esses achados reforçam que o excesso de ferro observado é de origem predominantemente natural, característico de ambientes com solos ferralíticos e material de origem basáltico, como os da região do rio Santa Virgem. Ainda assim, a manutenção de níveis acima do limite de 0,3 mg/L pode afetar a qualidade estética e operacional da água, favorecendo a formação de incrustações e colorações nos sistemas de distribuição.

Os resultados obtidos indicam que o fósforo (P) é o elemento de maior relevância para a avaliação de risco não carcinogênico na água do rio Santa Virgem. Isso decorre principalmente do valor de referência de dose oral crônica (RfD) adotado, que é bastante restritivo ($2,0 \times 10^{-5}$ mg/kg/dia). A partir desse parâmetro, mesmo concentrações relativamente baixas resultaram em HQ extremamente elevados, refletindo no aumento expressivo do HI. Essa condição deve ser cuidadosamente discutida, uma vez que valores de RfD muito conservadores podem superestimar o risco quando aplicados a águas naturais.

No caso do cobalto (Co), a presença na coleta 1 gerou HQ acima de 1 em cenários de maior ingestão, especialmente para crianças (IR = 1 L/dia), apontando a necessidade de atenção a exposições localizadas. Em contrapartida, elementos como Mn, Ni, Zn e Fe, embora detectados, não apresentaram risco relevante (HQ < 1), sugerindo que, dentro dos

limites quantificados, sua contribuição para o risco à saúde é mínima.

Ainda, deve-se considerar que alguns elementos essenciais, como Ca, K, Mg e S, não possuem valores de RfD estabelecidos, o que impossibilita sua inclusão no cálculo de HQ e HI. Embora esses elementos sejam relevantes do ponto de vista nutricional e ambiental, não há consenso sobre seus limites de referência para avaliação de risco crônico, o que representa uma lacuna importante na análise.

Em síntese, os resultados reforçam a importância de avaliar criticamente os valores de RfD utilizados, bem como a necessidade de diferenciar riscos associados a elementos essenciais daqueles relacionados a metais tóxicos. A elevada contribuição do fósforo para o risco calculado deve ser interpretada com cautela, sugerindo que análises complementares e o uso de parâmetros de referência alternativos possam ser necessários para contextualizar adequadamente o impacto à saúde humana.

A Tabela 15 apresenta os valores de ingestão diária crônica (CDI, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) de elementos quantificados na água do rio Santa Virgem para adultos, considerando dois cenários de consumo (0,25 L/dia e 2 L/dia). Observa-se que, entre os elementos analisados, ferro (Fe), magnésio (Mg), potássio (K), fósforo (P) e enxofre (S) apresentaram as maiores contribuições para o CDI, refletindo tanto sua maior concentração natural na água quanto o fato de serem elementos essenciais associados à composição mineral e fertilização agrícola na região.

Os valores de CDI variaram entre 10^{-5} e $10^{-2} \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, permanecendo muito abaixo dos limites de referência toxicológica estabelecidos pela WHO (2008) e USEPA (2011), sugerindo que o consumo hídrico na região não representa risco significativo à saúde humana. Elementos potencialmente tóxicos, como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e cobre (Cu), apresentaram valores abaixo do limite de detecção (LOD) em todas as coletas, com exceção de traços detectados de Co na Coleta 1.

A variação espacial e temporal observada entre as coletas (C1–C5) é atribuída a pequenas flutuações no regime hidrológico local, sendo que as maiores concentrações de Fe e Mn ocorreram nas coletas iniciais (C1–C3), coincidentes com períodos de menor pluviosidade e maior tempo de residência da água nas zonas de remanso.

Na Tabela 16, são apresentados os valores de CDI calculados para crianças, considerando consumos diários de 0,25 L e 1 L de água. Assim como nos adultos, os elementos essenciais (Fe, Mg, K, P e S) foram os principais responsáveis pelas maiores estimativas de CDI, com valores de até $10^{-2} \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ para Fe e K.

Entretanto, devido ao menor peso corporal (15 kg) e à maior taxa de consumo relativa, as crianças apresentaram valores de CDI aproximadamente 3 a 5 vezes superiores aos observados nos adultos, conforme esperado em avaliações de risco (USEPA, 1989; WHO, 2017b). Essa diferença reforça a maior vulnerabilidade infantil, principalmente em cenários onde a exposição crônica é contínua, mesmo que as concentrações absolutas estejam abaixo dos limites regulatórios.

Os elementos tóxicos (As, Cd, Pb, Ni e Cu) permaneceram abaixo do limite de detecção, reforçando o baixo potencial de contaminação da água superficial da região.

As análises comparativas entre os resultados das Tabelas 15 (adultos) e 16 (crianças) evidenciaram três aspectos principais:

1. Magnitude das doses: os valores de CDI para crianças foram de 3 a 5 vezes maiores, devido à menor massa corporal e maior ingestão hídrica proporcional.
2. Perfil elementar semelhante: tanto em adultos quanto em crianças, $Fe > Mg > K > P > S$ representaram o mesmo padrão de predominância, o que confirma a origem geoquímica e agrícola comum.
3. Risco potencial: apesar das diferenças quantitativas, os valores de CDI para ambos os grupos estão muito abaixo dos níveis de referência toxicológica, indicando que a exposição hídrica isolada não constitui fator de risco relevante.

Assim, a diferença entre adultos e crianças é de natureza fisiológica e proporcional, não indicando contaminação diferenciada entre grupos.

As Tabelas 17 e 18 apresentam os valores do Quociente de Perigo (HQ) e do Índice de Perigo (HI) para adultos, considerando dois cenários de consumo (0,25 L/dia e 2 L/dia). Em ambos os casos, o elemento fósforo (P) foi o principal contribuinte para o HI total, seguido de ferro (Fe) e, em menor grau, manganês (Mn) e cobalto (Co). O HI total variou entre 58,8 e 79,5 para o consumo de 0,25 L/dia (Tabela 16) e entre 470 e 559 para o consumo de 2 L/dia (Tabela 18). Esses valores, embora numericamente elevados, refletem a utilização de RfD de referência extremamente baixos para P e Fe, e não necessariamente indicam risco toxicológico direto, uma vez que ambos são elementos fisiologicamente essenciais e regulados pelo metabolismo humano.

O aumento de aproximadamente sete vezes no HI ao passar de 0,25 L/dia para 2 L/dia segue a relação linear esperada com o volume ingerido (IR), neste caso por um adulto, conforme as equações de exposição (USEPA, 2011). Essa diferença demonstra que a magnitude do risco é altamente sensível à taxa de ingestão hídrica adotada no cenário. De modo geral, os valores de HQ individuais para metais tóxicos (Ni, Mn e Co)

foram inferiores a 1, indicando ausência de risco não carcinogênico via ingestão de água para adultos, e o HI total é dominado por elementos nutritivos, não tóxicos.

As Tabelas 19 e 20 apresentam os resultados de HQ e HI para crianças, considerando consumos de 0,25 L/dia e 1 L/dia, respectivamente. Assim como observado em adultos, fósforo (P) e ferro (Fe) foram os principais elementos responsáveis pela soma dos HQ, refletindo sua alta concentração relativa e o baixo valor de referência adotado (RfD). Os valores de HI para crianças variaram entre 274 e 371 (IR = 0,25 L/dia) e entre 1097 e 1483 (IR = 1 L/dia). Essa diferença de aproximadamente quatro vezes é proporcional ao aumento do volume ingerido, mantendo o perfil de contribuição elementar.

Semelhante aos resultados obtidos para adultos, os HI infantis foram cerca de duas a três vezes maiores, o que está de acordo com o esperado, dado o menor peso corporal e maior susceptibilidade fisiológica infantil. Contudo, assim como no caso dos adultos, esses valores elevados não indicam risco real quando se considera o contexto nutricional e fisiológico dos elementos predominantes. O comportamento consistente dos elementos entre adultos e crianças reforça a ideia de que a qualidade da água do rio Santa Virgem é dominada por constituintes naturais e não por metais tóxicos de origem antrópica.

Em suma, no que se refere as Tabelas 15 – 20, os resultados de CDI, HQ e HI para todas as coletas (C1–C5) indicam baixa contaminação metálica e predomínio de elementos essenciais (Fe, Mg, K, P, S). As diferenças entre adultos e crianças refletem variações fisiológicas e de exposição e não mudanças químicas na água. Nenhum elemento potencialmente tóxico (As, Cd, Pb, Ni, Cu, Cr) apresentou valores detectáveis ou $HQ > 1$. Assim, o risco não carcinogênico associado ao consumo e ingestão de água do rio Santa Virgem é insignificante, sendo compatível com padrões de qualidade da WHO (2017b) e da Resolução CONAMA 357/2005.

A Tabela 21 apresenta os valores de dose crônica diária (CDI) resultantes da ingestão acidental de solo para adultos e crianças. Em geral, observa-se que os valores de CDI foram baixos para adultos, variando entre 10^{-6} e 10^{-5} $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, e mais elevados para crianças, variando entre 10^{-5} e 10^{-4} $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$. Essas diferenças refletem a maior taxa de ingestão relativa (200 mg/dia para crianças versus 100 mg/dia para adultos) e o menor peso corporal infantil (15 kg), que aumentam a dose absorvida por unidade de massa corporal, uma relação amplamente documentada em modelos de risco da USEPA (2011).

Os elementos que apresentaram maiores contribuições para o CDI foram fósforo (P), ferro (Fe) e manganês (Mn), seguidos de cobre (Cu), zinco (Zn) e selênio (Se). Esses elementos são essenciais para o metabolismo humano, e suas concentrações mais elevadas refletem a composição natural dos solos locais e a fertilização agrícola na bacia do rio Santa Virgem. Por outro lado, metais potencialmente tóxicos, como arsênio (As), chumbo (Pb), níquel (Ni) e cromo (Cr), apresentaram valores de CDI da ordem de 10^{-6} $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ ou abaixo do limite de detecção (<LOD), indicando baixo potencial de contaminação.

Os valores médios de CDI para crianças foram aproximadamente 10 vezes maiores que os observados em adultos, o que é consistente com o comportamento esperado em função da fisiologia e hábitos comportamentais (maior contato com o solo, maior frequência de mão - boca). Ainda assim, todos os valores de CDI permanecem bem abaixo dos limites de referência toxicológica (RfD) reportados pela WHO (2008) e USEPA (2011), indicando baixa exposição não carcinogênica via ingestão acidental de solo.

As Tabelas 22 e 23 apresentam os resultados do Quociente de Perigo (HQ) e do Índice de Perigo (HI) derivados dos valores de CDI da Tabela 21. O HQ representa a razão entre a dose estimada (CDI) e o valor de referência seguro (RfD), enquanto o HI corresponde à soma dos HQ para todos os elementos analisados. Nos adultos (Tabela 22), os valores de HQ individuais variaram entre 10^{-5} e 10^3 , com os maiores valores associados ao fósforo (P) e, em menor grau, ao ferro (Fe). Os valores de HI total variaram entre $3,39\times 10^3$ e $7,02\times 10^3$, destacando o predomínio absoluto do fósforo no somatório responsável por mais de 99% do HI total. Isso indica que, embora o HI ultrapasse numericamente a unidade ($\text{HI}>1$), tal resultado decorre da inclusão de elementos essenciais no cálculo, e não de contaminantes tóxicos, não caracterizando risco real à saúde.

Nas crianças (Tabela 23), os HQ individuais seguiram o mesmo padrão observado em adultos, mas com valores cerca de 10 vezes superiores. Os valores de HI total variaram entre $3,16\times 10^4$ e $6,55\times 10^4$, também dominados por fósforo (P), seguido de ferro (Fe) e manganês (Mn). A diferença entre adultos e crianças é atribuída, novamente, ao maior IR (ingestão diária de solo) e ao menor peso corporal infantil, resultando em doses crônicas proporcionalmente maiores. Esses resultados reforçam que o risco potencial por ingestão de solo é mais expressivo para o grupo infantil, embora ainda seja dominado por

elementos essenciais e fisiologicamente regulados, o que reduz significativamente o significado toxicológico do HI.

A ausência de $HQ > 1$ para elementos tóxicos como As, Pb, Cr e Ni confirma que não há risco não carcinogênico relevante em nenhuma das amostras analisadas. Em ambos os grupos, os maiores valores de CDI, HQ e HI estão associados a elementos essenciais e não a contaminantes tóxicos. As crianças apresentaram valores mais altos de CDI e HI devido à maior ingestão relativa e menor peso corporal, refletindo sua maior susceptibilidade fisiológica. Os valores de HI elevados (10^3 – 10^4) não indicam toxicidade efetiva, mas sim influência dos parâmetros de cálculo (principalmente o baixo RfD de P e Fe) sobre o índice composto.

Nenhum dos metais potencialmente tóxicos ultrapassou $HQ > 1$, o que indica ausência de risco não carcinogênico via ingestão de solo na área estudada. A avaliação conjunta dos resultados mostra que, tanto para adultos quanto para crianças, a ingestão acidental de solo não representa risco significativo à saúde humana. Os valores elevados de HI são fortemente influenciados por elementos essenciais, e não por contaminantes. Assim, os resultados reforçam que o solo da região do rio Santa Virgem apresenta características predominantemente naturais e compatíveis com os limites de qualidade ambiental estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009 e pelos padrões internacionais da WHO (2017).

Os resultados (Tabela 24 e 25) indicam que, mesmo considerando o pior cenário de exposição por inalação de poeira do solo, os valores de CDI_{inh} obtidos encontram-se várias ordens de magnitude abaixo das doses de referência por inalação (RfD_{inh}(eq)) estabelecidas pela USEPA (IRIS, 2024). Isso implica que o risco não carcinogênico ($HQ < 1$) é improvável para os elementos avaliados.

Entre os metais potencialmente tóxicos, arsênio (As) e chumbo (Pb) exibiram as maiores doses relativas entre os elementos-traço, mas ainda muito inferiores às respectivas RfD_{inh}(eq), com HQ estimado $< 0,01$. Esses resultados corroboram estudos prévios realizados em solos urbanos e margens de rodovias no Brasil (Alves et al. 2024; Gu et al. 2017; Gope et al. 2017), que apontam a via inalatória como contribuição secundária ao risco total, sendo a ingestão de partículas de solo a principal rota de exposição humana. Para elementos essenciais como Fe, Mn e Zn, embora as doses calculadas sejam mais altas, esses valores estão associados à abundância natural e à baixa toxicidade relativa desses elementos, cujos limiares de referência são mais elevados. A relação $Fe > Ca > Mg > Mn > Zn$, observada nas amostras, reflete a predominância de constituintes minerais do solo e o papel dessas espécies como

micronutrientes de baixa periculosidade via inalação.

Em síntese, as estimativas obtidas evidenciam que a exposição inalatória ao material particulado derivado do solo nas zonas estudadas não representa risco significativo à saúde humana, reforçando a importância de integrar essas análises às demais vias de exposição (ingestão e contato dérmico) para uma avaliação de risco mais abrangente.

De acordo com os dados da Tabela 26, neste estudo, avaliou-se o risco não carcinogênico associado à inalação de partículas contendo metais e metalóides provenientes de solos coletados ao longo de um transecto perpendicular ao rio, abrangendo distâncias de 50 a 300 m da margem (P1–P6). As trinta amostras de solo foram obtidas na primeira semana de setembro de 2021, permitindo captar condições ambientais relativamente estáveis e representativas do período seco. Para a estimativa do risco à saúde, foram aplicados parâmetros de exposição recomendados pela USEPA, incluindo taxa de inalação (IR_{inh}), frequência de exposição (EF), duração da exposição (ED), peso corporal (BW) e tempo de média ponderada (AT). Considerou-se IR_{inh} de 20 m³/dia para adultos e 7,6 m³/dia para crianças, EF = 350 dias/ano, ED de 30 anos (adultos) e 6 anos (crianças), além de BW de 70 kg e 15 kg, respectivamente. Para efeitos não carcinogênicos, AT foi calculado como ED × 365 dias, conforme diretrizes internacionais.

Os valores de HQ (Hazard Quotient) revelaram tendências semelhantes entre adultos e crianças (Tabela 26), marcadas pelo predomínio de risco relativo ao manganês (Mn) em todos os pontos amostrais. Para adultos, o HI variou de 0.285 (P5) a 0.562 (P1), enquanto para crianças os valores foram ligeiramente superiores nos pontos mais próximos ao curso d'água, variando de 0.285 (P5) a 0.532 (P1). Em ambos os grupos populacionais, o Mn contribuiu de forma dominante para o HI, representando mais de 90% da soma dos HQ individuais. Embora nenhum dos HI tenha excedido o limite de segurança ($HI < 1$), os valores observados próximos à margem do rio (P1–P3) indicam maior potencial de exposição, possivelmente relacionado a características do solo, maior deposição de partículas e maior disponibilidade de Mn em frações respiráveis.

Comparativamente, os demais elementos apresentaram HQ muito inferiores, típicos da ordem de 10^{-4} a 10^{-6} , sugerindo contribuição mínima para o risco total. Elementos tóxicos de maior relevância, como arsênio (As), cromo (Cr) e níquel (Ni), apresentaram HQ baixos, refletindo concentrações relativamente reduzidas no solo e eficiência dos ajustes no cálculo do CDI_{inh} conforme massa corporal e taxa de inalação.

A comparação entre adultos e crianças mostra que, apesar da menor taxa de inalação absoluta das crianças, o menor peso corporal (15 kg) resulta em maiores CDI_inh normalizados, o que explica HI levemente superiores nos pontos mais impactados. No entanto, ambos os cenários permanecem abaixo de 1, indicando risco não carcinogênico aceitável segundo a USEPA. Ainda assim, o predomínio do Mn nos valores de risco sugere atenção a fontes naturais e antropogênicas deste elemento, já que o Mn é conhecido por causar efeitos neurotóxicos em exposições prolongadas por inalação.

A distribuição espacial dos riscos, com maiores HI nos pontos mais próximos ao rio, pode estar associada a fatores como dinâmica hidrossedimentar, granulometria mais fina e maior mobilidade geoquímica de certos elementos. A diminuição progressiva dos valores até 300 m indica que a distância exerce papel mitigador na dispersão de partículas potencialmente tóxicas.

Em conjunto, os resultados demonstram que, apesar da ausência de risco não carcinogênico significativo ($HI < 1$), a contribuição marcante do Mn e a maior suscetibilidade infantil reforçam a necessidade de monitoramento contínuo, especialmente em ambientes com potencial de deposição atmosférica de partículas oriundas de solos expostos ou atividades antrópicas adjacentes ao rio.

7. CONCLUSÕES

A avaliação integrada da água, do solo e das espécies vegetais do rio Santa Virgem indica que a bacia apresenta baixa contaminação por metais e metaloides, com a maioria dos elementos tóxicos permanecendo abaixo do limite de detecção tanto na água quanto nas matrizes biológicas. A análise comparativa evidencia que, embora metais/metaloides como As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Se e Zn permaneçam abaixo do limite de detecção, elementos associados a insumos agrícolas ou a processos naturais, especialmente fósforo e ferro, apresentaram valores acima dos padrões estéticos ou nutricionais estabelecidos pela legislação nacional. O fósforo excedeu em até vinte vezes o limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 para ambientes aquáticos, e o ferro apresentou concentrações ligeiramente superiores ao padrão estético, indicando influência agrícola e possível risco de eutrofização.

No solo, as concentrações de metais permaneceram dentro de faixas compatíveis com valores naturais, com ferro variando entre 13.256 e 33.658 mg/kg, fósforo com valores entre 47,45 e 98,29 mg/kg, selênio com concentrações médias entre 2,6 e 6,5

mg/kg e o arsênio com valor próximo à margem de 1,6 e 4,2 mg/kg em ponto mais distante da margem. Mesmo nesses pontos, o Índice de Carga de Poluição permaneceu inferior a 1, confirmando ausência de poluição metálica significativa. O Fator de Contaminação evidenciou discreta contribuição antrópica apenas para fósforo e selênio.

As espécies vegetais analisadas apresentaram comportamentos distintos. A angiosperma Apiaceae exibiu baixos teores de metais e perfil nutricional estável, enquanto as briófitas, representadas por *Dumortiera* sp e pelos musgos, acumularam elementos em concentrações muito superiores, como ferro, entre 16.235 e 30.054 mg/kg, e manganês, entre 781 e 3.832 mg/kg, refletindo sua alta sensibilidade e capacidade bioindicadora. Os valores elevados do Coeficiente de Acumulação Biológica confirmam que as briófitas são ferramentas robustas para detectar variações ambientais e identificar gradientes de deposição ou aporte de nutrientes.

A avaliação de risco humano, considerando ingestão de água, ingestão acidental de solo e inalação de poeira, mostrou valores de HQ inferiores a 1 para todos os metais potencialmente tóxicos, indicando risco não carcinogênico desprezível para adultos e crianças. O fósforo, embora com valores elevados, reflete o aporte agrícola e não representa risco toxicológico direto.

De modo geral, os resultados demonstram que o rio Santa Virgem mantém boa qualidade ambiental, com influência agrícola concentrada principalmente nos níveis de fósforo. Os achados deste estudo reforçam a consistência geoambiental da região, marcada por solos basálticos naturalmente enriquecidos em ferro e manganês e por aporte antrópico restrito a nutrientes agrícolas. A combinação de análises físico-químicas e biomonitores vegetais confirma a utilidade das briófitas como bioindicadoras ambientais e ressalta a importância de monitoramento contínuo em ecossistemas ripários sujeitos à pressão antrópica.

REFERÊNCIAS

- ABERAMI, S. et al. Elemental concentrations in Choroid-RPE and retina of human eyes with age-related macular degeneration. **Experimental Eye Research**, v. 186, p. 107718, 1 set. 2019.
- AELION, C. M.; DAVIS, H. T.; McDERMOTT, S.; LAWRENCE, S. J. Temporal and spatial variation in residential soil metal concentrations. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 35, p. 475–488, 2013.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for zinc**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2005.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for arsenic**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2007a.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for barium and barium compounds**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, 2007b.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for cadmium**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2012.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for lead**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, 2020a.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for cobalt**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, 2020b.
- AHMED, S. et al. Environmental exposure to cobalt and its toxicological implications: a review. *Environmental Research*, v. 234, p. 116349, 2023.
- AGENCY NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Resolução RDC nº 274, de 22 de setembro de 2005**. Regulamento técnico para águas minerais naturais e águas adicionadas de sais. Diário Oficial da União, Brasília, 23 set. 2005.
- AHMAD, I. et al. Traffic-related lead pollution in roadside soils and plants in Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan: implications for human health. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 16, p. 8015–8022, 2019.
- AJIB, O.; CHILDRESS, C. Magnesium in health and disease: an update. **Nutrients**, v. 13, n. 10, p. 3385, 2021.

- ALENGEBAWY, A. et al. Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications. **Toxics**, v. 9, n. 3, p. 42, 25 fev. 2021.
- ALI, H.; KHAN, E.; ILAHI, I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. **Journal of Chemistry**, v. 2019, 6730305, 2019.
- ALI, M. M.; ALI, M. L.; RAKIB, M. R. J. et al. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals in water and sediment from hubs of fish resource river in a developing country. **Toxin Reviews**, v. 41, n. 4, p. 1253–1268, 2022.
- ALENGEBCWAY, A.; ABDELKHALEK, S. T.; QURESHI, S. R.; WANG, M. Q. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: ecological risks and human health implications. **Toxics**, v. 9, n. 3, p. 42, 2021.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability**. 3. ed. Dordrecht: Springer, 2013.
- ALLAJBEU, M. B. et al. A review on macro and micro-elements and their physiological and clinical significance. **Journal of Nutritional Sciences**, v. 12, n. 3, p. 45–60, 2023.
- ALLEN, L. H. et al. Calcium and human health: evidence and controversies. **Advances in Nutrition**, v. 13, n. 3, p. 745–758, 2022.
- ALLEN, V. et al. Environmental exposure to cobalt and human health in mining areas. **Environmental Pollution**, v. 306, 119484, 2022.
- ALVES, S. et al. Monitoring of Metal(loid)s Using *Brachiaria decumbens* Stapf Leaves along a Highway Located Close to an Urban Region: Health Risks for Tollbooth Workers. **Urban Science**, v. 8, n. 3, p. 128–128, 29 ago. 2024.
- AMURI, N. A. et al. Soil property and soybean yield trends in response to management practices in the Mississippi Delta, USA. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 535–542, 2008.
- ANGELOVA, V.; IVANOVA, R.; IVANOV, K. Heavy metals in plants and oils from family *Apiaceae*. **Bulgarian Journal of Agricultural Science**, v. 9, p. 455–462, 2003.
- ATTAR, T. A mini-review on importance and role of trace elements in human health. **Chemical Review Letters**, v. 3, n. 2, p. 21–30, 2020.
- BACQUART, T. et al. Bioavailability of barium in soils and plants: implications for environmental exposure. **Science of the Total Environment**, v. 722, 137902, 2020.
- BAJ, Jacek; et al. Consequences of Disturbing Manganese Homeostasis. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 24, n. 19, p. 14959, 2023.

BAHINSKYI, L. et al. Low-cost monitoring of airborne heavy metals using lichen bioindicators: insights from Opole, Southern Poland. **Atmosphere**, v. 16, n. 5, art. 576, 2025.

BALALI-MOOD, M. et al. Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. **Frontiers in Pharmacology**, v. 12, art. 643972, 2021.

BANZA, C. L. N. et al. Environmental cobalt exposure and human health in mining areas. **Environmental Pollution**, v. 306, 119484, 2022.

BARRA, C. M. et al. Especificação de Arsênio - uma revisão. **Química Nova**, v. 23, p. 58–70, fev. 2000.

BELLINI, E.; BETTI, C.; SANITÀ DI TOPPI, L. Responses to cadmium in early-diverging streptophytes (charophytes and bryophytes): current views and potential applications. **Plants**, v. 10, n. 4, art. 770, 2021.

BENAVIDES, M. P.; GALLEGOS, S. M.; TOMARO, M. L. Cadmium toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 21–34, 2005.

BENCHAMIN, D.; RAGHAVAN, S.; ARYA MADHU SAJIDEVI. Environmental monitoring of sediment quality and trace metal status in a tropical perennial river in South India: an exploration using multivariate analysis. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 36, 1 jan. 2024.

BINDE, D. R. et al. Impact of agricultural activities on trace element levels in soils of Mato Grosso, Brazil. **Chemosphere**, v. 384, p. 144497, set. 2025.

BINDRABAN, P. S.; DIMKPA, C. O.; PANDEY, R. Exploring phosphorus fertilizers and fertilization strategies for improved human and environmental health. **Biology and Fertility of Soils**, v. 56, n. 3, p. 299–317, 8 jan. 2020.

BHAT, M.A. et al. Soil and mineral nutrients in plant health: a prospective review. **International Journal of Molecular Sciences**, 2024.

BHATIA, A.; SINGH, S.; KUMAR, A. Heavy metal contamination of soil, irrigation water and vegetables in peri-urban agricultural areas and markets of Delhi. **Water Environment Research**, v. 87, n. 11, p. 2027–2034, 2015.

BLAGNYTE, R. B.; PALIULIS, D. Research into Heavy Metals Pollution of Atmosphere Applying Moss as Bioindicator: a Literature Review. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 4, n. 54, p. 26–33, 20 dez. 2010.

BOCCA, B. et al. A pilot study to evaluate the levels of aqueous humor trace elements in open-angle glaucoma. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 61, p. 126560, 1 set. 2020.

BOECHAT, C. L.; PISTÓIA, V. C.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Accumulation and translocation of heavy metal by spontaneous plants growing on

multi-metal-contaminated site in the Southeast of Rio Grande do Sul state, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 2016.

BOQUETE, M. T. et al. Patterns and mechanisms of heavy metal accumulation and tolerance in bryophytes. **Environmental and Experimental Botany**, v. 189, 104553, 2021.

BRASIL. **Ministério da Saúde**. Portaria nº 1.172, de 15 de junho de 2004. Institui o Sistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental (SINVSA). Diário Oficial da União, Brasília, 17 jun. 2004.

BRASIL. **Agência Nacional de Vigilância Sanitária**. **Resolução RDC nº 274, de 22 de setembro de 2005**. Regulamento técnico para águas minerais naturais e águas adicionadas de sais. Diário Oficial da União, Brasília, 23 set. 2005a.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005b.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Diário Oficial da União, Brasília, 30 dez. 2009.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, 3 ago. 2010.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011.

BRASIL. **Ministério da Saúde**. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Anexo XX: Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2017.

BRENNIMAN, G. R.; LEVY, P. S. Epidemiological study of barium in Illinois drinking water supplies. In: Tracy Substances In Environmental Health XVIII. **Columbia: University of Missouri Press**, 1985. p. 199–208.

BRION, L. P. et al. Zinc as an essential nutrient: role and distribution of Zn. **Pediatric Research**, v. 88, n. 2, p. 150–158, 2020.

CAKAJ, A. et al. Plants as effective bioindicators for heavy metal pollution monitoring. **Environmental Research**, v. 256, p. 119222, 1 set. 2024.

CALDER, R. S. D.; SCHMITT, K. A. Role of detection limits in drinking water regulation. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 21, p. 8008–8014, 2010.

CALLAGHAN, D. A. Status and ecology of the tropical liverwort *Dumortiera hirsuta* in England. **Journal of Bryology**, v. 42, n. 3, p. 235–245, 2020.

CARRILLO, W.; CALVA, J.; BENÍTEZ, Á. The use of bryophytes, lichens and bromeliads for evaluating air and water pollution in an Andean city. **Forests**, v. 13, n. 10, art. 1607, 2022.

CARRG. M. et al. **Water quality for ecosystem and human health**. Burlington, Ont.: Un Gems/Water Programme Office, 2008.

CARVALHO, S. R. L.; VILAS-BOAS, G. S.; FADIGAS, F. S. Análise da estrutura de dados e agrupamento de variáveis de solo relacionadas com a concentração de alguns metais pesados. **Cadernos de Geociências**, v. 26, n. 3, p. 211–226, 2008.

CEYLAN, O. et al. Evaluation of Essential and Toxic Trace Elements in Pseudoexfoliation Syndrome and Pseudoexfoliation Glaucoma. **Biological trace element research**, v. 153, 20 mar. 2013.

CHEN, H. et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 3074–3082, 2019.

CHEN, X. et al. Sulfur cycling in aquatic environments: from redox processes to ecological effects. **Environmental Reviews**, v. 28, p. 223–239, 2020.

CHENG, Aaron N.; AL-SAMKARI, Hanny. Impact of iron overload on incidence of diabetes mellitus, cardiac disease, and death in congenital hemolytic anemias. **Blood Advances**, v. 8, n. 21, p. 5451–5457, 2024

CHOI, J. et al. Low-level toxic metal exposure in healthy weaning-age infants: association with growth, dietary intake, and iron deficiency. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 4, art. 388, 2017.

CHUNG, J. Y. et al. Arsenic bioaccumulation in rice and human exposure. **Environmental Health Perspectives**, v. 122, p. 1050–1058, 2014.

CLEMENS, S.; MA, J. F. Toxic heavy metal and metalloid accumulation in crop plants and foods. **Annual Review of Plant Biology**, v. 67, p. 489–512, 2016.

COLMAN, S. M. Chemical weathering of basalts and andesites; evidence from weathering rinds. **U.S. Geological Survey professional paper**, 1 jan. 1982.

COSTA, M.; KLEIN, C. B. Toxicology and carcinogenesis of hexavalent chromium: molecular mechanisms. **Molecular Cell Biology Reviews**, v. 41, n. 2, e00021-22, 2022.

CUNHA, F. L.; MACHADO, M. S. **Toxicologia ambiental e humana**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2004.

DA SILVA, L. C. **Teores totais de potássio, cálcio, magnésio e sódio em solos do Sudeste da Província Mineral de Carajás. 2019**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Energias Renováveis) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.

DE BAAIJ, J. H. F.; HOENDEROP, J. G. J.; BINDELS, R. J. M. Magnesium in man: implications for health and disease. **Physiological Reviews**, v. 102, n. 4, p. 1517–1562, 2022.

DEMARCO, C. F. et al. Phytoremediation of heavy metals and nutrients by the *Sagittaria montevidensis* into an anthropogenic contaminated site at Southern of Brazil. **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, n. 11, p. 1145–1152, 15 maio 2019.

DIN, I. U. et al. Potentially harmful elements contamination, risk assessment, and their bioaccumulation in food crops. **Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C**, v. 136, p. 103747–103747, 17 set. 2024.

DELIC, G. et al. Bioaccumulation and translocation of metals in selected species: *Petroselinum crispum*, *Daucus carota*, *Conium maculatum*. **International Journal of Academic Scientific Research**, v. 9, n. 3, p. 333–341, 2021.

DJALANTE, R. et al. Barium toxicity and public health implications: a comprehensive review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 80, 103454, 2020.

DONAGEMMA, G. K. et al. Characterization, agricultural potential, and perspectives for the management of light soils in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1003–1020, 2016.

DOLAR-SZCZASNY, J. et al. Levels of Trace Elements in the Aqueous Humor of Cataract Patients Measured by the Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry. **Molecules**, v. 24, n. 22, p. 4127, jan. 2019.

ELLWANGER, J. H. et al. Brazil's heavy metal pollution harms humans and ecosystems. **Environmental Science and Pollution Research**, 2023.

EPA – Environmental Protection Agency. **Barium and compounds (Ba)**. Washington, DC: EPA, 2022.

EPA – Environmental Protection Agency. **National Primary Drinking Water Regulations**. Washington, DC: U.S. EPA, 2023.

ESPINDOLA, P. R. et al. Assessment of metal(loid)s in fern *Amauropelta rivularioides*, soil, and river water in a peri-urban agriculture area on the Brazil–Paraguay border. **Urban Science**, v. 9, n. 8, art. 324, 2025.

ESPINOSA-SALAS, S. et al. Nutrition: micronutrient intake, imbalances, and interventions. **Nutrition in Clinical Practice**, v. 38, supl. 2, p. 45–58, 2023.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Scientific opinion on the risks for public health related to the presence of nickel in food and drinking water. **EFSA Journal**, v. 18, n. 11, 6268, 2020.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Scientific opinion: Cadmium in food. **EFSA Journal**, v. 980, p. 1–139, 2009.

EUROPEAN UNION. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. **Official Journal of the European Union**, 2000.

FAO. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. *Water pollution from agriculture: a global review*. Rome: FAO, 2025a. Disponível em: <https://www.fao.org>

FAO. **Urban and peri-urban agriculture: from production to food systems**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020. Disponível em: <https://www.fao.org/>. Acesso em: 07 dez. 2025b.

FAO. **Agriculture: cause and victim of water pollution, but change is possible**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2025c.

FARKOUH, A.; FRIGO, P.; CZEJKA, M. Systemic side effects of eye drops: a pharmacokinetic perspective. **Clinical Ophthalmology** (Auckland, N.Z.), v. 10, p. 2433–2441, 2016.

FASANI, E. et al. Metal detoxification in land plants: from bryophytes to vascular plants. **Plants**, v. 11, n. 3, p. 237, 2022.

FRAGA, C. G.; OTEIZA, P. I. Iron and oxidative stress: clinical and environmental implications. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 172, p. 206–219, 2021.

FEREJA, W. M. et al. Assessment of heavy metal levels in surface water, sediment and agricultural soils around the abandoned Laga Dambi gold mine, Ethiopia. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, 30 set. 2025.

FERNANDES, M. R. et al. Assessment of the Risk to Human Health and Pollution Levels Due to the Presence of Metal(loid)s in Sediments, Water, and Fishes in Urban Rivers in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Urban Science**, v. 9, n. 4, p. 114, 5 abr. 2025.

FIEDLER, M. The Effects of Land Use on Concentrations of Nutrients and Selected Metals in Bottom Sediments and the Risk Assessment for Rivers of the Warta River Catchment, Poland. **Land**, v. 10, n. 6, p. 589, 2 jun. 2021.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. **Relatório de Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil**. Brasília: FUNASA, 2023.

GABOS, M. B. **Background concentrations and adsorption of selenium in tropical soils**. 2012. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2012.

GARCIA, M. D. et al. Cobalt toxic optic neuropathy and retinopathy: Case report and review of the literature. **American Journal of Ophthalmology Case Reports**, v. 17, p. 100606, 1 mar. 2020.

GARCÍA, A. L. et al. Cobalt toxicity: mechanisms and implications for human health. **Toxicology Letters**, v. 335, p. 42–55, 2020.

GARNER, B. et al. Distribution of Ferritin and Redox-active Transition Metals in Normal and Cataractous Human Lenses. **Experimental Eye Research**, v. 71, n. 6, p. 599–607, 1 dez. 2000.

GEBEYEHU, H. R.; BAYISSA, L. D. Levels of heavy metals in soil and vegetables and associated health risks in Mojo area, Ethiopia. **PLOS ONE**, v. 15, n. 1, e0227883, 2020.

GERHARDT, A. Bioindicator species and their use in biomonitoring. **Environmental Monitoring**, v. 1, p. 77–123, 2002.

GILES, G.; MANN, K. Arsenic carcinogenesis and molecular pathways of toxicity. **Toxicology Reports**, v. 9, p. 1833–1845, 2022.

GOMES, C. et al. Copper exposure and health risks: oxidative stress and inflammation pathways. **Environmental Research**, v. 202, 111711, 2021.

GÓMEZ-ENSASTEGUI, C.; Ávila-Pérez, P.; García-Rivas, J. L.; Martínez-Gallegos, S. Evaluation of an aquatic liverwort and terrestrial moss as biomonitors of heavy metals associated with particulate matter. **Scientific Reports**, v. 15, p. 4127, 2025.

GONÇALVES, D. A. M. et al. Geochemical background for potentially toxic elements in forested soils of the state of Pará, Brazilian Amazon. **Minerals**, v. 12, 674, 2022.

GONG, C. F. et al. Environmental chromium pollution and human exposure risks. **Environmental Advances**, v. 9, 100304, 2022.

GOPE, M. et al. Bioavailability and health risk of potentially toxic elements in street dust of Asansol, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 138, p. 231–241, 2017.

GRANT, C. A. et al. The bioavailability and distribution of cadmium in cereal grains. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 88, n. 5, p. 915–927, 2008.

GRECCHI, R. C. et al. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, v. 55, p. 300–312, dez. 2014.

GU, Y. G.; LIN, Q.; GAO, Y. P. Metals in exposed-lawn soils from urban parks and its human health implications in southern China's largest city, Guangzhou. **Journal of Cleaner Production**, v. 115, p. 122–129, 2017.

GUERRERO-AGUILAR, A. et al. Bioindicators and biomonitoring: review of methodologies applied in water bodies and use during the Covid-19 pandemic. **Tecnología y Ciencias del Agua**, v. 13, n. 1, p. 128–170, 2022.

GUO, W.; NAZIM, H.; LIANG, Z.; YANG, D. Magnesium deficiency in plants: an urgent problem. **Crop Journal**, v. 4, n. 1, p. 83–91, 2016.

GUPTA, D. K. et al. Lead toxicity and its effect on human health and environment. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, 1034805, 2022.

GUPTA, N.; YADAV, K. K.; KUMAR, V. et al. Investigation of heavy metal accumulation in vegetables and health risk to humans from their consumption. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, 791052, 2022.

GUPTA, S.; RAI, U. N.; SINGH, A. Heavy metal accumulation and contamination levels in agricultural soils of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 12, p. 8853–8863, 2014.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975–1001, 1980.

HASAN, M. K. et al. Chronic low-dose arsenic exposure and health risks. **Environmental Research**, v. 239, 117187, 2024.

HEANEY, R. P. Calcium, nutrition, and bone health: update and clinical perspectives. **Journal of Bone and Mineral Research**, v. 36, n. 5, p. 871–880, 2021.

HEARTS — A Contemporary Review of Clinical Manifestations, Evaluation, and Management of Cardiac Complications of Iron Overload. **Hearts**, v. 6, n. 3, 2025.

HELSEL, D. R. Wrangling environmental exposure data: guidance for getting the most from non-detects. **Annals of Work Exposures and Health**, v. 63, n. 5, p. 529–535, 2019.

HERICK, R.; JARDIM, I. N.; ORIE, M. Uso de espécies da arborização urbana com potencial bioindicadoras de poluentes metálicos. **Zenodo** (CERN European Organization for Nuclear Research), 15 maio 2025.

HIDER, R. C.; KONG, X. Biological and environmental aspects of cobalt: from essentiality to toxicity. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 479, 214991, 2023.

HILL, K. E. et al. Relevance, essentiality and toxicity of trace elements in human health. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 19, n. 1, p. 78–92, 2005.

HINSINGER, P. et al. Phosphorus in the soil–plant continuum: dynamics and ecological implications. **Plant and Soil**, v. 475, p. 1–26, 2022.

HOUSER, J. N. Contrasts between channels and backwaters in a large, floodplain river: testing our understanding of nutrient cycling, phytoplankton abundance, and suspended solids dynamics. **Freshwater Science**, v. 35, n. 2, p. 457–473, jun. 2016.

HU, N.W. et al. Levels of heavy metal in soil and vegetable and associated health risk in peri-urban areas across China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 259, 115037, 2023.

HUANG, X. et al. Chromium contamination in soils and its phytotoxic effects: a review. **Environmental Pollution**, v. 288, 117960, 2021.

HUANG, Y. et al. Global lead contamination in soils and human exposure risks: a review. **Science of the Total Environment**, v. 769, 144829, 2021.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). IARC **Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans**. Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. Lyon: IARC, 2012.

ISHFAQ, M. et al. Physiological essence of magnesium in plants: a review. **Frontiers in Plant Science**, 2022.

IUSS WORKING GROUP WRB. **World reference base for soil resources: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. 4. ed. Vienna: International Union of Soil Sciences, 2022.

IWAI-SHIMADA, M. et al. Exposure profile of mercury, lead, cadmium, arsenic, antimony, copper, selenium and zinc in maternal blood, cord blood and placenta: the Tohoku Study of Child Development in Japan. **Environmental Health and Preventive Medicine**, v. 24, n. 1, art. 35, 2019.

JOMOVA, K. et al. Arsenic and oxidative stress: mechanisms of carcinogenesis. **Journal of Applied Toxicology**, v. 31, p. 95–107, 2011.

JOMOVA, K.; VALKO, M. Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. **Toxicology**, v. 283, n. 2–3, p. 65–87, 2011.

JOMOVA, K. et al. Nickel-induced oxidative stress and genotoxicity: molecular mechanisms. **Toxicology Letters**, v. 334, p. 31–44, 2020.

JUNEMANN, A. G. M. et al. Levels of Aqueous Humor Trace Elements in Patients with Non-Exsudative Age-related Macular Degeneration: A Case-control Study. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, p. e56734, 15 fev. 2013.

JUNK, W. J. Riparian wetlands of low-order streams in Brazil: ecology, hydrology and vegetation. **Hydrobiologia**, 2024.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 2011.

KAHLON, A. K. et al. Copper pollution in the environment: mechanisms of toxicity and remediation. **Chemosphere**, v. 312, 136392, 2023.

KAZBERUK, W.; SZULC, W.; RUTKOWSKA, B. Use Bottom Sediment to Agriculture—Effect on Plant and Heavy Metal Content in Soil. **Agronomy**, v. 11, n. 6, p. 1077, 26 maio 2021.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Geonomos**, v. 5, n. 1, p. 17–40, 1997.

KIELISZEK, M.; BLAŽEJAK, S. Selenium: significance, metabolism and toxicity. **Nutrients**, v. 14, n. 6, 1296, 2022.

KONTOGHIORGHOS, George J. Iron Load Toxicity in Medicine: From Molecular and Cellular Aspects to Clinical Implications. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 24, n. 16, 2023.

KUMAR, R. et al. Cadmium toxicity and its health effects: a global concern. **Environmental Advances**, v. 12, 100393, 2023.

KUMAR, S. et al. Appraisal of probabilistic levels of toxic metals and health risk in cultivated and marketed vegetables in urban and peri-urban areas of Delhi, India. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 92, 103863, 2022.

KHAN, F.; MEHDINIYA-AFRA, J. **Plant growth and development in relation to phosphorus: a review**. 2025.

LEE, H. S. et al. Nickel exposure and health effects: epigenetic and molecular insights. **Environmental Research**, v. 216, 114764, 2023.

LEVIN, S. M. et al. Arsenic in groundwater and public health: current perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 921, 171012, 2024.

LI, J. et al. Bioaccumulation of heavy metals in aquatic plants: mechanisms and environmental implications. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, 111559, 2021.

LI, M. et al. Sulfate-rich drinking water and gut microbiome alterations: toxicological insights. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 13, p. 8842–8851, 2022.

LI, S. et al. Spatial distribution of heavy metal concentrations in peri-urban soils in eastern China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 1615–1627, 2019.

LI, Y.; et al. The effects of calcium-based fertilizers on soil nutrient status, crop uptake and cation leaching. **Agronomy**, v. 13, p. 835, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2311-7524/9/7/835>. Acesso em: 07 dez. 2025.

LIANG, H.; et al. Dynamic changes in soil phosphorus accumulation and potential risk of phosphorus pollution under intensive cultivation systems. **Science of the Total Environment**, 2022. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC9564468/>. Acesso em: 07 dez. 2025.

- LIU, X. et al. Assessment of macro, trace and toxic element intake from rice: differences between cultivars, pigmented and non-pigmented rice. **Scientific Reports**, v. 14, 10398, 2024.
- LIU, Y.-R. et al. Soil contamination in nearby natural areas mirrors that in urban greenspaces worldwide. **Nature Communications**, v. 14, 1706, 2023.
- LIU, Y. et al. Environmental and dietary exposure to cadmium and related health outcomes: an overview. **Chemosphere**, v. 352, 141285, 2024.
- LIU, P. et al. Effects of atmospheric deposition on heavy metals accumulation in agricultural soils: Evidence from field monitoring and Pb isotope analysis. **Environmental Pollution**, v. 330, p. 121740, 2 maio 2023.
- LOTZ, T.; SU, S.; OPP, C. Multi-Metal Distribution Patterns in Soils of the Sacramento River Floodplain and Their Controlling Factors. **Applied Sciences**, v. 12, n. 17, p. 8462–8462, 24 ago. 2022.
- LUEK, J. L. et al. Halogenated organic sulfur compounds in natural waters: identification and implications. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 24, p. 14254–14262, 2017.
- LUCHESI, A. V. et al. Use of quarry waste basalt rock powder as a soil amendment to provide Mg. 2023.
- MACEDO-MIRANDA, G. et al. Accumulation of heavy metals in mosses: a biomonitoring study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 14, p. 13909–13919, 2016.
- MANI, P.; VIJAYAVATHI, B. S. Nickel as an essential element and a toxicant. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 1, p. 285–288, 1 jan. 2012.
- MARET, W. Zinc in human health and disease. **Nutrients**, v. 14, n. 3, 678, 2022.
- MAPHANGA, T. et al. A interação entre a distribuição temporal e sazonal de metais pesados e propriedades físico-químicas no rio Kaap. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 21, p. 6053–6064, 2024.
- MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. (ed.). **Bioindicators and biomonitors: principles, concepts and applications**. Amsterdam: Elsevier, 2003.
- MALIZIA, D. et al. Common plants as alternative analytical tools to monitor heavy metals in soil. **Chemistry Central Journal**, v. 6, supl. 2, S6, 2012.
- MATO GROSSO DO SUL. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul/IMASUL. Diretoria de Desenvolvimento. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Mato Grosso do Sul, MS – Período 2014-2015**. Campo Grande, MS, 2009. 187p.

- MATO GROSSO DO SUL. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul/IMASUL. Diretoria de Desenvolvimento. **Geoambientes da faixa de fronteira: versão 2016**. Campo Grande, MS, 2016. 501p. Disponível em: <https://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2016/02/Geoambientes-da-Faixa-de-Fronteira-Versao-2016.pdf>. Acesso em: 9 set. 2025.
- MAUTSOE, P. J.; BECKETT, R. P. A preliminary study of the factors affecting the kinetics of cadmium uptake by the liverwort *Dumortiera hirsuta*. **South African Journal of Botany**, v. 62, p. 332–336, 1996.
- MCGAHAN, M. C.; BITO, L. Z.; MYERS, B. M. The pathophysiology of the ocular microenvironment. II. Copper-induced ocular inflammation and hypotony. **Experimental Eye Research**, v. 42, n. 6, p. 595–605, 1 jun. 1986.
- MEHRI, A. Cadmium toxicity and treatment: an update. **Toxicology Research**, v. 9, n. 1, p. 21–36, 2020.
- MICUN, Z. et al. Levels of Trace Elements in the Lens, Aqueous Humour, and Plasma of Cataractous Patients - A Narrative Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 16, p. 10376, jan. 2022.
- MILLALÉO, R. et al. Manganese in plants: from essentiality to toxicity. **Planta**, v. 254, 72, 2021.
- MORTVEDT, J. J. Cadmium levels in soils and plants from long-term phosphate fertilization. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, n. 5, p. 1047–1051, 1996.
- MONTENEGRO, J. S.; RODRIGUES, B. R.; CARAMANTIN-SORIANO, H. Uso de bioindicadores vegetais no monitoramento da qualidade do ar no município de Camaçari — briófitas, líquens e angiospermas. *Revista Internacional de Ciências*, 2020.
- MÜLLER, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. **Geojournal**, v. 2, n. 3, p. 108–118, 1969.
- NAWAZ, I. et al. Higher cadmium and zinc accumulation in parsley (*Petroselinum crispum*) roots activates its antioxidant defense system. **Biometals**, v. 37, n. 1, p. 87–100, 2024.
- NATIONAL INSTITUTES OF HEALTH (NIH). Magnesium – Fact Sheet for Health Professionals. **Office of Dietary Supplements**, 2024.
- NG, S. K.; EBNETER, A.; GILHOTRA, J. S. Hip-implant related chorio-retinal cobalt toxicity. **Indian Journal of Ophthalmology**, 1. v. 61, p. 35–37, 23 jan. 2013.
- NRIAGU, J. Zinc Toxicity in Humans. **Elsevier B. V.**, 2007.
- O'NEAL, S. L.; ZHENG, W. Manganese neurotoxicity: lessons learned from longitudinal studies. **Neurotoxicology**, v. 78, p. 228–239, 2020.

OECD; FAO. **Environmental sustainability in food and agriculture**. Issue Note. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development; Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2023.

OLIVEIRA, M. W. de; et al. Leaching of nitrogen, potassium, calcium and magnesium from conventional and alternative management systems: resultados de monitoramento experimental. Brasília: **EMBRAPA**, 2002. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/AI-SEDE/22476/1/pab20_278.pdf. Acesso em: 07 dez. 2025.

OPREA, B. Ş. et al. Heavy metals accumulation in soil and celery root (*Apium graveolens* L.) harvested from the polluted areas in Sibiu County, Central Romania. *Annals of the University of Craiova, Agriculture, Montanology, Cadastre Series*, v. 52, n. 1, p. 422–429, 2022.

ORTIZ, C. et al. Soil fertility and phosphorus leaching in irrigated calcareous systems: implications for fertilizer management. **Frontiers in Agricultural Science**. 2023. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC10602959/>. Acesso em: 07 set. 2025.

OZTURK, M. et al. Heavy metals: toxicity and human health effects. *Archives of Toxicology*, 2024.

PALMER, B. F.; CLEGG, D. J. Electrolyte and acid-base balance: potassium physiology and pathophysiology. **Clinical Journal of the American Society of Nephrology**, v. 16, n. 2, p. 318–330, 2021.

PAN, Y. et al. Zinc bioaccumulation and toxicity in aquatic organisms: implications for risk assessment. **Chemosphere**, v. 330, 138669, 2023.

PATEL, R. et al. Phytotoxicity and oxidative stress responses of cobalt in plants. **Plant Physiology Reports**, v. 26, p. 110–125, 2021.

PEREZ, D. V. et al. **Determinação de valores de referência de qualidade para solos do estado do Mato Grosso do Sul**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2022.

PEREZ BEJARANO, D. et al. Relevant aspects on biomonitoring of heavy metal concentration in environmental air in Asunción city. **Revista científica ciencias de la salud**, v. 4, n. 1, p. 75–83, 17 maio 2022.

POSTIGLIONE, A. et al. Liverworts as heavy metals and metalloids bioindicators: bioaccumulation, biological responses and future applications in environmental biomonitoring. **Plant Biosystems**, v. 159, n. 5, p. 1079–1091, 2025.

PRASAD, A. S. Zinc in human health: effect of zinc on immune cells. **Molecular Medicine**, v. 14, n. 5–6, p. 353–357, 2008.

PRINTARAKUL, N.; MEEINKUIRT, W. The bryophyte community as bioindicator of heavy metals in a waterfall outflow. **Scientific Reports**, v. 12, art. 6942, 2022.

RADZIEMSKA, M.; FRONCZYK, J.; BERNAT, K.; MAJDER-ŁOPATA, M.; ADAMCZEWSKA-SZARLEJ, A.; GARWACKA, M.; MAZUR, Z. Using Mosses as Bioindicators of Potentially Toxic Elements. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 16, n. 20, p. 3963, 2019.

RAHMAN, M. A. et al. Global contamination and human exposure to arsenic. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 52, p. 184–216, 2022.

RAMANATHAN, T.; TING, Y.-P. Selection of wet digestion methods for metal quantification in hazardous solid wastes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, n. 3, p. 1459–1467, 1 set. 2015.

RAZZAQUE, M. S. Phosphate toxicity and vascular calcification: an updated perspective. **Nutrients**, v. 14, n. 3, art. 591, 2022.

RAZZAQUE, M. S. Minerals and human health: from deficiency to toxicity. **Nutrients**, v. 17, n. 3, art. 454, 2025.

RAYMAN, M. P. Selenium and human health. **The Lancet**, v. 379, p. 1256–1268, 2012.

REBELO, F. M.; CALDAS, E. D. Arsenic, lead, mercury and cadmium: toxicity, levels in breast milk and the risks for breastfed infants. **Environmental Research**, v. 151, p. 671–688, 2016.

RIBEIRO, A. L.; ALVES, H. P. F. Agricultura urbana e periurbana e suas contribuições para a segurança alimentar e sustentabilidade nas cidades brasileiras. **Revista GeoUSP**, v. 25, n. 2, p. 275-290, 2021. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/geousp>. Acesso em: 07 dez. 2025.

ROSANOFF, A. Magnesium and public health: update 2022. **Nutrients**, v. 14, n. 4, art. 817, 2022.

ROUT, G. R.; SAHOO, S. Chromium phytotoxicity in plants: physiological and biochemical mechanisms. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 157, p. 57–70, 2020.

ROVIRA, J. et al. Heavy metal contamination of natural foods is a serious health issue: a review. **Sustainability**, v. 14, n. 1, 161, 2022.

SAMECKA-CYMERMAN, A.; MARCZONEK, A.; KEMPERS, A. J. Bioindication of heavy metals in soil by liverworts. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 33, n. 2, p. 162–171, 1997.

SANCHEZ-CID, P. et al. Low-level lead exposure and cognitive effects in children: a systematic review. **Environmental Research**, v. 224, 115481, 2023.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

SANTOS, W. N. L. dos et al. Environmental risk assessment of potentially toxic elements in peri-urban agricultural soils. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 6, p. 1–15, 2021.

SANTOS, C. A. et al. Nickel pollution and bioaccumulation in tropical plants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 24162–24175, 2022.

SARI, A.; MENDIL, D.; TUZEN, M.; SOYLAK, M. Biosorption of Cd(II) and Cr(III) from aqueous solution by moss (*Hylocomium splendens*) biomass: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. **Chemical Engineering Journal**, v. 144, p. 1–9, 2008.

SAVAZZI, E. et al. Human barium intoxication: pathophysiology and clinical manifestations. **Clinical Toxicology**, v. 59, p. 104–112, 2021.

SCHOMBURG, L. Selenium in the environment and human health. **Molecular and Cellular Endocrinology**, v. 543, 111555, 2022.

SCHOOFS, H.; SCHMIT, J.; RINK, L. Zinc toxicity: understanding the limits. **Molecules**, v. 29, n. 13, 3130, 2024.

SENGER, C. C. D. et al. Teores minerais em pastagens do Rio Grande do Sul. II. Sódio, enxofre, zinco, cobre, ferro e manganês. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, p. 101–108, 1997.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. M. Heavy metals contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66, p. 258–266, 2007.

SINHA, R. et al. Global phosphorus pollution and its implications for ecosystem services. **Nature Geoscience**, v. 15, p. 713–721, 2022.

SINHA, S.; SINGH, A.; SINHA, D.; CHATTERJEE, R. A review on bryophytes as key bio-indicators to monitor heavy metals in the atmosphere. **International Journal of Plant and Environment**, v. 7, n. 1, p. 49–62, 2021.

SCHMITT, D. E.; et al. Accumulation of phosphorus fractions and contamination in sediments and soils under long-term agricultural use. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/wTDp9pZJcGkqzTFZKZmgRYC/>. Acesso em: 07 dez. 2025.

SMIT, J.; RATTA, A.; NASR, J. **Urban agriculture: food, jobs and sustainable cities**. New York: United Nations Development Programme, 1996.

SMEDLEY, P. L.; KINNIBURGH, D. G. Arsenic in groundwater: occurrence and health effects. **Applied Geochemistry**, v. 84, p. 14–32, 2017.

SOOMETTS, T. et al. Retention and transformation of nitrogen and phosphorus in backwater lakes along a floodplain river. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 9, p. 2069–2085, 2022.

STANISŁAWSKA-GLUBIAK, E. et al. Time factor influence on soil heavy metal concentration in soils contaminated with Cd, Pb, Zn during a 5-year period. **Archives of Environmental Protection**, v. 44, n. 3, p. 35–42, 2018.

STANKOVIC, J. D.; SABOVLJEVIC, A. D.; SABOVLJEVIC, M. S. Bryophytes and heavy metals: a review. **Acta Botanica Croatica**, v. 77, n. 2, p. 109–118, 2018.

SUZUKI, L. E. A. S. et al. Challenges in the management of environmentally fragile sandy soils in southern Brazil. **Soil Systems**, v. 7, n. 1, art. 9, 2023.

SWAISLOWSKI, P. et al. Mosses as a biomonitor to identify elements released into the air as a result of car workshop activities. **Ecological Indicators**, v. 138, 108849, 2022.

TAN, W. et al. Selenium in agricultural soils and crops: a review. **Agronomy**, v. 9, n. 11, 747, 2019.

TAEPRAYOON, C. et al. Potentially toxic element accumulation of bryophyte taxa in contaminated areas of Thailand. **Ecological Indicators**, v. 147, 111393, 2023.

TAKANO, A. P. C.; RYBAK, J.; VERAS, M. M. Bioindicators and human biomarkers as alternative approaches for cost-effective assessment of air pollution exposure. **Frontiers in Environmental Engineering**, v. 3, 1346863, 2024.

TARISH, M. et al. Plant tissues as biomonitoring tools for environmental contaminants. **International Journal of Plant Biology**, v. 15, p. 375–396, 2024.

TEIXEIRA, J. C. Modernização da agricultura no Brasil: impactos econômicos, sociais e ambientais. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, Seção Três Lagoas, v. 1, n. 2, p. 21–42, 1 set. 2005.

TCHOUNWOU, P. B. et al. Heavy Metal Toxicity and the Environment. **Experientia Supplementum**, v. 101, n. 1, p. 133–164, 26 ago. 2014.

THOMAZ, E. L.; FIDALSKI, J. Interrill erodibility of different sandy soils increases along a catena in the Caiuá Sandstone Formation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, e0190064, 2020.

TIAN, Q. et al. Soil iron content and microbial community dynamics in contaminated ecosystems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 162, 108429, 2022.

TOKURA, A. M. et al. Formas de fósforo em solo sob plantio direto em razão da profundidade e tempo de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 10, p. 1467–1476, 1 out. 2002.

TONG, S.; SCHIRNDING, Y. E.; PIERCY, M. Lead exposure and health effects: recent updates. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 99, n. 5, p. 342–353, 2021.

TRIPATHI, P. et al. Potassium in the soil–plant system: dynamics and nutrient interactions. **Frontiers in Agronomy**, v. 3, 738119, 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Risk Assessment Guidance for Superfund**, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. Washington, DC: USEPA, 1989.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Soil Screening Guidance**: Technical Background Document. EPA/540/R-95/128. Washington, DC: USEPA, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guidance for developing ecological soil screening levels**. Washington, DC: USEPA, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Exposure Factors Handbook**. EPA/600/R-09/052F. Washington, DC: USEPA, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method detection limit (MDL): frequent questions**. Washington, DC: USEPA, 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Tables – Summary Table**. Washington, DC: USEPA, 2023.

VARGAS, L. B.; WOLFF, R. H.; SOARES, J. F. Uso de líquens como bioindicadores no monitoramento ambiental: uma revisão. **Revista Latinoamericana Ambiente e Saúde**, v. 2022, p.

VÁSQUEZ, Cristina; CALVA, James; MOROCHO, Ramiro; DONOSO, David A.; BENÍTEZ, Ángel. Bryophyte communities along a tropical urban river respond to heavy metal and arsenic pollution. **Water**, v. 11, n. 4, 813, 2019.

VIENNE, A. et al. Enhanced weathering using basalt rock powder: carbon dioxide removal and soil fertility. **Frontiers in Climate**, 2022.

WAICHMAN, A. V. et al. Human health risks associated to trace elements and metals in commercial fish from the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Sciences**, v. 148, p. 230–242, 2025.

WANG, J. et al. Iron pollution and ecosystem response in freshwater systems. **Environmental Pollution**, v. 285, 117194, 2021.

WANG, L. et al. Sulfur dioxide emission and its environmental impacts: trends and mitigation. **Environmental Pollution**, v. 320, 120952, 2023.

WANG, S. et al. Stable isotopes tracing agricultural sulfate fertilizers in surface and groundwater. **Journal of Hydrology**, v. 626, 130276, 2025.

WHITE, P. J.; BROADLEY, M. R. Calcium and plant nutrition: implications for soil management. **Annals of Botany**, v. 130, p. 1–16, 2022.

WHO – World Health Organization. **Guidelines for safe recreational water environments**. Volume 1: coastal and fresh waters. Geneva: WHO, 2003a.

WHO – World Health Organization. **Magnesium in drinking-water: background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality**. Geneva: WHO, 2003b.

WHO – World Health Organization. **Nickel in drinking-water: background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality**. Geneva: WHO, 2005.

WHO – World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality: volume 1 – recommendations**. 3. ed. Geneva: WHO, 2008.

WHO – World Health Organization. **Potassium in drinking-water: background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality**. Geneva: WHO, 2009a.

WHO – World Health Organization. **Principles and methods for the assessment of risk from exposure to chemicals**. Environmental Health Criteria 240. Geneva: WHO, 2009b.

WHO – World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: WHO, 2017a.

WHO – World Health Organization. **Barium in drinking-water: background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality**. Geneva: WHO, 2017b.

WHO – World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: WHO, 2022.

WILKIE, D.; LA FARGE, C. Bryophytes as heavy metal biomonitors in the Canadian High Arctic. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, v. 43, n. 2, p. 289–300, 2011.

WITHERS, P. J. A. et al. Closing the phosphorus cycle: current progress and future needs. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 16, p. 9409–9421, 2020.

WITHERS, P. J. A. et al. Environmental phosphorus management and policy implications. **Environmental Science & Policy**, v. 134, p. 85–96, 2022.

WITKOWSKA, D.; SLOWIK, J.; CHILICKA, K. Heavy metals and human health: possible exposure pathways and the competition for protein binding sites. **Molecules**, v. 26, n. 19, 6060, 2021.

WONG, R. W. et al. Iron toxicity as a potential factor in AMD. **RETINA**, v. 27, n. 8, p. 997–1003, out. 2007.

WRB – World Reference Base for Soil Resources. **World reference base for soil resources – WRB 2022**: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 6. ed. Roma: FAO, 2022.

WU, X. et al. Mechanistic insights into lead-induced oxidative stress and genotoxicity. **Toxicology Reports**, v. 10, p. 196–208, 2023.

WWF-BRASIL. **Impactos da atividade agropecuária no Cerrado e Pantanal**. Brasília: WWF-Brasil, 2025.

YIN, X. et al. Toxicological evaluation of copper overload: a systematic review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 94, 103887, 2022.

ZAK, D. et al. Sulfate in freshwater ecosystems: sources, biogeochemistry, and ecological effects. **Environmental Reviews**, v. 29, n. 1, p. 1–14, 2021.

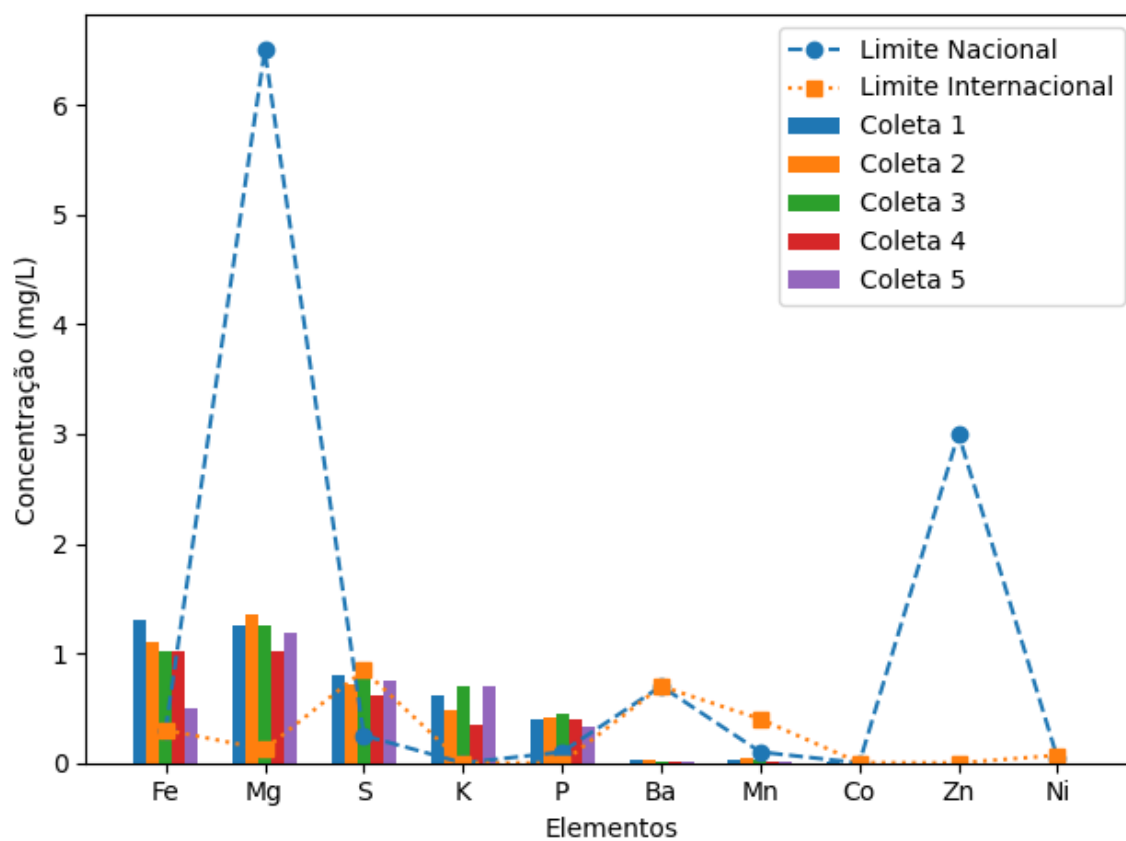
ZHANG, H. et al. Heavy metal accumulation in edible plant species: A global meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150–162, 2022.

ZHANG, J. et al. Transport and partitioning of metals in river networks of a plain area with sedimentary resuspension and implications for downstream lakes. **Environmental Pollution**, v. 294, 118668, 2022.

ZHOU, Y. et al. Zinc accumulation in agricultural soils and implications for plant and human health. **Science of the Total Environment**, v. 821, 153267, 2022.

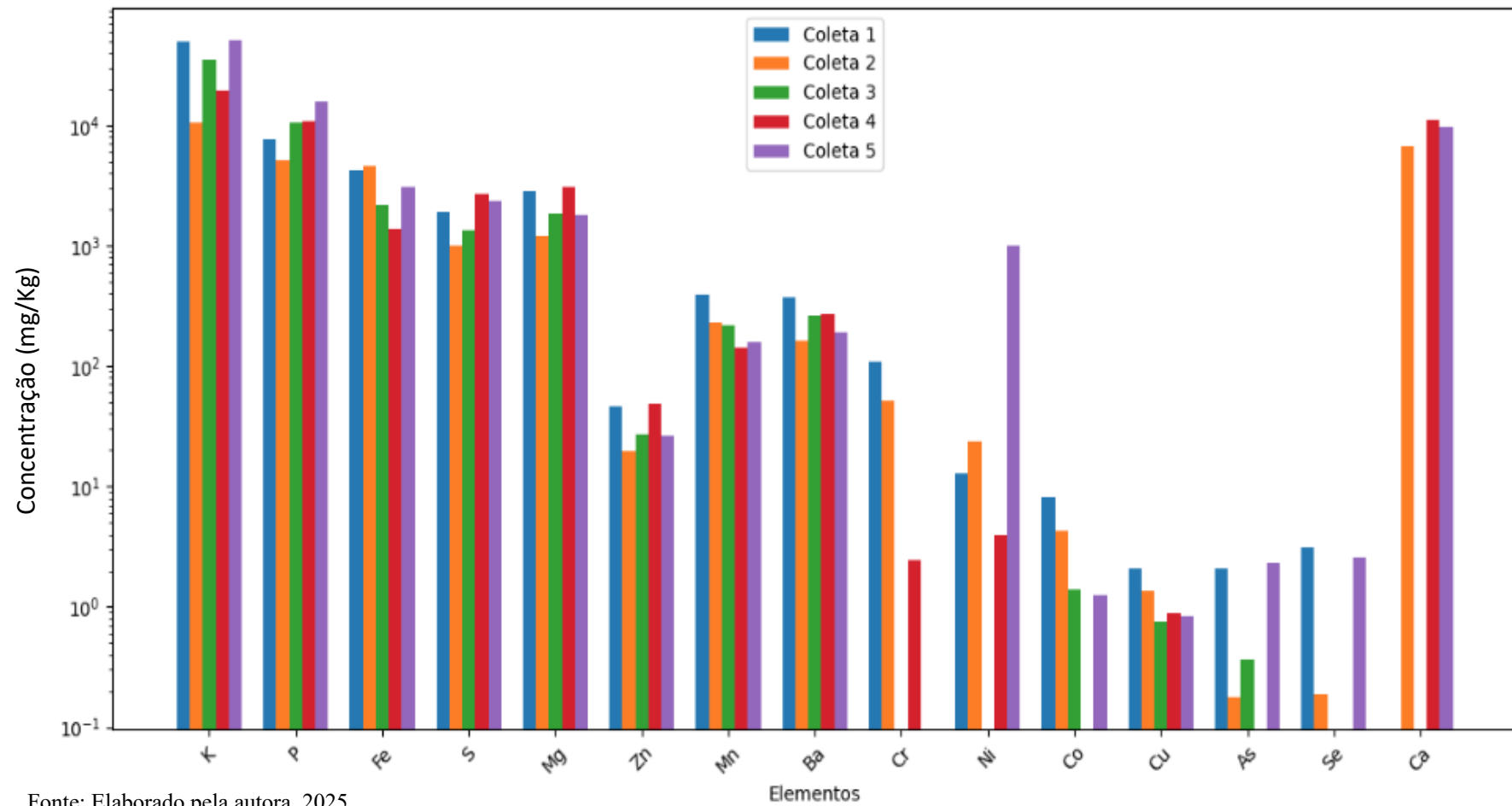
APÊNDICE A – Gráficos de concentrações médias dos elementos em água, solo e plantas

Figura A1 – Distribuição das concentrações médias de elementos nas águas de remanso do rio Santa Virgem



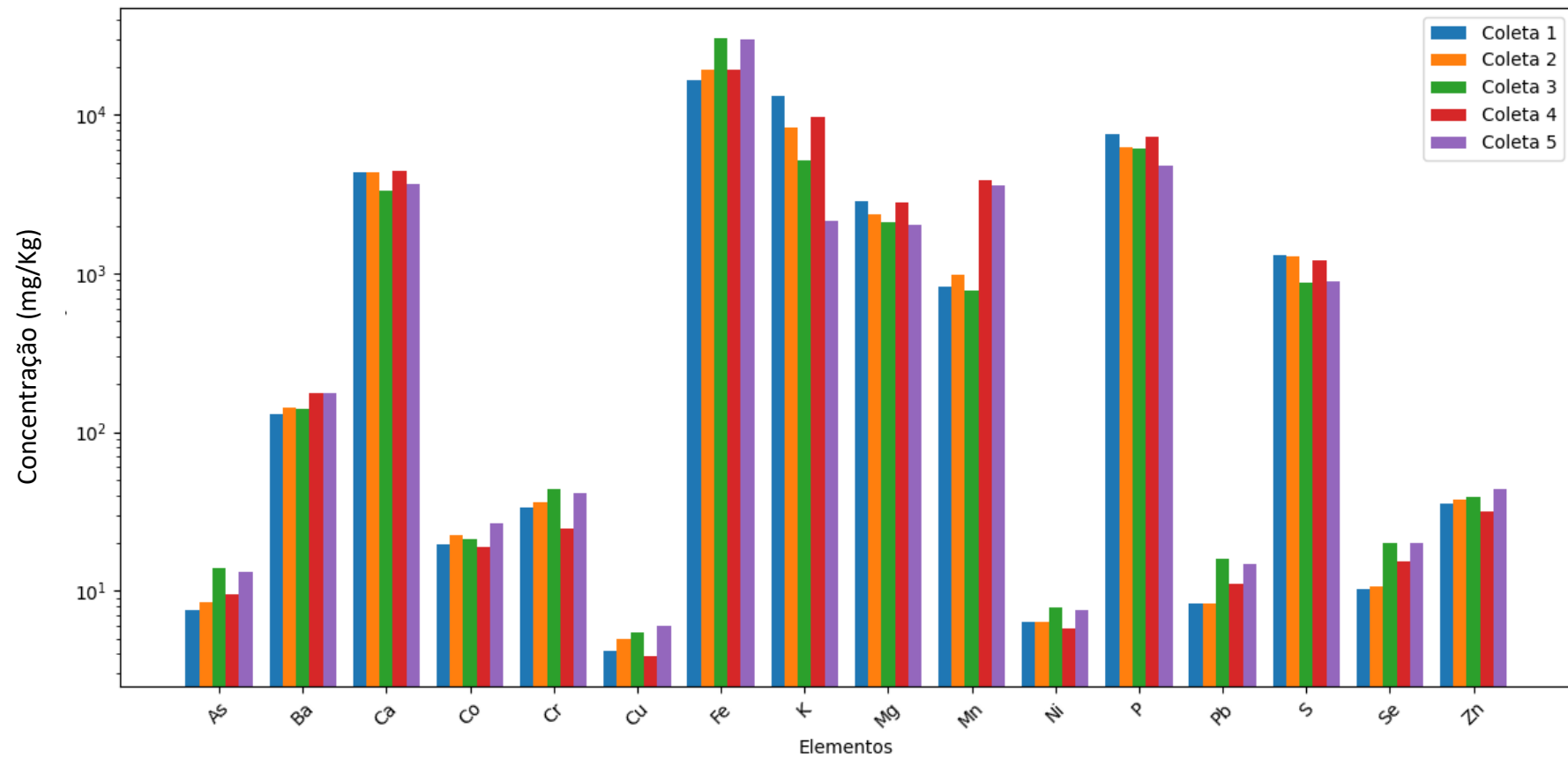
Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura A2 – Perfil elementar médio na amostra vegetal da família Apiaceae



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura A3 – Concentrações médias de elementos na hepática *Dumortiera* sp.



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura A4 – Distribuição das concentrações médias de elementos no musgo

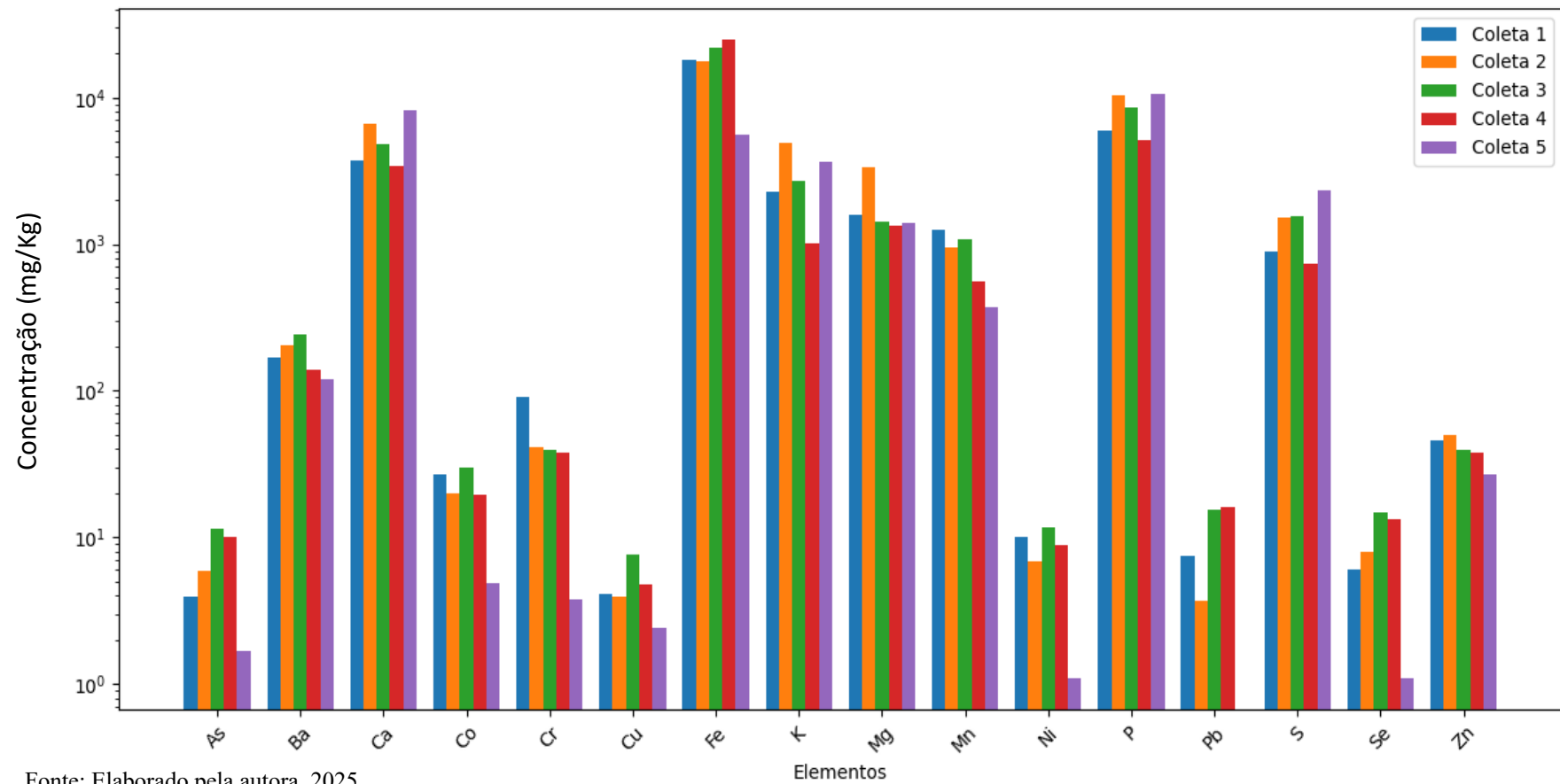
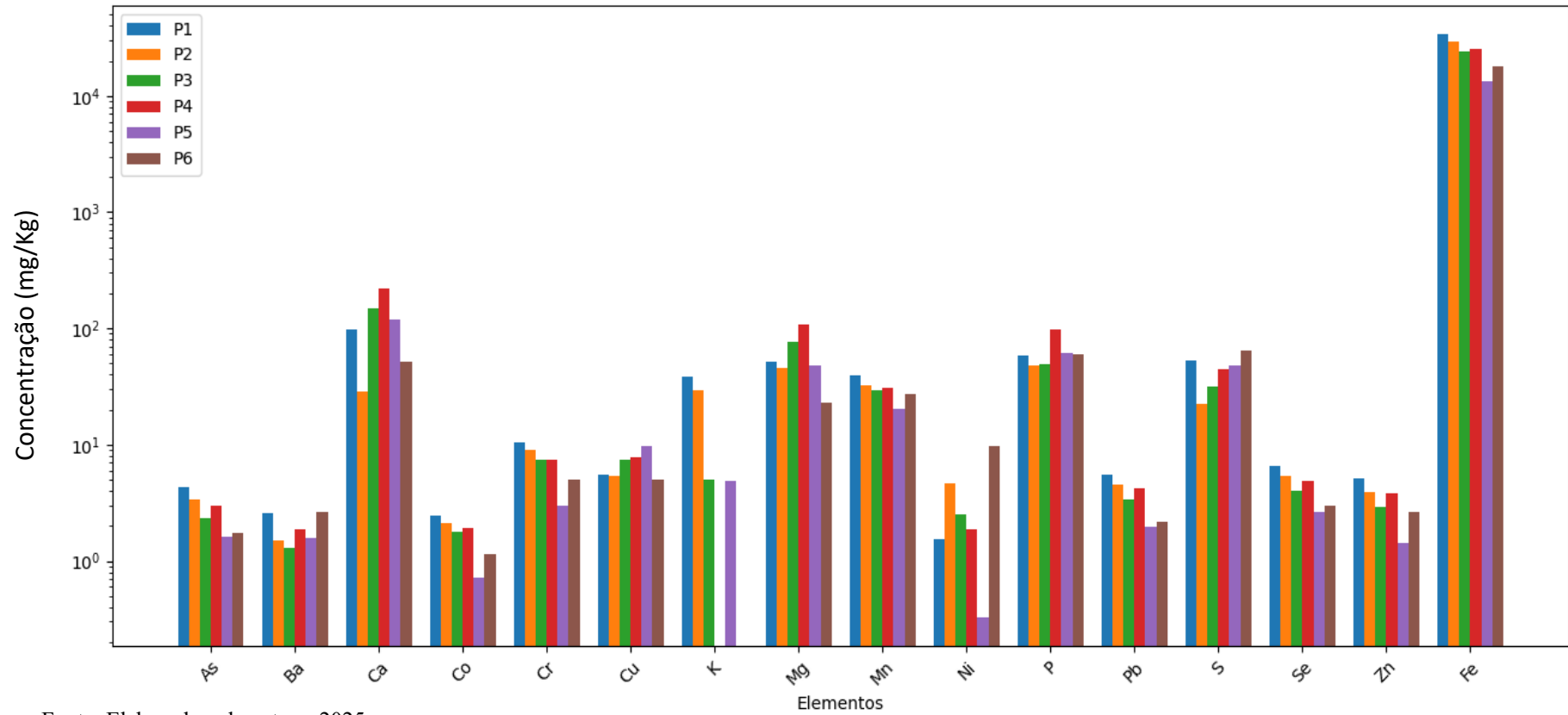


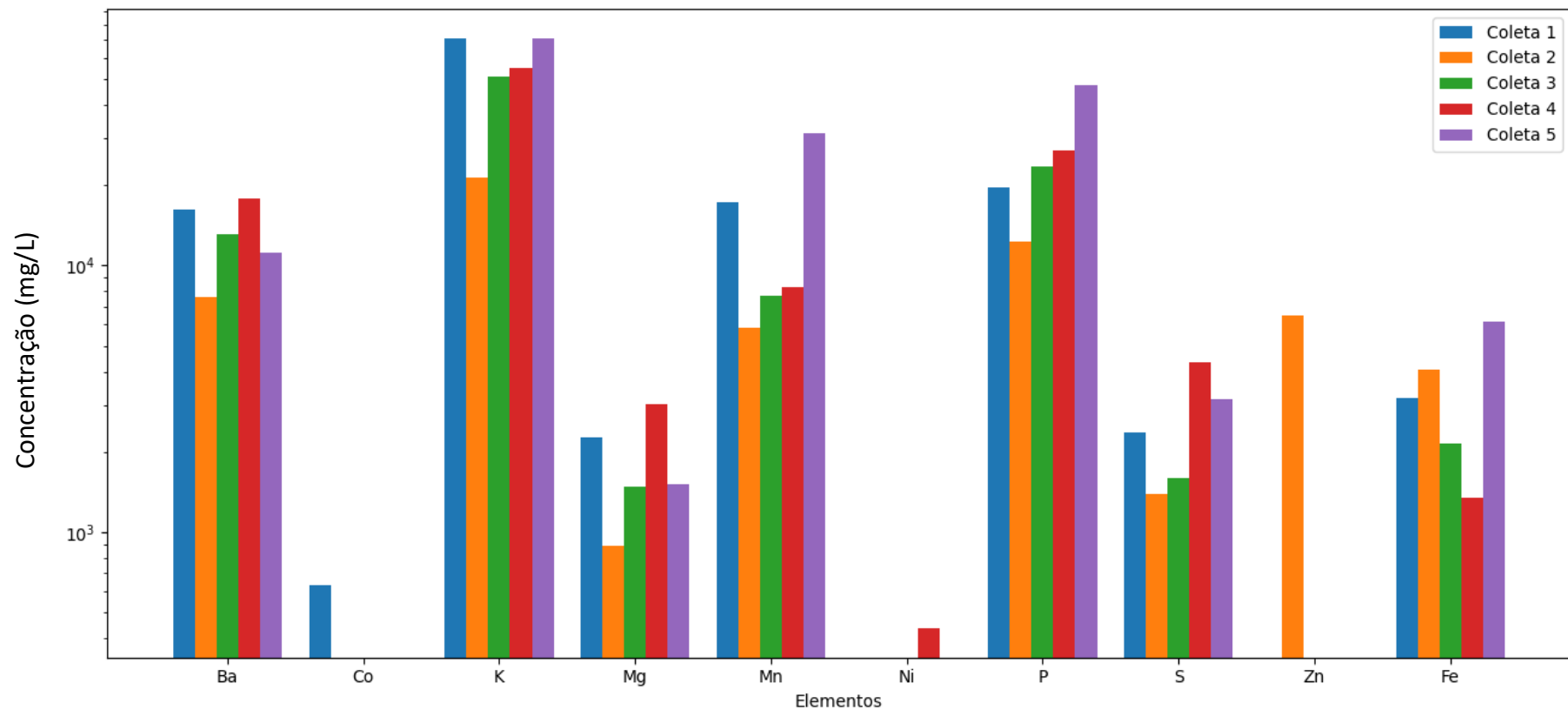
Figura A5 – Distribuição espacial das concentrações de elementos no solo ao longo do gradiente de distância ao rio Santa Virgem (50–300m)



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

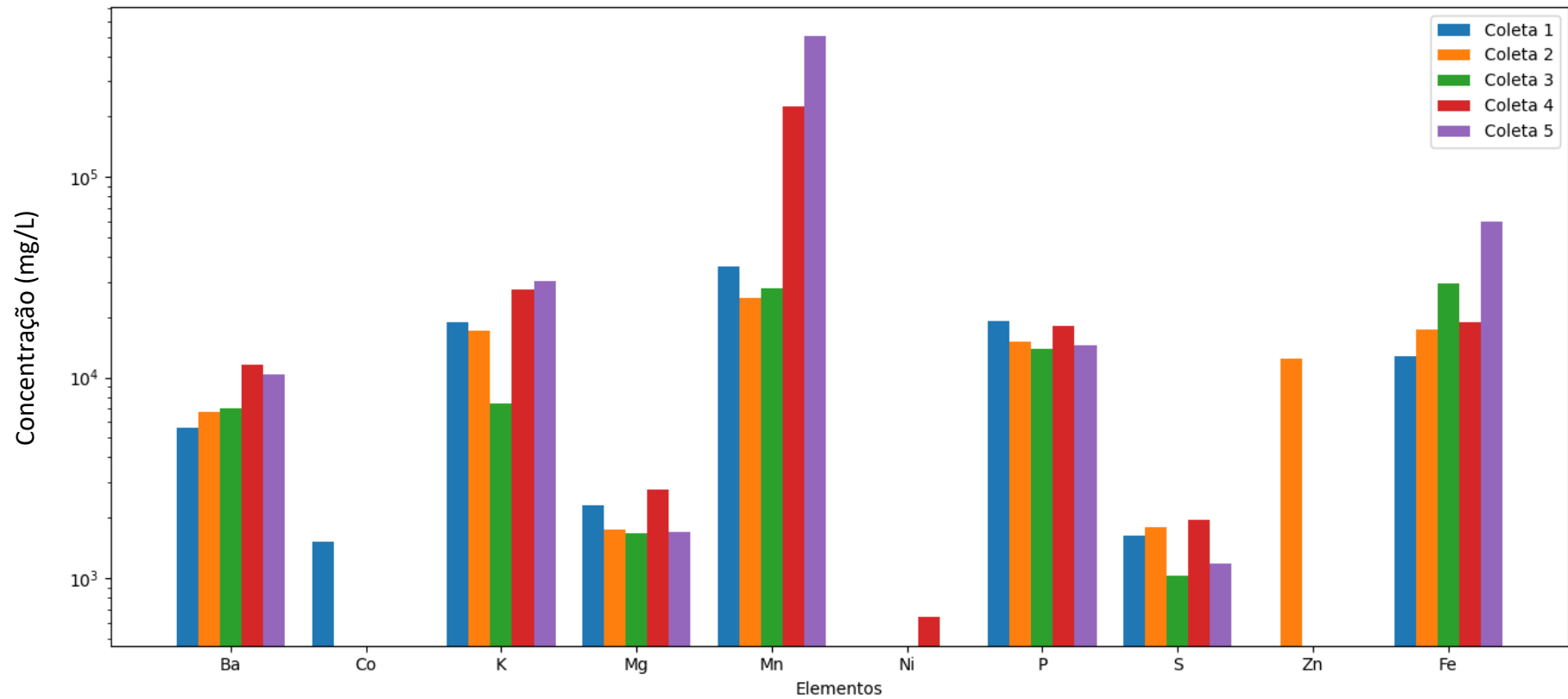
APÊNDICE B – Gráficos de avaliação do risco não carcinogênico à saúde humana

Figura B1 – Coeficiente de Acumulação Biológica dos elementos na Apiaceae em relação à água de remanso do rio Santa Virgem



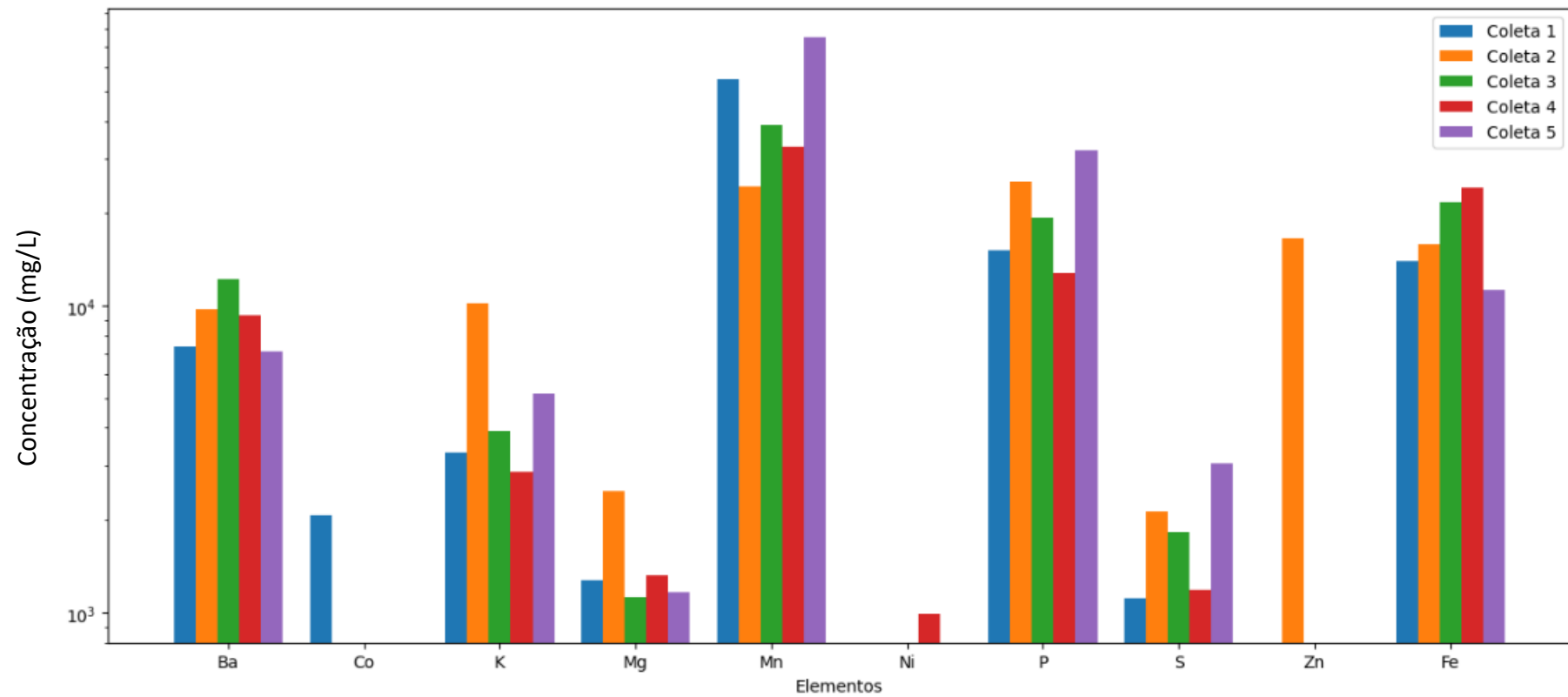
Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura B2 – Coeficiente de Acumulação Biológica dos elementos na hepática *Dumortiera* sp.



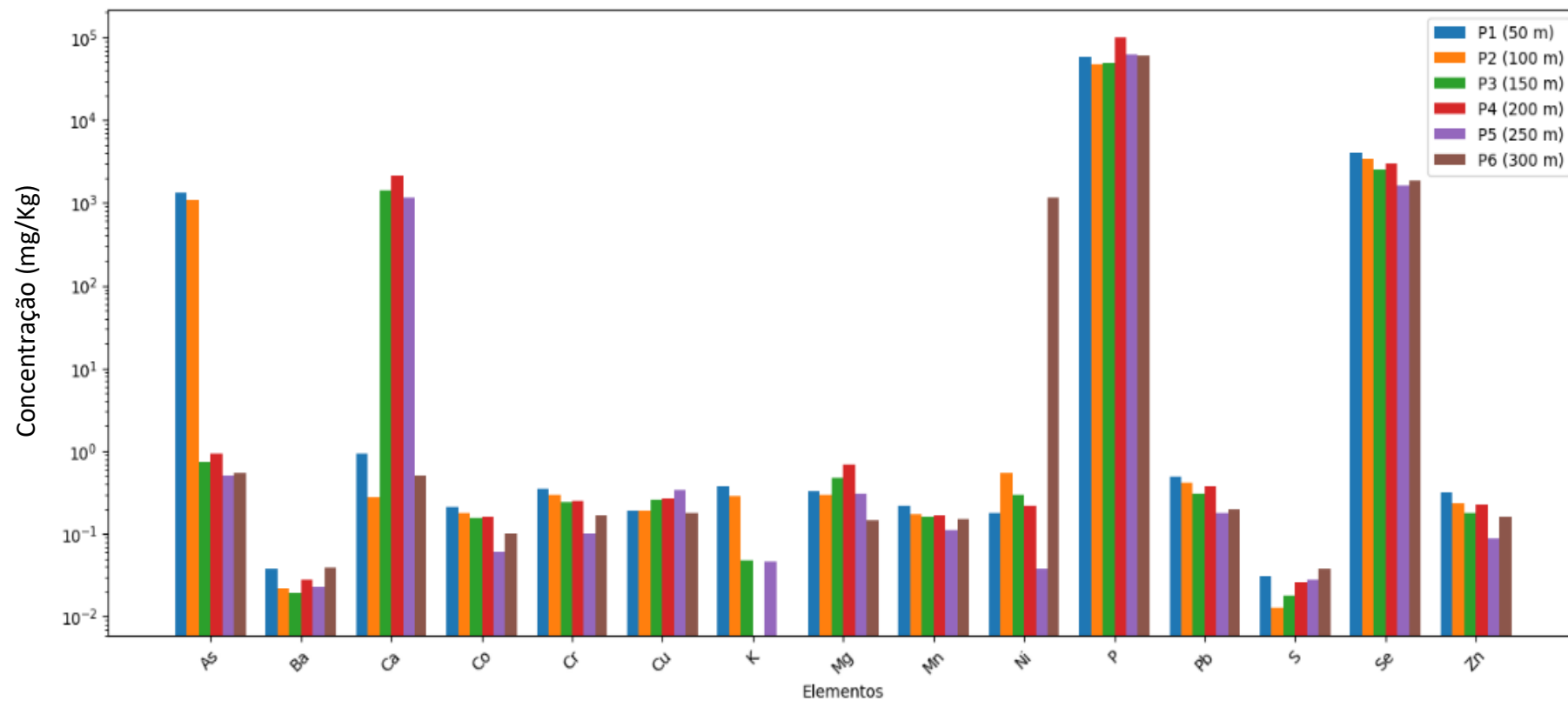
Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura B3 – Coeficiente de Acumulação Biológica dos elementos no musgo



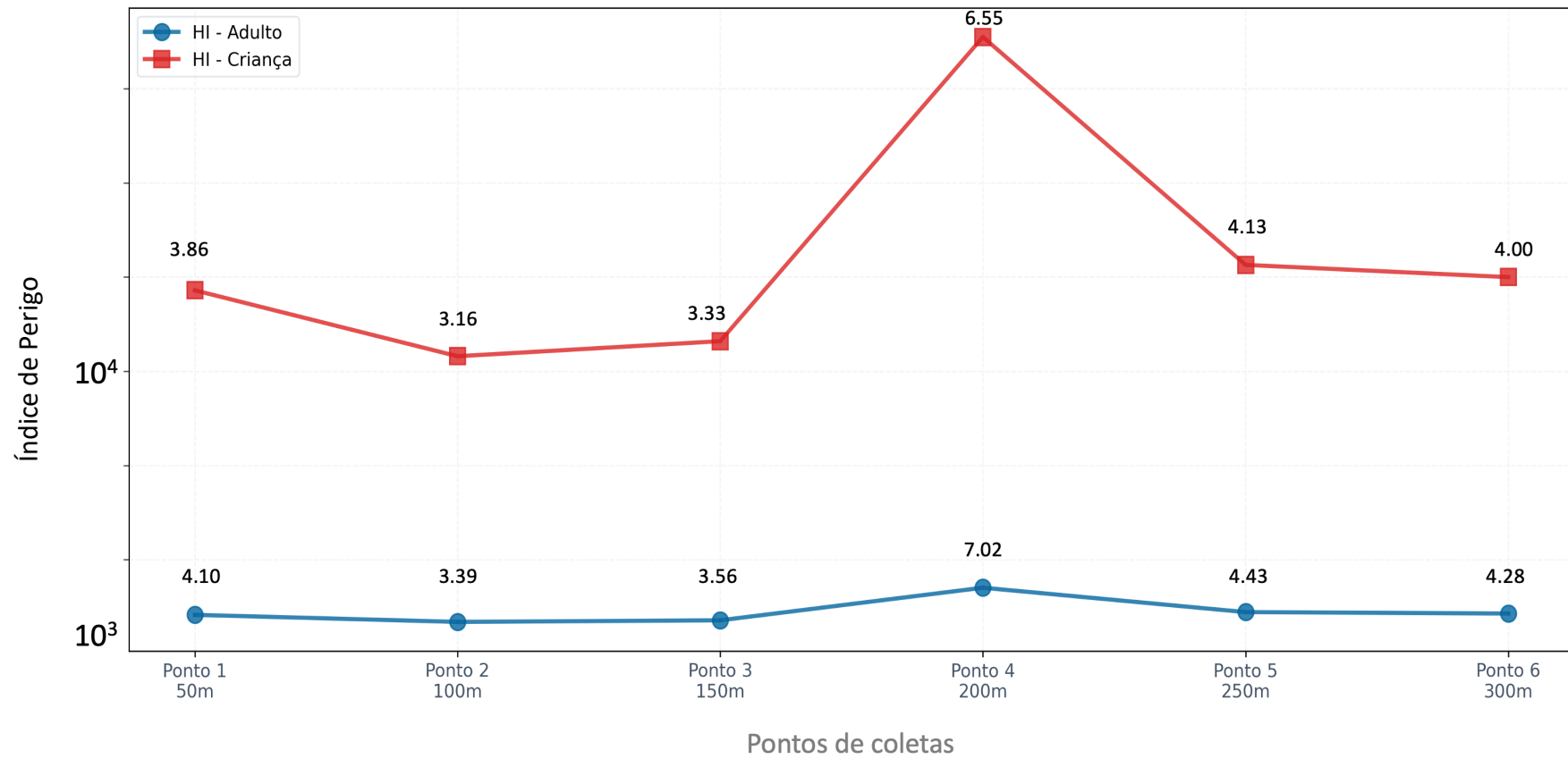
Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura B4 – Fator de Contaminação dos elementos no solo ao longo do gradiente espacial



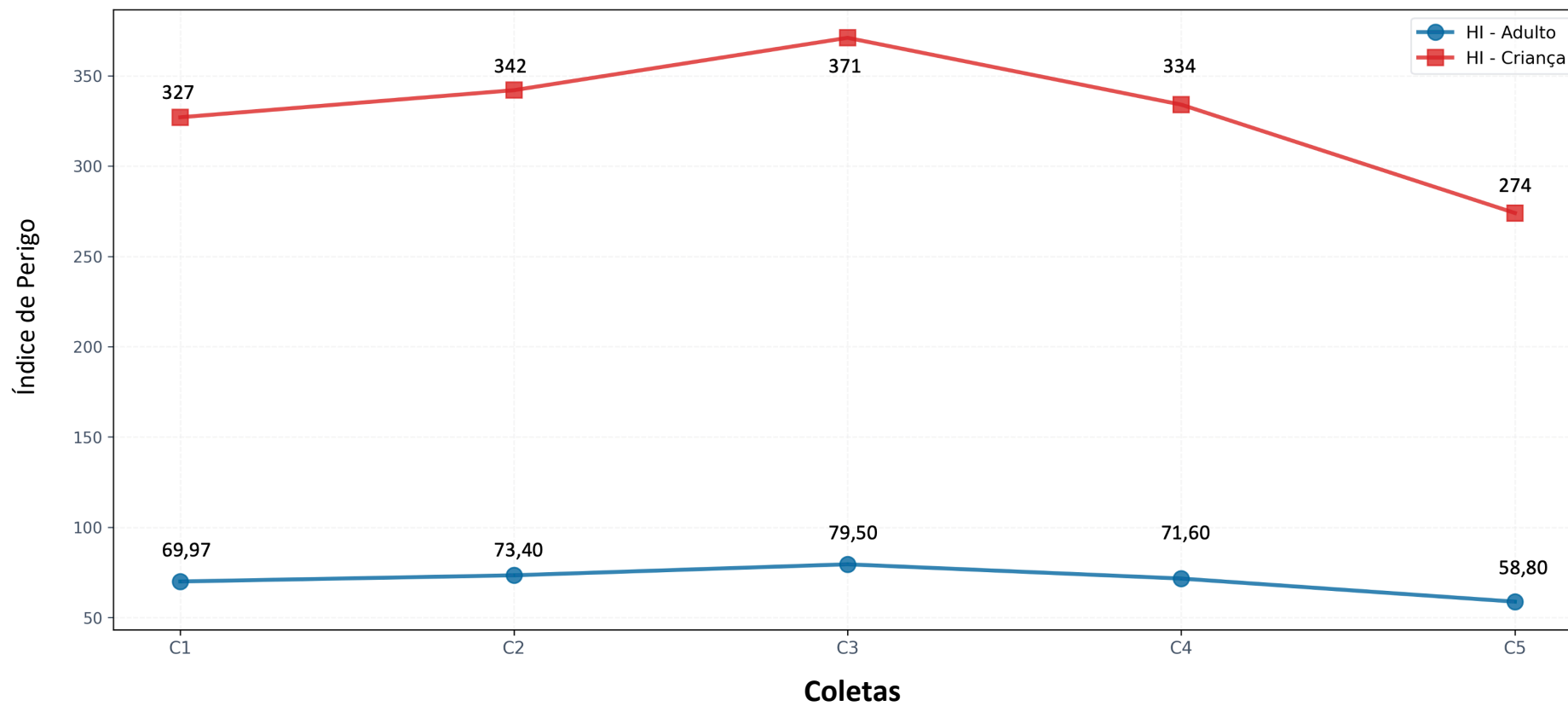
Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura B5 – Índice de perigo à saúde associado à ingestão de solo nos pontos de coleta P1 a P6 para crianças e adultos



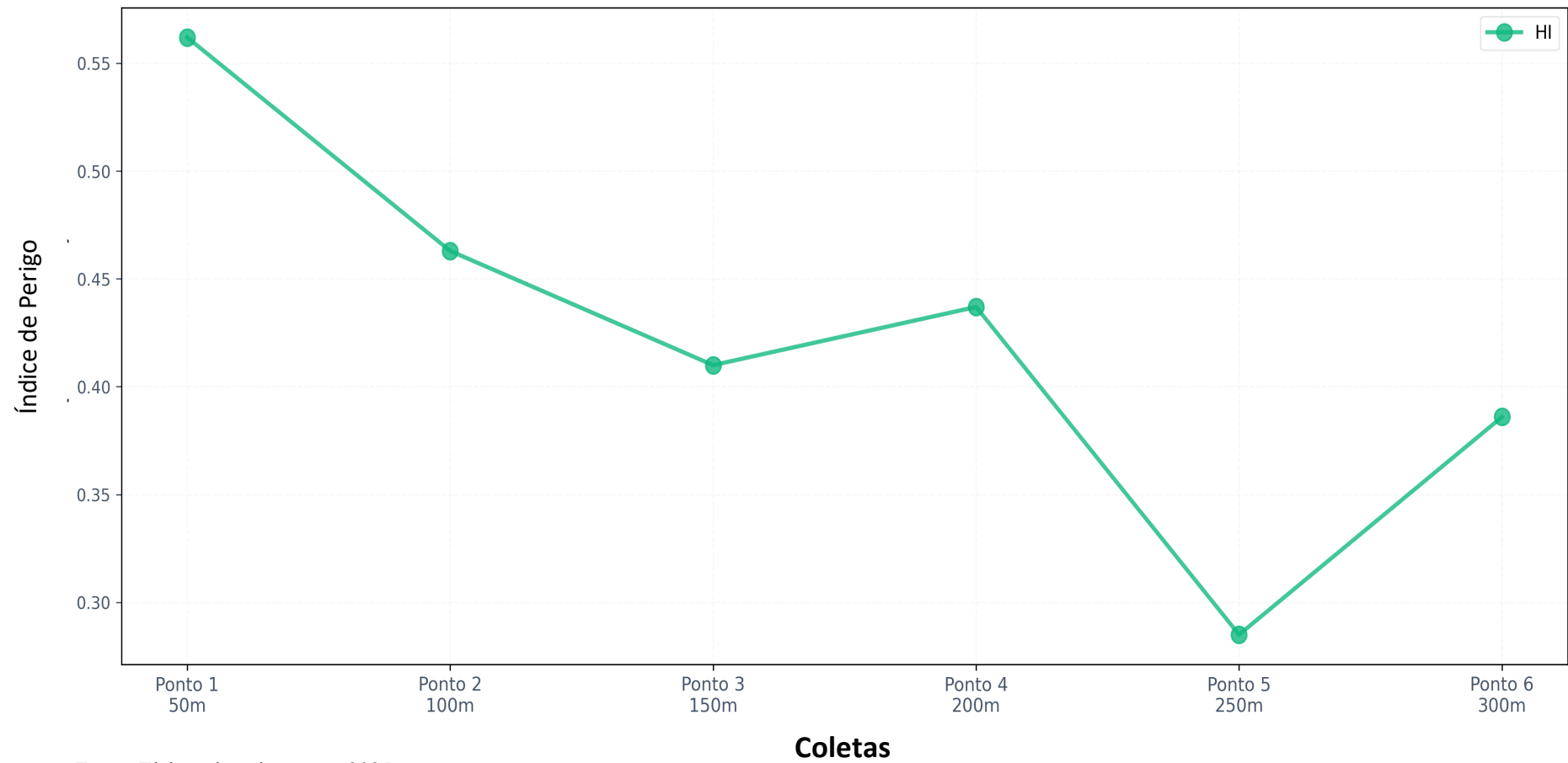
Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura B6 - Índice de Perigo (HI) para ingestão de água por Crianças e Adultos (IR = 0,25 L/dia) com base nas concentrações de elementos na água de remanso do rio Santa Virgem no período de entressafra (C1–C5)



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Figura B7 - Avaliação do risco não carcinogênico associado à inalação de partículas de poeira: Índice de Perigo (HI) para crianças e adultos nos pontos de coleta



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.