



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE TECNOLOGIA,
INFRAESTRUTURA
E TERRITÓRIO**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO INTERDISCIPLINAR EM
ENERGIA E SUSTENTABILIDADE**

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL E DE RISCO À SAÚDE HUMANA
UM ESTUDO DE CASO NO ANTIGO LIXÃO DE FOZ DO IGUAÇU - PR**

KLEBER GOMES RAMIREZ

Foz do Iguaçu

2024

Catálogo elaborado pelo Setor de Tratamento da Informação
Catálogo de Publicação na Fonte. UNILA - BIBLIOTECA LATINO-AMERICANA

R173a

Ramirez, Kleber Gomes.

Avaliação ambiental e de risco à saúde humana: um estudo de caso no antigo lixão de Foz do Iguaçu - PR / Kleber Gomes Ramirez. – Foz do Iguaçu, 2024.
237 f.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana. Instituto Latino-Americano de Tecnologia, Infraestrutura e Território. Programa de Pós-Graduação Interdisciplinar em Energia e Sustentabilidade. Foz do Iguaçu, 2024.

Orientador: Jiam Pires Frigo.

Coorientadora: Marcela Boroski.

1. Impacto ambiental - Avaliação. 2. Avaliação de riscos de saúde. 3. Áreas contaminadas. 4. Lixões desativados. 5. Solo - contaminação. I. Frigo, Jiam Pires. II. Boroski, Marcela. III. Universidade Federal da Integração Latino-Americana. IV. Título.

CDU 332.368(816.2)



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO
DE TECNOLOGIA, INFRAESTRUTURA
E TERRITÓRIO**

**PROGRAMA DE PÓS-
GRADUAÇÃO INTERDISCIPLINAR EM ENERGIA
E SUSTENTABILIDADE**

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL E DE RISCO À SAÚDE HUMANA
UM ESTUDO DE CASO NO ANTIGO LIXÃO DE FOZ DO IGUAÇU - PR**

KLEBER GOMES RAMIREZ

Tese de Doutorado apresentado ao Programa de Pós-Graduação Interdisciplinar em Energia e Sustentabilidade do Instituto Latino-Americano de Tecnologia, Infraestrutura e Território da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Energia e Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Jiam Pires Frigo

Co orientadora: Prof.^a Dra. Marcela Boroski

Foz do Iguaçu

2024

AVALIAÇÃO AMBIENTAL E DE RISCO A SAÚDE HUMANA
UM ESTUDO DE CASO NO ANTIGO LIXÃO DE FOZ DO IGUAÇU - PR

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interdisciplinar em Energia e Sustentabilidade do Instituto Latino-Americano de Tecnologia, Infraestrutura e Território da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Energia e Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Jiam Pires Frigo
UNILA

Co orientadora: Prof.^a Dra. Marcela Boroski
UNILA

Prof.^a Dra. Adriana Zemiani Challiol
UNILA

Prof.^a Dra. Priscila Ferri Coldebella
UDC

Prof.^a Dr. Dangela Maria Fernandes Kitamura
UTFPR

Foz do Iguaçu, 16 de dezembro de 2024.

Dedico aos professores que tive a honra de aprender durante a minha trajetória acadêmica, tão especiais que me inspiraram com seu exemplo e profissionalismo, a seguir em frente na vida acadêmica. Aos meus alunos da graduação da Engenharia Ambiental da Uniamérica.

A minha esposa Daiane, a meus pais, aos sogros, meus avós e a família que disponibilizou tempo e amor para as horas difíceis.

Obrigado por todo apoio, dedicação, palavras de conforto e motivação para conclusão dessa jornada.

AGRADECIMENTOS

À Deus por mais essa oportunidade em adquirir conhecimento.

Aos meus orientadores Professores Dr. Jiam Frigo e Dra. Marcela Boroski por toda a paciência e compreensão para conclusão desta importante etapa.

À Dra. Fernanda Rubio e Dra. Silvia Silva, e demais colegas, que estavam dispostos a este desafio, desde a elaboração do Termo de Referência para captação do recurso no Projeto Fundo Azul, até a execução num ano difícil, pandemia e pós-pandemia, que deixou todos apreensivos e desacreditados. Meu muito obrigado.

Aos amigos discentes e docentes do grupo de pesquisa em Recursos Hídricos da UNILA, que em sua jornada não mediram esforços para fazer acontecer.

À Prof.^a Dra. Ana Tereza que com sua calma e sabedoria, conduziu e acalmou nos momentos difíceis.

Aos Professores da banca de Qualificação Dra. Priscila, Dr. Luiz Gustavo e Dr. Gustavo pela valorosa contribuição e ajustes no caminho.

Aos colegas da Coordenação Industrial da SANEPAR, em especial Alvir e Airton, que auxiliaram nas coletas, meu agradecimento. E aos colegas da Qualidade, Celina e Victor que não deixaram de incentivar para que concluísse o estudo.

Aos responsáveis pelo Fundo Azul da SANEPAR, programa que financia projetos ambientais de proteção aos mananciais de abastecimento público, em especial Adriana Trigo, que ajudou no acompanhamento da execução do contrato. E à SANEPAR, pelo recurso financeiro para execução deste projeto.

Aos verdadeiros amigos, que durante a trajetória motivaram e apoiaram.

Aos familiares, que não compreendiam muito o todo, do processo, da dedicação exclusiva para finalização de tudo, obrigado pela compreensão.

Aos meus pais, pela paciência, nos momentos de estresse. Gratidão!

Agradecer a mim, ao jovem Kleber, que lá atrás, pensou em fazer mestrado e doutorado, e foi desencorajado por alguns da empresa e colegas, afirmando que não era meu perfil, que não era necessário para minha posição no trabalho. Gratidão por não desistir de seus sonhos!

À minha esposa Daiane, que não mediu esforços em me apoiar, mesmo com altos e baixos, foi essencial, seu amor e compreensão, ajudaram em mais essa conquista. Te amo daqui até a lua, indo e voltando infinitas vezes!

ORAÇÃO PELA MÃE NATUREZA

Ó Deus, nós te damos graças por este Universo, nosso lar;
pela sua vastidão e riqueza, pela exuberância da vida que o
enche e da qual somos parte.

Nós te louvamos pelos oceanos, pelas correntes frescas,
pelas montanhas que não se acabam, pelos pássaros, pelas
árvores, pelo capim sob os nossos pés.

Nós te louvamos pelos nossos sentidos: poder ver o
esplendor da manhã, ouvir as canções, sentir perfume das
flores da primavera.

Alarga em nós o senso de comunhão com todas as coisas
vivas, nossas irmãs, a quem desta esta terra por lar,
juntamente conosco.

Que aprendamos que as coisas vivas não vivem só para
nós; que elas vivem para si mesmas e para ti, que elas
amam a doçura da vida tanto quanto nós, e te servem, no
seu lugar, muitas vezes melhor que nós no nosso.

Quando chegar o nosso fim e não mais pudermos fazer uso
deste mundo, e tivermos de dar nosso lugar a outros, que
não deixemos coisa alguma destruída pela nossa ambição
e ignorância.

Mas que passemos adiante nossa herança comum mais
bela e mais doce, sem que lhe tenha sido tirado nada da
sua fertilidade e alegria, e assim nossos corpos possam
retornar em paz para o ventre da grande mãe que os nutriu
e os nossos espíritos possam gozar da vida perfeita em ti.

(Do livro Orações por um mundo melhor, PAULUS, 1997.)

RAMIREZ, Kleber Gomes. **Avaliação Ambiental e de Risco a Saúde Humana - Um Estudo de Caso no Antigo Lixão de Foz do Iguaçu – PR.** 2024. 237 f. (Doutorado Interdisciplinar em Energia e Sustentabilidade) – Universidade Federal da Integração Latino – Americana, Foz do Iguaçu.

RESUMO

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos representa uma importante fonte de degradação ambiental, podendo ocasionar impactos persistentes sobre os recursos naturais e a saúde humana mesmo após a desativação das áreas de disposição. Nesse contexto, esta tese teve como objetivo avaliar os impactos ambientais e os riscos à saúde humana associados ao antigo Lixão Arroio Dourado, localizado no município de Foz do Iguaçu, Paraná, por meio de uma abordagem integrada envolvendo fragilidade ambiental, contaminação do solo e qualidade da água subterrânea. A pesquisa foi estruturada em três capítulos complementares. No primeiro capítulo, foi realizado o mapeamento da fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá utilizando o Método de Análise Hierárquica de Processos (AHP) integrado a ferramentas de geoprocessamento. Os resultados evidenciaram predomínio de áreas com fragilidade ambiental média a alta, associadas principalmente à expansão das atividades agropecuárias, à fragmentação da cobertura vegetal e ao avanço da ocupação urbana. No segundo capítulo, foi avaliada a contaminação por metais potencialmente tóxicos nos solos do antigo lixão, por meio de índices geoquímicos, avaliação de risco ecológico e análise de risco à saúde humana. Os resultados identificaram o cromo como o elemento de maior relevância ambiental e toxicológica, apresentando estimativas de risco carcinogênico superiores aos níveis de aceitabilidade em determinados cenários de exposição. No terceiro capítulo, a qualidade da água subterrânea foi investigada por meio de análises físico-químicas, microbiológicas e hidrogeoquímicas associadas à Análise de Componentes Principais (ACP) e à interpolação espacial por Inverse Distance Weighting (IDW). Os resultados demonstraram que a qualidade da água subterrânea é influenciada tanto pelas características naturais do Sistema Aquífero Serra Geral quanto por fatores antrópicos relacionados ao histórico de disposição de resíduos sólidos e ao uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica. Embora a maior parte dos compostos orgânicos avaliados tenha apresentado concentrações inferiores aos valores orientadores estabelecidos pela legislação, foram observadas alterações pontuais em parâmetros físico-químicos, microbiológicos e em alguns metais, indicando vulnerabilidade ambiental e necessidade de monitoramento contínuo. De forma integrada, os resultados demonstram que os efeitos do passivo ambiental permanecem detectáveis nos diferentes compartimentos ambientais avaliados, evidenciando a interdependência entre fragilidade da paisagem, contaminação do solo e qualidade da água subterrânea. A pesquisa contribui para o avanço do conhecimento sobre áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos e fornece subsídios técnicos para o gerenciamento ambiental, recuperação de áreas contaminadas e proteção dos recursos naturais, em consonância com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, especialmente os ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), ODS 6 (Água Potável e Saneamento), ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) e ODS 15 (Vida Terrestre).

Palavras-chave: fragilidade ambiental; resíduos sólidos urbanos; metais potencialmente tóxicos; água subterrânea; análise de risco; geoprocessamento.

RAMIREZ, Kleber Gomes. **Evaluación Ambiental y de Riesgo para la Salud Humana - Un Estudio de Caso en el Antiguo Vertedero de Arroio Dourado en Foz do Iguaçu – PR. 2024.** 237 f. (Doctorado Interdisciplinario en Energía y Sostenibilidad) – Universidad Federal de Integración Latinoamericana, Foz do Iguaçu.

RESUMEN

La disposición inadecuada de residuos sólidos urbanos representa una importante fuente de degradación ambiental y puede generar impactos persistentes sobre los recursos naturales y la salud humana incluso después del cierre de los sitios de disposición. En este contexto, esta tesis tuvo como objetivo evaluar los impactos ambientales y los riesgos para la salud humana asociados al antiguo vertedero Arroio Dourado, ubicado en el municipio de Foz do Iguaçu, estado de Paraná, Brasil, mediante un enfoque integrado que contempla la fragilidad ambiental, la contaminación del suelo y la calidad del agua subterránea. La investigación fue estructurada en tres capítulos complementarios. En el primer capítulo se realizó el mapeo de la fragilidad ambiental de la cuenca hidrográfica del río Tamanduá utilizando el Método de Análisis Jerárquico de Procesos (AHP) integrado con herramientas de geoprocésamiento. Los resultados evidenciaron un predominio de áreas clasificadas con fragilidad ambiental media a alta, asociadas principalmente a la expansión de las actividades agropecuarias, la fragmentación de la cobertura vegetal nativa y el avance de la urbanización. En el segundo capítulo se evaluó la contaminación por metales potencialmente tóxicos en los suelos del antiguo vertedero mediante índices geoquímicos, evaluación de riesgo ecológico y análisis de riesgo para la salud humana. Los resultados identificaron al cromo como el elemento de mayor relevancia ambiental y toxicológica, presentando estimaciones de riesgo carcinogénico superiores a los niveles de aceptabilidad en determinados escenarios de exposición. En el tercer capítulo se investigó la calidad del agua subterránea mediante análisis físicoquímicos, microbiológicos e hidrogeoquímicos asociados al Análisis de Componentes Principales (ACP) y a la interpolación espacial mediante Inverse Distance Weighting (IDW). Los resultados demostraron que la calidad del agua subterránea está influenciada tanto por las características naturales del Sistema Acuífero Serra Geral como por factores antrópicos relacionados con el histórico de disposición de residuos sólidos y el uso y ocupación del suelo en la cuenca hidrográfica. Aunque la mayoría de los compuestos orgánicos evaluados presentó concentraciones inferiores a los valores orientadores establecidos por la legislación, se observaron alteraciones puntuales en parámetros físicoquímicos, microbiológicos y en algunos metales, indicando vulnerabilidad ambiental y la necesidad de mantener un monitoreo continuo. De manera integrada, los resultados demuestran que los efectos de este pasivo ambiental permanecen detectables en los diferentes compartimentos ambientales evaluados, evidenciando la interdependencia entre la fragilidad del paisaje, la contaminación del suelo y la calidad del agua subterránea. La investigación contribuye al avance del conocimiento sobre áreas degradadas por residuos sólidos urbanos y proporciona información técnica para la gestión ambiental, la recuperación de áreas contaminadas y la protección de los recursos naturales, en consonancia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, especialmente los ODS 3 (Salud y Bienestar), ODS 6 (Agua Limpia y Saneamiento), ODS 11 (Ciudades y Comunidades Sostenibles) y ODS 15 (Vida de Ecosistemas Terrestres).

Palabras clave: fragilidad ambiental; residuos sólidos urbanos; metales potencialmente tóxicos; agua subterránea; evaluación de riesgo; geoprocésamiento.

RAMIREZ, Kleber Gomes. **Environmental and Human Health Risk Assessment - A Case Study of the Former Arroio Dourado Landfill in Foz do Iguaçu – PR.** 2024. 237 f. (Doctorate in Interdisciplinary Energy and Sustainability) – Federal University for Latin American Integration, Foz do Iguaçu.

ABSTRACT

Inadequate disposal of municipal solid waste represents an important source of environmental degradation and may cause persistent impacts on natural resources and human health even after the closure of disposal sites. In this context, this dissertation aimed to evaluate the environmental impacts and human health risks associated with the former Arroio Dourado dumpsite, located in Foz do Iguaçu, Paraná State, Brazil, through an integrated approach involving environmental fragility, soil contamination, and groundwater quality. The research was structured into three complementary chapters. In the first chapter, environmental fragility mapping of the Tamanduá River Watershed was carried out using the Analytic Hierarchy Process (AHP) integrated with geoprocessing tools. The results revealed a predominance of areas classified as having medium to high environmental fragility, mainly associated with agricultural expansion, fragmentation of native vegetation, and urban growth. In the second chapter, contamination by potentially toxic metals in soils from the former dumpsite was evaluated through geochemical indices, ecological risk assessment, and human health risk analysis. The results identified chromium as the element of greatest environmental and toxicological relevance, presenting carcinogenic risk estimates above acceptable levels under specific exposure scenarios. In the third chapter, groundwater quality was investigated through physicochemical, microbiological, and hydrogeochemical analyses combined with Principal Component Analysis (PCA) and Inverse Distance Weighting (IDW) interpolation. The results demonstrated that groundwater quality is influenced both by the natural characteristics of the Serra Geral Aquifer System and by anthropogenic factors related to the historical disposal of solid waste and land use within the watershed. Although most of the evaluated organic compounds showed concentrations below regulatory guideline values, localized alterations were observed in physicochemical, microbiological, and metallic parameters, indicating environmental vulnerability and the need for continuous monitoring. Overall, the results demonstrate that the effects of this environmental liability remain detectable in the different environmental compartments investigated, highlighting the interdependence between landscape fragility, soil contamination, and groundwater quality. The research contributes to the advancement of knowledge regarding areas degraded by municipal solid waste and provides technical support for environmental management, remediation of contaminated areas, and protection of natural resources, in accordance with the Sustainable Development Goals, especially SDGs 3 (Good Health and Well-being), 6 (Clean Water and Sanitation), 11 (Sustainable Cities and Communities), and 15 (Life on Land).

Keywords: environmental fragility; municipal solid waste; potentially toxic metals; groundwater; risk assessment; geoprocessing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Delineamento do Estudo.....	20
Figura 2 - Histórico da utilização da área do Lixão Arroio Dourado em Foz do Iguaçu.....	22
Figura 3 – Mapa de Localização da Bacia do Rio Tamandúá.....	33
Figura 4 – Metodologia AHP para Fragilidade Ambiental.	36
Figura 5 - Dinâmica de uso e cobertura da terra.....	43
Figura 6 – Carta de Declividade da Bacia do Rio Tamandúá.	49
Figura 7 – Carta de Solos da Bacia do Rio Tamandúá.....	51
Figura 8 – Mapa de Uso e Ocupação do Solo da Bacia do Rio Tamandúá.....	53
Figura 9 - Fragilidade Ambiental Potencial.	56
Figura 10 - Mapa de Fragilidade Ambiental Emergente.	61
Figura 11 – Localização da Área de Estudo	73
Figura 12 - Resumo metodológico dos pontos de coleta das amostras de solo.....	75
Figura 13 - Fluxograma metodológico da avaliação da contaminação por metais potencialmente tóxicos e dos riscos ecológicos e à saúde humana nos solos do antigo lixão Arroio Dourado, Foz do Iguaçu – PR.	78
Figura 14 – Mapa de Localização de Foz do Iguaçu.....	124
Figura 15 - Localização da Área de Estudo.....	125
Figura 16 – Mapa de Declividade e de Curva de nível.	126
Figura 17 - Distribuição das unidades aquíferas do Estado do Paraná, com destaque para o Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), onde se insere a área de estudo localizada no município de Foz do Iguaçu.	128
Figura 18 – Rede hidrográfica da Bacia do Rio Tamandúá.	130
Figura 19 - Uso e ocupação do solo na área de influência do antigo Lixão Arroio Dourado.	131
Figura 20 - Localização dos poços de monitoramento e pontos de amostragem de água subterrânea.....	133
Figura 21 - Amostragem dos Poços de Monitoramento.	136
Figura 22 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo DE compostos físico-químicos.....	154
Figura 23 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo ânions.....	158
Figura 24 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo	

dos metais.	161
Figura 25 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo BTEX.....	163
Figura 26 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo dos compostos inorgânicos.....	165
Figura 27 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada aos parâmetros microbiológicos.	168
Figura 28 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada aos compostos orgânicos voláteis.....	173
Figura 29 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo dos pesticidas.....	174
Figura 30 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada aos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA).....	175

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação da fragilidade relacionada à declividade.....	37
Quadro 2 – Classificação da fragilidade relacionada ao tipo de solo	38
Quadro 3 – Classificação da fragilidade relacionada a precipitação.	38
Quadro 4 – Classes para cobertura vegetal e uso e ocupação do solo.	39
Quadro 5 - Método Analítico para CTC Solos e Granulometria de Solos.....	76
Quadro 6 - Método Analítico para demais parâmetros solo.	76
Quadro 7 - Classificação dos parâmetros de grau de poluição para o FC	79
Quadro 8 - Classificação dos parâmetros de grau de poluição – ICP	80
Quadro 9 - Classificação dos parâmetros de grau de poluição – Igeo	81
Quadro 10 - Classificação do Risco Ecológico.....	81
Quadro 11 - Resposta Tóxica (Tr) para os metais pesados.....	82
Quadro 12 - Parâmetros de exposição usados para a avaliação de risco à saúde para cenário de exposição residencial urbana por meio de ingestão oral e vias de exposição dérmica.....	82
Quadro 13 - Valores padronizados da Taxa de inalação.....	84
Quadro 14 - Valores padronizados de exposição dérmica ao solo.	84
Quadro 15 - Doses de referência - para não cancerígenos (em mg.kg ⁻¹).....	85
Quadro 16 - Fatores de declive do câncer - para risco carcinogênico (em mg.kg ⁻¹)	86
Quadro 17 - Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para solos mg.kg ⁻¹ de peso seco.....	94
Quadro 18 - Análise Estatística para Risco Ecológico	94
Quadro 19 - Ingestão de metais pesados através do solo.....	97
Quadro 20 - Inalação de metais pesados através de partículas do solo.....	99
Quadro 21 - Contato dérmico com o solo	101
Quadro 22 - Quociente de Risco para Ingestão de metais pesados.....	102
Quadro 23 - Quociente de Risco para Inalação de metais pesados.....	104
Quadro 24 - Quociente de Risco para Contato Dérmico de metais pesados.....	106
Quadro 25 - Fator de risco cancerígeno oral.....	108
Quadro 26 - Fator de risco cancerígeno inalação.....	110
Quadro 27 - Fator de risco cancerígeno dérmico.....	111
Quadro 28 - Critérios de estabilização utilizados durante as campanhas de monitoramento.....	135
Quadro 29 - Parâmetros analíticos, limites de quantificação, unidades e métodos utilizados nas análises laboratoriais.....	140

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Trabalhos desenvolvidos na área de estudo.	23
Tabela 2 - Verificação da consistência da matriz AHP	41
Tabela 3 - Classes de Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá.....	46
Tabela 4 - Totais mensais de precipitação (mm) na Bacia do Rio Tamanduá.....	47
Tabela 5 – Área Fragilidade Ambiental Potencial	56
Tabela 6 - Comparativo entre Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente.	59
Tabela 7 - Resultados dos Pontos CS01 a CS05 da concentração (mg kg^{-1}) de metais potencialmente tóxicos nos solos da área do antigo lixão Arroio Dourado.	89
Tabela 8 - Grupos analíticos e respectivas finalidades no monitoramento da qualidade da água subterrânea.	139
Tabela 9 - Médias, desvios-padrão e resultados do teste t para uma amostra das variáveis provenientes dos dados de campo em comparação com os valores de referência da Resolução CONAMA nº 420/2009, Resolução CONAMA nº 396/2008 e Portaria GM/MS nº 888/2021.....	153
Tabela 10 - Estatística descritiva da contagem de cianobactérias nas amostras de água subterrânea.	156
Tabela 11 - Estatística descritiva e comparação com valores orientadores para o grupo dos ânions.	157
Tabela 12 - Estatística descritiva e comparação das concentrações dos metais com os valores orientadores das legislações de referência.	159
Tabela 13 - Estatística descritiva e comparação com valores orientadores para os compostos orgânicos aromáticos do grupo BTEX.	162
Tabela 14 - Estatística descritiva e comparação dos compostos inorgânicos com os valores orientadores das legislações de referência.	164
Tabela 15 - Estatística descritiva e comparação dos parâmetros microbiológicos com os valores orientadores das legislações de referência.	166
Tabela 16 - Médias, desvios-padrão e resultados do teste t para VOC, SVOC, pesticidas e HPA em águas subterrâneas da área de estudo. Valores orientadores conforme Resolução CONAMA nº 420/2009, Resolução CONAMA nº 396/2008 e Portaria GM/MS nº 888/2021.....	169
Tabela 17 - Resultado analítico para o Poço de Monitoramento PM01	183
Tabela 18 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM02	188

Tabela 19 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM03	194
Tabela 20 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM05	200
Tabela 21 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM06	207
Tabela 22 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM08	213
Tabela 23 - Resultados analíticos para o Poço Casa Senhor Moisés	220
Tabela 24 - Resultados analíticos para o Poço Comunitário	226
Tabela 25 - Resultado das análises considerando diferentes profundidades de solo para o Ponto CS01.	232
Tabela 26 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS02.....	233
Tabela 27 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS03.....	234
Tabela 28 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS04.....	235
Tabela 29 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS05.....	236

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE QUADROS	12
LISTA DE TABELAS	13
SUMÁRIO	15
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	18
1.1 JUSTIFICATIVA	21
1.2 HIPÓTESE.....	21
1.3 HISTÓRICO E IDENTIFICAÇÃO DO ANTIGO LIXÃO ARROIO DOURADO	21
1.4 ESTUDOS REALIZADOS NA REGIÃO.....	23
1.5 REFERÊNCIAS.....	25
2 OBJETIVOS.....	28
2.1 OBJETIVO GERAL	28
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	28
3 CAPÍTULO I - MAPEAMENTO DA FRAGILIDADE AMBIENTAL COM O MÉTODO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAMANDUÁ EM FOZ DO IGUAÇU - PR, BRASIL	29
3.1 INTRODUÇÃO	29
3.2 DESENVOLVIMENTO	32
3.2.1 Área de Estudo	32
3.2.2 Metodologia	34
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
3.4 CONCLUSÃO	63
3.5 REFERÊNCIAS.....	65
4 CAPÍTULO II - AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E À SAÚDE HUMANA ASSOCIADA À CONTAMINAÇÃO POR METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS SOLOS DO ANTIGO LIXÃO ARROIO DOURADO, FOZ DO IGUAÇU – PR.....	70
4.1 INTRODUÇÃO	70

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS	72
4.2.1 Área de Estudo	72
4.2.2 Amostragem e Análise Laboratorial	73
4.2.3 Avaliação da qualidade do solo	77
4.2.4 Métodos de avaliação da poluição	79
4.2.5 Métodos de avaliação de risco	81
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	86
4.3.1 Caracterização geoambiental dos solos.....	86
4.3.2 Critérios de referência para avaliação da contaminação	93
4.3.3 Avaliação do Risco Ecológico	94
4.3.4 Avaliação do Risco a Saúde Humana	97
4.4 CONCLUSÃO	113
4.5 REFERÊNCIAS.....	115
5 CAPÍTULO III – ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA APLICADA A ESTUDO DA QUALIDADE EM ÁGUA SUBTERRÂNEA DO ANTIGO LIXÃO ARROIO DOURADO	120
5.1 INTRODUÇÃO	120
5.2 METODOLOGIA	123
5.2.1 Caracterização da Área de Estudo	123
5.2.2 Relevo	125
5.2.3 Pedologia.....	126
5.2.4 Hidrogeologia.....	127
5.2.5 Hidrografia	129
5.2.6 Cobertura Vegetal e Uso e Ocupação do Solo	131
5.2.7 Rede de Monitoramento e Coleta das Amostras	132
5.2.8 Parâmetros de Monitoramento e Metodologia de Análise.....	138
5.2.9 Avaliação dos parâmetros analíticos.....	149

5.2.10 Controle de Qualidade das Amostras.....	150
5.2.11 Análise de dados	151
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	152
5.3.1 Físico-Química.....	152
5.3.2 Contagem de cianobactérias.....	156
5.3.3 Ânions	157
5.3.4 Metais.....	159
5.3.5 Compostos Orgânicos Aromáticos (BTEX)	162
5.3.6 Compostos Inorgânicos.....	164
5.3.7 Microbiologia.....	166
5.3.8 SVOC, Pesticidas e HPA	168
5.4 CONCLUSÃO	177
5.5 REFERÊNCIAS.....	178
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	181
7 MATERIAL SUPLEMENTAR.....	183

1 INTRODUÇÃO GERAL

A gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos é um tema de crescente relevância no cenário nacional e internacional, tendo em vista o aumento constante da produção de resíduos e a necessidade de se adotar práticas sustentáveis que possibilitem a preservação dos recursos naturais e a garantia da qualidade de vida das populações afetadas por atividades antrópicas.

De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos (ABREMA, 2023), ano base 2022, foram gerados no Brasil 77.076.428 toneladas de resíduos sólidos domiciliares, das quais 71.729.841 toneladas foram coletadas, totalizando uma cobertura de coleta de 93%, mesma média apontada para a América do Sul no relatório GWMO de 2024. No entanto, a gestão desses resíduos é um desafio para o país, uma vez que muitos municípios ainda apresentam deficiências no gerenciamento adequado dos resíduos (SANTOS *et al.*, 2020).

Com a aprovação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES) em abril de 2022, novas diretrizes, estratégias, ações e metas para a melhoria da gestão de resíduos sólidos no País foram estabelecidas. Instituído por meio do Decreto nº 11.043, prevê entre as métricas o encerramento dos lixões em 2024 e o aumento da recuperação de resíduos para cerca de 50% em 20 anos, deixando de ser aterrado e passando a ser reaproveitado por meio da reciclagem, compostagem, biodigestão e recuperação energética (SINIR, 2024).

O descarte de resíduos sólidos sem tratamento, é considerado uma fonte potencial de contaminação, provocando a degradação do solo e das águas subterrâneas e superficiais (PINHEIRO & MOCHEL, 2018). A contaminação da água é um tema exaustivamente discutido pela comunidade científica mundial, uma vez que está diretamente relacionada à saúde, ao abastecimento público e à degradação do mais importante recurso natural que possuímos (BAIL, 2018).

O lixão Arroio Dourado esteve em funcionamento entre 1960 e 1992, tendo sido desativado em decorrência da implantação de um novo local para disposição de resíduos (PROJUDI, 2016). As consequências da operação inadequada do lixão permanecem presentes na área, afetando a qualidade do solo, das águas superficiais e subterrâneas, e, conseqüentemente, a saúde da população local. Neste sentido, a análise dos impactos socioambientais relacionados ao manejo destes resíduos sólidos assume relevância acadêmica e prática, uma vez que permite a identificação das necessidades e estratégias para garantir a gestão adequada dos resíduos sólidos e a preservação da qualidade de vida das comunidades afetadas.

Durante 32 anos o antigo lixão recebeu resíduos sem qualquer tipo de controle, em área de aproximadamente 145.981,94 m² (PROJUDI, 2016), provocando a contaminação do solo e

das águas da região. A população que vive no local ainda sofre com a falta de rede de coleta de esgoto (SANEPAR, 2019), além da exposição a contaminantes provenientes do antigo lixão.

Com o objetivo de sanar este passivo a Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu, contratou dois trabalhos técnicos, a saber: Em 2008, o trabalho realizado pela empresa Ambiental Costa Oeste Projetos Técnicos e Consultoria Ltda, denominado “1ª Fase de Recuperação Ambiental do Lixão Arroio Dourado” (PMFI, 2008). E em 2012, o trabalho foi entregue pela empresa Ambiental Consultoria Empresarial Ltda, denominado “Avaliação Ambiental e de Risco à Saúde Humana” (PMFI, 2012), que embasou o Ministério Público do Estado do Paraná no Processo nº 0024205-26.2016.8.16.0030 na ação civil pública de dano ambiental em desfavor do município de Foz do Iguaçu, e no despacho é destacado o seguinte trecho:

“Quer dizer, os documentos apresentados dão conta, ainda que em cognição não exauriente, de que é grave a degradação ambiental no denominado lixão do arroio dourado, sendo relevante mencionar, conforme relatórios ambientais, que há riscos de explosão na área; que o chorume está se disseminando pela região; e que o local se encontra altamente contaminado, com graves riscos à saúde humana” .

Inserida na linha de pesquisa "Tecnologias e Processos Sustentáveis" (L2) do Programa de Pós-Graduação Interdisciplinar em Energia e Sustentabilidade da UNILA, a tese adota uma abordagem interdisciplinar que integra a avaliação ambiental, a análise de riscos e o uso de ferramentas estatísticas e geoespaciais. A pesquisa se fundamenta nos conceitos de desenvolvimento sustentável, enfatizando a produção de conhecimento aplicado que permita o uso racional e eficiente dos recursos naturais.

Sob esse enfoque, busca-se o equilíbrio entre a inovação tecnológica e a preservação ambiental, alinhando-se a Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), como o ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), ODS 6 (Água Potável e Saneamento) e ODS 15 (Vida Terrestre). Além disso, a pesquisa reforça o compromisso com a responsabilidade social ao esclarecer dúvidas, que atendam às necessidades das populações locais, sem comprometer a capacidade de regeneração dos recursos naturais.

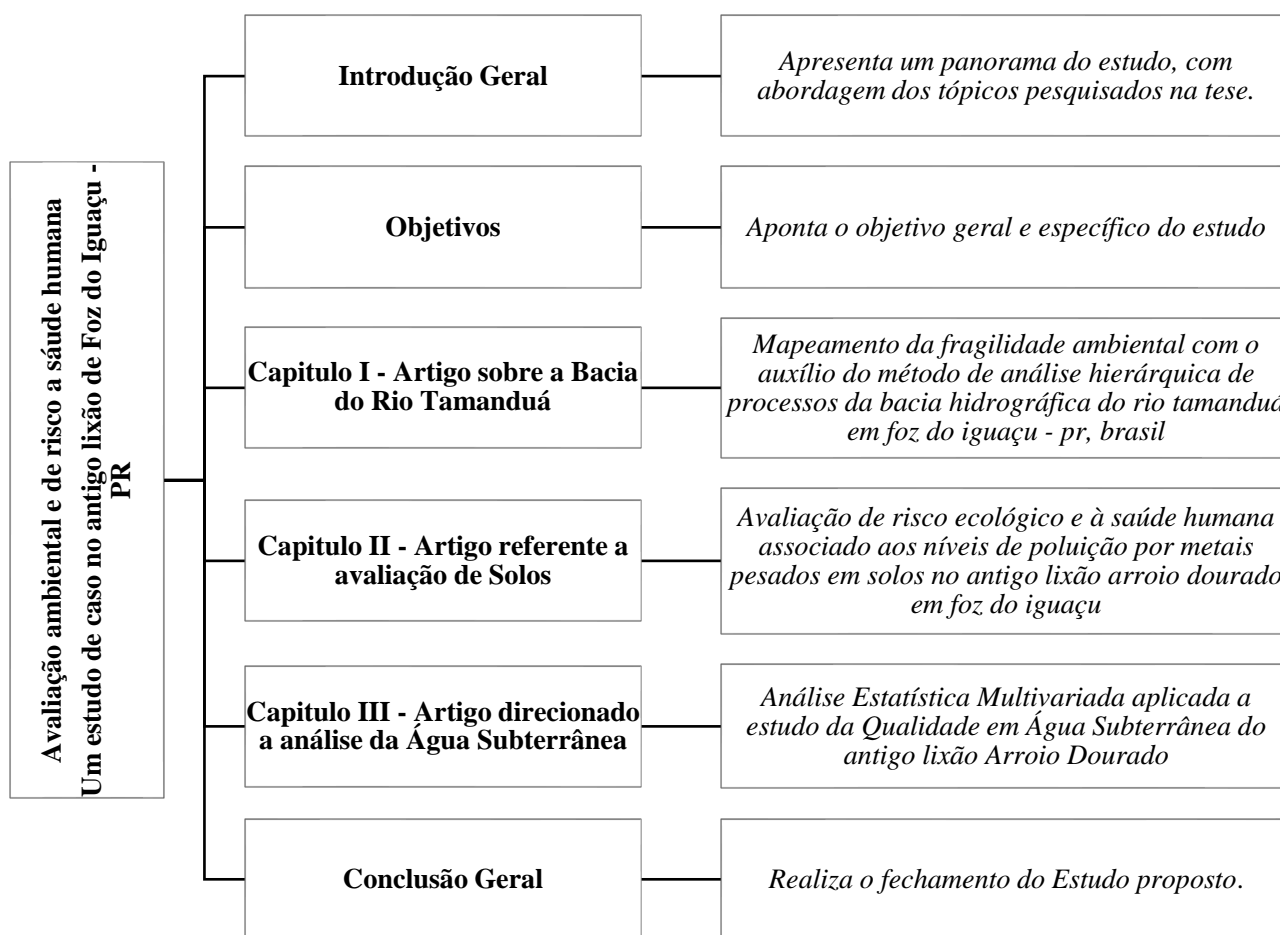
A presente tese busca avaliar, após os impactos ambientais e os riscos à saúde humana associados ao antigo Lixão Arroio Dourado, microbacia pertencente ao manancial de abastecimento público, abordando os efeitos dessa contaminação sobre o solo, a água subterrânea e o ambiente como um todo. Foram realizadas 6 campanhas de coleta de água subterrânea e analisados 492 parâmetros físico-químicos e microbiológicos, e 2 campanhas para coleta de solos, sendo analisados 30 parâmetros, para avaliação ambiental e de risco a saúde humana.

Estruturada em três capítulos, o estudo adota metodologias que permitem o diagnóstico detalhado e os impactos relacionados ao meio ambiente e saúde humana. O primeiro

capítulo aborda o mapeamento da fragilidade ambiental na Bacia do Rio Tamanduá, utilizando a técnica de Análise Hierárquica de Processos (AHP), que integra fatores como declividade, tipo de solo, precipitação e uso do solo, gerando mapas que evidenciam as áreas mais vulneráveis. O segundo capítulo concentra-se na avaliação de risco ecológico e à saúde humana decorrente da contaminação do solo por metais pesados, empregando índices de contaminação e análises de risco à saúde baseadas em metodologias internacionalmente reconhecidas. O terceiro capítulo analisa a qualidade da água subterrânea utilizando ferramentas estatísticas multivariadas, que identificam padrões de contaminação e áreas críticas de maior exposição a riscos ambientais.

O presente estudo está delineado em 6 Capítulos (Figura 1), sendo:

Figura 1 - Delineamento do Estudo.



Fonte: Autoria Própria (2024).

A relevância desta pesquisa está em sua abordagem interdisciplinar e inovadora, que combina a avaliação de fragilidades ambientais, a caracterização de contaminações específicas e a análise de padrões de poluição. Os resultados não apenas contribuem para o diagnóstico ambiental e a mitigação de riscos, mas também fornecem subsídios para a formulação de políticas públicas

sustentáveis e estratégias de gestão integrada de recursos naturais e áreas contaminadas, promovendo um impacto positivo tanto local quanto global.

1.1 JUSTIFICATIVA

O antigo lixão do Arroio Dourado, utilizado por mais de três décadas como área de disposição de resíduos sólidos em Foz do Iguaçu, representa um passivo ambiental significativo devido à falta de controle na sua operação e ao seu impacto ambiental e a saúde humana. Apesar da desativação do lixão, o local ainda apresenta riscos potenciais, como a contaminação do solo e das águas subterrâneas por chorume, a presença de gases tóxicos e a exposição dos moradores da área a poluentes perigosos. Com o crescimento urbano e a ocupação desordenada dessa área, é crucial a realização de uma nova avaliação ambiental e de risco, com base em metodologias atuais, a primeira foi realizada em 2008, a segunda em 2012, e esta tese, com uma nova pesquisa realizada a partir de 2022, para identificar os riscos à saúde humana e propor medidas mitigadoras adequadas.

Este estudo é justificado pela necessidade de gerar novos dados sobre a qualidade ambiental da área e os riscos à saúde pública, visando apoiar decisões para a gestão e remediação ambiental, além de contribuir para o planejamento de políticas públicas que garantam a segurança e o bem-estar da população residente e a proteção dos recursos naturais. A relevância dessa pesquisa também se estende à compreensão dos impactos históricos de áreas degradadas pela disposição inadequada de resíduos sólidos em municípios com crescimento populacional acelerado.

1.2 HIPÓTESE

A hipótese central é que o antigo lixão continua a representar uma fonte significativa de contaminação ambiental, afetando tanto o solo quanto os corpos hídricos da região, e que os residentes na área podem estar expostos a níveis críticos de poluentes tóxicos. Espera-se que os resultados da avaliação de risco à saúde humana demonstrem a necessidade de intervenções urgentes para remediar o local e mitigar os riscos, contribuindo para a melhoria da qualidade ambiental e da saúde pública na região.

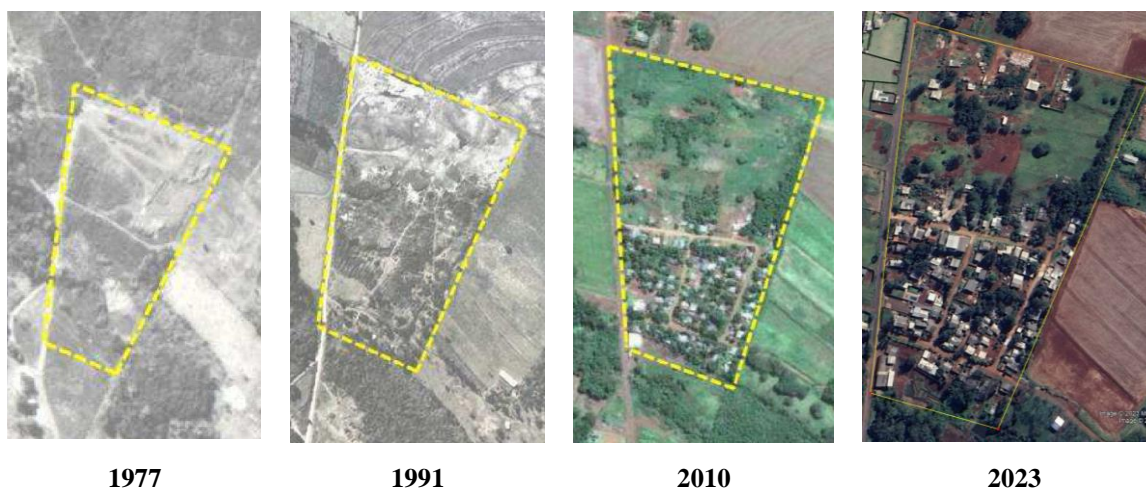
1.3 HISTÓRICO E IDENTIFICAÇÃO DO ANTIGO LIXÃO ARROIO DOURADO

O antigo lixão serviu durante anos como local de disposição de diversos tipos de resíduos, que segundo relatos de moradores antigos e dados da Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu esteve em funcionamento por mais de 30 anos (PMFI, 2012). Na década de 60, a população de Foz do Iguaçu foi estimada em 28.080 habitantes, crescendo expressivamente para 190.195 em 1991 e 231.596 em 1996, conforme dados do censo do IBGE (2022). Com a expansão populacional, houve um aumento na produção de resíduos, tornando-se insuficiente a área de destinação final.

Seu encerramento ocorreu em 1992, em decorrência da implantação de um aterro sanitário na cidade. Após a desativação, o resíduo exposto foi apenas recoberto com uma camada de terra, que, em muitos locais, tornou-se insuficiente em alguns pontos, devido ao adensamento dos resíduos, erosão e lixiviação, deixando exposto o lixo na superfície (PROJUDI, 2016). O encerramento propiciou o surgimento de novas moradias no local, concentrando-se principalmente na parte central do terreno (PMFI, 2012).

Muitos dos moradores eram catadores de materiais recicláveis, outros parentes ou simplesmente famílias que migraram para Foz do Iguaçu em busca de emprego e se depararam com a escassez de moradia, restando apenas essa área para se acomodar (PROJUDI, 2016). A evolução temporal desde a década de 70 aos dias atuais (2024) do uso e ocupação do solo, na região do antigo Lixão Arroio Dourado, está exemplificada na Figura 2.

Figura 2 - Histórico da utilização da área do Lixão Arroio Dourado em Foz do Iguaçu.



Fonte: Adaptado de PMFI (2012) e Google Earth (2023).

Entre os principais impactos decorrentes da operação irregular anterior e da falta de critério técnico no processo de desativação da área, destacam-se a ocupação irregular, que gerou uma comunidade de baixa renda desprovida de infraestrutura de saneamento básico e serviços públicos (PROJUDI, 2016). Esses moradores chegaram a captar água de poços rasos perfurados dentro da

própria camada de resíduos, aumentando o risco de contaminação (PMFI, 2012).

Além disso, o córrego Arroio Dourado, localizado na bacia de captação de água para abastecimento público, apresenta alto potencial de contaminação, embora essa não seja sua única fonte de poluição (SANEPAR, 2023).

1.4 ESTUDOS REALIZADOS NA REGIÃO

Alguns trabalhos já foram desenvolvidos na área de estudo, conforme descrito na Tabela 01 abaixo:

Tabela 1 – Trabalhos desenvolvidos na área de estudo.

Título do Estudo	Autor e Instituição	Resumo de Pesquisas de água, solo, paisagem, gás metano, salubridade
Análise da qualidade da água em um trecho do Arroio Dourado no município de Foz do Iguaçu - PR	Mânica e Kuo (2011). Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR.	O presente trabalho avaliou a situação ambiental da água de quatro pontos do arroio dourado, foram analisados os parâmetros de pH, temperatura, coliformes totais e termotolerantes. Os parâmetros físicos foram analisados no Laboratório de análises microbiológicas e físico-químicas de alimentos e água - LAMAG e alcançaram resultados satisfatórios nos parâmetros da Portaria 518 do Ministério da Saúde e nos parâmetros da Resolução CONAMA 357 (2005). Já os bacteriológicos não atendem às normas da portaria nº 518 do Ministério da Saúde e da Resolução CONAMA 357/2005.
Indicador de Salubridade Ambiental – ISA do Bairro Arroio Dourado – Foz Do Iguaçu – PR	Valle e Junior (2014). Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR.	Este estudo teve como objetivo realizar o levantamento de dados sobre as condições de moradia em que se encontra uma população que mora em um local onde existia um antigo lixão. Utilizou-se do ISA – Indicador de Salubridade Ambiental, visando identificar as principais condições materiais e sociais, e avaliar os indicadores de abastecimento de água, saneamento básico, resíduos sólidos, drenagem urbana, controle de vetores, socioeconômico e socioambiental.
Identificação da Pluma de Gás Metano no Subsolo do Lixão Arroio Dourado – Estudo De Caso	Lorence e Balestra (2016). Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE.	Devido os perigos comprovados em habitar áreas de disposição de resíduos sólidos aliados à ausência de políticas públicas habitacionais, objetiva-se por este trabalho mapear os pontos onde a população está submetida aos maiores riscos relacionados a exposição de gás metano. Os resultados demonstraram que o subsolo possui muito vapor de metano. Algumas áreas apresentam-se dentro dos limites considerados explosivos para o composto químico, essa área com risco de explosão, está na porção mais superior do lixão, justamente nas áreas onde não há residências ou povoamento. Além dos riscos de explosão, foi notado também movimentações de massas e solos propícios ao colapso, portanto, nota-se que não apenas um risco que a população está exposta, mas sim vários componentes que somados extinguem qualquer possibilidade de moradia nesse local.

Análise Físico-química do Solo da Área de Contaminação do Arroio Dourado, em Foz Do Iguaçu	Oliveira et al. (2021). IJERRS	A pesquisa tomou como partida a problemática socioambiental e dos riscos à saúde humana, relacionados ao contato com metais pesados proveniente dos resíduos que estão depositados na área. O estudo concluiu que a análise de solo no antigo lixão apresentou concentrações de 10,83 mg.kg-1 de chumbo, 107 mg.kg-1 de cromo e 6,14 mg.kg-1 de níquel em amostra de solo composta, estes valores encontram-se acima da recomendação nacional conforme Resolução CONAMA nº 420/2009 e de outros parâmetros internacionais, definindo o local como um ambiente insalubre, que pode gerar consequências negativas a saúde humana e ao meio ambiente.
Transformações paisagísticas no Arroio Dourado, antigo lixão de Foz do Iguaçu-PR, com o uso de geotecnologias, entre as décadas de 1970 A 2020	Filho e Stefanello (2022). Universidade Federal da Integração Latino Americana.	O Arroio Dourado, localizado no município de Foz do Iguaçu - PR, conhecido também como “antigo lixão Arroio Dourado”, teve todos os tipos de resíduos sólidos destinados para esse local desde a década de 1960, tendo sua atividade encerrada em 1992, devido a construção do aterro sanitário. Famílias começaram a habitar o local e, passadas três décadas, são 63 residências no terreno. Este estudo teve como objetivo identificar a transformação da paisagem e os usos da terra no Arroio Dourado, relacionando-os com a desigualdade espacial e impactos no meio físico, sob o método Geossistêmico. A sondagem do uso da terra para avaliar as transformações foi realizada por imagens de satélites e a geração de mapas de uso da terra e de conflitos de uso foi realizada com o uso do Sistema de Informações Geográficas QGIS 3.20.2. Com isso, recomenda-se que sejam feitos mais estudos sobre riscos ambientais na área para ser mais bem avaliado.
Uso e ocupação do território do Arroio Dourado, antigo lixão do Município de Foz do Iguaçu-PR e seu entorno: um enfoque nas Desigualdades espaciais	Santana e Stefanello (2022).	O presente trabalho analisa criticamente o território do antigo lixão Arroio Dourado, localizado no município de Foz do Iguaçu- PR, tendo como objetivo principal identificar os diferentes tipos de usos que se manifestam nas paisagens. Os procedimentos metodológicos envolveram pesquisa teórica, sob a óptica da Geografia Crítica, além de trabalho de campo para observação das paisagens e o registro fotográfico, e a produção de material cartográfico. Os resultados da investigação mostraram que os fatores mencionados anteriormente aprofundam as desigualdades espaciais perceptíveis na paisagem, podendo-se então relacionar a paisagem valorizada ao longo da Rodovia das Cataratas à evidente seletividade dos investimentos realizados pelo poder público, que privilegiam uma elite capitalista, enquanto a população pobre continua marginalizada, excluída e carente de serviços básicos, configurando uma fragmentação capitalista da paisagem.
Avaliação da qualidade da água na região do lixão desativado em Foz do Iguaçu/PR	Soares et al. (2023). Universidade Federal da Integração Latino Americana.	Esse estudo tem como objetivo analisar a qualidade da água do Arroio Dourado, em uma área sob influência do lixão desativado, utilizando como metodologia testes mutagênicos com <i>Allium cepa</i> L, investigando o potencial citotóxico e genotóxico de possíveis contaminantes presentes no local. As coletas foram realizadas nos meses de abril, maio e julho de 2021, totalizando 3 coletas. Foi analisado índice mitótico (IM) e aberrações cromossômicas (AC) nas raízes meristemáticas de <i>Allium cepa</i> . Os resultados dessa pesquisa demonstraram algumas alterações cromossômicas relevantes entre os pontos de águas superficiais e subterrâneas e entre os tempos de exposição (T1-24h e T2-48h) em relação ao CO- (Controle negativo).

<p>Estudo da contaminação da água superficial e subterrânea de um lixão desativado: Arroio Dourado – Foz do Iguaçu - PR</p>	<p>Silva et al. (2023).</p>	<p>Em Foz do Iguaçu no Paraná, famílias vivem sobre a área do Lixão Arroio Dourado que foi desativado. A água consumida vem de um poço artesiano e de poços cacimba. A área é margeada pelo Arroio Dourado, afluente de um dos mananciais da cidade. Neste estudo avaliou-se a qualidade da água do Arroio Dourado e subterrânea consumida pelas famílias. As coletas foram feitas em época seca. Estudou-se compostos inorgânicos in situ, íons, cátions, agrotóxicos e compostos orgânicos. Foi detectado os compostos: Acetato de éter monobutílico de dietilenoglicol, DEET(N,N-dietil-meta-toluamida),2,2,4-Trimetil-1,3-pentanodiol diisobutirato, Cafeína, 3-Metilbutil hexadecanoato, Acetil tributil citrato e Ácido Octadecanoico 3-metilbutil ester nas amostras de água, não foram detectados os agrotóxicos pesquisados. Os pontos a jusante do lixão e nos poços cacimba são os que apresentaram maior contaminação. Vários compostos encontrados não estão descritos na legislação brasileira, demonstram sua fragilidade.</p>
<p>Perspectivas em Educação Ambiental sobre o lixão desativado Arroio Dourado em Foz do Iguaçu/PR</p>	<p>Soares et al. (2023).</p>	<p>O objetivo foi analisar a qualidade da água e refletir sobre propostas educativas de preservação ambiental. Para isso foi realizada uma análise físico-química de alguns parâmetros da água do Arroio Dourado, de acordo com a legislação vigente. Os resultados demonstraram que os parâmetros analisados como: condutividade elétrica, salinidade, sólidos totais dissolvidos, pH e temperatura estão dentro dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357. Dessa forma, o controle das atividades e a conservação da paisagem ao entorno do Arroio Dourado, desde a sua nascente, é fundamental para o desenvolvimento da biodiversidade e à saúde da população que a utiliza. A partir disso, emerge-se algumas propostas de orientação ambiental para os moradores locais: descarte adequado do lixo doméstico; preservação dos recursos hídricos; instruções para o uso da água e possíveis riscos à saúde e conscientização para a reciclagem do lixo.</p>

Fonte: Adaptado de Valle, M.; Junior, R. (2014); Mânica, M.; Kuo, R. (2011); Lorence, A.; Balestra, R. (2016); Soares, J. et al. (2023); Filho, J.; Stefanello, M. (2022); Oliveira, L. et al. (2021); Soares, J. et al. (2023); Silva, S. et al. (2023); Santana, P.; Stefanello, M. (2022).

1.5 REFERÊNCIAS

ABNT. NBR 15.515-1:2013 – Água subterrânea: terminologia. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2013.

ABREMA. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente, 2023.

BAIL, A.; GIONA, R. M.; EFFTING, L.; RAMIREZ, K. G. Avaliação de hidróxido duplo lamelar magnético como adsorvente na remoção de selênio. In: Tecnologias potenciais para o saneamento: remoção de metais de águas de abastecimento público. 1ed. Curitiba: Sanepar, 2018, v.2, p. 1-376.

DALLA VALLE, Roemi Christiane. Indicador de salubridade ambiental – ISA do bairro Arroio Dourado: Foz do Iguaçu - PR. 2014. 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

FILHO, J.; STEFANELLO, M. Transformações paisagísticas no Arroio Dourado, antigo lixão de Foz do Iguaçu-PR, com o uso de geotecnologias, entre as décadas de 1970 a 2020. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), Foz do Iguaçu, 2022. Disponível em:

<https://dspace.unila.edu.br/items/6192e788-f8cb-41d4-8231-a537b126c43c>. Acesso em: 8 jun. 2024.

GWMO (Global Waste Management Outlook). (2024). Relatório Global de Gestão de Resíduos Sólidos. UNEP, ISWA. Disponível em: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/44992/GWMO2024-Executive-summary_PT.pdf?sequence=5&isAllowed=y. Acesso em: 01 nov. 2024.

LORENCE, A.; BALESTRA, R. Identificação da pluma de gás metano no subsolo do lixão Arroio Dourado – estudo de caso. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL – CONTECC 2016, 2016, Foz do Iguaçu. Anais [...]. Brasília: CONFEA, 2016. Disponível em: <https://www.confea.org.br/midias/uploads-imce/contecc2016/civil/identifica%C3%A7%C3%A3o%20da%20pluma%20de%20g%C3%A1s%20metano%20no%20subsolo%20do%20lix%C3%A3o%20arroio%20dourado%20E2%80%93%20estudo%20de%20caso.pdf>. Acesso em: 8 jun. 2024.

MANICA, Ananda Thaylin; KUO, Yu Chia. Análise da qualidade da água em um trecho do Arroio Dourado no município de Foz do Iguaçu - PR. 2011. 39 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2011.

OLIVEIRA, R.; RAMIREZ, K. G.; LAURO, M. D. ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICO DO SOLO DA ÁREA DE CONTAMINAÇÃO DO ARROIO DOURADO, EM FOZ DO IGUAÇU. International Journal of Environmental Resilience Research and Science, [S. l.], v. 3, n. 2, 2021. DOI: 10.48075/ijerrs.v3i2.26419. Disponível em: <https://e-revista.unioeste.br/index.php/ijerrs/article/view/26419>. Acesso em: 1 dez. 2023.

PINHEIRO, J.; MOCHEL, F. (2018). Impactos ambientais de resíduos sólidos: um enfoque em áreas urbanas. Revista Brasileira de Estudos Ambientais, v. 23, n. 2, p. 45-56.

PMFI. 1ª Fase de Recuperação Ambiental do Lixão Arroio Dourado. Foz do Iguaçu: Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu, 2008.

PMFI. Avaliação Ambiental e de Risco à Saúde Humana. Foz do Iguaçu: Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu, 2012.

PROJUDI. Processo nº 0024205-26.2016.8.16.0030. Tribunal de Justiça do Estado do Paraná, 2016. SANEPAR. Relatório de Abastecimento e Saneamento 2019. Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná, 2019.

SANTOS, F. et al. Gestão de resíduos sólidos em municípios brasileiros: desafios e perspectivas. Revista de Gestão Ambiental, v. 12, n. 3, p. 45-58, 2020.

SILVA, S. S.; RUBIO, F.; RAMIREZ, K. G.; SOARES, L. M.; FRIGO, J. P.; COLDEBELLA, P. F.; GONCALVES, C. C. S.; BOROSKI, M. Estudo da contaminação da água superficial e subterrânea de um lixão desativado: Arroio Dourado Foz do Iguaçu - PR. REVISTA TECNOLOGIA E SOCIEDADE (ONLINE), v. 19, p. 345-365, 2023.

SOARES, J. et al. Perspectivas em educação ambiental sobre o lixão desativado Arroio Dourado em Foz do Iguaçu/PR. In: CONGRESSO NACIONAL DE EDUCAÇÃO – CONEDU, 2023, João Pessoa. Anais eletrônicos. João Pessoa: Editora Realize, 2023. Disponível em:

https://editorarealize.com.br/editora/ebooks/conedu/2023/GT14/TRABALHO_COMPLETO_EV185_MD5_ID10576_TB972_17112023205000.pdf. Acesso em: 8 jun. 2024.

SOARES, LIZANDRA MARTINS; FRIGO, JIAM PIRES; SOARES, NANDRA MARTINS; BOROSKI, MARCELA; RAMIREZ, KLEBER GOMES; DA SILVA, SILVIA SÔNIA. Avaliação da qualidade da água na região do lixão desativado em Foz do Iguaçu/PR. OBSERVATORIO DE LA ECONOMÍA LATINOAMERICANA, v. 21, p. 16431-16451, 2023.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste estudo foi realizar a avaliação ambiental e de risco à saúde humana com o diagnóstico da área do antigo lixão Arroio Dourado, em Foz do Iguaçu.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Mapear com o Auxílio do Método de Análise Hierárquica de Processos a Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente da Bacia do Rio Tamanduá.

Estimar e qualificar o nível de contaminação do solo por metais pesados, utilizando diferentes índices de contaminação e de riscos ecológicos.

Analisar estatisticamente os parâmetros analíticos de água subterrânea, identificando os grupos de compostos de interesse e seu impacto ambiental.

Realizar a avaliação de risco à saúde humana na área, levando em consideração as concentrações de substâncias químicas de interesse.

Fornecer subsídios para a gestão adequada da área e a mitigação dos riscos identificados.

Apresentar recomendações baseadas nos resultados do diagnóstico ambiental e da avaliação de risco à saúde humana, visando mitigar os impactos identificados e melhorar a segurança ambiental.

3 CAPÍTULO I - MAPEAMENTO DA FRAGILIDADE AMBIENTAL COM O MÉTODO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAMANDUÁ EM FOZ DO IGUAÇU - PR, BRASIL

RESUMO

A crescente intensificação das atividades antrópicas em bacias hidrográficas tem contribuído significativamente para o aumento da vulnerabilidade ambiental, especialmente em áreas submetidas à expansão agropecuária e à redução da cobertura vegetal natural. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a fragilidade ambiental da Bacia do Rio Tamanduá, localizada no município de Foz do Iguaçu, Paraná, por meio da integração de técnicas de geoprocessamento e análise multicritério baseada no método AHP (Analytic Hierarchy Process). A pesquisa foi desenvolvida a partir da elaboração de cartas temáticas de declividade, uso e ocupação do solo, fragilidade potencial e fragilidade emergente, utilizando dados cartográficos, pedológicos, climáticos e hidrológicos obtidos junto às plataformas InfoHidro/SIMEPAR, MapBiomas e bases oficiais do Instituto Água e Terra (IAT). A fragilidade potencial foi determinada pela integração dos atributos naturais da paisagem, especialmente relevo e solos, enquanto a fragilidade emergente incorporou adicionalmente a influência das formas atuais de uso e ocupação do solo sobre a dinâmica ambiental da bacia hidrográfica. A análise do uso e ocupação do solo revelou predominância das atividades agropecuárias, que ocupam aproximadamente 83% da área total da bacia, evidenciando elevada pressão antrópica sobre os recursos naturais. Os resultados indicaram que as condições naturais da bacia são predominantemente estáveis, com predomínio das classes baixa e muito baixa de fragilidade potencial. Entretanto, a incorporação da variável uso e ocupação do solo promoveu aumento expressivo das classes média, alta e muito alta, destacando-se a classe de fragilidade alta, correspondente a 58,75% da área total da bacia. As áreas mais vulneráveis concentraram-se principalmente em setores com maiores declividades, proximidade da rede de drenagem e intensa ocupação agropecuária, favorecendo processos erosivos, aumento do escoamento superficial, transporte de sedimentos e degradação dos recursos hídricos. A integração entre análise multicritério e técnicas de geoprocessamento demonstrou elevada eficiência na espacialização das áreas mais suscetíveis à degradação ambiental, fornecendo subsídios técnicos para o planejamento territorial, gestão ambiental e priorização de áreas estratégicas para conservação e manejo sustentável dos recursos naturais da Bacia do Rio Tamanduá.

Palavras-chave: Fragilidade ambiental; AHP; Geoprocessamento; Bacia hidrográfica; Rio Tamanduá.

3.1 INTRODUÇÃO

Do ponto de vista histórico a estruturação da sociedade no território brasileiro ocorreu de forma desordenada e, conseqüentemente, inúmeros impactos negativos afetaram o meio ambiente (MARCOS, RUBIRA, PISANI, 2021). O mapeamento espacial da fragilidade ambiental é uma ferramenta crucial para a gestão territorial e a conservação dos recursos naturais, os estudos têm constantemente aprimorado os modelos de fragilidade ambiental e adaptações metodológicas são

propostas (SOUZA *et al.*, 2022).

A fragilidade ambiental pode ser entendida como uma medida da vulnerabilidade dos ecossistemas às pressões humanas e mudanças climáticas (ARAÚJO e PRATES, 2018). Diversos fatores influenciam a fragilidade ambiental, como a degradação do solo, a erosão, a desertificação, a perda de biodiversidade, a diminuição da disponibilidade de água e a mudança do uso da terra (ROSS, 1994; CREPANI, 2001; SPORL, 2007).

A análise baseada no empirismo da Fragilidade Ambiental consiste em uma abordagem amplamente utilizada para avaliar o grau de vulnerabilidade de uma região a partir de diferentes padrões das unidades eco dinâmicas estáveis que retratam a instabilidade potencial e das unidades eco dinâmicas instáveis que representam a instabilidade emergente (Ross, 1994). Essa metodologia visa identificar as áreas mais suscetíveis a processos de degradação ambiental, auxiliando na tomada de decisões para o uso e ocupação do solo.

Esses fatores podem levar à redução da capacidade dos ecossistemas de suportar a vida humana e outras formas de vida, ultrapassando os níveis de suporte, além de diminuir a resiliência das sociedades a desastres naturais e mudanças climáticas (GAO e ZHANG, 2018). É fundamental compreender e monitorar a fragilidade ambiental para que seja possível tomar medidas eficazes de proteção dos ecossistemas e das sociedades, garantindo um futuro sustentável para as gerações futuras (BARBOSA, 2020).

Os sistemas socioambientais são estruturados por meio da ocupação territorial, espontânea ou planejada, e é preciso compreender e gerir esses espaços considerando suas potencialidades e fragilidades ambientais (STORTO e COCATO, 2018). A análise da fragilidade dos ambientes permite identificar as áreas vulneráveis à ação antrópica e suas potencialidades, facilitando a definição das áreas que apresentam susceptibilidades de risco e proporcionando melhores diretrizes e ações a serem adotadas (SPORL e ROSS, 2004).

Para a organização do espaço territorial e a determinação da fragilidade ambiental, é necessário considerar a complexidade das relações entre as variáveis que compõem o meio natural (CEREDA JÚNIOR, 2011). Nesse sentido, para Ribeiro e Werlang (2010), o uso de sistemas de informações geográficas (SIGs) é uma ferramenta valiosa, pois permite a análise das transformações do espaço geográfico em grande escala.

Entre as técnicas mais utilizadas para a análise da fragilidade ambiental com auxílio dos SIGs, destacam-se as técnicas de Análise Hierárquica de Processos (AHP) (SILVA *et al.*, 2022). O método AHP pode ser utilizado pela criação de uma estrutura hierárquica, comparações binárias entre as variáveis e a definição das prioridades globais (SAATY, 1991). Desta mesma forma, a

proteção dos mananciais hídricos é um desafio importante, já que a ação do homem nesses ambientes pode levar a modificações significativas, principalmente quando existe urbanização das áreas (SANTOS e ROSS, 2012), sendo a análise de fragilidade ambiental uma ferramenta coesa para tomada de decisão ao manejo destas áreas.

A bacia hidrográfica, como um ecossistema regional especial e uma unidade geográfica única, é crucial para gerir o escoamento, conservar, preservar a qualidade da água e o equilíbrio biológico regional (LEI *et al.* 2023). A conservação e a gestão dos recursos hídricos tornaram-se centrais nos debates ambientais atuais (AMORIN *et al.*, 2021).

A determinação da fragilidade ambiental torna-se essencial pois, como aponta Costa, Oliveira e Santos (2019), é preciso adotar metodologias capazes de prever e diagnosticar os impactos ambientais gerados pelas atividades humanas, a fim de conter a degradação dos recursos naturais.

Desse modo, é fundamental considerar a dinâmica ambiental, a complexidade e a gestão do território, levando em conta o ambiente físico, os contextos histórico-culturais e as atividades econômicas encontradas em determinadas áreas (MOROZ, CANIL e ROSS, 2011). O planejamento territorial e a gestão ambiental são essenciais para a proteção dos ecossistemas e das sociedades, e o SIG se mostra como uma ferramenta útil nesse processo (WEISS e PIPI, 2019).

Ross (2011) destaca que a determinação da fragilidade ambiental é um passo importante para a proteção dos ecossistemas e das sociedades, permitindo identificar áreas de vulnerabilidade ambiental e suas consequências. Nesse caso, a utilização de técnicas como a Análise Hierárquica de Processos, associada aos SIGs, torna-se uma ferramenta valiosa para a análise da fragilidade ambiental e a tomada de decisão em relação ao uso do espaço geográfico na bacia neste estudo.

Na região Oeste do Paraná, especialmente na Bacia do Rio Tamanduá, a predominância das atividades agrícolas e a contínua transformação da paisagem tornam necessária a aplicação de ferramentas capazes de identificar espacialmente os setores mais vulneráveis à degradação ambiental. Nesse contexto, a utilização de técnicas de geoprocessamento associadas à Análise Hierárquica de Processos (AHP) permite integrar diferentes variáveis ambientais em uma abordagem sistemática e espacialmente explícita, contribuindo para o aprimoramento das estratégias de planejamento e gestão territorial.

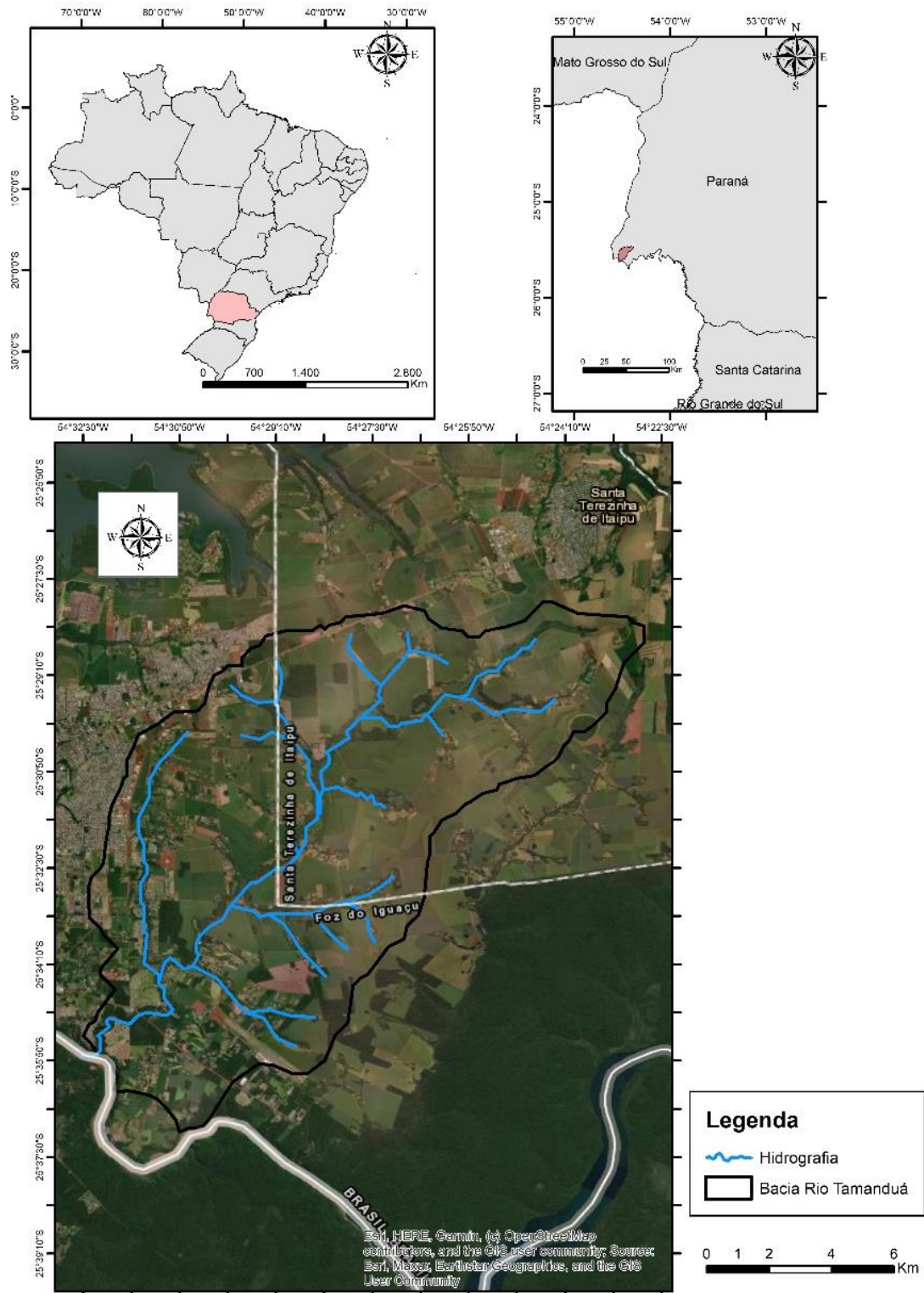
Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo compreender a variação espacial da fragilidade da bacia hidrográfica do Rio Tamanduá, em Foz do Iguaçu, Paraná, utilizando a técnica de Análise Hierárquica de Processos (AHP).

3.2 DESENVOLVIMENTO

3.2.1 Área de Estudo

Geograficamente, a área de estudo encontra-se entre as coordenadas *Universal Transverse Mercator* – UTM, Sistema de Referência ((*South American Datum – SIRGAS 2000 – Fuso UTM 21*)) $x_1= 7181998$, $y_1= 7164004$ e $x_2= 744669$, $y_2= 764000$. Segundo informações fornecidas pela Secretaria de Meio Ambiente de Foz do Iguaçu (PMFI, 2002) a Bacia do Rio Tamanduá, está situada na região oeste do Estado do Paraná, na porção sudoeste do município de Foz do Iguaçu e parte do município de Santa Terezinha de Itaipu, totalizando 199,7 km² de área de drenagem e aproximadamente 95 km de perímetro (Figura 3).

Figura 3 – Mapa de Localização da Bacia do Rio Tamanduá



Fonte: o autor (2023).

A nascente do Rio Tamanduá, com uma extensão de 32,7 km e largura variando de

1 a 12 metros, encontra-se no município de Santa Terezinha de Itaipu e sua foz está localizada no município de Foz do Iguaçu, onde deságua no Rio Iguaçu. A bacia hidrográfica do Rio Tamanduá apresenta diversos usos múltiplos, dentre eles o abastecimento público, agricultura, pecuária, pesca e lazer (PMFI, 2002).

Trata-se de uma região com grau de antropização, eventualmente, maciços de floresta estacional nos interflúvios, além de grande variabilidade do relevo e variedade de litologias e classes pedológicas (PMSB, 2019).

Pela classificação da Portaria SUREHMA nº 20/1992 do Estado do Paraná, o Rio Tamanduá, está como classe 1, pois pertencente à Bacia do Baixo Iguaçu, que tem como principais afluentes o Arroio Sanga Funda, Arroio Dourado e Rio Tamanduazinho (PARANÁ, 1992).

O Plano de Gestão e Manejo do Manancial do Rio Tamanduá – PMFI (2002) destaca que a sub-bacia está localizada no Terceiro Planalto Paranaense e possui ambiente geológico originado do derrame de lavas basálticas, responsáveis pela formação da Serra Geral, datada do período mesozoico.

De acordo com a classificação Köppen-Geiger o clima de Foz do Iguaçu é classificado como “Cfa”, considerado um clima subtropical úmido, ou seja, mesmo no mês mais seco, a umidade e as precipitações pluviométricas são consideráveis (TEIXEIRA e VETTORAZZI, 2022).

3.2.2 Metodologia

Para elaborar as Cartas de Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá, foram considerados dados climáticos, de solos, de declividade e uso do solo, além da associação dos tipos de solo relacionados com as condições da infraestrutura urbana. A classificação proposta por Santos e Ross (2012) foi utilizada como base para a análise, juntamente com as ponderações de pesos aplicados pelo método AHP (Análise Hierárquica de Processos).

Essa metodologia multicritério, proposta por Saaty (1980), possibilita a organização e avaliação da importância entre critérios e pondera os julgamentos. A partir de uma base matemática, a aplicação da AHP fundamenta-se na lógica da comparação pareada que envolve a estruturação da hierarquia de decisão, a construção da matriz de comparação pareada e a priorização das alternativas e definição das classes de vulnerabilidade (CREPANE *et al.*, 2001).

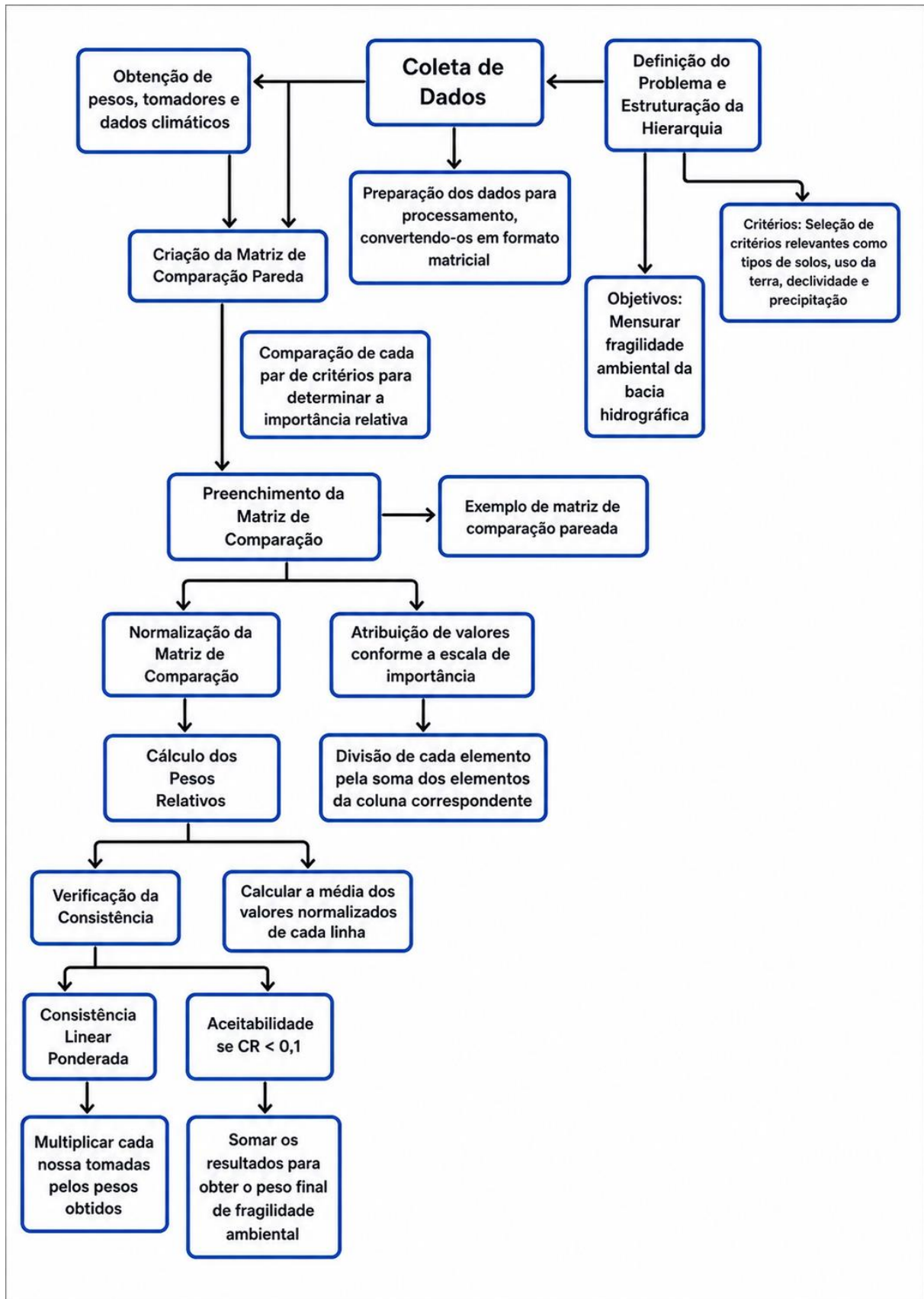
Primeiramente, para a obtenção dos pesos, determinou-se a relação de importância entre as variáveis selecionadas, ou seja, definiu-se a estrutura de hierarquia que representou a ordem de contribuição relativa para cada componente envolvida nos modelos de fragilidade aplicados

(SILVA *et al.* 2022).

Neste procedimento de determinação da hierarquização, diferentes fatores que influenciam a tomada de decisão são comparados dois-a-dois e um critério de importância relativa é atribuído ao relacionamento entre estes fatores. Esta comparação foi realizada por meio da matriz de comparação pareada de ordem n , sendo n o número de fatores em que as variáveis foram dispostas, tanto nas linhas como nas colunas, na mesma ordem (SAATY, 1980).

Na Figura 4, representa um resumo da metodologia da Análise Hierárquica de Processos - AHP.

Figura 4 – Metodologia AHP para Fragilidade Ambiental.



Fonte: Adaptado de Saaty (1980), Crepani (2001), Santos e Ross (2012) e SILVA *et al.* (2022).

Na Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá, a análise baseada no empirismo da Fragilidade Ambiental permitiu a elaboração de Cartas de Fragilidade Ambiental, as quais foram obtidas a partir da combinação de dados climáticos, de solos, de declividade e uso do solo em conjunto com a associação dos tipos de solo relacionados com as condições da infraestrutura urbana (SANTOS e ROSS, 2012).

Para iniciar a elaboração da base cartográfica necessária para a aquisição das cartas de fragilidade ambiental, realizou-se a classificação dos atributos ambientais em conjunto com o método de pesos (AHP), conforme o grau de fragilidade proposto por Santos e Ross (2012). As categorias de declividade foram apresentadas no Quadro 1 .

Quadro 1 – Classificação da fragilidade relacionada à declividade

Código	Fragilidade	Categorias Hierárquicas (%)	Código adaptado
1	Muito fraco	0 – 5,9	0,1
2	Fraco	6,0 – 11,9	0,3
3	Médio	12,0 – 19,9	0,5
4	Alto	20,0 – 29,9	0,7
5	Muito Alto	≥ 30,0	0,9

Fonte: Santos e Ross (2012).

Santos e Ross (2012) destacam a importância da análise multicritério na avaliação da fragilidade ambiental, permitindo a consideração de diversos fatores e a atribuição de pesos a cada um deles, de acordo com sua relevância na análise. O método de pesos (AHP) é uma técnica amplamente utilizada nesse tipo de análise, permitindo a tomada de decisão com base em critérios objetivos e subjetivos (SILVA *et al.*, 2020).

A categorização dos atributos ambientais, conforme o grau de fragilidade, é fundamental para a elaboração das cartas de fragilidade ambiental, que são ferramentas importantes para a gestão ambiental. Segundo os autores Rodrigues, Monteiro e Souza (2018) e Pessi e Loverde-Oliveira (2019), a elaboração de cartas de fragilidade ambiental é uma das principais estratégias utilizadas na gestão territorial, permitindo a identificação das áreas mais vulneráveis e a definição de diretrizes e ações para a conservação e recuperação ambiental.

No que se refere à variável de solos, Santos e Ross (2012) propuseram a determinação das classes de fragilidade com base no escoamento superficial difuso e concentrado das águas pluviais, apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2 – Classificação da fragilidade relacionada ao tipo de solo

Grau de Fragilidade	Classe de Fragilidade	Tipos de Solos	Código adaptado
1	Muito Baixa	Latosolos de estrutura argilosa com textura média/argilosa (conforme classes 1 e 2 da proposta original); Nitossolo, Latossolos vermelho-amarelo em áreas dotadas de infraestrutura urbana;	0,1
2	Baixa	Argissolos vermelho-amarelo com textura média/argilosa em áreas urbanas dotadas de boas condições de infraestrutura;	0,3
3	Média	Argissolos de textura média/arenosa em áreas urbanas dotadas de boas condições de infraestrutura;	0,5
4	Alta	Argissolos vermelho-amarelo de textura média/arenosa; Neossolos quartzarênicos em áreas com infraestrutura urbana;	0,7
5	Muito Alta	Argissolos com carvalho; Gleissolos; Neossolos Flúvicos e Neossolos Quartzarênicos.	0,9

Fonte: Santos e Ross (2012).

A identificação das áreas mais frágeis em relação aos solos é fundamental para o planejamento e gestão ambiental, permitindo a adoção de medidas preventivas e corretivas para a conservação e recuperação dessas áreas. Segundo Cereda e Rohm (2014), a utilização de técnicas de análise multicritério, como a Análise Hierárquica de Processos (AHP), pode ser uma ferramenta eficaz para a identificação de áreas com maior fragilidade do solo.

Os autores Santos e Ross (2012) realizaram a classificação dos graus de fragilidade ambiental relacionados ao comportamento pluviométrico, utilizando critérios de hierarquização. No Quadro 3 foram apresentadas as classes de fragilidade propostas, que levaram em consideração fatores como a irregularidade, intensidade e distribuição das chuvas na área de estudo. Com base nesses critérios, foram definidos os pesos necessários para a elaboração do mapa de fragilidade ambiental, que incluiu a espacialização das classes de pluviometria na região em questão.

Quadro 3 – Classificação da fragilidade relacionada a precipitação.

Grau de Fragilidade	Classe de Fragilidade	Características Pluviométricas
1	Muito Baixa	Situação pluviométrica com distribuição regular ao longo do ano, com volumes anuais não muito superiores a 1000 mm/ano;
2	Baixa	Situação pluviométrica com distribuição regular ao longo do ano, com volumes anuais não muito superiores a 2000 mm/ano;
3	Média	Situação pluviométrica com distribuição anual desigual, com períodos secos entre 2 e 3 meses no inverno e, no verão, com maiores intensidades de dezembro a março;
4	Alta	Situação pluviométrica com distribuição anual desigual, com período seco entre 3 e 6 meses, e alta concentração das chuvas no verão entre novembro e abril, quando ocorrem de 70 a 80% do total das chuvas;
5	Muito Alta	Situação pluviométrica com distribuição regular, ou não, ao longo do ano, com grandes volumes anuais ultrapassando 2500mm/ano; ou ainda, comportamentos pluviométricos irregulares ao longo do ano, com episódios de chuvas de alta intensidade e volumes anuais baixos, geralmente abaixo de 900 mm/ano (semiárido).

Fonte: Santos e Ross (2012).

Para a obtenção da carta de uso e ocupação da terra utilizou-se do mosaico de imagens do satélite CBERS 4 (órbita/ponto – 159/119) do mês de setembro de 2022 tais dados foram obtidos no site do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) e os mesmos processados no software ArcGis 10.8.

A Carta de Uso e Cobertura do Solo foi obtida, tendo como base uma imagem CBERS 4 referenciada na projeção UTM e sistema SIRGAS 2000 no fuso 21J. o método utilizado para gerar a carta de uso do solo foi classificação segmentada, onde a imagem é processada através de fatiamentos de classes, que foram: área urbanizada/pavimentada, áreas descobertas e áreas verdes (vegetação), como representa o Quadro 4.

Quadro 4 – Classes para cobertura vegetal e uso e ocupação do solo.

Código	Fragilidade	Categorias Hierárquicas	Código adaptado
1	1-Muito Baixo	Floresta/ Matas naturais, Florestas com biodiversidade.	0,1
2	2- Baixo	Formações arbustivas naturais com estrato herbáceo denso. Formações arbustivas densas (mata secundária, cerrado denso, capoeira densa). Mata homogênea de Pinus densa. Pastagem cultivada sem pisoteio de gado. Cultivo de ciclo longo como o cacau.	0,3
3	3- Médio	Cultivo de ciclo longo em curvas de nível/terraceamento como café, laranja com forrageiras entre ruas. Pastagem com baixo pisoteio. Silvicultura de eucaliptos com sub-bosques de nativas.	0,5
4	4- Forte	Culturas de ciclo longo de baixa densidade (café, laranja) com solo exposto entre as ruas, culturas de ciclo curto (arroz, feijão, trigo, soja, milho, algodão) com cultivo em curvas de nível/terraceamento.	0,7
5	5- Muito Forte	Áreas desmatadas e queimadas recentemente, solo exposto por arado/gradeação, solo exposto ao longo de caminhos e estradas, terraplanagens, culturas de ciclo curto sem práticas conservacionistas, áreas alagadas e corpos de água superficiais.	0,9

Fonte: Adaptado de Ross (1994).

Para a elaboração das cartas de fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá, seguindo as duas metodologias distintas, baseou-se na ponderação dos planos de informação gerados nos modelos empíricos, detalhados anteriormente, com pesos resultantes de cálculos matemáticos ao se adotar a Análise Hierárquica de Processos (AHP) como método multicritério, cuja técnica foi proposta por Saaty (SAATY, 1980).

Como orienta Saaty (1980) por meio da base matemática, a aplicação da AHP possibilita a organização e avaliação da importância entre critérios e pondera os julgamentos. O método fundamenta-se na lógica da comparação pareada que envolve estruturação da hierarquia de decisão, construção da matriz de comparação pareada e priorização das alternativas e definição das classes de vulnerabilidade (ROSS, 1994).

Primeiramente, para obtenção dos pesos, determinou-se a relação de importância entre as variáveis selecionadas, ou seja, definiu-se a estrutura de hierarquia que representou a ordem de contribuição relativa para cada componente envolvida nos modelos de fragilidade aplicados. Neste procedimento de determinação da hierarquização, diferentes fatores que influenciam a tomada de decisão são comparados dois-a-dois e um critério de importância relativa é atribuído ao relacionamento entre estes fatores (SAATY, 1980; ROSS 1994).

A comparação entre os critérios foi conduzida por meio da construção de uma matriz de comparação pareada de ordem n , em que n corresponde ao número de fatores considerados na análise. As variáveis foram organizadas simultaneamente nas linhas e colunas da matriz, mantendo-se a mesma sequência de disposição, de modo a possibilitar a comparação sistemática entre cada par de critérios e a determinação de sua importância relativa no processo decisório, conforme proposto por Thomas L. Saaty (1980).

Após o preenchimento da matriz de comparação, foi calculado o vetor de pesos AHP (w) e, para cada fator n , foi obtido um peso w_i . A Equação 1 abaixo refere-se ao modo em que estes pesos são obtidos.

$$w_i = \frac{(\prod_{j=1}^n a_{ij})^{\frac{1}{n}}}{\sum_{k=1}^n [(\prod_{j=1}^n a_{kj})^{\frac{1}{n}}]} \quad 1)$$

Onde:

w_i : Representa o peso normalizado atribuído ao fator i após o processo de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Cada fator terá um peso w_i que reflete sua importância relativa.

a_{ij} : Elemento da matriz de comparação. Indica a importância relativa do fator i em comparação com o fator j .

$\prod_{j=1}^n a_{ij}$: Produto dos elementos da linha i na matriz de comparação para todos os fatores j . Representa a multiplicação de todos os elementos da linha i da matriz.

$(\prod_{j=1}^n a_{ij})^{\frac{1}{n}}$: Média geométrica dos elementos da linha i . É usada para obter um valor representativo dos elementos da linha, garantindo que a comparação não seja influenciada por valores extremos.

$\sum_{k=1}^n [(\prod_{j=1}^n a_{kj})^{\frac{1}{n}}]$: Soma das médias geométricas de todas as linhas da matriz de comparação. Serve como fator de normalização para garantir que a soma dos pesos w_i seja igual a 1.

A confiabilidade dos julgamentos realizados na matriz de comparação pareada (Tabela 2) foi avaliada por meio do cálculo do Índice de Consistência (IC) e da Razão de Consistência

(RC), conforme proposto por Saaty (1980). Para a matriz composta pelas variáveis precipitação, tipo de solo, uso e ocupação do solo e declividade, obteve-se $\lambda_{\max} = 4,11847$ e $IC = 0,03949$. Considerando o Índice Randômico ($IR = 0,90$) para matrizes de ordem quatro, a Razão de Consistência calculada foi $RC = 0,04388$. Como o valor obtido é inferior ao limite de 0,10 recomendado por Saaty (1980), os julgamentos realizados foram considerados consistentes, garantindo a confiabilidade dos pesos utilizados na modelagem da fragilidade ambiental.

Tabela 2 - Verificação da consistência da matriz AHP

Parâmetro	Valor
λ_{\max}	4,11847
IC	0,03949
IR	0,90
RC	0,04388
Resultado	Situação da matriz: Consistente ($RC < 0,10$)

Fonte: Autor (2023).

Os pesos finais atribuídos aos critérios foram 0,5579 para declividade, 0,2633 para uso e ocupação do solo, 0,1219 para tipo de solo e 0,0569 para precipitação, evidenciando a maior influência da declividade na determinação da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica.

Após aplicação da técnica AHP, os pesos obtidos foram multiplicados aos planos de informação referentes às variáveis de cada modelo empírico de fragilidade ambiental abordado neste estudo, resultando, assim, em dois novos mapas-síntese de fragilidade, o de Fragilidade Potencial e o de Fragilidade Emergente.

Continuando, a próxima etapa, de posse dos três mapas intermediários (declividade, tipo de solo e uso e ocupação do solo) foram correlacionados por meio da álgebra de mapas, que consiste na sobreposição dos mapas utilizando uma escala comum e pesos para cada classe conforme sua importância gerando a carta de fragilidade potencial. O geoprocessamento foi utilizado para a técnica de álgebra dos mapas na geração do mapa síntese de fragilidade ambiental potencial, utilizando a extensão *Spatial Analyst (Reclassify e Raster Calculator)* no ArcGis.

A aplicação da técnica de Análise Hierárquica de Processos para se obter os pesos necessários para a elaboração da álgebra cartográfica foi realizada segundo a Equação 2:

$$\mathbf{FAp} = \mathbf{De} * \mathbf{Pw1} + \mathbf{S} * \mathbf{Pw2} + \mathbf{Plu} * \mathbf{Pw3}$$

2)

Onde:

FAP = Fragilidade Ambiental Potencial

Pw = Pesos

De = Declividade

S = Solos

Plu = Pluviometria

Após a elaboração da carta de fragilidade ambiental potencial foi elaborada a interseção com a carta de uso do solo no intuito de chegar na carta de fragilidade ambiental emergente explicado a equação 3 (demostrando a interferência que a ação antrópica tem sobre o meio natural).

$$\mathbf{FAe = FAP + (Us * Pw^4)} \quad 3)$$

Onde,

FAe = Fragilidade Ambiental Emergente

FAP = Fragilidade Ambiental Potencial

Pw = Pesos

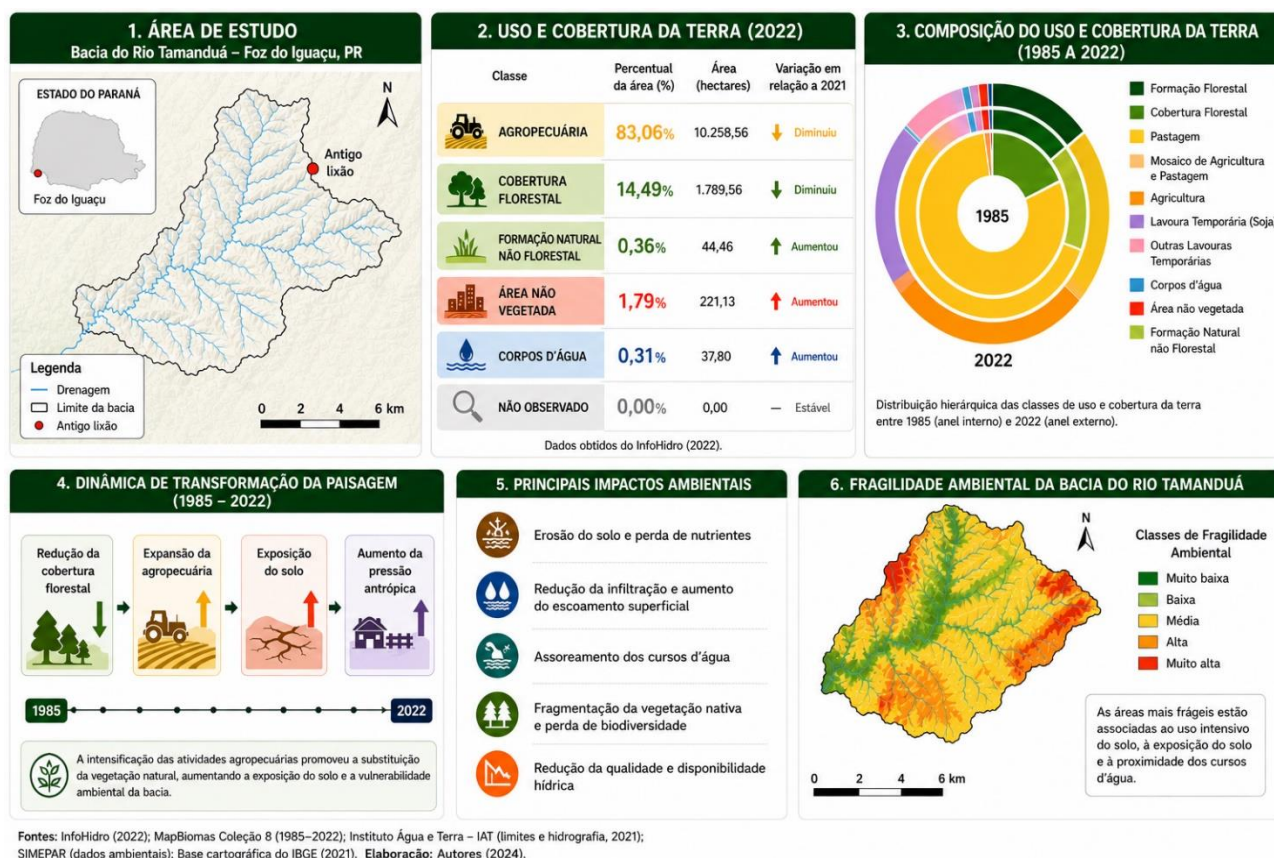
Us = Uso e ocupação do solo

O produto de fragilidade ambiental emergente é representado por um código de quatro algarismos: o 1º dígito corresponde a declividade o 2º representa o uso e ocupação do solo, o 3º Tipo de Solos e o 4º refere-se à pluviosidade.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 5 apresenta uma síntese integrada da dinâmica de uso e cobertura da terra e sua influência sobre a fragilidade ambiental da Bacia do Rio Tamanduá, localizada no município de Foz do Iguaçu, Paraná. A ilustração reúne informações espaciais, indicadores quantitativos, evolução temporal da ocupação da paisagem, principais impactos ambientais associados às atividades antrópicas e a espacialização das classes de fragilidade ambiental da bacia hidrográfica. A organização gráfica dos resultados permite compreender, de forma sistêmica, a relação entre a intensificação das atividades agropecuárias, a redução da cobertura vegetal natural e o aumento da vulnerabilidade ambiental da área de estudo, evidenciando os principais processos responsáveis pela alteração da dinâmica hidrológica, geomorfológica e ecológica da bacia.

Figura 5 - Dinâmica de uso e cobertura da terra.



Fonte: adaptado de InfoHidro (2022); MapBiomias (1985-2022); SIMEPAR (2021); IBGE (2021).

Segundo os dados coletados pelo InfoHidro (2022), MapBiomias (2022), SIMEPAR (2021); IBGE (2021), a análise dos indicadores de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica evidencia o predomínio expressivo das atividades agropecuárias na área de estudo, representando 83,06% da superfície total da bacia, equivalente a aproximadamente 10.258,56 hectares. Tal configuração demonstra a intensa influência das atividades antrópicas sobre a dinâmica ambiental local, sobretudo no que se refere à substituição da cobertura vegetal natural por áreas destinadas à agricultura e pecuária. Embora os dados indiquem discreta redução dessa classe em relação ao ano de 2021, a agropecuária permanece como a principal forma de ocupação territorial da bacia, refletindo o perfil produtivo regional e a forte dependência econômica das atividades do setor primário.

A cobertura florestal corresponde a 14,49% da área total da bacia hidrográfica, abrangendo cerca de 1.789,56 hectares. Apesar de representar a segunda principal classe de uso e cobertura identificada, observa-se tendência de redução em comparação ao período anterior, evidenciando pressão contínua sobre os remanescentes vegetacionais. Esse comportamento está

diretamente relacionado à expansão das áreas agrícolas e à intensificação do uso do solo, fatores que contribuem para a fragmentação da vegetação nativa, redução da biodiversidade, comprometimento dos serviços ecossistêmicos e aumento da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica (InfoHidro, 2022; MapBiomias, 2022; SIMEPAR, 2021; IBGE 2021).

As áreas classificadas como formação natural não florestal representam apenas 0,36% da área total, correspondendo a aproximadamente 44,46 hectares, enquanto as áreas não vegetadas totalizam 1,79%, equivalentes a 221,13 hectares. O aumento das áreas não vegetadas evidencia processos de exposição do solo associados à ocupação antrópica, movimentação de terra, implantação de infraestrutura rural e ocorrência de processos erosivos. Sob a perspectiva ambiental, essa dinâmica favorece o aumento do escoamento superficial, a redução da infiltração hídrica e a intensificação do transporte de sedimentos para os corpos hídricos, potencializando processos de assoreamento e degradação da qualidade da água (InfoHidro, 2022; MapBiomias, 2022; SIMEPAR, 2021; IBGE 2021).

Os corpos d'água representam somente 0,31% da área total da bacia, correspondendo a aproximadamente 37,8 hectares, valor relativamente reduzido em relação à dimensão territorial analisada. Ainda que tenha sido registrado pequeno aumento em comparação ao ano anterior, a baixa representatividade hídrica reforça a necessidade de conservação das áreas de drenagem e das faixas de vegetação ripária, fundamentais para a manutenção da estabilidade hidrológica, proteção dos cursos d'água e garantia da qualidade e disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica (InfoHidro, 2022; MapBiomias, 2022; SIMEPAR, 2021; IBGE 2021).

O gráfico radial de uso e cobertura da terra complementa a interpretação dos indicadores ao demonstrar a distribuição hierárquica das classes de ocupação entre os anos de 1985 e 2022 (MapBiomias, 2022). Observa-se que a classe “Agropecuária” domina amplamente a composição espacial da bacia, sendo subdividida principalmente em áreas de agricultura e lavoura temporária, com destaque para o cultivo de soja, evidenciando a consolidação do modelo agrícola intensivo na região. Em contrapartida, as classes relacionadas à cobertura florestal apresentam participação significativamente inferior, indicando redução progressiva da vegetação natural frente ao avanço das atividades produtivas e da expansão territorial das áreas cultivadas.

A dinâmica de transformação da paisagem apresentada na ilustração demonstra que a intensificação das atividades agropecuárias promoveu significativa substituição da cobertura vegetal natural ao longo das últimas décadas, resultando em aumento da exposição do solo e ampliação da pressão antrópica sobre os recursos naturais da bacia. Como consequência, observam-se impactos ambientais relevantes, incluindo erosão do solo, redução da infiltração hídrica, aumento

do escoamento superficial, assoreamento dos cursos d'água, fragmentação da vegetação nativa e redução da qualidade e disponibilidade hídrica (InfoHidro, 2022; MapBiomias, 2022; SIMEPAR, 2021; IBGE 2021).

Os resultados observados na Bacia do Rio Tamanduá são compatíveis com o padrão de ocupação territorial identificado em diversas bacias hidrográficas da região Oeste do Paraná, caracterizadas pela predominância de atividades agropecuárias intensivas e pela redução dos remanescentes de vegetação nativa. Estudos desenvolvidos por Calegari et al. (2013) na própria Bacia do Rio Tamanduá já indicavam a consolidação do uso agrícola como principal elemento estruturador da paisagem regional. De forma semelhante, Vaeza et al. (2010) observaram que a expansão das atividades produtivas em bacias hidrográficas do Paraná tem promovido alterações significativas na cobertura da terra, resultando em aumento da fragmentação florestal e intensificação da pressão sobre os recursos hídricos. Nesse contexto, a elevada participação da agropecuária identificada neste estudo reforça a tendência histórica de antropização da paisagem e evidencia a necessidade de estratégias de manejo que conciliem a produção agrícola com a conservação ambiental.

O mapa de fragilidade ambiental evidencia que as áreas classificadas com fragilidade alta e muito alta encontram-se associadas principalmente às regiões com maior intensidade de uso antrópico, elevada exposição do solo, declividades mais acentuadas e proximidade da rede de drenagem. Essas características potencializam processos erosivos, transporte de sedimentos e degradação ambiental, reforçando a influência do uso e ocupação da terra sobre a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica (InfoHidro, 2022; MapBiomias, 2022; SIMEPAR, 2021; IBGE 2021).

A dinâmica de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica encontra-se fortemente condicionada pela expansão agropecuária, configurando um cenário de elevada pressão ambiental sobre os recursos naturais. Essa configuração territorial influencia diretamente os processos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos da bacia, contribuindo para o aumento da fragilidade ambiental, especialmente em áreas suscetíveis à erosão, compactação do solo, redução da infiltração hídrica e degradação dos recursos hídricos. É fundamental o desenvolvimento de estratégias de planejamento e gestão ambiental voltadas à conservação dos remanescentes vegetacionais, proteção dos recursos hídricos e promoção do uso sustentável do solo, visando minimizar os impactos ambientais decorrentes da intensificação das atividades antrópicas na bacia hidrográfica (InfoHidro, 2022; MapBiomias, 2022; SIMEPAR, 2021; IBGE 2021).

A análise integrada dos dados de uso e cobertura da terra demonstra que a fragilidade ambiental da bacia não decorre exclusivamente de suas características naturais, mas

também da forma como o território vem sendo ocupado ao longo das últimas décadas. A predominância de atividades agropecuárias em áreas originalmente cobertas por vegetação nativa altera os fluxos hidrológicos, reduz a proteção do solo e amplia a vulnerabilidade dos ecossistemas frente aos processos erosivos, constituindo um dos principais fatores responsáveis pela elevação da fragilidade ambiental emergente observada na área de estudo.

A Tabela 3 apresenta a classificação das variações juntamente com as áreas e cada tipo de característica de Fragilidade Ambiental encontrada na área da Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá.

Tabela 3 - Classes de Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá.

Classes de Fragilidade Ambiental	Categoria	Área (km²)	Área (%)
Declividade			
Muito Baixo	0 – 5,9	36,25	18,15
Baixo	6,0 – 11,9	72,85	36,48
Médio	12,0 – 19,9	45,25	22,66
Alto	20,0 – 29,9	25,61	12,82
Muito alto	≥ 30,0	19,75	9,89
	Total	199,7	100,0
Precipitação			
Muito Baixo	-	-	-
Baixo	-	-	-
Médio	-	-	-
Alto	Pluviométrica com distribuição anual desigual, com período seco entre 3 e 6 meses, alta concentração das chuvas no verão, entre novembro e abril, quando ocorrem de 70 a 80% das chuvas.	199,7	100,00%
Muito alto	-	-	-
	Total	199,7	100%
Pedologia (solos)			
Muito Baixo		-	-
Baixo	LVd1 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (baixa fertilidade natural), textura argilosa, epieutrófico, fase campo subtropical, relevo suave ondulado 1	127,5	63,84
Médio	NVef - NITOSSOLOS VERMELHOS Eutroféricos	72,2	36,15
Alto		-	-
Muito alto		-	-
	Total	199,7	100%
Uso e Ocupação do Solo			
Muito Baixo	-	-	-
Baixo	Vegetação (APP e Parques)	27,89	13,97

Médio	Agricultura	167,9	84,07
Alto	-	-	-
Muito alto	Área Urbanizada	3,99	2,00
	Total	199,7	100%

Fonte: o autor (2023).

A região da bacia do Rio Tamanduí, apresenta um clima subtropical úmido, com verões quentes e geada pouco frequentes e chuvas em todos os meses do ano. De acordo com PMGRH (2019), o período temperaturas mais elevadas ocorre de novembro a fevereiro, quando a temperatura máxima ultrapassa 30°C.

O período mais frio ocorre nos meses de junho, julho e agosto, quando a temperatura mínima é de, em média 13°C, o período caracterizado como menos chuvoso são os meses de julho e agosto com precipitação mínima ocorrendo no mês de julho (50 mm), as chuvas mais intensas ocorrem no mês de outubro quando a marca de 200 mm é superada, nos demais meses as precipitações oscilam entre 100 mm e 196 mm (PMGRH, 2019). Diante das informações meteorológicas, disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas – SIH do Paraná (de 2000 a 2019), considerando as médias pluviiais, conforme Tabela 4.

Tabela 4 - Totais mensais de precipitação (mm) na Bacia do Rio Tamanduí.

Estação	Ano	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	Total
SALTO CATARATAS	2000	223,2	192,7	52,8	143,5	158,2	185,1	60,7	126,8	142,7	216,8	128,2	196,5	1827,2
SALTO CATARATAS	2001	172,7	275,1	86,1	158,2	68,5	121,4	97,7	50,3	134,6	117,6	170,4	186,2	1638,8
SALTO CATARATAS	2002	290,3	53,4	64,6	39,5	350,9	87,3	69,2	94,7	115,7	297,2	316,5	294,6	2073,9
SALTO CATARATAS	2003	99,1	166,6	84,4	133,5	30,5	82,8	62,8	49,7	194,1	324,7	117,2	442,1	1787,5
SALTO CATARATAS	2004	13,5	44,9	67,5	132,9	356,5	66,9	156,1	14,5	49,3	245,8	171,3	29,1	1348,3
SALTO CATARATAS	2005	168,8	9,7	33,5	119,7	331,5	188,1	85,0	41,2	227,0	405,2	36,8	50,9	1697,4
SALTO CATARATAS	2006	206,5	64,0	220,2	79,0	2,0	92,6	26,4	88,2	184,0	174,0	232,6	244,2	1613,7
SALTO CATARATAS	2007	149,0	101,9	66,8	232,2	179,8	19,0	88,4	20,8	26,4	129,2	193,5	169,0	1376,0
SALTO CATARATAS	2008	171,0	99,0	38,7	269,3	89,0	204,0	79,0	187,0	146,0	289,0	109,0	43,0	1724,0
SALTO CATARATAS	2009	183,0	150,0	45,0	76,0	321,0	102,0	161,0	176,0	255,0	403,0	203,0	217,0	2292,0
SALTO CATARATAS	2010	155,0	142,0	256,0	141,0	90,0	58,0	127,0	21,0	106,0	222,0	74,0	319,0	1711,0
SALTO CATARATAS	2011	104,0	125,0	88,0	131,0	11,0	85,0	217,0	191,0	160,0	283,0	142,0	43,0	1580,0
SALTO CATARATAS	2012	121,0	41,0	61,0	243,0	103,0	156,0	140,0	3,0	43,2*	265,0	80,0	184,0	1440,2
SALTO CATARATAS	2013	160,0	166,0	154,0	72,0	202,0	242,0	54,0	57,0	136,0	174,0	148,0	108,0	1673,0
SALTO CATARATAS	2014	194,0	90,0	285,0	234,0	232,0	438,0	208,0	20,0	201,0	74,0	133,0	235,0	2344,0
SALTO CATARATAS	2015	110,0	126,0	103,0	114,0	214,0	104,0	246,0	42,0	100,0	108,0	294,0	366,0	1927,0
SALTO CATARATAS	2016	158,0	181,0	242,0	66,0	153,0	34,0	62,0	172,0	43,0	247,9*	95,0	232,0	1685,9
SALTO CATARATAS	2017	90,0	217,0	126,0	196,0	221,0	70,0	6,0	167,0	17,0	392,0	265,0	154,0	1921,0
SALTO CATARATAS	2018	355,0	188,0	248,0	50,0	62,0	66,0	19,0	84,0	197,0	256,0	103,0	45,0	1673,0
SALTO CATARATAS	2019	111,0	173,0	253,0	200,0	182,0	16,0	47,0	0,0	36,0	91,0	92,0	161,0	1362,0

Fonte: Sistema de Informações Hidrológicas – SIH (2023).

De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o período de janeiro a dezembro de 2021 registrou uma média de precipitação pluviométrica de 1.725,1 mm na cidade de Foz do Iguaçu, localizada no estado do Paraná. Esse valor está acima da média histórica para o mesmo

período, que é de aproximadamente 1.500 mm.

Embora a interpolação dos dados pluviométricos tenha resultado em reduzida variabilidade espacial na área de estudo, em razão da limitada disponibilidade de estações meteorológicas com séries históricas representativas no entorno da bacia hidrográfica, a variável precipitação foi mantida no modelo de fragilidade ambiental. Essa decisão fundamenta-se na proposta metodológica de Ross (1994) e Santos e Ross (2012), que reconhecem o comportamento pluviométrico como um dos fatores condicionantes dos processos erosivos e da dinâmica ambiental. Dessa forma, mesmo apresentando baixa diferenciação espacial na área estudada, a precipitação contribui para a representação integrada dos processos naturais que influenciam a fragilidade ambiental da Bacia do Rio Tamandúá.

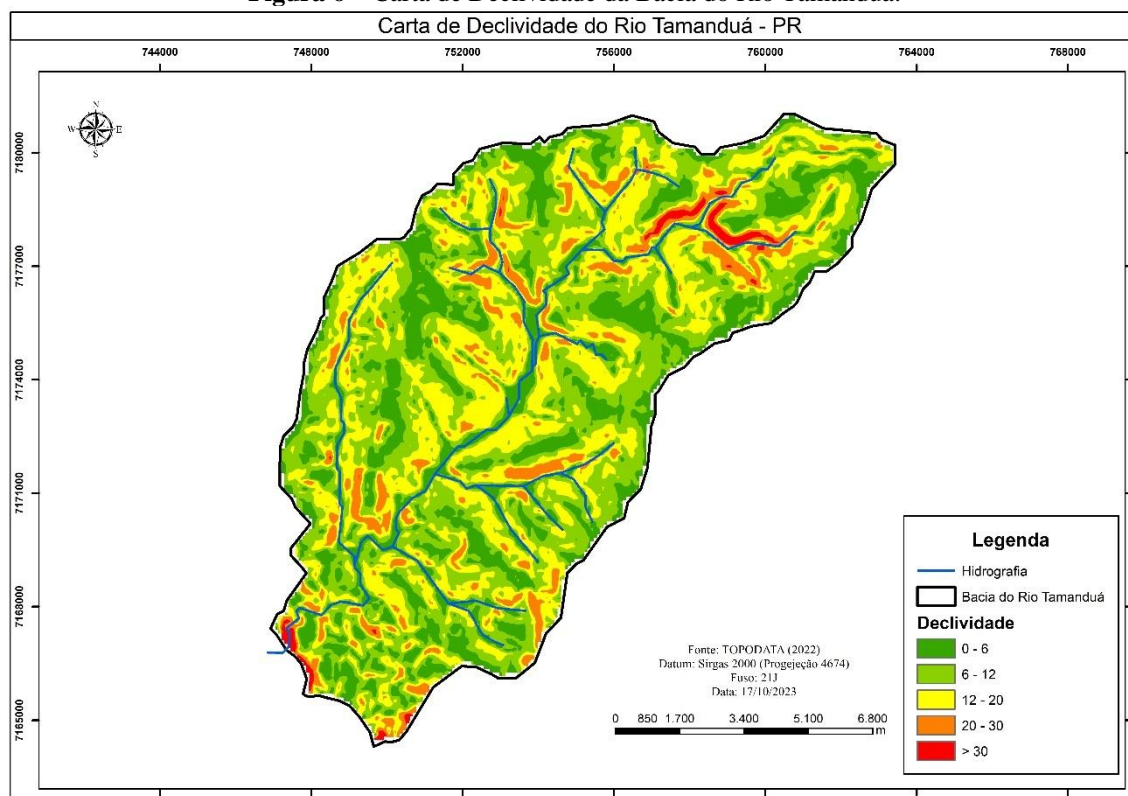
Os resultados da análise hierárquica atribuíram peso de 0,0569 à variável precipitação, valor inferior aos demais critérios considerados. Esse resultado indica que, embora sua influência relativa tenha sido menor quando comparada à declividade, ao uso e ocupação do solo e à pedologia, a variável foi incorporada ao modelo por sua relevância conceitual na compreensão dos processos hidrológicos e erosivos que atuam na bacia hidrográfica.

A fragilidade relacionada à precipitação em Foz do Iguaçu pode ser classificada como moderada a alta, conforme definido na Tabela 3, em função da intensidade e da frequência das chuvas na região. Como mencionado anteriormente, os meses mais chuvosos na cidade são dezembro, janeiro, fevereiro e março, com médias de precipitação pluviométrica superior a 200 milímetros. Esses períodos podem apresentar riscos de inundações e deslizamentos de terra, sobretudo em áreas de encostas ou em regiões como a do estudo, que são mais vulneráveis.

Em relação aos meses mais chuvosos, janeiro e fevereiro foram os mais intensos, com médias de precipitação de 280,9 mm e 326,2 mm, respectivamente. Já os meses de junho, julho e agosto, historicamente considerados mais secos, apresentaram médias de 77,7 mm, 75,5 mm e 89,4 mm, respectivamente (INMET, 2021).

Para a Carta de Declividade, com base nas classes propostas por Santos e Ross (2012), adaptaram-se os códigos de fragilidade, variando de 1 a 5, sendo o código nº 1 correspondente à fragilidade muito fraca e o código nº 5 correspondente à fragilidade muito alta, conforme apresentado no Quadro 1. A partir dessa reclassificação, foi possível obter a espacialização da declividade conforme apresentada na Figura 6.

Figura 6 – Carta de Declividade da Bacia do Rio Tamanduá.



Fonte: o autor (2023).

A análise da declividade da Bacia do Rio Tamanduá evidencia o predomínio de relevo suavemente ondulado, com destaque para a classe de declividade entre 6% e 12%, representada pela coloração verde-clara no mapa temático, correspondendo a aproximadamente 36% da área total da bacia hidrográfica. Essa predominância indica que grande parte do território apresenta condições geomorfológicas relativamente favoráveis à ocupação antrópica e ao desenvolvimento de atividades agropecuárias, especialmente em função da menor susceptibilidade a processos erosivos intensos quando comparada às áreas de maior inclinação.

As áreas inseridas nessa faixa de declividade tendem a apresentar menor velocidade de escoamento superficial, favorecendo maior infiltração da água no solo e reduzindo, em condições naturais, o potencial de ocorrência de movimentos de massa e processos erosivos acelerados. Além disso, terrenos com declividades moderadas geralmente oferecem melhores condições operacionais para mecanização agrícola, fator que contribui diretamente para a expansão das atividades produtivas na bacia hidrográfica.

Entretanto, apesar da predominância de declividades consideradas baixas a moderadas, a elevada intensidade pluviométrica característica da região de Foz do Iguaçu pode potencializar processos de degradação ambiental, principalmente em áreas com exposição do solo,

ausência de cobertura vegetal e manejo inadequado das práticas agrícolas. Nessas condições, mesmo setores com declividades intermediárias podem apresentar aumento significativo do escoamento superficial, favorecendo a erosão laminar, formação de sulcos e ravinas, além do transporte de sedimentos para os cursos d'água.

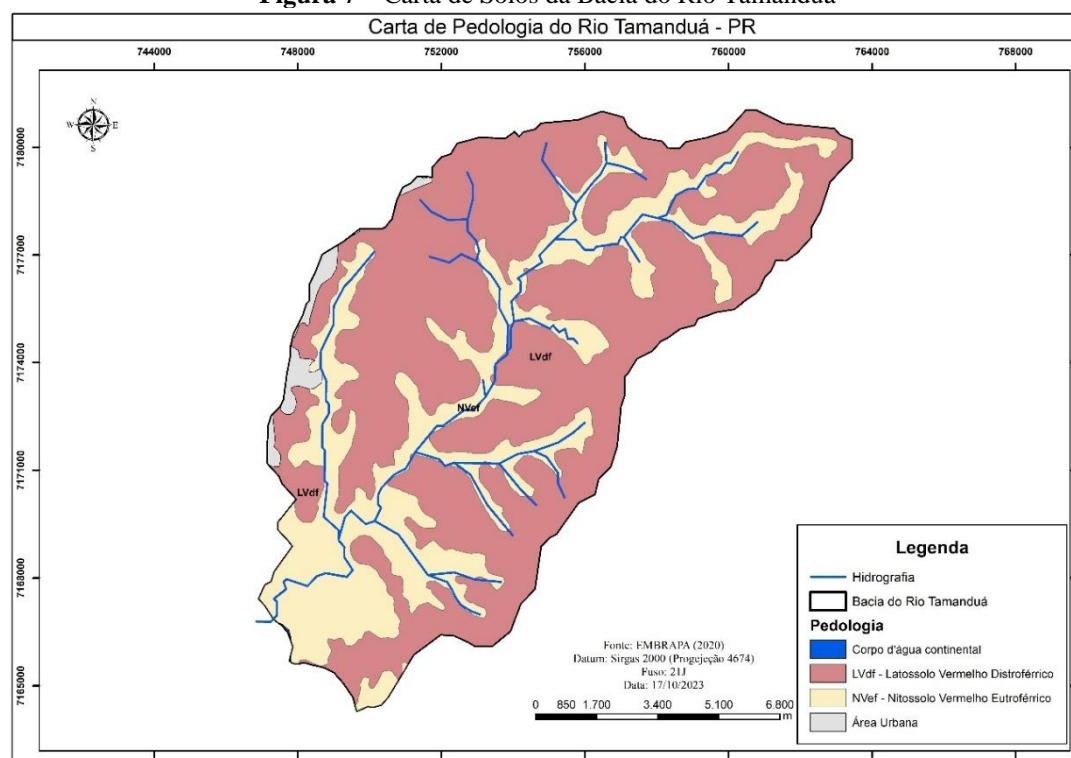
As classes de declividade mais elevadas, especialmente aquelas superiores a 20%, representadas pelas cores laranja e vermelha, encontram-se distribuídas de forma pontual ao longo da bacia, concentrando-se principalmente nas proximidades dos canais de drenagem e em setores de relevo mais dissecado. Essas áreas apresentam maior fragilidade ambiental devido à elevada energia do relevo, maior potencial erosivo e maior susceptibilidade à instabilidade geomorfológica, exigindo maior atenção quanto às formas de uso e ocupação do solo.

A distribuição espacial das classes de declividade demonstra forte relação com a dinâmica hidrológica e os processos erosivos da bacia hidrográfica, influenciando diretamente a infiltração da água, o escoamento superficial e a produção de sedimentos. Dessa forma, a variável declividade constitui um dos principais fatores condicionantes da fragilidade ambiental, sendo fundamental sua incorporação em análises multicritério voltadas ao planejamento territorial e à gestão ambiental da bacia do Rio Tamanduá.

Os resultados da análise hierárquica atribuíram peso de 0,0569 à variável precipitação, valor inferior aos demais critérios considerados. Esse resultado indica que, embora sua influência relativa tenha sido menor quando comparada à declividade, ao uso e ocupação do solo e à pedologia, a variável foi incorporada ao modelo por sua relevância conceitual na compreensão dos processos hidrológicos e erosivos que atuam na bacia hidrográfica.

Com base nas ponderações propostas por Santos e Ross (2012) e nas análises realizadas na Bacia do Rio Tamanduá, foi elaborado o mapa de solos, apresentado na Figura 7, utilizando como referência a Carta de Solos do Estado do Paraná.

Figura 7 – Carta de Solos da Bacia do Rio Tamanduá



Fonte: o autor (2023).

Os Latossolos Vermelhos, que correspondem a 63,84% da Carta de Solos da Bacia do Rio Tamanduá, constituem a classe pedológica predominante na área de estudo, evidenciando sua expressiva relevância na dinâmica ambiental e no comportamento físico-hídrico da bacia hidrográfica. Esses solos são formados por material mineral e caracterizam-se pela presença de horizonte B latossólico imediatamente abaixo de horizontes diagnósticos superficiais, excetuando-se apenas o horizonte H hístico. Trata-se de solos altamente intemperizados, muito evoluídos pedogeneticamente e profundos, resultantes de intensos processos de transformação mineralógica e química ao longo do tempo geológico, permanecendo apenas minerais mais resistentes ao intemperismo. Em função de sua elevada profundidade efetiva, estrutura granular e elevada porosidade, os Latossolos apresentam condições favoráveis ao desenvolvimento radicular em profundidade e à infiltração de água, fatores que contribuem para sua ampla utilização agrícola. Entretanto, apesar dessas características positivas, esses solos apresentam baixa disponibilidade hídrica às plantas e elevada susceptibilidade à compactação quando submetidos ao manejo inadequado, especialmente em sistemas agrícolas mecanizados. Dessa forma, o uso agrícola sustentável requer a adoção de práticas conservacionistas e técnicas específicas de manejo compatíveis com as exigências de cada cultura, visando minimizar processos de degradação física do solo. Na área de estudo, os Latossolos Distroféricos distribuem-se amplamente por todas as porções

do município de Foz do Iguaçu, enquanto os Latossolos Eutroféricos concentram-se predominantemente na região do Parque Nacional do Iguaçu. Já os Latossolos Distróficos apresentam maior ocorrência na região do Carimã, refletindo diferenças locais relacionadas à fertilidade natural e às condições geomorfológicas e litológicas da bacia (PMSB, PMGRH, 2019).

Do ponto de vista da fragilidade ambiental, a predominância dos Latossolos Vermelhos contribui para a ocorrência das classes de fragilidade potencial mais baixas observadas na bacia hidrográfica. A elevada profundidade dos perfis, associada à boa drenagem interna e à maior estabilidade estrutural, favorece a infiltração da água e reduz a susceptibilidade natural à erosão hídrica. Entretanto, a intensa utilização agrícola dessas áreas pode promover processos de compactação superficial e redução da capacidade de infiltração, potencializando a fragilidade emergente quando associada ao manejo inadequado do solo e à supressão da cobertura vegetal.

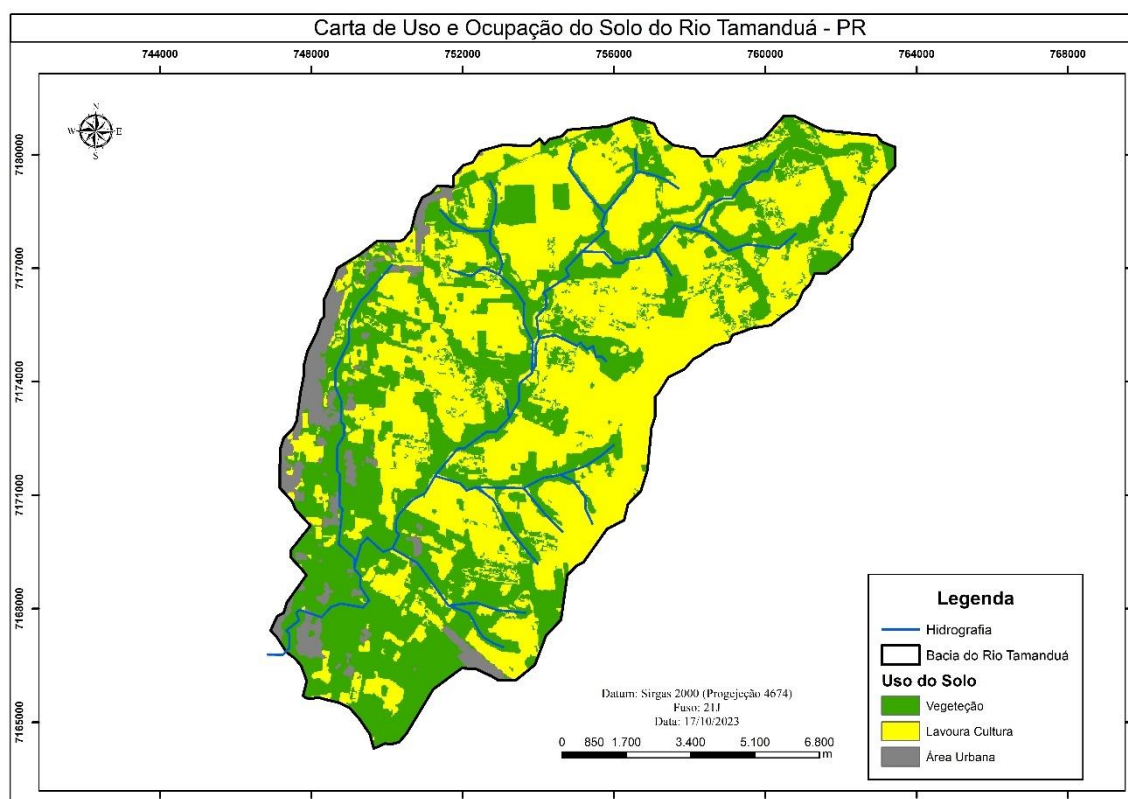
Os Nitossolos correspondem a 36,15% da Carta de Solos da Bacia do Rio Tamanduá, configurando-se como a segunda classe pedológica de maior representatividade na área de estudo. Esses solos compreendem materiais minerais profundos e bem drenados, caracterizados pela presença do horizonte B nítico, associado a texturas argilosas ou muito argilosas, com teores de argila superiores a 350 g/kg desde o horizonte A. Apresentam gradiente textural pouco acentuado e elevado grau de desenvolvimento estrutural, sendo o horizonte B nítico marcado pela presença de cerosidade e estrutura fortemente desenvolvida, atributos que favorecem a retenção de água e a estabilidade física do perfil. Em razão de sua elevada porosidade e permeabilidade, os Nitossolos possuem boas condições para o desenvolvimento radicular e elevada aptidão agrícola. Entretanto, quando submetidos a manejo inadequado, especialmente em áreas declivosas e desprovidas de cobertura vegetal, tornam-se suscetíveis à desagregação mecânica e à ocorrência de processos erosivos. Em superfícies com declividades superiores a 10%, aumenta significativamente a vulnerabilidade à erosão hídrica, enquanto áreas com declividades acima de 20% podem apresentar processos de rastejo e escorregamentos superficiais. Dessa forma, embora sejam considerados solos de elevada potencialidade agrícola, sua utilização requer a adoção de práticas conservacionistas rigorosas, incluindo manejo adequado da fertilidade, controle da acidez, terraceamento, plantio em nível e manutenção da cobertura vegetal. Na Bacia do Rio Tamanduá, os Nitossolos distribuem-se predominantemente nas porções topograficamente mais elevadas das sub-bacias hidrográficas de Foz do Iguaçu, especialmente nos divisores de água das regiões norte e sul do município, evidenciando estreita relação entre sua ocorrência e os compartimentos geomorfológicos locais (PMSB, PMGRH, 2019).

Embora os Nitossolos apresentem elevada aptidão agrícola e boas condições físicas

para o desenvolvimento das culturas, sua ocorrência em áreas associadas a maiores declividades aumenta a susceptibilidade aos processos erosivos quando inexitem práticas conservacionistas adequadas. Na Bacia do Rio Tamanduá, a distribuição espacial dessa classe pedológica coincide com setores que apresentam maior potencial de geração de escoamento superficial e transporte de sedimentos, contribuindo para a elevação dos níveis de fragilidade ambiental em determinadas porções da bacia.

Para a elaboração da base cartográfica de uso e ocupação do solo, foi realizada a etapa de treinamento utilizando a técnica de coleta de amostras, conforme proposto por Congalton (1991). Essa etapa consiste na seleção de pontos amostrais representativos de cada classe de uso da terra, que servem como base para o software de tratamento gerar uma imagem raster por meio da classificação segmentada (fatiamento de classes). A Figura 8 apresenta o resultado obtido após essa etapa.

Figura 8 – Mapa de Uso e Ocupação do Solo da Bacia do Rio Tamanduá



Fonte: o autor (2023).

O mapa de Uso e Ocupação do Solo da Bacia do Rio Tamanduá, elaborada após a aplicação da metodologia AHP (Analytic Hierarchy Process) e integração das variáveis em ambiente SIG, mostra o predomínio expressivo das áreas destinadas às atividades agrícolas, representadas principalmente pela classe “Lavoura/Cultura”, identificada pela coloração amarela no mapa temático.

Os resultados demonstram que aproximadamente 84% da área total da bacia hidrográfica encontra-se ocupada por atividades agropecuárias, corroborando diretamente os dados oficiais disponibilizados pela plataforma InfoHidro (2022), MapBiomias (2022), SIMEPAR (2021); IBGE (2021), que indicaram predominância de 83,06% da classe agropecuária na área de estudo.

A elevada representatividade das áreas agrícolas confirma a forte influência das atividades antrópicas sobre a organização espacial da paisagem e sobre a dinâmica ambiental da bacia hidrográfica. A configuração territorial observada está associada ao modelo produtivo predominante na região Oeste do Paraná, caracterizado principalmente pelo cultivo mecanizado de soja, milho e trigo, além da presença de áreas de pastagem e agricultura temporária. O gráfico radial oficial do InfoHidro (2022), anteriormente apresentado, reforça essa interpretação ao demonstrar que a classe “Agropecuária” domina amplamente a composição espacial da bacia entre os anos de 1985 e 2022, com destaque para a expansão das lavouras temporárias, especialmente relacionadas ao cultivo de soja.

As áreas classificadas como vegetação, representadas pela coloração verde no mapa, concentram-se principalmente em setores próximos à drenagem principal, fundos de vale e fragmentos remanescentes distribuídos ao longo da bacia hidrográfica. Embora essas áreas desempenhem papel fundamental na proteção dos recursos hídricos, estabilidade do solo, manutenção da biodiversidade e equilíbrio ecológico, observa-se que sua representatividade espacial é significativamente inferior às áreas agrícolas, corroborando os dados do InfoHidro (2022) que apontam cobertura florestal correspondente a apenas 14,49% da área total da bacia.

A classe urbana, representada pela coloração cinza, apresenta ocorrência pontual e reduzida em comparação às demais classes de uso do solo, evidenciando que a dinâmica de transformação da paisagem da bacia encontra-se predominantemente associada às atividades agropecuárias, e não à expansão urbana propriamente dita. Entretanto, mesmo com menor representatividade espacial, as áreas urbanizadas contribuem para alterações hidrológicas locais, aumento da impermeabilização do solo e potencial incremento do escoamento superficial.

A espacialização do uso e ocupação do solo obtida por meio da aplicação da AHP permitiu identificar padrões territoriais importantes para a compreensão da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica. A predominância de áreas agrícolas associadas à redução da cobertura vegetal natural contribui diretamente para o aumento da exposição do solo aos processos erosivos, sobretudo em regiões com declividades mais acentuadas e proximidade da rede de drenagem. A substituição da vegetação nativa por áreas cultivadas intensifica processos de compactação do solo, redução da infiltração hídrica, aumento do escoamento superficial e transporte de sedimentos para os corpos

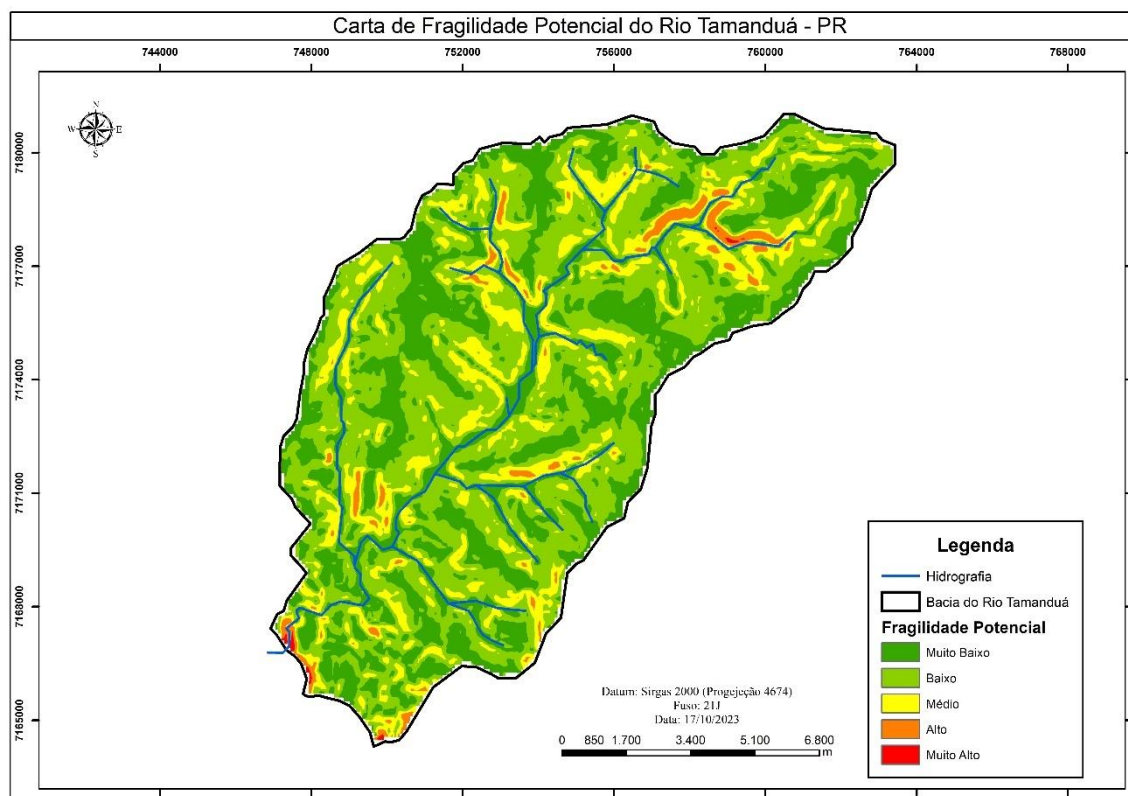
hídricos.

Os resultados obtidos a partir do Mapa de Uso e Ocupação do Solo apresentam forte coerência com os impactos ambientais identificados no sistema InfoHidro, os quais demonstram tendência histórica de intensificação das atividades agropecuárias e redução relativa da cobertura vegetal natural ao longo das últimas décadas. Essa dinâmica territorial demonstra um cenário de elevada pressão ambiental sobre os recursos naturais da bacia, reforçando a necessidade de implementação de estratégias de planejamento territorial e gestão ambiental voltadas à conservação dos remanescentes florestais, recuperação de áreas degradadas e adoção de práticas agrícolas sustentáveis.

Os autores Monteiro e Falcão (2022) discutem a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio São Miguel, no Mato Grosso do Sul, em função das mudanças de cobertura e uso da terra, sua análise focou em aspectos físicos e humanos, destacando dados geológicos e geomorfológicos para entender as fragilidades das paisagens e propor estratégias de manejo sustentável.

Adicionalmente, do ponto de vista da fragilidade ambiental, o tipo de uso e cobertura da terra é fator determinante, pois, se evidencia a relação homem x natureza, retratando a dinâmica territorial em termos dos processos de ocupação, da utilização da terra e de suas transformações (VIEIRA, et al., 2021). A análise da fragilidade ambiental de um ambiente fornece subsídio ao planejamento ambiental e ao uso e ocupação adequando a área analisada (COSTA e LEITE, 2022).

A carta de Fragilidade Potencial, com os atributos encontrados no cruzamento das variáveis apresentaram uma generalização dos níveis mais baixos de fragilidade, sendo assim, o relevo com aclives acentuados, apresentados na Figura 9, foi apurado somente na margem esquerda e em algumas pequenas porções das calhas dos contribuintes da margem direita (Arroio Sanga Funda, Arroio Dourado e Rio Tamanduazinho) do Rio Tamanduá, de modo que as demais variáveis tiveram uma influência reduzida na classificação da fragilidade potencial.

Figura 9 - Fragilidade Ambiental Potencial.

Fonte: o autor (2023).

Desta forma obteve-se um destaque para as classes “Muito Baixa” e “Baixa”, totalizando 155,93 km² (78,06%) da área total da bacia e somente 19,52 km² (9,77%) classificados como áreas de “Alto” ou “Muito Alto” grau de fragilidade ambiental potencial conforme descrito na Tabela 5.

Tabela 5 – Área Fragilidade Ambiental Potencial

Classes F. Potencial	Área (km ²)	Área (%)
Muito Baixo	102,78	51,45
Baixo	53,15	26,61
Médio	24,3	12,17
Alto	11,35	5,68
Muito alto	8,17	4,09
Total	199,7	100%

Fonte: o autor (2023).

A Carta de Fragilidade Ambiental Potencial da Bacia do Rio Tamanduá evidencia o predomínio das classes de fragilidade muito baixa e baixa, representadas pelas tonalidades verdes no mapa temático, indicando que grande parte da área de estudo apresenta condições naturais relativamente favoráveis em relação à susceptibilidade ambiental.

A predominância das classes de fragilidade potencial muito baixa e baixa evidencia que a Bacia do Rio Tamanduá apresenta, sob o ponto de vista dos atributos naturais, relativa estabilidade ambiental. Esse comportamento resulta da combinação entre relevo predominantemente suave ondulado, ampla ocorrência de Latossolos Vermelhos e reduzida variabilidade espacial da precipitação, fatores que atuam conjuntamente na diminuição da susceptibilidade natural aos processos erosivos. A elevada representatividade dessas classes sugere que, em condições naturais, a bacia possui capacidade relativamente elevada de absorver perturbações ambientais sem que ocorram alterações significativas em sua dinâmica física.

A predominância das classes de menor fragilidade demonstra forte relação com os resultados obtidos anteriormente na análise da declividade, na qual se verificou maior concentração da classe entre 6% e 12%, correspondente ao relevo suavemente ondulado. Essas condições geomorfológicas favorecem maior infiltração da água no solo, menor velocidade do escoamento superficial e menor potencial de ocorrência de processos erosivos intensos, especialmente em áreas que ainda mantêm cobertura vegetal ou práticas adequadas de manejo do solo.

Esse comportamento está diretamente associado às características físicas predominantes da bacia hidrográfica, especialmente à ocorrência de relevo suavemente ondulado, declividades moderadas e presença de solos com maior estabilidade estrutural, fatores que contribuem para a redução da vulnerabilidade natural aos processos erosivos.

As áreas classificadas com fragilidade média, alta e muito alta, representadas pelas cores amarela, laranja e vermelha, apresentam distribuição mais restrita e pontual ao longo da bacia hidrográfica, concentrando-se principalmente em setores de maior declividade, proximidades da rede de drenagem e áreas com maior exposição do solo. Nessas regiões, a combinação entre relevo mais acentuado e uso intensivo do solo potencializa processos erosivos, transporte de sedimentos e degradação ambiental, aumentando a susceptibilidade natural da paisagem.

Embora representem parcela minoritária da área total da bacia, as classes de fragilidade potencial média, alta e muito alta merecem atenção especial sob a perspectiva do planejamento ambiental. Essas áreas constituem setores naturalmente mais sensíveis da paisagem, nos quais pequenas alterações decorrentes do uso e ocupação do solo podem desencadear processos de degradação ambiental de maior magnitude. Dessa forma, sua identificação permite direcionar ações preventivas voltadas à conservação do solo, proteção da rede de drenagem e manutenção da estabilidade ambiental da bacia hidrográfica.

A espacialização da fragilidade potencial demonstra ainda a forte influência integrada entre os fatores físicos analisados na metodologia AHP, especialmente declividade,

pedologia e características geomorfológicas da bacia. Dessa forma, observa-se que os setores classificados como mais frágeis coincidem com áreas naturalmente mais suscetíveis à instabilidade ambiental, independentemente, em um primeiro momento, da intensidade da ocupação antrópica.

Entretanto, embora a bacia apresente predominância de fragilidade potencial baixa, a intensa ocupação agropecuária identificada anteriormente pode ampliar significativamente os riscos ambientais quando associada ao manejo inadequado do solo, remoção da cobertura vegetal e elevada intensidade pluviométrica regional. Nessas condições, áreas naturalmente estáveis podem evoluir para cenários de maior degradação ambiental em função da intensificação das pressões humanas.

Os resultados obtidos, demonstrando a predominância das classes de “Baixa” e “Muito Baixa”, podem ser justificados pela característica apresentada no Rio Tamanduá, que é um encaixamento na margem esquerda, exibindo rampas curtas e aclives acentuados, e na margem direita uma inclinação suave e gradativa Figura 9. Utilizando-se da mesma modelagem matemático-espacial, por meio de multicritérios, foi possível identificar em outro estudo, a partir de uma análise integrada, a fragilidade da microbacia do rio Jarucu, com predominância de baixa fragilidade (ARAUJO e PRATES, 2018).

Outrossim, Santos e Ross (2012) apontam ainda que o relevo com pouca dissecação, caso encontrado na margem direita da bacia do Rio Tamanduá, geralmente possui características mais estáveis, tendo em vista que a fragilidade é condicionada também por outras variáveis, como tipo de solo, uso do solo e características de pluviometria. Considerando isso, foi utilizada a Equação 4 no ambiente SIG para a elaboração da carta de fragilidade ambiental Potencial:

$$\mathbf{FAP = De * 0,2633 + Pe * 0,1219 + Plu * 0,0569} \quad 4)$$

A espacialização da fragilidade potencial permitiu observar que as áreas classificadas como fragilidade “baixa” e “muito baixa” ocorrem provavelmente devido ao tipo de solo e a declividade. Para a margem esquerda, a declividade é o fator de maior relevância, já para a margem direita o fator de maior relevância é a tipologia do solo, pois tem-se a predominância de Latossolos (LVd1) com características arenosas, e solos que apresentam tais características são mais erodíveis, conforme também apontado no estudo de Castro (2017), analisando a fragilidade ambiental na bacia do Córrego Água Branca, Oeste Maranhense, com este mesmo tipo de solo. Levando em consideração a declividade, representada pelas classes 0 a 5,9% e 6 a 11,9%, observa-se aclives suaves, justificando-se a média influência no percentual erosivo.

Os resultados obtidos demonstram que a fragilidade potencial da Bacia do Rio

Tamanduá encontra-se fortemente condicionada pelos atributos naturais da paisagem, apresentando predominância de setores com baixa vulnerabilidade intrínseca. Entretanto, essa condição não implica ausência de risco ambiental, uma vez que a estabilidade observada pode ser significativamente alterada pela intensificação das atividades antrópicas. Essa análise da fragilidade potencial constitui etapa fundamental para compreender de que forma os processos de uso e ocupação do solo modificam o equilíbrio natural da bacia, justificando a necessidade de avaliação da fragilidade ambiental emergente.

Para a obtenção da fragilidade emergente na Bacia Hidrográfica do Rio Tamanduá, foi realizada a interpolação dos dados da fragilidade ambiental potencial, juntamente com os dados de uso e ocupação do solo, conforme a Equação 5. A classificação proposta por Santos e Ross (2012) foi utilizada, associando o uso e ocupação do solo e cobertura vegetal com o tipo de solo e fatores associados a processos erosivos. Nesse contexto, a agricultura (167,9 km) se tornou um fator importante e intenso na influência do aumento da fragilidade ambiental, tornando-se um fator de evidência maior, cerca de 84,07% da área.

$$\mathbf{FAe = FAp + (Us * 0,05579)} \quad 5)$$

A fragilidade emergente é considerada como uma medida do potencial de dano ecológico, em que a fragilidade ambiental potencial é afetada pelo uso e ocupação do solo. A urbanização e a agricultura são os principais fatores responsáveis pelo aumento da fragilidade ambiental, sendo uma atividade humana que altera significativamente a superfície do solo e afeta a qualidade do ambiente (MOROZ, CANIL e ROSS, 2011).

A combinação dos dados da fragilidade ambiental potencial e da fragilidade emergente (Tabela 6) permitiu a elaboração das Cartas de Fragilidade Ambiental da bacia hidrográfica do Rio Tamanduá, que apresentam as áreas mais susceptíveis aos processos erosivos e as áreas menos vulneráveis, proporcionando uma importante ferramenta de gestão e planejamento ambiental.

Tabela 6 - Comparativo entre Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente.

Classes de Fragilidade Ambiental	Fragilidade Potencial Área (km²)	Fragilidade Potencial (%)	Fragilidade Emergente Área (km²)	Fragilidade Emergente (%)
Muito Baixa	48,7	24,39	13,5	6,01
Baixa	72,4	36,25	11,4	5,25
Média	51,3	25,69	45,52	20,33
Alta	22,1	11,07	118,7	58,75
Muito Alta	5,2	2,60	10,6	9,67

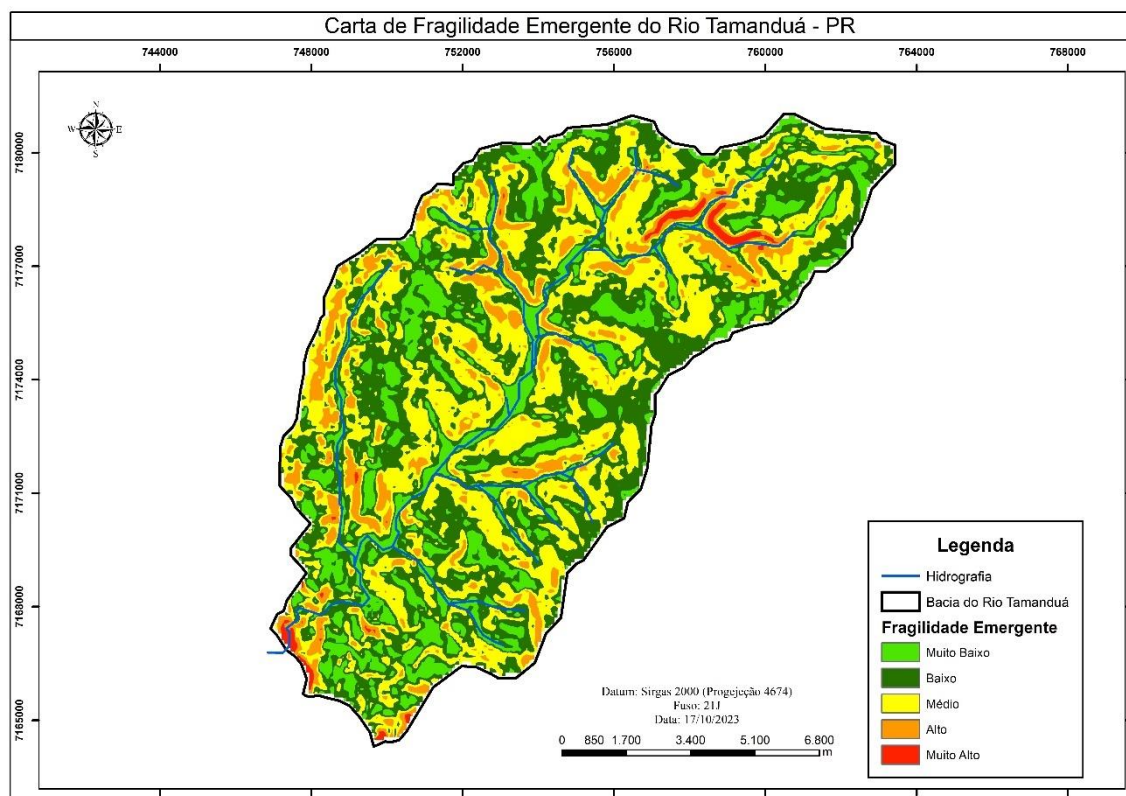
Classes de Fragilidade Ambiental	Fragilidade Potencial Área (km²)	Fragilidade Potencial (%)	Fragilidade Emergente Área (km²)	Fragilidade Emergente (%)
Total	199,7	100,00	199,7	100,00

Fonte: o autor (2023).

A comparação entre os resultados da fragilidade potencial e da fragilidade emergente evidencia a influência decisiva das atividades antrópicas na configuração ambiental da Bacia do Rio Tamanduá. Enquanto a fragilidade potencial indicou predominância de condições naturais relativamente estáveis, a incorporação da variável uso e ocupação do solo promoveu o deslocamento de extensas áreas para classes superiores de fragilidade. Esse comportamento demonstra que a vulnerabilidade ambiental atualmente observada na bacia não está associada exclusivamente às características naturais da paisagem, mas resulta principalmente da forma como o território vem sendo utilizado ao longo das últimas décadas.

A Carta de Fragilidade Ambiental Emergente da Bacia do Rio Tamanduá, Figura 10, evidencia a intensificação da vulnerabilidade ambiental quando considerados, de forma integrada, os atributos naturais da paisagem e as formas atuais de uso e ocupação do solo. Diferentemente da fragilidade potencial, que considera predominantemente fatores físicos naturais, a fragilidade emergente incorpora diretamente a influência das atividades antrópicas sobre a dinâmica ambiental da bacia hidrográfica, permitindo avaliar de maneira mais realista os níveis de susceptibilidade ambiental existentes na área de estudo.

Figura 10 - Mapa de Fragilidade Ambiental Emergente.



Organização: Autor (2023).

Os resultados obtidos demonstram predomínio expressivo da classe de fragilidade alta, correspondente a 118,7 km², representando 58,75% da área total da bacia hidrográfica. Esse comportamento evidencia que grande parte do território apresenta elevado grau de vulnerabilidade ambiental em função da interação entre características naturais da paisagem e intensa ocupação antrópica. A classe de fragilidade média corresponde a 45,52 km² (20,33%), enquanto as áreas classificadas com fragilidade muito alta abrangem 10,6 km², equivalentes a 9,67% da área total da bacia. Em conjunto, as classes média, alta e muito alta representam aproximadamente 88,75% da área da bacia hidrográfica, demonstrando um cenário de significativa pressão ambiental sobre os recursos naturais.

As áreas classificadas com fragilidade alta e muito alta, representadas pelas cores laranja e vermelha no mapa temático, concentram-se principalmente em setores associados à intensa atividade agropecuária, proximidade da rede de drenagem, maiores declividades e áreas com maior exposição do solo. Essa configuração demonstra que a substituição da cobertura vegetal natural por áreas agrícolas potencializa processos erosivos, aumento do escoamento superficial e transporte de sedimentos, elevando significativamente os níveis de degradação ambiental da bacia hidrográfica.

O predomínio das classes média, alta e muito alta de fragilidade ambiental

emergente reflete a forte influência das atividades agropecuárias sobre a dinâmica ambiental da bacia hidrográfica. A substituição da cobertura vegetal natural por áreas agrícolas reduz a proteção superficial do solo, favorece a compactação decorrente do uso intensivo de máquinas e aumenta a suscetibilidade ao escoamento superficial e ao transporte de sedimentos. Esses processos tornam-se ainda mais expressivos em setores próximos à rede de drenagem e em áreas associadas a maiores declividades, onde a ação antrópica atua de forma sinérgica aos condicionantes naturais da paisagem.

Os resultados obtidos apresentam forte coerência com os dados oficiais do InfoHidro (2022) e com a Carta de Uso e Ocupação do Solo anteriormente analisada, os quais demonstraram predominância superior a 83% de áreas destinadas às atividades agropecuárias. O predomínio das lavouras temporárias, especialmente relacionadas ao cultivo mecanizado de soja, milho e trigo, contribui diretamente para a intensificação da fragilidade emergente, sobretudo em áreas onde o manejo inadequado do solo favorece processos de compactação, erosão e redução da infiltração hídrica.

Além disso, a distribuição espacial das áreas mais frágeis demonstra forte relação com os setores de relevo mais acentuado identificados na Carta de Declividade. Nessas regiões, mesmo pequenas alterações na cobertura do solo podem desencadear processos erosivos mais intensos devido à maior energia do relevo e à elevada intensidade pluviométrica característica da região Oeste do Paraná. Dessa forma, a interação entre declividade, uso agrícola intensivo e exposição do solo constitui um dos principais fatores responsáveis pela ampliação da fragilidade ambiental emergente da bacia.

As áreas classificadas com fragilidade muito baixa e baixa apresentam menor representatividade espacial, correspondendo a 13,5 km² (6,01%) e 11,4 km² (5,25%), respectivamente. Essas áreas concentram-se principalmente em setores com maior presença de cobertura vegetal, menor intensidade de uso antrópico e relevo menos acidentado. Tais ambientes apresentam maior capacidade de infiltração da água, maior estabilidade geomorfológica e menor susceptibilidade à degradação ambiental, evidenciando a importância da manutenção dos remanescentes florestais para o equilíbrio ecológico da bacia hidrográfica.

A predominância das classes de fragilidade alta e muito alta demonstra que a ocupação antrópica exerce influência decisiva sobre a dinâmica ambiental da Bacia do Rio Tamanduá, ampliando significativamente os níveis de vulnerabilidade em áreas submetidas ao uso intensivo do solo. A integração das variáveis ambientais por meio da metodologia AHP permitiu identificar espacialmente os setores mais susceptíveis à degradação, fornecendo subsídios relevantes para o planejamento territorial, conservação dos recursos naturais e definição de estratégias de manejo

ambiental sustentável.

Os resultados obtidos confirmam que a fragilidade ambiental emergente constitui um indicador mais representativo das condições atuais da bacia hidrográfica do que a fragilidade potencial isoladamente. A integração entre fatores naturais e antrópicos permitiu identificar áreas prioritárias para ações de conservação e manejo ambiental, especialmente aquelas submetidas à combinação de uso agrícola intensivo, proximidade da rede hidrográfica e maior susceptibilidade física do terreno. Dessa forma, o modelo adotado demonstrou elevada capacidade de representar espacialmente os setores mais vulneráveis à degradação ambiental, fornecendo subsídios técnicos para o planejamento territorial e a gestão sustentável dos recursos naturais.

3.4 CONCLUSÃO

O presente capítulo permitiu compreender a distribuição espacial da fragilidade ambiental da Bacia do Rio Tamanduá por meio da integração de técnicas de geoprocessamento e análise multicritério baseada no método AHP. Os resultados demonstraram que a bacia apresenta predominância de condições naturais relativamente estáveis, evidenciada pela ampla ocorrência das classes de fragilidade potencial muito baixa e baixa, associadas principalmente ao relevo suavemente ondulado e à predominância dos Latossolos Vermelhos.

A análise integrada das variáveis ambientais da Bacia do Rio Tamanduá permitiu compreender, de maneira sistêmica, a dinâmica de fragilidade ambiental da área de estudo, evidenciando a forte relação entre os atributos naturais da paisagem e as transformações decorrentes do uso e ocupação antrópica do solo. A aplicação da metodologia AHP associada às técnicas de geoprocessamento em ambiente SIG demonstrou elevada eficiência na espacialização das áreas mais susceptíveis à degradação ambiental, possibilitando a construção de um diagnóstico ambiental integrado e consistente para a bacia hidrográfica.

Os resultados obtidos demonstraram que os fatores naturais, especialmente declividade, características pedológicas e configuração geomorfológica, exercem papel fundamental na determinação da fragilidade potencial da bacia. Observou-se predominância das classes de fragilidade muito baixa e baixa no cenário potencial, indicando que, sob condições naturais, grande parte da bacia apresenta relativa estabilidade ambiental. Esse comportamento está associado principalmente à predominância de relevo suavemente ondulado e à ocorrência de solos com maior profundidade e estabilidade estrutural, favorecendo maior infiltração hídrica e menor susceptibilidade natural aos processos erosivos.

Entretanto, a incorporação da variável uso e ocupação do solo revelou alteração significativa desse cenário, promovendo a ampliação das classes de fragilidade ambiental emergente. Esse resultado evidencia que a vulnerabilidade atualmente observada na bacia não decorre exclusivamente dos condicionantes naturais da paisagem, mas está fortemente relacionada à intensa ocupação agropecuária que caracteriza a dinâmica territorial regional.

A espacialização das classes de fragilidade ambiental evidenciou que os setores mais vulneráveis se concentram principalmente em áreas de maior declividade, proximidades da rede de drenagem e regiões submetidas ao uso intensivo do solo. Nessas áreas, a interação entre relevo mais acentuado, elevada intensidade pluviométrica regional e ausência de cobertura vegetal adequada favorece a intensificação dos processos erosivos e o comprometimento da estabilidade ambiental da bacia hidrográfica.

Os dados obtidos a partir das plataformas oficiais InfoHidro, SIMEPAR e MapBiomias (2022) corroboraram os resultados cartográficos produzidos, demonstrando coerência entre os indicadores de uso e cobertura da terra e os padrões espaciais de fragilidade ambiental identificados. O predomínio das lavouras temporárias, especialmente relacionadas ao cultivo de soja, milho e trigo, evidencia a consolidação do modelo agrícola intensivo na região Oeste do Paraná e sua influência direta sobre a dinâmica ambiental da bacia.

A comparação entre a fragilidade potencial e a fragilidade emergente demonstrou que os impactos decorrentes das atividades antrópicas superam significativamente a vulnerabilidade natural da paisagem, transformando áreas anteriormente classificadas como relativamente estáveis em setores de elevada fragilidade ambiental. Esse comportamento reforça a importância da análise integrada entre fatores físicos naturais e variáveis de uso do solo na compreensão da dinâmica ambiental de bacias hidrográficas.

A aplicação da Análise Hierárquica de Processos demonstrou elevada capacidade de representar a influência relativa dos diferentes fatores ambientais na determinação da fragilidade da paisagem, permitindo identificar setores prioritários para conservação e manejo ambiental. A consistência estatística da matriz de comparação validou os pesos atribuídos aos critérios, conferindo robustez metodológica aos resultados obtidos.

Os resultados obtidos fornecem subsídios técnicos relevantes para o planejamento territorial e a gestão ambiental da Bacia do Rio Tamanduá, contribuindo para a identificação de áreas prioritárias para conservação, recuperação ambiental e implementação de práticas sustentáveis de manejo do solo. A utilização da metodologia AHP integrada ao geoprocessamento demonstrou elevado potencial como ferramenta de apoio à tomada de decisão em estudos de fragilidade ambiental,

permitindo análises espaciais mais precisas e compatíveis com a complexidade dos sistemas ambientais.

A dinâmica ambiental da Bacia do Rio Tamanduá encontra-se fortemente condicionada pela intensificação das atividades agropecuárias e pela redução progressiva da cobertura vegetal natural, configurando um cenário de elevada pressão ambiental sobre os recursos naturais. Dessa forma, torna-se fundamental o desenvolvimento de políticas públicas, estratégias de manejo sustentável e ações de conservação ambiental voltadas à proteção dos recursos hídricos, recuperação dos remanescentes vegetacionais e mitigação dos processos de degradação ambiental, visando garantir maior equilíbrio ecológico e sustentabilidade ambiental para a bacia hidrográfica.

Os setores classificados com maior fragilidade ambiental constituem áreas prioritárias para análises ambientais mais detalhadas, especialmente aquelas relacionadas à vulnerabilidade dos recursos hídricos e à ocorrência de passivos ambientais.

Dessa forma, os resultados produzidos neste capítulo fornecem subsídios técnicos para o planejamento territorial e para a gestão integrada dos recursos naturais da Bacia do Rio Tamanduá, além de estabelecer uma base metodológica consistente para investigações posteriores relacionadas à qualidade ambiental, vulnerabilidade dos recursos hídricos e avaliação de impactos decorrentes das atividades antrópicas na região.

3.5 REFERÊNCIAS

AMORIM, A. T.; NASCIMENTO LOPES, E. R.; SOUSA, J. A. P. de; et al. Geomorphometric environmental fragility of a watershed: a multicriteria spatial approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 193, n. 850, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09634-6>. Acesso em: 17 jan. 2024.

ARANTES, L. T.; SILVA, C. V.; SILVA, D. C. da C. e; LOURENÇO, R. W. CARÊNCIA DE INFRAESTRUTURA BÁSICA HABITACIONAL: uma análise espacial na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS). *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, [S. l.], p. e202213, 2022. DOI: 10.18764/2446-6549.e202213. Disponível em: <https://periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaco/article/view/20283>. Acesso em: 27 out. 2023.

ARAÚJO, A. N.; PRATES, W. P. MODELAGEM MATEMÁTICO-ESPACIAL NA IDENTIFICAÇÃO DE FRAGILIDADES AMBIENTAIS DA MICROBACIA DO RIO JARUCU, MUNICÍPIO DE BRASIL NOVO – PA. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, [S. l.], v. 4, n. 12, p. 207–226, 2018. DOI: 10.18764/2446-6549.v4n12p207-226. Disponível em: <https://periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaco/article/view/7484>. Acesso em: 10 set. 2023.

BARBOSA, G. R. Contribuição Metodológica Para O Mapeamento De Fragilidade Ambiental Para Áreas Urbanas: Estudo De Caso Da Bacia Do Ribeirão Anicuns No Município De Goiânia (GO). UFG. 2020.

BRASIL. Portaria SUREHMA nº 20, de 13 de março de 1992. Estabelece critérios para enquadramento dos corpos de água em classes, segundo o uso preponderante da água. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 mar. 1992. Seção 1, p. 3.

CASTRO, R. A. de. FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA DO CÓRREGO ÁGUA BRANCA, OESTE MARANHENSE. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, [S. l.], v. 2, n. 6, p. 221–234, 2017. DOI: 10.18764/2446-6549/interespaço.v2n6p221-234. Disponível em: <https://periodicoselétronicos.ufma.br/index.php/interespaço/article/view/6490>. Acesso em: 4 set. 2023.

CAVALER, Jadiane Paola; ROCHA, Anderson Sandro da. MAPEAMENTO DA FRAGILIDADE AMBIENTAL DA CIDADE DE FOZ DO IGUAÇU: SUBSÍDIOS PARA O PLANEJAMENTO DA EXPANSÃO URBANA.. In: *Anais do I Congresso Virtual de Estudantes e Profissionais de Engenharia Ambiental e Sanitária*.

CEREDA JUNIOR, A. Análise de fragilidade ambiental com métodos multicritério - críticas e proposta metodológica. 2011. 147 f. Tese (Doutorado em Engenharia Urbana) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/items/402f1c10-d2c8-4f6b-aa4a-da711e7c60f3>. Acesso em 04 de abril de 2023.

CEREDA, Abimael; RÖHM, Sergio Antonio. Analysis of environmental fragility using multi-criteria analysis (MCE) for integrated landscape assessment. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, v. 8, n. 1, p. 28-37, 2014.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, v. 37, p. 35-46, 1991.

COSTA, Luis Ricardo Fernandes da; OLIVEIRA, Vlândia Pinto Vidal de; SANTOS, Jader de Oliveira. Fragilidade ambiental no contexto de sítio urbano na sub-bacia hidrográfica do Rio Banabuiú - Ceará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, [S. l.], v. 12, n. 7, p. 2580–2594, 2020. DOI: 10.26848/rbgf.v12.7.p2580-2594. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/242880>. Acesso em: 24 out. 2023.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. D.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial. São José dos Campos, INPE, 101p., 2001.

DA SILVA, Giliander Allan; COSTA, Rildo Aparecido. PAISAGEM E FRAGILIDADE AMBIENTAL NATURAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SÃO LOURENÇO, ITUIUTABA/PRATA–MG1. *Caminhos de Geografia*, v. 12, n. 39, 2011.

GAO, Yang; ZHANG, Hongmei. The study of ecological environment fragility based on remote sensing and GIS. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 46, n. 5, p. 793-799, 2018. DOI: 10.1007/s12524-018-0759-1. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12524-018->

[0759-1](#). Acesso em: 14 jan. 2024.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Dados históricos de Foz do Iguaçu. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 31 mar. 2023.

INPE. (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). (2022). Satélite CBERS 4.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas – Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. Disponível em: MapBiomas Plataforma.

MARCOS, A. DA S. X.; RUBIRA, F. G.; PISANI, R. J. MAPEAMENTO DA FRAGILIDADE AMBIENTAL DA BACIA DO RIBEIRÃO DO ESCALVADO – MG. Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Três Lagoas , v. 1, n. 34, p. 509-535, 24 dez. 2021.

MAURICIO RODRIGUES, Jeferson; DA NÓBREGA MONTEIRO, Gabriel; OTAVIANO PRAÇA DE SOUZA, Jonas. ANÁLISE DE FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA DA BARRAGEM CAMARÁ, AREIA (PB). Revista de Geografia, [S. l.], v. 35, n. 4, p. 231–241, 2018. DOI: 10.51359/2238-6211.2018.238221. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/revistageografia/article/view/238221>. Acesso em: 14 nov. 2023.

MONTEIRO, F. das N.; FALCÃO, K. dos S. Fragilidade Ambiental Associada a Mudança do Uso e Ocupação do Solo. Revista Geoaraguaia, [S. l.], v. 12, n. 2, p. 16–30, 2022. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/geo/article/view/12755>. Acesso em: 18 jan. 2024.

MOROZ, I. C.; CANIL, K.; ROSS, J. L. S. PROBLEMAS AMBIENTAIS NAS ÁREAS DE PROTEÇÃO AOS MANANCIAS DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO. Revista do Departamento de Geografia, [S. l.], v. 7, p. 35-48, 2011. DOI: 10.7154/RDG.1994.0007.0003. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/53678>. Acesso em: 02 out. 2023.

MOROZ-CACCIA GOUVEIA, I. C.; ROSS, J. L. S. Fragilidade Ambiental: uma Proposta de Aplicação de Geomorphons para a Variável Relevo. Revista do Departamento de Geografia, [S. l.], v. 37, p. 123-136, 2019. DOI: 10.11606/rdg.v37i0.151030. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/151030>. Acesso em: 29 out. 2023.

PESSI, Dhonatan Diego; LOVERDE-OLIVEIRA, Simoni Maria. APLICAÇÃO DA ANÁLISE GEOESPACIAL PARA CARACTERIZAÇÃO DA FRAGILIDADE DE TERRENOS. Revista de Geografia, [S. l.], v. 36, n. 1, 2019. DOI: 10.51359/2238-6211.2019.238451. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/revistageografia/article/view/238451>. Acesso em: 13 out. 2023.

PMFI. Plano de Gestão e Manejo do Manancial do Rio Tamanduá. Foz do Iguaçu: Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu, 2002. 140 p.

RIBEIRO, M. S.; WERLANG, M. K. Modelado do relevo e potencial de fragilidade à erosão no estado do Rio Grande do Sul. Ciência & Natura, UFSM, v.32, n.2, p.121-140, 2010. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/viewFile/9489/5638>. Acesso em: 15 nov. 2023.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project, 2024.

ROSS, J. L. S. ANÁLISE EMPÍRICA DA FRAGILIDADE DOS AMBIENTES NATURAIS ANTROPIZADOS. *Revista do Departamento de Geografia*, [S. l.], v. 8, p. 63-74, 1994. DOI: 10.7154/RDG.1994.0008.0006. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/47327>. Acesso em: 29 out. 2023.

ROSS, J. L. S. ENSAIOS E EXPERIMENTOS NA ANÁLISE DA FRAGILIDADE DOS AMBIENTES NATURAIS: O PENETRÔMETRO DE PERCUSSÃO. *Revista do Departamento de Geografia*, [S. l.], v. 11, p. 57-66, 2011. DOI: 10.7154/RDG.1997.0011.0006. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/53718>. Acesso em: 2 dez. 2023.

SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. *International Journal of Services Sciences*, v. 1, n. 1, p. 83-98, 1991.

SAATY, T.L. *The analytic hierarchy process*. New York: McGraw-Hill, 1980.

SANTOS DA COSTA, Edwina; FIGUEIREDO LEITE, Emerson. FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO NIOAQUE-MS. *GEOFRONTER*, [S. l.], v. 8, 2022. DOI: 10.61389/geofronter.v8.7238. Disponível em: <https://periodicosonline.uems.br/index.php/GEOF/article/view/7238>. Acesso em: 18 jan. 2024.

SANTOS, J. DE O.; ROSS, J. Fragilidade Ambiental Urbana. *Revista da ANPEGE*, v. 8, p. 127–144, 2012.

SILVA, R. de C. F. da; SOUSA, J. A. P. de; SACRAMENTO, B. H.; AMORIM, A. T.; COSTA, H. F. da; LOURENÇO, R. W. CONTRIBUIÇÕES PARA A GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS A PARTIR DA ABORDAGEM MULTICRITÉRIO PARA ANÁLISE DA FRAGILIDADE AMBIENTAL A PROCESSOS EROSIVOS. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, [S. l.], p. e202215, 2022. DOI: 10.18764/2446-6549.e202215. Disponível em: <https://periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaco/article/view/20590>. Acesso em: 1 jan. 2024.

SILVA, T. A. da; DUARTE, M. L.; GATO, L. C.; GUANDIQUE, M. E. G. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Candeias, RO. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, [S. l.], v. 5, n. 1, p. 058–068, 2020. DOI: 10.24221/jeap.5.1.2020.2702.058-068. Disponível em: <https://www.journals.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/2702>. Acesso em: 4 dez. 2023.

SIMEPAR. Sistema InfoHidro – Informações Hidrológicas do Estado do Paraná. Disponível em: InfoHidro Paraná.

SOUZA, Cristiano Marcelo Pereira de; SILVA, Lucas Augusto Pereira; VELOSO, Gustavo Vieira; LEITE, Marcos Esdras; FERNANDES FILHO, Elpídio Inácio. Environmental fragility by machine learning algorithms. *Mercator (Fortaleza)*, v. 21, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.4215/rm2022.e21034>. Acesso em: 17 jan. 2024.

SPÖRL, Christiane. Análise da fragilidade ambiental relevo-solo com aplicação de três modelos alternativos nas altas bacias do Rio Jaguari-Mirim, Ribeirão do Quartel e Ribeirão da Prata. *Dissertação (Mestrado em Geografia Física) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001. doi:10.11606/D.8.2001.tde-18012002-225147*. Acesso

em: 14 dez. 2023.

SPRÖL, Christiane; ROSS, Jurandyr Luciano Sanches. Análise Comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. *GEOUSP Espaço e Tempo (Online)*, São Paulo, Brasil, v. 8, n. 1, p. 39–49, 2004. DOI: 10.11606/issn.2179-0892.geousp.2004.123868. Disponível em: <https://revistas.usp.br/geousp/article/view/123868..> Acesso em: 24 jan. 2024.

STORTO, Camila; COCATO, Guilherme Pereira. Análise de Fragilidade Ambiental a partir de Técnicas de Geoprocessamento: Área de Influência da Hidrelétrica de Mauá - PR (Analysis of Environmental Fragility from Geoprocessing Techniques: Area of Influence of the Mauá Hydroelectric Plant – PR). *Revista Brasileira de Geografia Física, [S. l.]*, v. 11, n. 5, p. 1694–1708, 2018. DOI: 10.26848/rbgf.v11.5.p1694-1708. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/234927>. Acesso em: 14 dez. 2023.

TEIXEIRA, Patricia Soares. VETTORAZZI, Egon. Análise da eficiência termoenergética de sistemas de coberturas para o clima subtropical úmido de edificações residenciais em Foz do Iguaçu, Paraná. 2022. 225 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Instituto Latino-Americano de Tecnologia, Infraestrutura e Território, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Foz do Iguaçu, 2022.

WEISS, R.; PIPPI, L. G. A. Análise multicritério na definição de vulnerabilidade ambiental. *Terr@ Plural, [S. l.]*, v. 13, n. 3, p. 272–295, 2019. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/tp/article/view/13438>. Acesso em: 18 jan. 2024.

4 CAPÍTULO II - AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E À SAÚDE HUMANA ASSOCIADA À CONTAMINAÇÃO POR METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS SOLOS DO ANTIGO LIXÃO ARROIO DOURADO, FOZ DO IGUAÇU – PR

RESUMO

O estudo avaliou a contaminação por metais potencialmente tóxicos nos solos do antigo Lixão Arroio Dourado, em Foz do Iguaçu, Paraná, com foco na qualidade ambiental, no risco ecológico e nos potenciais efeitos à saúde humana. Foram coletadas 60 amostras compostas de solo em cinco pontos de monitoramento, nas profundidades de 5, 20 e 40 cm, durante campanhas realizadas nos períodos de outono (abril) e primavera (novembro) de 2022, permitindo avaliar possíveis variações sazonais nas concentrações dos elementos analisados. Foram analisados os elementos cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn), utilizando-se índices de poluição e risco, como fator de contaminação (FC), índice de carga de poluição (ICP), índice de geoacumulação (Igeo), índice de risco ecológico potencial (IREP), quociente de risco (QR), índice de risco não cancerígeno (IR) e índice de risco cancerígeno (IRC). Os resultados evidenciaram alterações geoquímicas associadas à influência antrópica pretérita, com destaque para cobre e cromo, que apresentaram ultrapassagens pontuais dos Valores de Prevenção estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009. O cromo apresentou diferenças estatisticamente significativas em função do período de coleta e da profundidade, com maiores valores associados às camadas superficiais no outono de 2022. A análise integrada indicou que, embora a maior parte dos metais tenha permanecido abaixo dos Valores de Investigação aplicáveis a cenários residenciais e industriais, a presença de enriquecimento geoquímico localizado e o histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos justificam a necessidade de monitoramento ambiental contínuo. Os índices ecológicos e de saúde humana contribuíram para identificar os principais elementos e vias de exposição de maior relevância ambiental, fornecendo subsídios técnicos para o gerenciamento de áreas contaminadas, proteção da saúde pública e definição de estratégias de controle e recuperação ambiental.

Palavras-chave: metais potencialmente tóxicos; risco ecológico; risco à saúde humana; geoacumulação; áreas contaminadas; lixão desativado.

4.1 INTRODUÇÃO

A contaminação do solo por metais potencialmente tóxicos constitui um dos principais desafios ambientais associados ao processo de urbanização e industrialização observado nas últimas décadas. Embora esses elementos ocorram naturalmente nos solos em decorrência dos processos geológicos e pedogenéticos, diversas atividades antrópicas têm contribuído para o aumento de suas concentrações em ambientes urbanos e rurais. Entre as principais fontes de introdução desses contaminantes destacam-se a mineração, a metalurgia, a galvanoplastia, o tráfego veicular, a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, a aplicação de fertilizantes e pesticidas, além de

diferentes atividades industriais (Rodríguez Martín et al., 2015; Rodríguez Martín & Nanos, 2016; Chabbi et al., 2020).

O acúmulo desses elementos no solo representa preocupação crescente devido à sua persistência ambiental, potencial de bioacumulação e capacidade de causar efeitos adversos aos ecossistemas e à saúde humana. Mesmo em concentrações relativamente baixas, determinados metais podem comprometer a qualidade ambiental dos solos, alterar processos biogeoquímicos, afetar organismos edáficos e favorecer a transferência de contaminantes para outros compartimentos ambientais, como águas superficiais, águas subterrâneas e cadeias alimentares (Nanos et al., 2015; Jin et al., 2019; Chenghui et al., 2020; Kehui et al., 2020; Sakizadeh & Rodríguez Martín, 2021).

A preocupação com os efeitos ambientais e toxicológicos dos metais potencialmente tóxicos tem impulsionado o desenvolvimento de estudos voltados à identificação de fontes de contaminação, caracterização geoquímica dos solos e avaliação dos riscos associados à exposição humana e ecológica. Diversas pesquisas têm buscado compreender a distribuição espacial desses elementos e seus efeitos sobre a qualidade ambiental, utilizando abordagens que integram análises químicas, índices de contaminação e ferramentas de avaliação de risco (Ramos-Miras et al., 2014; Odumo et al., 2018; Chikaodili et al., 2020; Rastmanesh et al., 2020; Jawad et al., 2020; Varol et al., 2020; Tokatli & Ustaoglu, 2020).

Entre as metodologias mais utilizadas para avaliação da qualidade do solo destacam-se o fator de contaminação (FC), o índice de carga de poluição (ICP), o índice de geoacumulação (Igeo) e o índice de risco ecológico potencial (IREP). Esses indicadores permitem quantificar o grau de enriquecimento dos metais, identificar possíveis influências humanas e estimar os potenciais impactos ambientais decorrentes da contaminação do solo (Hakanson, 1980; Aydi, 2015; Varol et al., 2020; Haghazadeh et al., 2021; Tokatlı & Varol, 2021; Mengjiao et al., 2021).

Paralelamente, a avaliação dos riscos à saúde humana tornou-se componente essencial nos estudos de áreas contaminadas. A exposição a metais potencialmente tóxicos pode ocorrer por diferentes vias, incluindo ingestão acidental de partículas de solo, inalação de poeiras contaminadas e absorção dérmica. Dependendo do contaminante, da dose absorvida e do tempo de exposição, podem ocorrer efeitos não cancerígenos e cancerígenos, afetando diferentes sistemas do organismo humano (Saleem et al., 2019; Adimalla, 2020; Turhun & Eziz, 2022).

A simples identificação das concentrações de metais potencialmente tóxicos no solo não é suficiente para compreender a dimensão dos impactos ambientais associados a áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. A interpretação desses resultados exige a integração entre indicadores de contaminação, avaliação do risco ecológico e estimativas de exposição humana, permitindo

compreender não apenas a presença dos contaminantes, mas também seus potenciais efeitos sobre os ecossistemas e sobre a população exposta.

O antigo lixão Arroio Dourado apresenta características que justificam esse tipo de abordagem integrada. Após o encerramento das atividades de disposição de resíduos sólidos urbanos, a área passou por processo de ocupação humana, criando uma situação na qual a permanência de contaminantes no solo pode representar um passivo ambiental relevante. A compreensão da distribuição dos metais potencialmente tóxicos, de seu comportamento geoquímico e dos riscos associados torna-se fundamental para subsidiar ações de monitoramento ambiental, gestão de áreas contaminadas e proteção da saúde pública.

O presente estudo teve como objetivo avaliar a contaminação por metais potencialmente tóxicos nos solos do antigo lixão Arroio Dourado por meio da aplicação de índices de contaminação, geoacumulação, risco ecológico e risco à saúde humana, buscando compreender a influência da disposição histórica de resíduos sólidos urbanos sobre a qualidade do solo e os potenciais impactos ambientais e sanitários associados.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Área de Estudo

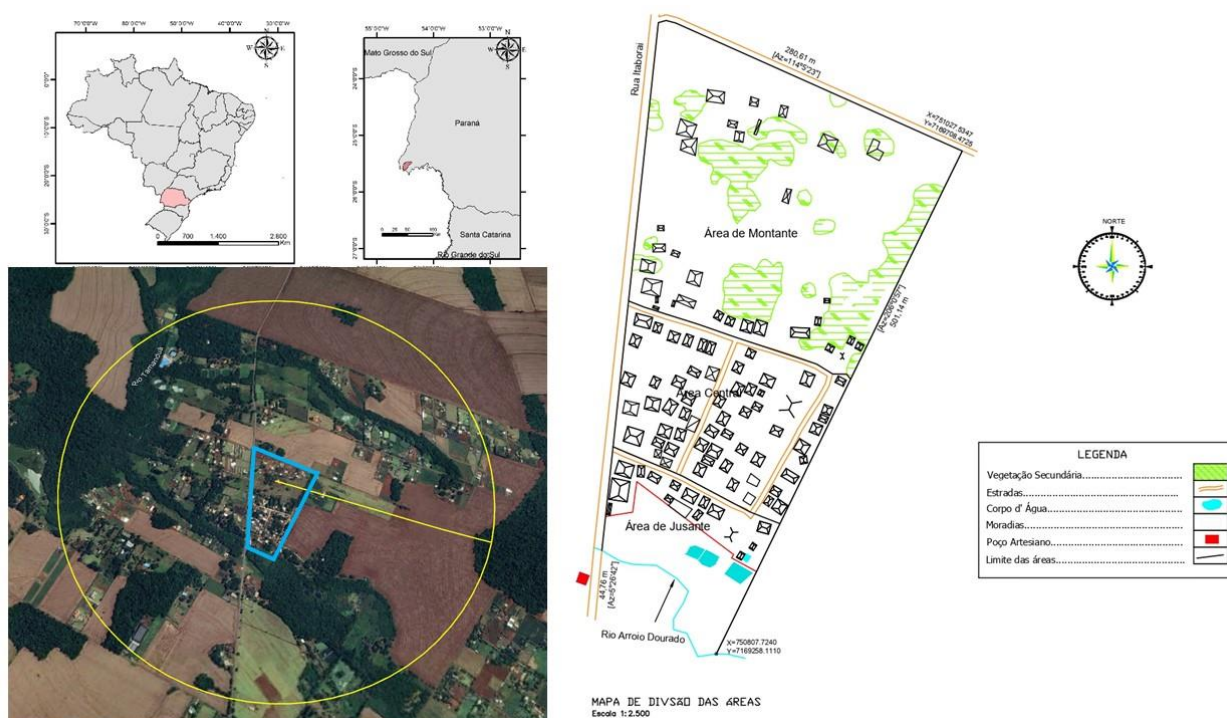
A área do antigo Lixão Arroio Dourado está localizada na porção sudeste do município de Foz do Iguaçu - PR, especificamente na região da microbacia do Arroio Dourado. A área do antigo lixão compreende aproximadamente 102.574 m², e as coordenadas UTM da área central são 25°34'12.29"S e 54°30'14.90"O, com elevação de 206 m (Google Earth, 2024).

Segundo a Lei Complementar nº 415 (PMFI, 2023), que trata do Zoneamento de Uso e Ocupação do Solo do município, a área está em Zona Especial de Proteção (ZEP) e Zona de Preservação Permanente (ZPP). Na Figura 11 é possível visualizar o local de estudo, e as divisões das áreas a montante, central e jusante da área do antigo lixão.

A relevância ambiental da área decorre não apenas de seu histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, mas também de sua inserção em ambiente hidrográfico sensível e atualmente ocupado por população residente. Durante décadas, o local recebeu resíduos sem os critérios de engenharia e controle ambiental atualmente exigidos para aterros sanitários, favorecendo a geração de passivos ambientais associados à produção de lixiviados, emissão de gases e potencial contaminação dos compartimentos ambientais. Após o encerramento das atividades, a

área passou por processo de ocupação urbana, configurando um cenário no qual a presença de contaminantes remanescentes pode representar riscos ambientais e potenciais vias de exposição humana. Essas características tornam o antigo lixão Arroio Dourado uma área de elevada relevância para estudos voltados à avaliação da qualidade ambiental, contaminação do solo e análise de riscos ecológicos e à saúde humana.

Figura 11 – Localização da Área de Estudo



Fonte: o autor (2024).

4.2.2 Amostragem e Análise Laboratorial

Foi definido o período de coleta (semestral) realizados nos meses de abril (outono) e novembro (primavera) de 2022. Em cada ponto de amostragem foi aberta uma trincheira, na qual foram definidos quatro pontos de coleta distribuídos em formato de cruz, e coletado 3 profundidades diferentes, as quatro subamostras obtidas em cada profundidade foram homogêneas para composição de uma amostra representativa, resultando em 60 amostras no total.

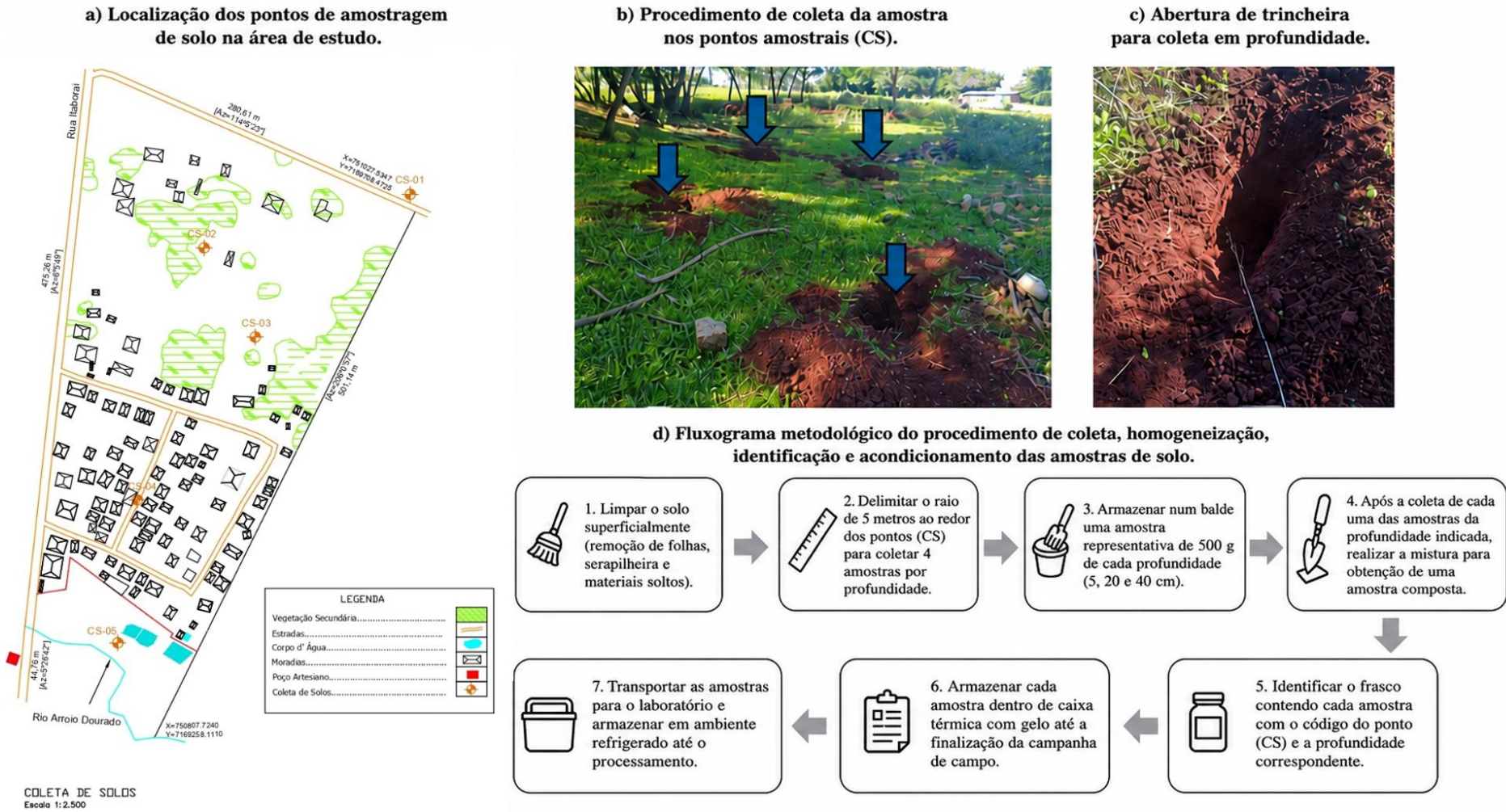
A definição das profundidades de 5, 20 e 40 cm teve como objetivo avaliar a distribuição vertical dos metais potencialmente tóxicos no perfil do solo e identificar possíveis processos de retenção, mobilidade e migração dos contaminantes ao longo do tempo. A camada superficial (5 cm) representa a zona de maior interação com a atmosfera e de contato direto com a

população residente, além de concentrar processos de deposição e acúmulo de contaminantes. A profundidade intermediária (20 cm) permite avaliar a influência dos processos de lixiviação e redistribuição geoquímica dos elementos no perfil do solo. Já a profundidade de 40 cm possibilita investigar a ocorrência de transporte vertical dos contaminantes para camadas mais profundas, contribuindo para a compreensão da dinâmica ambiental associada ao passivo histórico existente na área.

Essas coletas, foram divididas em glebas, sendo 2 pontos (CS-02 e CS-03) na área de montante do lixão, mais um ponto na área central (CS-04) e um último ponto na área de jusante do antigo lixão (CS-05). A amostra denominada “branco” foi coletada acima da área, conforme ponto CS-01 fixado no mapa. O ponto CS01 foi adotado como área de referência local (background), por estar situado fora da zona diretamente influenciada pela disposição histórica de resíduos sólidos urbanos, permitindo estabelecer comparações com os pontos potencialmente impactados e avaliar possíveis alterações na qualidade natural do solo.

A localização de cada ponto de coleta está evidenciada na Figura 12.

Figura 12 - Resumo metodológico dos pontos de coleta das amostras de solo.



Fonte: o autor (2024).

Devido ao fato que a área do antigo lixão impossibilitou realizar as coletas de amostras pelo método a trado, foi adaptado para o método de coleta por trincheiras, conforme orientações do Manual de Sondagens da Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (ABGE) e do Manual do Sondador (2013).

Os ensaios para solos foram realizados de acordo com os métodos analíticos descritos no Quadro 5, para determinação da capacidade de troca catiônica (CTC) e granulometria, e conforme o Quadro 6, para a análise dos parâmetros químicos, incluindo os metais alumínio (Al), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn), bem como os parâmetros não metálicos fósforo (P), cálcio (Ca) e carbono orgânico total (COT).

Quadro 5 - Método Analítico para CTC Solos e Granulometria de Solos.

Parâmetro	Unidade	Método Analítico
Al	mmol/dm ³	Van Raij et. al. 2001
CTC	mmol/dm ³	Van Raij et. al. 2001
Fósforo Resina	mg/dm ³	Van Raij et. al. 2001
H + Al	mmol/dm ³	Van Raij et. al. 2001
Magnésio	mmol/dm ³	Van Raij et. al. 2001
Matéria Orgânica	g/dm ³	Van Raij et. al. 2001
pH em CaCl ₂	---	Van Raij et. al. 2001
Potássio	mmol/dm ³	Van Raij et. al. 2001
Saturação Al	m %	Van Raij et. al. 2001
Saturação de Bases	V %	Van Raij et. al. 2001
Soma de Bases	mmol/dm ³	Van Raij et. al. 2001
Areia Fina (0,210 a 0,053 mm)	g/kg	ISO 13.320
Areia Grossa (2,00 a 0,210 mm)	g/kg	ISO 13.320
Areia Total (2,00 a 0,053 mm)	g/kg	ISO 13.320
Argila (< 0,002 mm)	g/kg	ISO 13.320
Silte (0,053 a 0,002 mm)	g/kg	ISO 13.320

Fonte: Van Raij et. al. (2001) e ISO 13.320 (2020).

Quadro 6 - Método Analítico para demais parâmetros solo.

Parâmetro	Unidade	LQ	Método Analítico
Alumínio	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051
Cádmio	mg/kg	0,10	EPA 6010 D-1 / 3051
Cálcio	mg/kg	50	EPA 6010 D-1 / 3051
Carbono Orgânico Total	% p/p	0,050	POP PA 182
Chumbo	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051
Cobre	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051
Cromo	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051

Ferro	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051
Fósforo	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051
Manganês	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051
Mercurio	mg/kg	0,05	EPA 245.7
Níquel	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051
Zinco	mg/kg	1,0	EPA 6010 D-1 / 3051

Fonte: EPA 6010D (2018), EPA 3051 (2007), EPA 245.7 (2005).

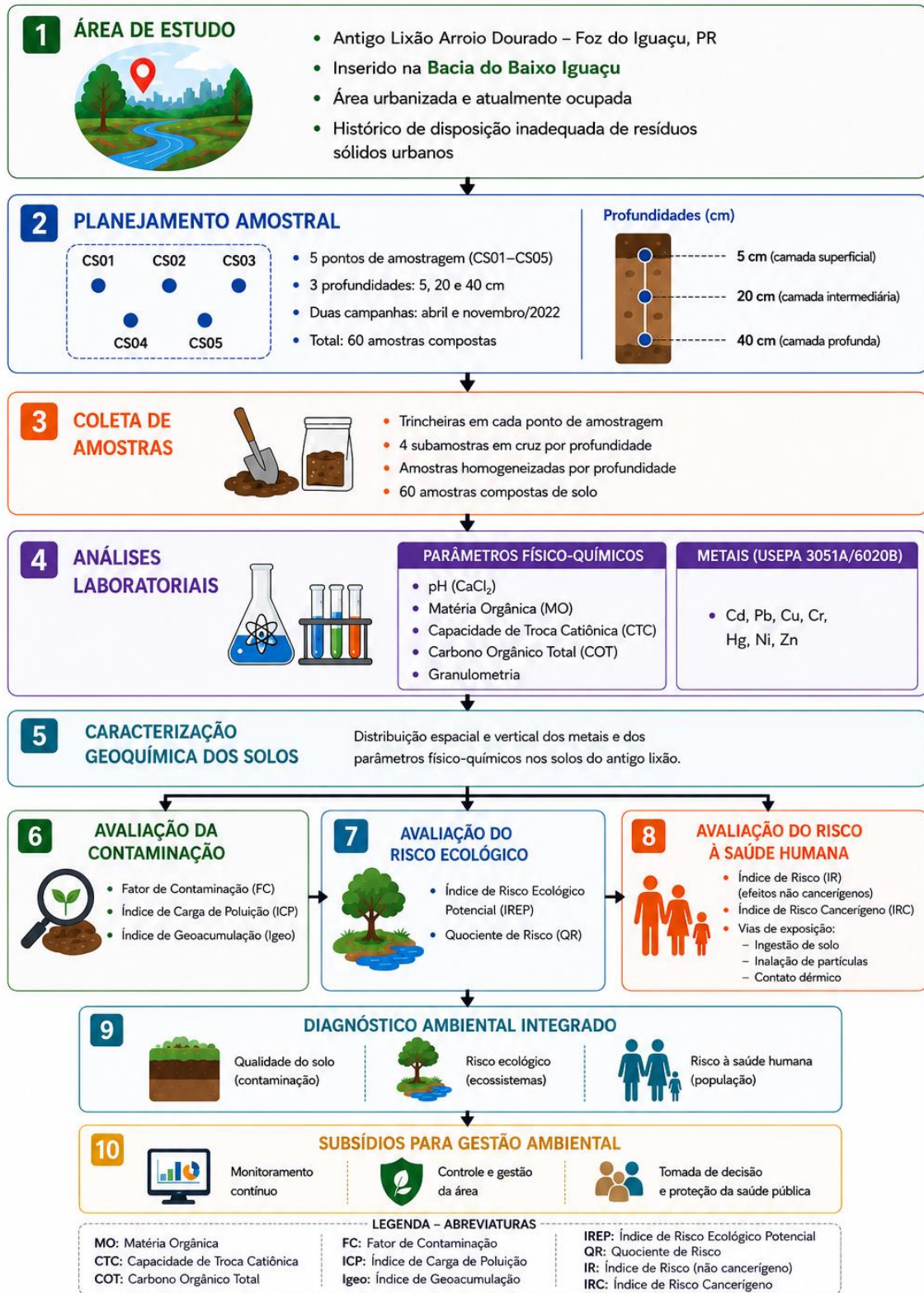
4.2.3 Avaliação da qualidade do solo

Compreende as seguintes etapas principais (Figura 13), onde foi determinado os níveis de 7 metais pesados analisados: cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn) nas amostras de solo coletadas. Para isso, foi possível realizar a avaliação da contaminação usando índices de poluição e fórmulas de risco ecológico, como fator de contaminação (FC), índice de carga de poluição (ICP), índice de geoacumulação (Igeo) e índice de risco ecológico potencial (IREP). Foi avaliado os riscos potenciais à saúde humana usando o quociente de risco (QR), o índice de risco (IR) e o índice de risco cancerígeno (IRC) para crianças e adultos.

Os dados foram analisados quanto ao padrão de distribuição normal por meio do teste de Shapiro-Wilk e avaliação de homoscedasticidade por meio do teste de Bartlett. Uma vez que os pressupostos de normalidade e homoscedasticidade estavam em acordo, as variáveis foram comparadas em relação aos fatores tempo (outono e primavera) e profundidade (5, 20 e 40 cm) por meio da Análise da Variância Fator Duplo, seguido do teste Tukey-HSD. Todos os testes foram realizados no programa XLStat, versão 2014, utilizando um nível de significância de 0,05.

A Figura 13 apresenta a estrutura metodológica adotada no estudo, contemplando as etapas de planejamento amostral, caracterização geoquímica dos solos, avaliação da contaminação, análise do risco ecológico, estimativa do risco à saúde humana e integração dos resultados para fins de diagnóstico ambiental e suporte à gestão da área.

Figura 13 - Fluxograma metodológico da avaliação da contaminação por metais potencialmente tóxicos e dos riscos ecológicos e à saúde humana nos solos do antigo lixão Arroio Dourado, Foz do Iguaçu – PR.



Fonte: o autor (2024).

4.2.4 Métodos de avaliação da poluição

4.2.4.1 Fator de contaminação

O fator de contaminação (FC) é uma métrica usada para quantificar o nível de contaminação do solo por metais pesados (Aydi, 2015; Ghannem et al., 2014, Galvão 2022). Na abordagem original proposta por Hakanson (1980), a avaliação da contaminação é feita comparando-se as concentrações de elementos no solo com valores de referência de qualidade (VRQ) da CONAMA 420 (2009). Essa metodologia permite verificar em que ordem de grandeza o nível natural dos metais foi excedido, e tem por finalidade estimar a contribuição antropogênica desses elementos no solo. Ele é obtido a partir da razão entre a concentração de cada metal (Cn) e seu VRQ (Bn).

O cálculo do fator de contaminação (FC) é feito através da equação estabelecida por Hakanson (1980):

Equação (1): Fator de Contaminação $FC = \frac{Cn}{Bn}$

A classificação desse índice (Quadro 7), foi interpretada segundo Hakanson (1980), Eze (2020), Ghouma (2022) e Galvão 2022.

Quadro 7 - Classificação dos parâmetros de grau de poluição para o FC

Classificação dos parâmetros de grau de poluição	
Intensidade de poluição	Acumulação no solo
Baixa Contaminação	< 1
Contaminação Moderada	1 – 2,9
Contaminação Considerável	3 – 5,9
Contaminação Muito Alta	> 6

Fonte: Adaptado de Hakanson (1980), Eze (2020), Ghouma (2022) e Galvão (2022).

4.2.4.2 Índice de carga de poluição (ICP)

O índice de carga de poluição (ICP) foi originalmente desenvolvido por Tomlinson et al. (1980) com o objetivo de avaliar o nível de poluição por metais pesados no solo, permitindo uma comparação dos níveis de poluição entre diferentes locais e em distintos momentos (Aydi, 2015; Zarei et al., 2014). Esse índice representa o número de vezes que a concentração de um metal no solo excede um valor de referência, fornecendo uma indicação cumulativa da toxicidade geral em uma

amostra específica (Gonçalves et al., 2013; Martínez et al., 2016 e Galvão 2022). O PLI é calculado utilizando-se a equação:

$$\text{Equação (2): Índice de carga de poluição ICP} = (\text{FC}_{\text{Ca}} \times \text{FC}_{\text{Pb}} \times \text{FC}_{\text{Cu}} \times \text{FC}_{\text{Cr}} \times \text{FC}_{\text{Hg}} \times \text{FC}_{\text{Ni}} \times \text{FC}_{\text{Zn}})^{1/7}$$

Onde:

FC representa o fator de contaminação de cada metal específico

O expoente ($\frac{1}{7}$) corresponde ao número total de metais analisados.

O ICP maior que um indica poluição enquanto, menor que um indica nenhuma poluição (Tomilson et al., 1980 e Galvão 2022) (Quadro 8).

Quadro 8 - Classificação dos parâmetros de grau de poluição – ICP

Classificação dos parâmetros de grau de poluição – ICP	
Intensidade de poluição	Acumulação no solo
Não poluído	< 1
Poluído	≥ 1

Fonte: Tomilson et al., (1980) e Galvão (2022).

4.2.4.3 Índice de Geoacumulação (Igeo)

O índice de geoacumulação (Igeo) é uma ferramenta utilizada para avaliar o grau de contaminação do solo por metais pesados, conforme descrito nos métodos de Zhang (2023) e Huu (2010). Esse índice permite quantificar a intensidade da poluição causada por metais no ambiente. O cálculo do Igeo é feito pela seguinte equação, conforme proposta por Muller (1969) e Galvão (2022):

$$\text{Equação (3): Índice de geoacumulação Igeo} = \log_2 \frac{(\text{Cn})}{(1,5 \times \text{Bn})}$$

Onde:

(Cn) é a concentração dos elementos medidos

(Bn) é o valor de referência de qualidade - VRQ

E a constante 1,5 foi introduzida para minimizar a variação do valor de fundo

Uma versão mais detalhada do índice, apresentada por Qingjie et al. (2008), Duodu et al. (2011) e Galvão (2022), classifica o Igeo em sete categorias, Quadro 9, proporcionando uma análise mais refinada dos níveis de contaminação do solo.

Quadro 9 - Classificação dos parâmetros de grau de poluição – Igeo

Classificação dos parâmetros de grau de poluição - Igeo	
Intensidade de poluição	Acumulação no solo
Não poluído	0
Pouco a moderadamente poluído	0,1 – 0,9
Moderadamente poluído	1 – 1,9
Moderado a fortemente poluído	2 – 2,9
Fortemente poluído	3 – 3,9
Forte a muito fortemente poluído	4 – 4,9
Muito fortemente poluído	> 5

Fonte: Adaptado de Qingjie et al., (2008), Duodu et al., (2011) e Galvão (2022).

4.2.5 Métodos de avaliação de risco

4.2.5.1 Índice de risco ecológico potencial (IREP)

O índice de risco ecológico potencial (IREP) foi calculado de acordo com as equações (4) e (5) (Hakanson, 1980; Hilton et al., 1985; Wang et al., 2011, Eze, 2020 e Galvão 2022).

Equação (4): $RE = Tr \cdot FC$

Equação (5): $IREP = \Sigma RE$

Onde:

RE é o risco ecológico potencial de um contaminante

Tr é a resposta tóxica dos metais

FC é o fator de contaminação calculado anteriormente

Os limites utilizados para interpretação dos valores de RE e IREP serão expressos na Quadro 10. A resposta tóxica de cada metal está na Quadro 11.

Quadro 10 - Classificação do Risco Ecológico

RE	Potencial risco ecológico	IREP	Risco ecológico para os metais pesados
< 40	Baixo	< 150	Baixo
40 a 79	Moderado	150 a 299	Moderado
80 a 159	Considerável	300 a 599	Considerável
160 a 319	Alto	> 600	Muito alto
> 320	Muito alto		

Fonte: Adaptado de Hakanson (1980), Eze (2020) e Galvão (2022).

Quadro 11 - Resposta Tóxica (Tr) para os metais pesados

Metal	Resposta Tóxica
Cádmio (Cd)	30
Chumbo (Pb)	5
Cobre (Cu)	5
Cromo (Cr)	2
Mercúrio (Hg)	1
Níquel (Ni)	5
Zinco (Zn)	1

Fonte: Adaptado de ATSDR (2024) e Eze (2020).

4.2.5.2 Risco para a saúde humana

A avaliação de risco à saúde foi usada para estimar os efeitos à saúde que podem resultar da exposição devido a metais perigosos em humanos (Eze, 2020). Os elementos Cd, Pb, Cu, Cr, Hg, Ni e Zn foram relatados pela ATSDR (2024) como metais perigosos e neste estudo, foram investigados como possível fonte de perigo no lixão estudado.

De acordo com os diferentes mecanismos pelos quais os elementos de metais pesados prejudicam a saúde humana, eles podem ser divididos em não cancerígenos e cancerígenos (Ghouma, 2022). Além disso, a avaliação da exposição foi conduzida estimando-se a ingestão média diária (IMD) de metais pesados por meio da ingestão do solo, inalação de partículas do solo e contato dérmico com o solo dentro do lixão. O valor dos parâmetros de exposição usados no cálculo dos riscos à saúde humana é apresentado na Quadro 12:

Quadro 12 - Parâmetros de exposição usados para a avaliação de risco à saúde para cenário de exposição residencial urbana por meio de ingestão oral e vias de exposição dérmica

Parâmetros	Valores
Taxa de ingestão (TI) (kg/dia)	200 mg.dia ⁻¹ – criança 100 mg.dia ⁻¹ – adulto
Frequência de exposição (dia/ano)	350 dias/ano
Duração da exposição (ano)	6 anos – criança 30 anos – adulto
Tempo médio (TM)	365 × 70 dias/ano
Para agentes cancerígenos	365 × Duração da exposição
Para não cancerígenos	15 kg – criança
Peso corporal (kg)	70 kg – adulto
Área de superfície da pele (cm ²)	2100 – criança 5800 – adulto
Fator de aderência do solo (mg/cm ²)	0,2 – criança 0,07 – adulto
Fator de absorção dérmica (ABS)	0,1
Razão de exposição dérmica (FE)	0,61
Fator de conversão (mg/kg)	10 ⁻⁶

Fonte: Adaptado de ATSDR (2024), Eze (2020), EPA (2011), e DEA (2016).

4.2.5.3 Ingestão de metais pesados através do solo

A dose de exposição por ingestão de solo (IMDing) foi estimada de acordo com a equação (6) (ATSDR, 2001).

$$\text{Equação (6): } \mathbf{IMDing} = \frac{\mathbf{C \times TI \times DE \times FE \times FC}}{\mathbf{PC \times TM}}$$

Onde:

IMDing = Dose de exposição por ingestão de solo (mg/kg.dia⁻¹);

C = Concentração do contaminante (mg.kg⁻¹);

TI = Taxa de ingestão de solo (mg.dia⁻¹);

DE = Duração da exposição

FE = Fator de exposição (sem unidade);

PC = Peso corporal (kg);

TM = Tempo médio (dia.ano⁻¹);

FC = Fator de conversão (10⁻⁶) necessário para converter a concentração do contaminante do solo (C) de mg.kg⁻¹ para mg.mg⁻¹.

4.2.5.4 Inalação de metais pesados através de partículas do solo

Para estimar a dose de exposição por inalação é determinada a frequência de ventilação. Esta é expressa como o volume por minuto, ou seja, o volume de ar que é inalado em um minuto (litros/minuto). A taxa de inalação de ar (m³/dia), pode ser identificada na Quadro 13. A dose de exposição por inalação (IMDina) foi estimada de acordo com a equação (7) (USEPA, 2004).

$$\text{Equação (7): } \mathbf{IMDina} = \frac{\mathbf{C \times TI \times DE \times FE}}{\mathbf{PC \times TM \times FEP}}$$

Onde:

IMDina = Dose de exposição por inalação de ar (mg/kg.dia⁻¹);

C = Concentração do contaminante (mg.kg⁻¹);

TI = Taxa de inalação de ar (m³.dia⁻¹);

DE = Duração da exposição

FE = Fator de exposição (sem unidade);

PC = Peso corporal (kg);

TM = Tempo médio (dia.ano⁻¹);

FEP = Fator de emissão de partícula (1,36x10⁹);

Quadro 13 - Valores padronizados da Taxa de inalação

Média aproximada	
Idade	Taxa de Inalação (m ³ .dia ⁻¹)
< 1 ano	4,5
Criança - 6 - 8 anos	10
Menina - 12 - 14 anos	12
Menino - 12 - 14 anos	15
Mulher - 19 - 65+ anos	11,3
Homem - 19 - 65+ anos	15,2

Fonte: ATSDR, (2024).

4.2.5.5 Contato dérmico com o solo

A dose de absorção dérmica por contato com solo contaminado (IMDder) foi estimada de acordo com a equação (8) (ATSDR, 2001).

$$\text{Equação (8): IMDder} = \frac{\mathbf{C \times A \times FB \times FE \times FC}}{\mathbf{PC \times TM}}$$

Onde:

IMDder = Dose de absorção dérmica por contato com solo (mg/kg.dia⁻¹);

C = Concentração do contaminante (mg/kg);

A = Quantidade total de solo aderido à pele (mg);

FB = Fator de biodisponibilidade (sem unidade);

FE = Frequência de exposição (sem unidade);

PC = Peso corporal (kg).

FC = Um fator de conversão de 10⁻⁶ é necessário para converter a concentração do contaminante do solo (C) de mg/kg para mg.mg⁻¹.

A quantidade total de solo aderido na pele (mg) pode ser identificada na Quadro 14, onde é estimado multiplicando-se a área exposta (cm²) pela concentração de aderência do solo de 0,07 mg.cm² para adultos e 0,2 mg.cm² para crianças. O Fator de biodisponibilidade foi considerado 0,1 (ATSDR, 2001).

Quadro 14 - Valores padronizados de exposição dérmica ao solo.

Idade/anos	Peso Corporal (kg)	Área total da superfície (cm ²)	% da área exposta	Área exposta (cm ²)	Total do solo aderido (mg)
0-1	10	3500	30	1050	210
1-11	30	8750	30	2625	525
12-17	50	15235	28	4266	299
18-70	70	19400	24	4656	326

Fonte: ATSDR, (2001)

4.2.5.6 Quociente de risco (QR) e índice de risco (IR)

O quociente de risco e o índice de risco foram avaliados de acordo com o método descrito por Cao et al., (2015) e Man et al., (2010) nas equações (09) e (10), respectivamente, onde IMD são as vias de exposição calculadas anteriormente.

$$\text{Equação (09) Quociente de risco } \mathbf{QR} = \frac{\mathbf{IMD}}{\mathbf{RfD}}$$

$$\text{Equação (10) Índice de risco } \mathbf{IR} = \sum \mathbf{QR}$$

QR e/ou IR menor que 1 indica que não há efeitos não cancerígenos. Por outro lado, valores maiores que 1 indicam probabilidade de efeitos não cancerígenos (USEPA, 2015). A avaliação do quociente de risco para as pessoas que vivem dentro da área de estudo foi avaliada usando a dose de referência RfD (Quadro 15) estabelecida pelo Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2015). O índice de risco (IR) foi calculado para avaliar o risco potencial de efeitos adversos à saúde por metais pesados no solo do antigo lixão estudado.

Quadro 15 - Doses de referência - para não cancerígenos (em mg.kg⁻¹)

Metal	RfD oral	RfD dermal	RfD inalação
Cd	0,00050	0,00050	0,00057
Cr	0,00300	0,00002	0,00010
Ni	0,02000	0,00560	0,00009
Pb	0,00350	0,00042	0,00352
Zn	0,30000	0,07500	0,30000
Hg	0,00030	0,00030	0,00086
Cu	0,04000	0,01200	0,04000

Fonte: Adaptado de Kamunda et al. (2016); Eze et al. (2020); Laniyan & Adewumi (2019); Battsengel et al. (2020)

4.2.5.7 Índice de risco cancerígeno (IRC)

O IRC foi avaliado multiplicando a ingestão média diária em (mg.kg⁻¹.dia⁻¹) por um fator de declive do câncer FDC (Quadro 16). O CR causado por um potencial cancerígeno a exposição ao longo da vida foi avaliada usando a equação (11), enquanto o risco total de câncer (RCt) ao longo da vida foi calculado usando a equação (12), onde IMD são as vias de exposição, recalculadas alterando-se o fator de exposição (FE) considerando dose máxima, ou seja, o período é a vida toda, que de acordo com a ATSDR (2001), são 70 anos.

Equação (11) **Índice de Risco Cancerígeno** $IRC = IMD \times FDC$

Equação (12) **Risco Total de câncer** $RCt = \sum IRC$

O risco carcinogênico é a probabilidade de desenvolver câncer devido à exposição ao longo da vida a um carcinógeno específico. Para carcinógenos, a faixa de risco aceitável ou tolerável é entre 1×10^{-6} (1 em 1.000.000) e 1×10^{-4} (1 em 10.000) (USEPA, 2015).

Quadro 16 - Fatores de declive do câncer - para risco carcinogênico (em $mg.kg^{-1}$)

Metal	Fator de Declive Oral ($mg/kg/dia$)⁻¹	Fator de Declive Dérmica ($mg/kg/dia$)⁻¹	Fator de Declive Inalação (mg/m^3)⁻¹
Cr	0,5000	20	41
Ni	0,9100	(*)	0,0048
Pb	0,0085	(*)	0,0420
Zn	(*)	(*)	(*)
Cd	15	(*)	6,3000
Cu	(*)	(*)	(*)

(*): Valor não determinado

Fonte: Adaptado de Laniyan & Adewumi, (2019); Yiran Du et al. (2013); Eze et al., (2020); Battsengel et al., (2020)

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Caracterização geoambiental dos solos

Os resultados obtidos nas campanhas de monitoramento realizadas nos meses de abril e novembro de 2022 (Tabela 7 em Materiais Suplementares) evidenciam comportamento geoquímico complexo nos solos da área do antigo lixão Arroio Dourado, refletindo simultaneamente a influência das características naturais dos solos derivados da Formação Serra Geral e os efeitos históricos associados à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no local. A análise integrada dos parâmetros físico-químicos, granulométricos e geoquímicos permitiu identificar padrões espaciais e verticais de distribuição dos elementos químicos no perfil do solo, além de compreender os principais mecanismos de retenção, mobilidade e enriquecimento geoquímico observados na área investigada.

De maneira geral, os solos analisados apresentaram características típicas de

ambientes tropicais altamente intemperizados, com predominância das frações silte e argila, baixa participação de material arenoso e elevada capacidade de troca catiônica (CTC). Os valores de pH em CaCl_2 variaram predominantemente entre 4,2 e 6,6, indicando solos ácidos a moderadamente ácidos, condição compatível com Latossolos e Nitossolos derivados de rochas basálticas amplamente distribuídas na região Oeste do Paraná. Observou-se tendência de elevação do pH nos pontos localizados nas porções mais influenciadas pela disposição de resíduos sólidos urbanos, especialmente nos pontos CS04 e CS05, comportamento associado ao enriquecimento do solo por bases trocáveis, cinzas, resíduos orgânicos estabilizados e materiais da construção civil.

Os elevados valores de capacidade de troca catiônica observados em diversos pontos amostrados, especialmente no CS05, onde foram registrados valores superiores a 180 mmolc/dm^3 , indicam ambiente geoquímico favorável à retenção de cátions metálicos. Associados aos elevados teores de matéria orgânica e Carbono Orgânico Total (COT), esses atributos exercem papel fundamental na adsorção e complexação de metais potencialmente tóxicos, reduzindo parcialmente sua mobilidade vertical no perfil do solo. Os maiores valores de matéria orgânica e COT foram observados principalmente na campanha de novembro de 2022, sugerindo persistência de resíduos orgânicos estabilizados e influência antrópica associada ao histórico de disposição de resíduos sólidos urbanos na área investigada.

A análise granulométrica demonstrou predominância generalizada da fração silte em praticamente todos os pontos analisados, seguida por teores variáveis de argila. Essa característica possui grande relevância ambiental, uma vez que solos siltosos e argilosos apresentam elevada superfície específica e maior capacidade de adsorção de contaminantes metálicos, favorecendo o acúmulo de metais nas camadas superficiais e intermediárias do perfil. Em alguns pontos, especialmente no CS05, foram observados fragmentos grosseiros e material superior a 2 mm, indicando possível presença residual de entulhos, resíduos sólidos urbanos ou materiais associados à disposição pretérita de resíduos na área do antigo lixão.

A análise integrada dos atributos físico-químicos e granulométricos evidencia que o comportamento dos metais potencialmente tóxicos nos solos do antigo lixão Arroio Dourado não depende exclusivamente das concentrações observadas, mas também das características geoquímicas do meio. Os valores de pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e teor de argila exercem influência direta sobre os processos de adsorção, retenção, mobilidade e biodisponibilidade dos elementos potencialmente tóxicos.

Sob a perspectiva ambiental, o pH constitui um dos principais fatores controladores da mobilidade dos metais potencialmente tóxicos. Solos com valores mais baixos de pH tendem a

favorecer a solubilização e a disponibilidade desses elementos, enquanto condições próximas à neutralidade aumentam os processos de adsorção e retenção nas fases minerais e orgânicas do solo. Dessa forma, os valores observados na área estudada fornecem importante subsídio para interpretação dos padrões de distribuição dos metais identificados nas análises subsequentes.

A matéria orgânica desempenha papel relevante na dinâmica geoquímica dos metais potencialmente tóxicos, atuando como importante fase adsorvente e contribuindo para a formação de complexos organometálicos. Em áreas submetidas à disposição histórica de resíduos sólidos urbanos, sua presença pode influenciar significativamente a retenção e redistribuição dos contaminantes ao longo do perfil do solo.

Dessa forma, a interpretação dos índices de contaminação e risco ecológico deve considerar não apenas a presença dos metais, mas também as condições ambientais que controlam seu transporte e permanência no solo. Essa integração é fundamental para compreender a dinâmica dos contaminantes na área de estudo e interpretar adequadamente os resultados das etapas subsequentes de avaliação ambiental.

Os parâmetros relacionados à fertilidade do solo, especialmente cálcio, magnésio, fósforo, soma de bases e saturação por bases, apresentaram valores significativamente elevados em determinados pontos, sobretudo no CS05. O cálcio atingiu concentrações superiores a 7.000 mg/kg e o fósforo ultrapassou 1.000 mg/kg em algumas amostras, indicando enriquecimento químico associado à decomposição de matéria orgânica, resíduos domésticos, restos alimentares, materiais de construção civil e outros resíduos ricos em compostos fosfatados e carbonatados. A elevação simultânea do pH, da saturação por bases e da CTC reforça a hipótese de forte influência sobre a química do solo na área investigada.

Com o objetivo de compreender a distribuição espacial e vertical dos metais potencialmente tóxicos na área do antigo lixão Arroio Dourado, foram integrados os resultados obtidos nos pontos de amostragem CS01, CS02, CS03, CS04 e CS05, considerando as profundidades de 5, 20 e 40 cm nas campanhas realizadas em abril e novembro de 2022. A Tabela 7 apresenta a síntese das concentrações dos principais elementos analisados, permitindo avaliar o comportamento geoquímico dos metais no perfil do solo, bem como identificar possíveis padrões associados à influência do homem decorrente da disposição histórica de resíduos sólidos urbanos na área investigada.

Tabela 7 - Resultados dos Pontos CS01 a CS05 da concentração (mg kg⁻¹) de metais potencialmente tóxicos nos solos da área do antigo lixão Arroio Dourado.

Campanha de Abril de 2022											
Ponto	Prof.	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Hg	Ni	Zn	Cr	Al
CS01	5 cm	<0,1	20,8	59,3	121000	1040	<0,05	7,06	26,9	99,1	7480
CS01	20 cm	<0,1	21,6	61,8	122000	626	0,0501	7,08	31,6	69,2	7600
CS01	40 cm	<0,1	23,5	51,8	127000	520	<0,05	5,65	23,7	63,5	6930
CS02	5 cm	0,544	36	147	120000	616	<0,05	8,93	115	112	7970
CS02	20 cm	<0,1	28,5	170	127000	377	<0,05	5,78	51,5	67,5	7350
CS02	40 cm	<0,1	18,4	48,7	129000	280	<0,05	4,99	23	63,3	7280
CS03	5 cm	<0,1	21,1	41,8	110000	378	<0,05	5,68	37,1	74	7960
CS03	20 cm	<0,1	21	39,3	102000	329	<0,05	5,09	24,8	63	8090
CS03	40 cm	<0,1	22,5	47,5	127000	315	0,0679	5,82	26,9	71,3	7870
CS04	5 cm	<0,1	23,1	62,9	147000	527	<0,05	11,8	53,1	82,3	10300
CS04	20 cm	<0,1	17,1	48,4	127000	390	<0,05	6,4	18,1	104	10100
CS04	40 cm	<0,1	17,7	43,2	123000	390	<0,05	7,07	28,6	56,5	9030
CS05	5 cm	<0,1	20	35,8	109000	327	<0,05	5,49	19,4	72,2	8260
CS05	20 cm	<0,1	19	75,3	101000	910	<0,05	7,76	40,5	68,8	13700
CS05	40 cm	<0,1	19	69	69700	402	<0,05	5,48	22,4	50,1	10300
Campanha de Novembro de 2022											
Ponto	Prof.	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Hg	Ni	Zn	Cr	Al
CS01	5 cm	<0,1	19,9	48,5	76500	789	<0,05	5,64	19,8	46,4	6660
CS01	20 cm	<0,1	16,2	103	105000	502	<0,05	10,1	28,3	60,8	25200
CS01	40 cm	<0,1	13,6	34,8	79000	331	<0,05	4,07	12,5	37,8	9670
CS02	5 cm	<0,1	15,6	62,9	87800	398	<0,05	4,76	26,9	54,6	9520
CS02	20 cm	<0,1	16,9	55,3	81300	367	<0,05	4,5	32,1	45,1	9010
CS02	40 cm	<0,1	15,5	66,6	87100	340	<0,05	5,94	27,8	48,7	14100
CS03	5 cm	<0,1	16,9	75,1	94800	423	<0,05	9,14	25,8	55,5	26700
CS03	20 cm	<0,1	16,3	42,3	63000	285	<0,05	5,16	32,9	43,7	13500
CS03	40 cm	<0,1	15,5	38	72900	289	<0,05	5,99	27,6	41,7	11800
CS04	5 cm	<0,1	36,6	90,9	97300	619	0,393	11,8	68,7	59,3	25200
CS04	20 cm	<0,1	24,4	90	93200	480	0,122	10,5	47,1	56,2	22300
CS04	40 cm	<0,1	38,7	107	100000	527	0,139	12,7	69,1	56,8	25100
CS05	5 cm	<0,1	16,2	141	90100	725	<0,05	18,6	52,5	67,6	38100
CS05	20 cm	<0,1	15,6	96,1	74600	703	<0,05	11,2	39,2	54,3	19500
CS05	40 cm	<0,1	15,2	142	78800	935	<0,05	23,5	52,1	74	39500

Fonte: autor (2024).

A distribuição espacial e vertical dos metais potencialmente tóxicos evidenciou comportamento geoquímico heterogêneo entre os diferentes pontos amostrados e profundidades analisadas, indicando influência simultânea das características naturais dos solos da Formação Serra Geral e da disposição histórica de resíduos sólidos urbanos na área do antigo lixão Arroio Dourado. Os maiores valores absolutos foram observados para ferro e alumínio, elementos fortemente

associados ao background geoquímico natural dos solos derivados de rochas basálticas. O ferro apresentou concentrações superiores a 147.000 mg/kg, enquanto o alumínio atingiu valores próximos de 39.500 mg/kg, comportamento compatível com solos altamente intemperizados ricos em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. Dessa forma, embora os valores observados sejam elevados, sua interpretação ambiental deve considerar predominantemente o controle litogênico natural exercido pelo material de origem geológico.

A elevada ocorrência desses elementos é compatível com a composição mineralógica dos basaltos da Formação Serra Geral, reforçando a necessidade de distinção entre concentrações decorrentes do background geoquímico natural e aquelas efetivamente associadas a processos de contaminação antrópica.

O manganês também apresentou concentrações relativamente elevadas em diversos pontos amostrados, especialmente nos pontos CS04 e CS05, onde foram observados valores superiores a 900 mg/kg. Embora a Resolução CONAMA nº 420/2009 não estabeleça valores orientadores específicos para manganês em solos, os resultados permanecem compatíveis com solos derivados de rochas básicas da Formação Serra Geral, indicando forte influência do material de origem. Ainda assim, a elevação das concentrações em determinados horizontes pode estar parcialmente associada à dinâmica geoquímica promovida pela decomposição de matéria orgânica e pelas condições redox do ambiente subterrâneo.

Entre os metais potencialmente associados à interferência decorrente da disposição histórica de resíduos, destacaram-se cobre e cromo, os quais apresentaram comportamento ambientalmente mais relevante na área investigada. O cobre atingiu concentrações superiores a 140 mg/kg nos pontos CS04 e CS05, ultrapassando frequentemente o Valor de Prevenção estabelecido pela Resolução CONAMA nº 420/2009 para solos (60 mg/kg). Apesar disso, os resultados permaneceram inferiores aos Valores de Investigação estabelecidos para cenários residenciais e industriais. A distribuição espacial do cobre sugere forte alterações decorrentes do uso pretérito da área relacionada à disposição pretérita de resíduos metálicos, resíduos eletrônicos, cinzas, pigmentos e matéria orgânica enriquecida em metais traço. A tendência de concentração em determinadas profundidades indica possível retenção preferencial do elemento em horizontes mais ricos em matéria orgânica e frações finas do solo.

Esse comportamento reforça a utilidade dos índices de contaminação na diferenciação entre concentrações naturais e enriquecimentos associados às atividades humanas, permitindo avaliar com maior precisão a magnitude da alteração ambiental observada na área.

O cromo apresentou concentrações variando entre aproximadamente 37 mg/kg e

104 mg/kg, com ultrapassagens pontuais do Valor de Prevenção estabelecido pela legislação brasileira para cromo total (75 mg/kg), especialmente nos pontos CS02 e CS04. Observou-se tendência de retenção preferencial do elemento nas camadas superficiais e intermediárias do perfil do solo, favorecida pela elevada capacidade de adsorção proporcionada pelas frações argilosas, matéria orgânica e óxidos de ferro e alumínio presentes no sistema pedológico. Embora os valores permaneçam abaixo dos Valores de Investigação da Resolução CONAMA nº 420/2009, os resultados indicam alteração da qualidade natural do solo e justificam monitoramento contínuo da área. Ressalta-se que a toxicidade ambiental do cromo depende diretamente de sua especiação química, especialmente da distinção entre cromo trivalente (Cr III) e cromo hexavalente (Cr VI), sendo este último significativamente mais tóxico e carcinogênico.

A recorrência de concentrações mais elevadas para o cromo em diferentes pontos de amostragem e campanhas de monitoramento indica que esse elemento constitui um dos principais marcadores geoquímicos da alteração ambiental observada na área investigada, justificando sua análise detalhada nas etapas subsequentes de avaliação da contaminação e do risco ecológico.

O mercúrio apresentou comportamento distinto em relação aos demais metais analisados. Na maior parte das amostras, os resultados permaneceram abaixo do limite de quantificação analítico. Entretanto, no ponto CS04 foram identificadas concentrações detectáveis e relativamente elevadas, atingindo 0,393 mg/kg na camada superficial durante novembro de 2022. A presença de mercúrio no perfil do solo constitui importante indicativo de contribuição relacionada à disposição de resíduos sólidos urbanos específicos, como lâmpadas fluorescentes, pilhas, baterias e equipamentos eletroeletrônicos. Apesar de os valores permanecerem abaixo dos Valores de Investigação estabelecidos pela legislação brasileira, o mercúrio apresenta elevada relevância ambiental devido ao seu potencial de bioacumulação, persistência e toxicidade, justificando atenção especial em futuras etapas de investigação ambiental.

Os metais chumbo, níquel e zinco apresentaram concentrações relativamente moderadas em todos os pontos amostrados, permanecendo abaixo dos Valores de Prevenção e Investigação estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009 e pelos critérios internacionais utilizados pela United States Environmental Protection Agency (USEPA). Entretanto, observou-se incremento pontual das concentrações em determinados horizontes superficiais e intermediários, sugerindo contribuição antrópica moderada decorrente do histórico de disposição de resíduos sólidos urbanos na área. A distribuição desses metais demonstra que a dinâmica geoquímica do sistema não pode ser interpretada exclusivamente sob a ótica da contaminação devido ao enriquecimento associado ao passivo ambiental, uma vez que os processos pedogenéticos, o material de origem e as

características físico-químicas do solo exercem forte controle sobre a retenção e distribuição dos elementos no perfil.

A predominância das frações silte e argila nos solos analisados exerceu papel fundamental na dinâmica geoquímica dos metais potencialmente tóxicos identificados na área de estudo. Solos com elevada proporção de partículas finas apresentam maior superfície específica, elevada capacidade de adsorção e maior retenção de cátions metálicos, reduzindo parcialmente a mobilidade vertical dos contaminantes no perfil do solo. Além da granulometria, os elevados valores de capacidade de troca catiônica, matéria orgânica e carbono orgânico total favoreceram processos de adsorção, complexação e retenção geoquímica dos metais, especialmente cobre, cromo e zinco. Esse comportamento contribui para explicar a tendência de concentração mais elevada dos metais nas camadas superficiais e intermediárias do solo, bem como a relativa estabilidade geoquímica observada em parte dos elementos analisados.

A comparação dos resultados obtidos com os valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009 demonstrou que a maior parte dos elementos analisados permaneceu abaixo dos Valores de Investigação aplicáveis a áreas residenciais e industriais. Entretanto, foram observadas ultrapassagens pontuais dos Valores de Prevenção para cobre e cromo em alguns pontos amostrados, especialmente nos pontos CS04 e CS05. Segundo a Resolução CONAMA nº 420/2009, os Valores de Prevenção representam concentrações acima das quais podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade natural do solo. Dessa forma, as ultrapassagens observadas indicam alteração geoquímica associada à extensão antrópica do antigo lixão Arroio Dourado, embora não configurem, isoladamente, cenário crítico de contaminação segundo os critérios legais vigentes.

De acordo com os Soil Screening Levels (SSLs) da USEPA revelou comportamento semelhante, indicando que os resultados obtidos permanecem inferiores aos limites internacionalmente associados a risco toxicológico significativo para cenários residenciais e industriais. Ainda assim, a presença de metais potencialmente tóxicos em concentrações elevadas, associada ao histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e à ocupação humana atual da área, evidencia a necessidade de continuidade das investigações ambientais e do monitoramento geoquímico do sistema ambiental investigado.

Os resultados demonstram que os solos apresentam alterações geoquímicas compatíveis com influência pretérita associada à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, coexistindo com forte controle litogênico natural decorrente das características geológicas e pedológicas da Formação Serra Geral. A compreensão dessa interação entre fatores naturais e antrópicos constitui elemento fundamental para o adequado diagnóstico ambiental da área e para o

desenvolvimento de futuras estratégias de monitoramento e gestão ambiental do passivo existente.

A distribuição dos metais potencialmente tóxicos observada nos solos do antigo lixão Arroio Dourado reflete a interação entre fatores antrópicos e características geoquímicas naturais do ambiente. As concentrações identificadas resultam não apenas do histórico de disposição de resíduos sólidos urbanos, mas também de processos de adsorção, retenção, mobilidade e redistribuição dos elementos ao longo do perfil do solo. Dessa forma, a interpretação dos resultados deve considerar simultaneamente as possíveis fontes de contaminação e os mecanismos geoquímicos que controlam a permanência e o transporte dos metais na área de estudo.

Apesar que a comparação direta com os valores orientadores permita uma avaliação preliminar da qualidade ambiental dos solos, a compreensão da magnitude da influência antrópica requer a aplicação de índices capazes de quantificar o enriquecimento geoquímico e o grau de alteração ambiental promovido pela disposição histórica de resíduos sólidos urbanos. Dessa forma, os resultados apresentados a seguir buscam aprofundar a interpretação dos padrões de contaminação identificados na área de estudo.

4.3.2 Critérios de referência para avaliação da contaminação

A presença de metais potencialmente tóxicos em áreas impactadas pela disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos constitui importante preocupação ambiental e sanitária, em razão de sua persistência no ambiente, potencial de bioacumulação e capacidade de provocar efeitos adversos aos ecossistemas e à saúde humana. Elementos como cádmio, chumbo, mercúrio, cromo e níquel apresentam reconhecida toxicidade ambiental, enquanto cobre e zinco, embora essenciais ao metabolismo biológico em baixas concentrações, podem causar efeitos deletérios quando presentes em concentrações elevadas. Nesse interim, a avaliação integrada da contaminação torna-se fundamental para compreender os potenciais impactos associados à permanência desses elementos nos solos do antigo lixão Arroio Dourado.

A interpretação dos resultados foi realizada a partir de duas abordagens complementares (Quadro 17). A primeira considerou os Valores de Referência de Qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009, amplamente utilizados no gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil. A segunda utilizou os valores de background geoquímico propostos por Fadigas *et al.* (2006), permitindo avaliar possíveis enriquecimentos dos metais em relação às concentrações naturalmente esperadas para solos brasileiros.

Quadro 17 - Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para solos mg.kg^{-1} de peso seco.

Background (Bn)		
	CONAMA	Fadigas (2006)
Cádmio	1,3	1
Chumbo	72	19
Cobre	60	119
Cromo	75	55
Mercúrio	0,5	(*)
Níquel	30	35
Zinco	300	79

(*): Valor não determinado por Fadigas (2006).

Observação: Para o parâmetro Alumínio (Al) não são definidos VRQ na Resolução CONAMA nº 420 de 2009.

Fonte: Adaptado de CONAMA 420 (2009) e Fadigas et al. (2006)

A comparação com valores orientadores permite reconhecer alterações na qualidade geoquímica dos solos, mas não expressa, isoladamente, o potencial de impacto ecológico associado aos contaminantes. Por esse motivo, a etapa seguinte consistiu na avaliação do risco ecológico, considerando a toxicidade relativa dos metais e sua contribuição potencial para a degradação ambiental da área investigada.

4.3.3 Avaliação do Risco Ecológico

Em relação ao risco ecológico, apenas o cromo apresentou diferenças estatisticamente significativas em função do fator tempo ($F_1=20,66$; $p=0,0001$) e da profundidade ($F_2=4,00$; $p=0,0316$), sem interação significativa entre os fatores ($F_{2,29}=1,94$; $p=0,1653$). Observou-se que, durante o outono de 2022, na profundidade de 5 cm, os valores médios de risco ecológico para cromo atingiram 4,289, sendo significativamente superior aos observados nas demais profundidades e períodos avaliados, cujos valores variaram entre 2,527 e 3,634.

O Quadro 18 apresenta os resultados da análise estatística aplicada aos metais avaliados no contexto do risco ecológico, considerando os fatores tempo, profundidade e interação entre os fatores.

Quadro 18 - Análise Estatística para Risco Ecológico

			Cádmio		Chumbo		Cobre		Níquel		Zinco		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Risco	Outono	5cm	7,080	3,330	6,050	0,748	13,872	4,014	2,292	0,346	1,677	0,571	4,289^a	0,374
		20cm	3,750	0,000	5,360	0,484	15,792	4,712	1,889	0,138	1,110	0,196	3,634 ^{ab}	0,364
		40cm	3,750	0,000	5,055	0,291	10,408	0,892	1,706	0,102	0,831	0,040	2,973 ^b	0,175

	Primavera	5cm	3,750	0,000	5,260	0,990	16,736	3,188	2,938	0,734	1,291	0,312	2,765 ^b	0,168
		20cm	3,750	0,000	4,470	0,411	15,468	2,402	2,439	0,420	1,197	0,110	2,538 ^b	0,161
		40cm	3,750	0,000	4,925	1,191	15,536	4,131	3,071	1,053	1,261	0,336	2,527 ^b	0,313
p-valor	Tempo		0,327		0,339		0,376		0,081		0,865		0,0001	
	profundidade		0,383		0,569		0,708		0,737		0,361		0,0316	
	tempo*profundidade		0,383		0,863		0,735		0,743		0,438		0,1653	

Legenda: EPM (Erro Padrão da Média).

Fonte: o autor (2024).

Esse comportamento sugere maior acúmulo superficial do elemento no período de menor precipitação pluviométrica, reduzindo processos de lixiviação vertical e favorecendo a retenção do metal nas camadas mais superficiais do solo. Além disso, a predominância das frações silte e argila, associada aos elevados teores de matéria orgânica e óxidos de ferro e alumínio presentes nos solos da área investigada, contribui para a adsorção e retenção geoquímica do cromo no perfil superficial. A persistência do elemento nas camadas mais rasas também pode estar relacionada ao caráter parcialmente recalitrante do metal no ambiente edáfico, especialmente em condições de menor mobilidade hídrica. Sob a perspectiva ambiental, esse comportamento sugere influência combinada entre o histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e os mecanismos naturais de retenção geoquímica típicos dos solos derivados da Formação Serra Geral.

Além do cromo, o cobre apresentou os maiores valores médios associados ao risco ecológico entre os metais avaliados, variando aproximadamente entre 10,408 e 16,736 nas diferentes profundidades e períodos analisados. Embora não tenham sido observadas diferenças estatisticamente significativas entre os fatores avaliados, os elevados valores obtidos indicam importante enriquecimento geoquímico do elemento na área investigada. Esse comportamento pode estar associado ao histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos contendo materiais metálicos, resíduos eletrônicos, pigmentos, cinzas e matéria orgânica enriquecida em metais-traço.

Sob a perspectiva ecológica, concentrações elevadas de cobre podem provocar alterações significativas na microbiota edáfica, comprometendo processos biogeoquímicos fundamentais relacionados à ciclagem de nutrientes e à fertilidade do solo. Além disso, a forte adsorção do cobre às frações argilosas e à matéria orgânica favorece sua persistência no perfil superficial do solo, contribuindo para manutenção do potencial de risco ecológico ao longo do tempo.

O chumbo apresentou maiores valores médios de risco ecológico nas profundidades de 20 e 40 cm, especialmente durante o outono de 2022, com valores variando entre 4,470 e 5,360. Embora sem diferenças estatísticas significativas entre os fatores avaliados, esse comportamento

sugere tendência de migração vertical gradual do metal no perfil do solo, particularmente nas áreas localizadas a jusante da área investigada.

A ocorrência de maiores concentrações em profundidade pode estar associada ao caráter parcialmente recalcitrante do chumbo no ambiente edáfico, uma vez que o elemento apresenta elevada persistência ambiental e forte afinidade por partículas finas, matéria orgânica e óxidos de ferro e alumínio. Além disso, processos lentos de transporte associados ao fluxo hídrico subterrâneo e à dinâmica de lixiviação ao longo do tempo podem ter favorecido o enriquecimento relativo do metal em camadas subsuperficiais. Esse comportamento evidencia a importância da interpretação integrada entre fatores geoquímicos, granulométricos e hidrológicos na avaliação da mobilidade e persistência de metais potencialmente tóxicos em áreas degradadas por antigos lixões urbanos.

O mercúrio não apresentou diferenças estatisticamente significativas entre os fatores avaliados. Ainda assim, sua relevância ambiental não deve ser negligenciada, especialmente em função do elevado fator toxicológico atribuído ao elemento nos modelos de risco ecológico. A presença detectável de mercúrio em determinados pontos da área investigada sugere possível influência de resíduos eletroeletrônicos, pilhas, baterias e lâmpadas fluorescentes historicamente dispostos no antigo lixão Arroio Dourado. Além disso, o potencial de bioacumulação e biomagnificação do elemento reforça sua importância no contexto da avaliação de risco ambiental.

O comportamento do cromo merece atenção especial devido às concentrações observadas e à sua relevância ambiental e toxicológica. A ocorrência desse elemento pode estar relacionada tanto à composição dos resíduos historicamente depositados quanto a contribuições geogênicas associadas aos materiais de origem basáltica presentes na região. Entretanto, a identificação de concentrações mais elevadas nas camadas superficiais sugere influência antrópica adicional, compatível com a disposição pretérita de resíduos sólidos urbanos. Esse padrão reforça a importância da avaliação integrada dos índices de contaminação e risco ecológico para interpretação dos potenciais impactos associados ao elemento.

Os resultados obtidos para o risco ecológico demonstram que cobre, cromo, chumbo e mercúrio representam os principais elementos de relevância ambiental na área investigada, refletindo simultaneamente a influência do histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e os mecanismos naturais de retenção geoquímica característicos dos solos derivados da Formação Serra Geral. Embora os resultados não indiquem cenário crítico de contaminação segundo os referenciais legais vigentes, a persistência desses metais no perfil do solo evidencia a necessidade de continuidade das ações de monitoramento ambiental e investigação geoquímica da área do antigo lixão Arroio Dourado.

Os resultados da avaliação do risco ecológico evidenciam que a magnitude dos impactos ambientais potenciais na área investigada não depende exclusivamente das concentrações observadas para cada metal, mas também de suas características toxicológicas e do comportamento geoquímico no ambiente. Nesse sentido, o cromo destacou-se como o elemento de maior relevância ecológica, apresentando padrões consistentes de enriquecimento e maior potencial de impacto nas camadas superficiais do solo. Esses resultados reforçam a importância da adoção de abordagens integradas para avaliação de áreas contaminadas, permitindo compreender não apenas a presença dos contaminantes, mas também seus potenciais efeitos sobre os ecossistemas e sua relação com os cenários de exposição humana avaliados na etapa subsequente.

4.3.4 Avaliação do Risco a Saúde Humana

No que concerne à avaliação da ingestão média diária (IMDing) de metais potencialmente tóxicos presentes no solo, os resultados demonstraram comportamento semelhante ao observado para o risco ecológico, com destaque para o cromo, que apresentou diferenças estatisticamente significativas em função do fator tempo ($F_1=20,66$; $p=0,0001$) e da profundidade ($F_2=4,00$; $p=0,0316$), sem interação significativa entre os fatores ($F_{2,29}=1,94$; $p=0,1653$). Tanto para crianças quanto para adultos, os maiores valores foram observados durante o outono de 2022 na profundidade de 5 cm. O Quadro 19 apresenta os resultados da análise estatística aplicada à ingestão média diária de metais pesados através do solo, considerando os diferentes cenários de exposição humana avaliados neste estudo.

Quadro 19 - Ingestão de metais pesados através do solo

			Cádmio		Chumbo		Cobre		Mercúrio		Níquel		Zinco		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Ingestão média diária - Criança	Outono	5cm	1,45E -05	6,81E -06	1,86E -03	2,30E -04	5,32E -03	1,54E -03	3,84E -06	0,00E +00	5,98E -04	9,02E -05	3,86E -03	1,31E -03	6,74E -03	5,89E -04
		20cm	7,67E -06	0,00E +00	1,64E -03	1,48E -04	6,06E -03	1,81E -03	3,84E -06	1,53E -09	4,93E -04	3,60E -05	2,55E -03	4,50E -04	5,72E -03	5,72E -04
		40cm	7,67E -06	0,00E +00	1,55E -03	8,93E -05	3,99E -03	3,42E -04	4,11E -06	2,75E -07	4,45E -04	2,65E -05	1,91E -03	9,24E -05	4,67E -03	2,75E -04
	Primavera	5cm	7,67E -06	0,00E +00	1,61E -03	3,04E -04	6,42E -03	1,22E -03	9,10E -06	5,26E -06	7,66E -04	1,91E -04	2,97E -03	7,18E -04	4,35E -03	2,64E -04
		20cm	7,67E -06	0,00E +00	1,37E -03	1,26E -04	5,93E -03	9,21E -04	4,94E -06	1,10E -06	6,36E -04	1,10E -04	2,76E -03	2,53E -04	3,99E -03	2,53E -04
		40cm	7,67E -06	0,00E +00	1,51E -03	3,65E -04	5,96E -03	1,58E -03	5,20E -06	1,37E -06	8,01E -04	2,75E -04	2,90E -03	7,73E -04	3,97E -03	4,93E -04
Ingestão média	Outono	5cm	7,76E -06	3,65E -06	9,95E -04	1,23E -04	2,85E -03	8,25E -04	2,05E -06	0,00E +00	3,20E -04	4,83E -05	2,07E -03	7,04E -04	3,61E -03	3,15E -04
		20cm	4,11E -06	0,00E +00	8,81E -04	7,95E -05	3,24E -03	9,68E -04	2,06E -06	8,22E -10	2,64E -04	1,93E -05	1,37E -03	2,41E -04	3,06E -03	3,06E -04
		40cm	4,11E -06	0,00E +00	8,31E -04	4,78E -05	2,14E -03	1,83E -04	2,20E -06	1,47E -07	2,38E -04	1,42E -05	1,02E -03	4,95E -05	2,50E -03	1,47E -04

	Primavera	5cm	4,11E-06	0,00E+00	8,65E-04	1,63E-04	3,44E-03	6,55E-04	4,87E-06	2,82E-06	4,10E-04	1,02E-04	1,59E-03	3,85E-04	2,33E-03	1,42E-04
		20cm	4,11E-06	0,00E+00	7,35E-04	6,75E-05	3,18E-03	4,94E-04	2,65E-06	5,92E-07	3,41E-04	5,87E-05	1,48E-03	1,36E-04	2,14E-03	1,35E-04
		40cm	4,11E-06	0,00E+00	8,10E-04	1,96E-04	3,19E-03	8,49E-04	2,79E-06	7,32E-07	4,29E-04	1,47E-04	1,55E-03	4,14E-04	2,13E-03	2,64E-04
p-valor	tempo		0,3273	0,3392	0,3755	0,1920	0,0808	0,8648	0,0001							
	profundidade		0,3827	0,5687	0,7084	0,6144	0,7369	0,3608	0,0316							
	tempo*profundidade		0,3827	0,8628	0,7348	0,5772	0,7427	0,4379	0,1653							

Considerando que os padrões estatísticos observados para os diferentes modelos de exposição apresentaram comportamento semelhante, as subseções seguintes concentram-se na interpretação ambiental e toxicológica dos resultados, evitando a repetição das mesmas inferências estatísticas já apresentadas.

Para o cenário infantil, os valores médios de ingestão para cromo atingiram $6,74E-03$ na profundidade de 5 cm durante o outono, sendo significativamente superior aos observados nas demais profundidades e períodos avaliados, cujos valores variaram entre $3,97E-03$ e $5,72E-03$. Resultado semelhante foi observado para adultos, com valor máximo de $3,61E-03$ na camada superficial durante o mesmo período. Esse comportamento evidencia maior potencial de exposição associado às camadas superficiais do solo, sobretudo em períodos de menor precipitação pluviométrica, nos quais ocorre redução dos processos de lixiviação vertical e maior permanência dos contaminantes na superfície.

Os maiores valores observados para crianças refletem a maior susceptibilidade fisiológica e comportamental desse grupo populacional, conforme amplamente descrito em estudos de avaliação de risco à saúde humana. Crianças apresentam maior frequência de contato direto com o solo, maior taxa de ingestão incidental de partículas e menor massa corporal relativa, fatores que aumentam proporcionalmente a exposição aos contaminantes ambientais presentes no sistema edáfico.

Além do cromo, o chumbo e o cobre também apresentaram valores relevantes de ingestão média diária, especialmente nas camadas superficiais do solo. Para chumbo, os valores variaram aproximadamente entre $8,10E-04$ e $1,86E-03$, enquanto o cobre apresentou valores entre $2,14E-03$ e $6,06E-03$ nos diferentes cenários analisados. Embora os resultados permaneçam dentro dos limites aceitáveis estabelecidos pelos modelos de avaliação de risco da USEPA, a persistência desses metais no perfil superficial do solo reforça a importância do monitoramento contínuo da área, especialmente em função da ocupação habitacional existente sobre o antigo passivo ambiental.

A predominância das maiores taxas de ingestão nas camadas superficiais está

diretamente associada à dinâmica geoquímica dos metais nos solos da área investigada. Os elevados teores de matéria orgânica, silte, argila e óxidos de ferro e alumínio favorecem processos de adsorção e retenção geoquímica, contribuindo para o acúmulo relativo dos contaminantes nas porções superficiais do perfil. Além disso, a baixa mobilidade de determinados metais potencialmente tóxicos, especialmente chumbo e cobre, favorece sua persistência ambiental ao longo do tempo.

Sendo assim, os resultados da avaliação de ingestão média diária demonstram que o cromo representa o principal elemento de preocupação no contexto da exposição humana potencial na área investigada, sobretudo para o público infantil.

E para os resultados obtidos para a exposição por inalação apresentaram tendência semelhante à observada para a ingestão média diária, destacando novamente o cromo como o elemento de maior relevância estatística e ambiental entre os metais avaliados.

O Quadro 20 apresenta os resultados da análise estatística aplicada à exposição por inalação de metais pesados através de partículas do solo, considerando os diferentes cenários de exposição humana avaliados neste estudo.

Quadro 20 - Inalação de metais pesados através de partículas do solo

			Cádmio		Chumbo		Cobre		Mercúrio		Níquel		Zinco		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Inalação média diária - criança	Outono	5cm	5,32E-10	2,50E-10	6,83E-08	8,44E-09	1,96E-07	5,66E-08	1,41E-10	0,00E+00	2,20E-08	3,32E-09	1,42E-07	4,83E-08	2,48E-07	2,16E-08
		20cm	2,82E-10	0,00E+00	6,05E-08	5,46E-09	2,23E-07	6,65E-08	1,41E-10	5,64E-14	1,81E-08	1,32E-09	9,39E-08	1,66E-08	2,10E-07	2,10E-08
		40cm	2,82E-10	0,00E+00	5,70E-08	3,28E-09	1,47E-07	1,26E-08	1,51E-10	1,01E-11	1,64E-08	9,76E-10	7,03E-08	3,40E-09	1,72E-07	1,01E-08
	Primavera	5cm	2,82E-10	0,00E+00	5,93E-08	1,12E-08	2,36E-07	4,50E-08	3,34E-10	1,93E-10	2,82E-08	7,03E-09	1,09E-07	2,64E-08	1,60E-07	9,72E-09
		20cm	2,82E-10	0,00E+00	5,04E-08	4,63E-09	2,18E-07	3,39E-08	1,82E-10	4,06E-11	2,34E-08	4,03E-09	1,01E-07	9,30E-09	1,47E-07	9,29E-09
		40cm	2,82E-10	0,00E+00	5,56E-08	1,34E-08	2,19E-07	5,83E-08	1,91E-10	5,02E-11	2,94E-08	1,01E-08	1,07E-07	2,84E-08	1,46E-07	1,81E-08
Inalação média diária - Adulto	Outono	5cm	4,59E-10	0,00E+00	9,85E-08	8,89E-09	3,63E-07	1,08E-07	2,30E-10	9,19E-14	2,95E-08	2,16E-09	1,53E-07	2,70E-08	3,42E-07	3,42E-08
		20cm	4,59E-10	0,00E+00	9,29E-08	5,35E-09	2,39E-07	2,05E-08	2,46E-10	1,64E-11	2,66E-08	1,59E-09	1,14E-07	5,53E-09	2,80E-07	1,65E-08
		40cm	8,67E-10	4,08E-10	1,11E-07	1,38E-08	3,19E-07	9,22E-08	2,30E-10	0,00E+00	3,58E-08	5,40E-09	2,31E-07	7,87E-08	4,04E-07	3,52E-08
	Primavera	5cm	4,59E-10	0,00E+00	8,21E-08	7,55E-09	3,55E-07	5,52E-08	2,96E-10	6,61E-11	3,81E-08	6,56E-09	1,65E-07	1,51E-08	2,39E-07	1,51E-08
		20cm	4,59E-10	0,00E+00	9,05E-08	2,19E-08	3,57E-07	9,49E-08	3,11E-10	8,18E-11	4,80E-08	1,64E-08	1,74E-07	4,63E-08	2,38E-07	2,95E-08
		40cm	4,59E-10	0,00E+00	9,66E-08	1,82E-08	3,84E-07	7,32E-08	5,45E-10	3,15E-10	4,59E-08	1,15E-08	1,78E-07	4,30E-08	2,60E-07	1,58E-08
p-valor	tempo	0,3273		0,3392		0,3755		0,1920		0,0808		0,8648		0,0001		
	profundidade	0,3827		0,5687		0,7084		0,6144		0,7369		0,3608		0,0316		
	tempo*profundidade	0,3827		0,8628		0,7348		0,5772		0,7427		0,4379		0,1653		

Os elevados valores de exposição por inalação foram observados para o cromo, especialmente no cenário adulto durante o outono de 2022, na profundidade de 40 cm, onde o valor

médio atingiu $4,04E-07$, sendo superior aos observados nas demais profundidades e períodos avaliados. Para crianças, os maiores valores foram registrados na camada superficial de 5 cm durante o outono, atingindo $2,48E-07$. Esse comportamento demonstra que a dinâmica de exposição por inalação apresenta distribuição distinta daquela observada para ingestão direta, indicando influência dos processos de migração vertical, retenção geoquímica e ressuspensão de partículas finas no perfil do solo.

A ocorrência de maiores valores em profundidade para adultos sugere possível acúmulo histórico do elemento em camadas subsuperficiais associado aos processos de lixiviação lenta e persistência geoquímica do cromo no ambiente edáfico. Além disso, a predominância das frações silte e argila nos solos da área investigada favorece a adsorção e retenção de partículas finas potencialmente contaminadas, contribuindo para manutenção do contaminante no sistema ambiental ao longo do tempo.

Embora estes valores observados permaneçam inferiores aos limites de preocupação estabelecidos pelos modelos internacionais de avaliação de risco à saúde humana, a persistência do cromo no perfil do solo representa importante aspecto ambiental, especialmente considerando a ocupação habitacional existente sobre a área do antigo lixão Arroio Dourado. Ressalta-se ainda que a toxicidade do elemento depende diretamente de sua especiação química, sobretudo da presença de cromo hexavalente [Cr(VI)], reconhecido pelo elevado potencial carcinogênico e mutagênico.

Os resultados obtidos para chumbo, cobre, níquel e zinco permaneceram relativamente baixos em todos os cenários avaliados, sem diferenças estatísticas significativas entre os fatores tempo e profundidade. Entretanto, a presença contínua desses metais no perfil do solo reforça a importância da manutenção do monitoramento geoquímico da área, especialmente em função do potencial de exposição humana crônica associado a ambientes degradados por disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos.

De maneira integrada, os resultados demonstram que a exposição por inalação de partículas do solo na área investigada permanece relativamente baixa sob os critérios internacionais adotados. Contudo, a persistência de metais potencialmente tóxicos, especialmente cromo, nas diferentes profundidades do perfil do solo evidencia a necessidade de continuidade das ações de monitoramento ambiental e controle da exposição humana no antigo lixão Arroio Dourado.

O padrão observado para a exposição por contato dérmico foi consistente com os resultados anteriormente verificados para ingestão e inalação, mantendo o cromo como o principal elemento de preocupação entre os metais potencialmente tóxicos avaliados.

O Quadro 21 apresenta os resultados da análise estatística aplicada à dose de absorção dérmica de metais pesados através do contato com o solo, considerando os diferentes cenários de exposição humana avaliados neste estudo.

Quadro 21 - Contato dérmico com o solo

			Cádmio		Chumbo		Cobre		Mercúrio		Níquel		Zinco		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Dose de absorção	Outono	5cm	6,34E-07	2,98E-07	8,12E-05	1,00E-05	2,33E-04	6,74E-05	1,68E-07	0,00E+00	2,62E-05	3,95E-06	1,69E-04	5,75E-05	2,95E-04	2,57E-05
		20cm	3,36E-07	0,00E+00	7,20E-05	6,49E-06	2,65E-04	7,91E-05	1,68E-07	6,71E-11	2,16E-05	1,58E-06	1,12E-04	1,97E-05	2,50E-04	2,50E-05
		40cm	3,36E-07	0,00E+00	6,79E-05	3,91E-06	1,75E-04	1,50E-05	1,80E-07	1,20E-08	1,95E-05	1,16E-06	8,36E-05	4,04E-06	2,05E-04	1,20E-05
	Primavera	5cm	3,36E-07	0,00E+00	7,06E-05	1,33E-05	2,81E-04	5,35E-05	3,98E-07	2,30E-07	3,35E-05	8,37E-06	1,30E-04	3,14E-05	1,90E-04	1,16E-05
		20cm	3,36E-07	0,00E+00	6,00E-05	5,51E-06	2,60E-04	4,03E-05	2,16E-07	4,83E-08	2,78E-05	4,79E-06	1,21E-04	1,11E-05	1,75E-04	1,11E-05
		40cm	3,36E-07	0,00E+00	6,61E-05	1,60E-05	2,61E-04	6,93E-05	2,28E-07	5,97E-08	3,50E-05	1,20E-05	1,27E-04	3,38E-05	1,74E-04	2,16E-05
Dose de absorção	Outono	5cm	8,43E-08	3,97E-08	1,08E-05	1,34E-06	3,10E-05	8,96E-06	2,23E-08	0,00E+00	3,48E-06	5,25E-07	2,25E-05	7,65E-06	3,93E-05	3,43E-06
		20cm	4,47E-08	0,00E+00	9,57E-06	8,64E-07	3,53E-05	1,05E-05	2,23E-08	8,93E-12	2,87E-06	2,10E-07	1,49E-05	2,62E-06	3,33E-05	3,33E-06
		40cm	4,47E-08	0,00E+00	9,03E-06	5,20E-07	2,32E-05	1,99E-06	2,39E-08	1,60E-09	2,59E-06	1,55E-07	1,11E-05	5,38E-07	2,72E-05	1,60E-06
	Primavera	5cm	4,47E-08	0,00E+00	9,40E-06	1,77E-06	3,74E-05	7,12E-06	5,30E-08	3,06E-08	4,46E-06	1,11E-06	1,73E-05	4,18E-06	2,53E-05	1,54E-06
		20cm	4,47E-08	0,00E+00	7,98E-06	7,34E-07	3,45E-05	5,36E-06	2,88E-08	6,43E-09	3,70E-06	6,38E-07	1,60E-05	1,47E-06	2,32E-05	1,47E-06
		40cm	4,47E-08	0,00E+00	8,80E-06	2,13E-06	3,47E-05	9,22E-06	3,03E-08	7,95E-09	4,66E-06	1,60E-06	1,69E-05	4,50E-06	2,31E-05	2,87E-06
p-valor	tempo	0,3273		0,3392		0,3755		0,1920		0,0808		0,8648		0,0001		
	profundidade	0,3827		0,5687		0,7084		0,6144		0,7369		0,3608		0,0316		
	tempo*profundidade	0,3827		0,8628		0,7348		0,5772		0,7427		0,4379		0,1653		

Os maiores valores de absorção dérmica foram observados para o cromo, especialmente no cenário infantil durante o outono de 2022, na profundidade de 5 cm, onde o valor médio atingiu $2,75E-04$, sendo superior aos observados nas demais profundidades e períodos avaliados. Para adultos, os maiores valores também foram registrados durante o outono, com valor máximo de $3,43E-05$ na profundidade de 5 cm. Esse comportamento demonstra maior potencial de exposição dérmica associado às camadas superficiais do solo, principalmente em períodos de menor precipitação pluviométrica, nos quais ocorre maior permanência dos contaminantes adsorvidos nas partículas superficiais do sistema edáfico.

A predominância dos maiores valores no cenário infantil evidencia novamente a maior vulnerabilidade desse grupo populacional frente à exposição ambiental por metais potencialmente tóxicos. Crianças apresentam maior frequência de contato direto com o solo, maior área superficial corporal proporcional e maior susceptibilidade fisiológica aos contaminantes

ambientais, fatores que aumentam o potencial de absorção dérmica em áreas impactadas por resíduos sólidos urbanos.

Além do cromo, cobre e zinco apresentaram valores relativamente mais elevados quando comparados aos demais metais avaliados. Para o cobre, os valores variaram aproximadamente entre $1,75E-04$ e $3,53E-04$ no cenário infantil, enquanto o zinco apresentou valores entre $8,36E-05$ e $1,97E-04$. Embora esses resultados permaneçam abaixo dos limites considerados críticos pelos modelos internacionais de avaliação de risco à saúde humana, demonstram persistência geoquímica desses elementos no perfil superficial do solo e reforçam a influência antrópica associada ao histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos na área investigada.

A elevada retenção geoquímica observada para cromo, cobre e zinco está diretamente associada às características físico-químicas dos solos da área investigada, especialmente aos elevados teores de matéria orgânica, silte, argila e óxidos de ferro e alumínio. Esses componentes favorecem processos de adsorção e retenção dos metais no perfil superficial do solo, contribuindo para manutenção da exposição potencial ao longo do tempo.

Embora os valores observados para absorção dérmica permaneçam inferiores aos limites internacionais de preocupação toxicológica, a persistência dos metais potencialmente tóxicos nas camadas superficiais do solo representa importante aspecto ambiental, sobretudo em função da ocupação habitacional atual sobre a área do antigo lixão Arroio Dourado. Além disso, a exposição dérmica contínua, mesmo em baixas concentrações, pode contribuir para efeitos cumulativos em exposições crônicas de longo prazo.

Os resultados do quociente de risco para ingestão refletem os padrões previamente observados para a ingestão média diária, evidenciando novamente maior relevância do cromo em comparação aos demais elementos analisados. O Quadro 22 apresenta os resultados da análise estatística aplicada ao quociente de risco para ingestão de metais pesados, considerando os cenários de exposição infantil e adulto avaliados neste estudo.

Quadro 22 - Quociente de Risco para Ingestão de metais pesados

			Cádmio		Chumbo		Cobre		Mercúrio		Níquel		Zinco		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Quociente de risco	Outono	5cm	2,90E-02	1,36E-02	5,30E-01	6,56E-02	1,33E-01	3,85E-02	1,28E-02	0,00E+00	2,99E-02	4,51E-03	1,29E-02	4,38E-03	2,25E+00	1,96E-01
		20cm	1,53E-02	0,00E+00	4,70E-01	4,24E-02	1,51E-01	4,52E-02	1,28E-02	5,11E-06	2,46E-02	1,80E-03	8,52E-03	1,50E-03	1,91E+00	1,91E-01
		40cm	1,53E-02	0,00E+00	4,43E-01	2,55E-02	9,98E-02	8,55E-03	1,37E-02	9,15E-04	2,23E-02	1,33E-03	6,37E-03	3,08E-04	1,56E+00	9,16E-02
	Primavera	5cm	1,53E-02	0,00E+00	4,61E-01	8,68E-02	1,60E-01	3,06E-02	3,03E-02	1,75E-02	3,83E-02	9,57E-03	9,91E-03	2,39E-03	1,45E+00	8,81E-02
		20cm	1,53E-02	0,00E+00	3,92E-01	3,60E-02	1,48E-01	2,30E-02	1,65E-02	3,68E-03	3,18E-02	5,48E-03	9,19E-03	8,43E-04	1,33E+00	8,42E-02
		40cm	1,53E-02	0,00E+00	3,92E-01	3,60E-02	1,48E-01	2,30E-02	1,65E-02	3,68E-03	3,18E-02	5,48E-03	9,19E-03	8,43E-04	1,33E+00	8,42E-02

		40cm	1,53E-02	0,00E+00	4,32E-01	1,04E-01	1,49E-01	3,96E-02	1,73E-02	4,55E-03	4,00E-02	1,37E-02	9,67E-03	2,58E-03	1,32E+00	1,64E-01
Quociente de risco para	Outono	5cm	1,55E-02	7,30E-03	2,84E-01	3,52E-02	7,13E-02	2,06E-02	6,85E-03	0,00E+00	1,60E-02	2,42E-03	6,89E-03	2,35E-03	1,20E+00	1,05E-01
		20cm	8,22E-03	0,00E+00	2,52E-01	2,27E-02	8,11E-02	2,42E-02	6,85E-03	2,74E-06	1,32E-02	9,65E-04	4,56E-03	8,04E-04	1,02E+00	1,02E-01
		40cm	8,22E-03	0,00E+00	2,37E-01	1,37E-02	5,35E-02	4,58E-03	7,34E-03	4,90E-04	1,19E-02	7,11E-04	3,41E-03	1,65E-04	8,35E-01	4,91E-02
		5cm	8,22E-03	0,00E+00	2,47E-01	4,65E-02	8,60E-02	1,64E-02	1,62E-02	9,40E-03	2,05E-02	5,12E-03	5,31E-03	1,28E-03	7,76E-01	4,72E-02
	Primavera	20cm	8,22E-03	0,00E+00	2,10E-01	1,93E-02	7,95E-02	1,23E-02	8,82E-03	1,97E-03	1,70E-02	2,93E-03	4,92E-03	4,52E-04	7,13E-01	4,51E-02
		40cm	8,22E-03	0,00E+00	2,31E-01	5,59E-02	7,98E-02	2,12E-02	9,29E-03	2,44E-03	2,15E-02	7,36E-03	5,18E-03	1,38E-03	7,10E-01	8,80E-02
p-valor	tempo		0,3273		0,3392		0,3755		0,1920		0,0808		0,8648		0,0001	
	profundidade		0,3827		0,5687		0,7084		0,6144		0,7369		0,3608		0,0316	
	tempo*profundidade		0,3827		0,8628		0,7348		0,5772		0,7427		0,4379		0,1653	

Os maiores valores de quociente de risco foram observados para o cromo, especialmente no cenário infantil durante o outono de 2022, na profundidade de 5 cm, onde o valor médio atingiu 2,25E+00, sendo significativamente superior aos observados nas demais profundidades e períodos avaliados. Para adultos, o maior valor foi registrado durante o outono na profundidade de 40 cm, atingindo 8,35E-01. Esses resultados demonstram que o cromo representa o principal elemento de preocupação no contexto da exposição humana potencial na área investigada.

Segundo os critérios estabelecidos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA), valores de quociente de risco superiores à unidade ($QR > 1$) indicam potencial ocorrência de efeitos não carcinogênicos à saúde humana. Dessa forma, o valor observado para crianças na camada superficial do solo durante o outono sugere cenário potencial de atenção toxicológica associado à exposição ao cromo na área investigada. Esse comportamento é particularmente relevante em razão da maior susceptibilidade fisiológica e comportamental do público infantil, especialmente devido à maior frequência de contato direto com o solo, ingestão incidental de partículas e menor massa corporal relativa.

A predominância dos maiores valores de risco nas camadas superficiais do solo sugere forte influência dos processos de retenção geoquímica promovidos pelos elevados teores de matéria orgânica, silte, argila e óxidos de ferro e alumínio presentes na área investigada. Esses componentes favorecem a adsorção e permanência dos metais no perfil superficial do solo, contribuindo para manutenção do potencial de exposição humana ao longo do tempo.

Além do cromo, chumbo e cobre apresentaram valores relativamente mais elevados em comparação aos demais metais avaliados, especialmente no cenário infantil. Para chumbo, os valores variaram aproximadamente entre 3,92E-01 e 5,30E-01, enquanto o cobre apresentou valores entre 9,98E-02 e 1,60E-01. Embora inferiores ao limite de preocupação estabelecido pela USEPA,

esses resultados evidenciam persistência ambiental dos contaminantes no sistema edáfico e reforçam a influência antrópica associada ao histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos na área do antigo lixão Arroio Dourado.

O mercúrio, apesar de apresentar elevada toxicidade intrínseca, demonstrou valores relativamente baixos de quociente de risco nos cenários avaliados. Entretanto, sua relevância ambiental não deve ser negligenciada, sobretudo em função do elevado potencial de bioacumulação e biomagnificação associado ao elemento, características frequentemente relacionadas à persistência ambiental em áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos.

De maneira geral, os resultados obtidos para o quociente de risco demonstram que o cromo representa o principal elemento de preocupação no contexto da ingestão de metais pesados na área investigada, especialmente para o público infantil. Embora a maior parte dos resultados permaneça abaixo dos limites internacionais de preocupação toxicológica, a ocorrência pontual de valores superiores à unidade reforça a necessidade de monitoramento ambiental, investigação detalhada e controle da exposição.

O comportamento do quociente de risco por inalação acompanhou a tendência observada nas etapas anteriores de avaliação da exposição humana, mantendo o cromo como o elemento de maior destaque entre os metais investigados.

O Quadro 23 apresenta os resultados da análise estatística aplicada ao quociente de risco para inalação de metais pesados, considerando os cenários de exposição infantil e adulto avaliados neste estudo.

Quadro 23 - Quociente de Risco para Inalação de metais pesados

			Cádmio		Chumbo		Cobre		Mercúrio		Níquel		Zinco		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Quociente de risco de	Outono	5cm	4,95E-07	0,00E+00	1,72E-05	1,55E-06	5,57E-06	1,66E-06	1,64E-07	6,56E-11	2,01E-04	1,47E-05	3,13E-07	5,52E-08	2,10E-03	2,10E-04
		20cm	4,95E-07	0,00E+00	1,62E-05	9,33E-07	3,67E-06	3,14E-07	1,76E-07	1,17E-08	1,82E-04	1,08E-05	2,34E-07	1,13E-08	1,72E-03	1,01E-04
		40cm	9,34E-07	4,39E-07	1,94E-05	2,40E-06	4,89E-06	1,42E-06	1,64E-07	0,00E+00	2,44E-04	3,68E-05	4,73E-07	1,61E-07	2,48E-03	2,16E-04
	Primavera	5cm	4,95E-07	0,00E+00	1,43E-05	1,32E-06	5,45E-06	8,47E-07	2,11E-07	4,72E-08	2,60E-04	4,48E-05	3,38E-07	3,10E-08	1,47E-03	9,29E-05
		20cm	4,95E-07	0,00E+00	1,58E-05	3,82E-06	5,48E-06	1,46E-06	2,22E-07	5,84E-08	3,27E-04	1,12E-04	3,56E-07	9,47E-08	1,46E-03	1,81E-04
		40cm	4,95E-07	0,00E+00	1,69E-05	3,17E-06	5,90E-06	1,12E-06	3,89E-07	2,25E-07	3,13E-04	7,82E-05	3,64E-07	8,80E-08	1,60E-03	9,72E-05
Quociente de	Outono	5cm	8,06E-07	0,00E+00	2,80E-05	2,52E-06	9,07E-06	2,71E-06	2,67E-07	1,07E-10	3,28E-04	2,40E-05	5,10E-07	8,99E-08	3,42E-03	3,42E-04
		20cm	8,06E-07	0,00E+00	2,64E-05	1,52E-06	5,98E-06	5,12E-07	2,86E-07	1,91E-08	2,96E-04	1,77E-05	3,82E-07	1,84E-08	2,80E-03	1,65E-04
		40cm	1,52E-06	7,16E-07	3,16E-05	3,91E-06	7,96E-06	2,30E-06	2,67E-07	0,00E+00	3,98E-04	6,00E-05	7,70E-07	2,62E-07	4,04E-03	3,52E-04
	Pri	5cm	8,06E-07	0,00E+00	2,33E-05	2,14E-06	8,88E-06	1,38E-06	3,44E-07	7,69E-08	4,23E-04	7,29E-05	5,50E-07	5,05E-08	2,39E-03	1,51E-04

	20cm	8,06E-07	0,00E+00	2,57E-05	6,22E-06	8,92E-06	2,37E-06	3,62E-07	9,51E-08	5,33E-04	1,83E-04	5,79E-07	1,54E-07	2,38E-03	2,95E-04
	40cm	8,06E-07	0,00E+00	2,75E-05	5,17E-06	9,61E-06	1,83E-06	6,33E-07	3,66E-07	5,10E-04	1,27E-04	5,93E-07	1,43E-07	2,60E-03	1,58E-04
p-valor	tempo	0,3273		0,3392		0,3755		0,1920		0,0808		0,8648		0,0001	
	profundidade	0,3827		0,5687		0,7084		0,6144		0,7369		0,3608		0,0316	
	tempo * profundidade	0,3827		0,8628		0,7348		0,5772		0,7427		0,4379		0,1653	

De acordo com os maiores valores de quociente de risco por inalação foram observados para o cromo, especialmente no cenário adulto durante o outono de 2022, na profundidade de 40 cm, onde o valor médio atingiu $4,04E-03$, sendo superior aos observados nas demais profundidades e períodos avaliados. Para crianças, o maior valor foi registrado na camada superficial de 5 cm durante o outono, atingindo $2,10E-03$. Apesar de representarem os maiores resultados observados entre os metais avaliados, os valores permanecem significativamente inferiores ao limite de preocupação toxicológica estabelecido pela USEPA ($QR < 1$), indicando ausência de risco não carcinogênico relevante associado à via de inalação nas condições investigadas.

A distribuição dos maiores valores de risco em diferentes profundidades demonstra comportamento distinto daquele observado para ingestão direta e contato dérmico, sugerindo influência dos processos de migração vertical, retenção geoquímica e ressuspensão de partículas finas contaminadas no perfil do solo. A predominância das frações silte e argila na área investigada favorece a adsorção de metais potencialmente tóxicos em partículas de menor granulometria, aumentando a permanência dos contaminantes no sistema edáfico e contribuindo para potencial exposição por material particulado.

A ocorrência de maiores valores para adultos na profundidade de 40 cm sugere possível persistência geoquímica histórica do cromo em camadas subsuperficiais do solo, associada aos processos lentos de lixiviação e transporte vertical ao longo do tempo. Além disso, a elevada afinidade do elemento por óxidos de ferro e alumínio presentes nos solos derivados da Formação Serra Geral contribui para sua retenção no perfil do solo e manutenção do potencial de exposição ambiental.

Os demais metais avaliados apresentaram valores relativamente baixos de quociente de risco por inalação em todos os cenários analisados. Chumbo, cobre e níquel apresentaram resultados discretamente superiores em relação aos demais elementos, porém ainda muito inferiores aos limites internacionais de preocupação toxicológica. O mercúrio, apesar da elevada toxicidade intrínseca associada ao elemento, apresentou valores reduzidos de risco por inalação, comportamento compatível com as baixas concentrações observadas no solo da área

investigada.

Os resultados demonstram que a exposição humana por inalação de partículas do solo na área do antigo lixão Arroio Dourado permanece relativamente baixa sob os critérios internacionais de avaliação de risco adotados neste estudo.

Os resultados do quociente de risco associado ao contato dérmico confirmam o padrão identificado nas demais vias de exposição, indicando maior relevância toxicológica para o cromo, especialmente nos cenários envolvendo exposição infantil.

O Quadro 24 apresenta os resultados da análise estatística aplicada ao quociente de risco para contato dérmico com metais pesados, considerando os cenários de exposição infantil e adulto avaliados neste estudo.

Quadro 24 - Quociente de Risco para Contato Dérmico de metais pesados

			Cádmio		Chumbo		Cobre		Mercúrio		Níquel		Zinco		Cromo	
			Méd ia	EP M	Méd ia	EP M	Méd ia	EP M	Méd ia	EP M	Méd ia	EP M	Méd ia	EP M	Méd ia	EP M
Quociente de risco	Outono	5 cm	1,27E-03	5,96E-04	1,93E-01	2,39E-02	1,94E-02	5,61E-03	5,59E-04	0,00E+00	4,67E-03	7,05E-04	2,25E-03	7,67E-04	1,97E+01	1,72E+00
		20 cm	6,71E-04	0,00E+00	1,71E-01	1,55E-02	2,21E-02	6,59E-03	5,60E-04	2,24E-07	3,85E-03	2,81E-04	1,49E-03	2,63E-04	1,67E+01	1,67E+00
		40cm	6,71E-04	0,00E+00	1,62E-01	9,30E-03	1,46E-02	1,25E-03	5,99E-04	4,01E-05	3,48E-03	2,07E-04	1,12E-03	5,39E-05	1,36E+01	8,02E-01
	Primavera	5cm	6,71E-04	0,00E+00	1,68E-01	3,16E-02	2,34E-02	4,46E-03	1,33E-03	7,67E-04	5,99E-03	1,49E-03	1,73E-03	4,19E-04	1,27E+01	7,71E-01
		20cm	6,71E-04	0,00E+00	1,43E-01	1,31E-02	2,16E-02	3,36E-03	7,20E-04	1,61E-04	4,97E-03	8,56E-04	1,61E-03	1,48E-04	1,16E+01	7,37E-01
		40cm	6,71E-04	0,00E+00	1,57E-01	3,81E-02	2,17E-02	5,78E-03	7,58E-04	1,99E-04	6,26E-03	2,15E-03	1,69E-03	4,51E-04	1,16E+01	1,44E+00
Quociente de risco	Outono	5cm	1,69E-04	7,93E-05	2,57E-02	3,18E-03	2,58E-03	7,47E-04	7,44E-05	0,00E+00	6,21E-04	9,38E-05	3,00E-04	1,02E-04	2,62E+00	2,28E-01
		20cm	8,93E-05	0,00E+00	2,28E-02	2,06E-03	2,94E-03	8,77E-04	7,45E-05	2,98E-08	5,12E-04	3,74E-05	1,98E-04	3,50E-05	2,22E+00	2,22E-01
		40cm	8,93E-05	0,00E+00	2,15E-02	1,24E-03	1,94E-03	1,66E-04	7,98E-05	5,33E-06	4,63E-04	2,76E-05	1,48E-04	7,17E-06	1,81E+00	1,07E-01
	Primavera	5cm	8,93E-05	0,00E+00	2,24E-02	4,21E-03	3,11E-03	5,93E-04	1,77E-04	1,02E-04	7,96E-04	1,99E-04	2,31E-04	5,58E-05	1,69E+00	1,03E-01
		20cm	8,93E-05	0,00E+00	1,90E-02	1,75E-03	2,88E-03	4,47E-04	9,59E-05	2,14E-05	6,61E-04	1,14E-04	2,14E-04	1,96E-05	1,55E+00	9,80E-02
		40cm	8,93E-05	0,00E+00	2,09E-02	5,06E-03	2,89E-03	7,69E-04	1,01E-04	2,65E-05	8,33E-04	2,85E-04	2,25E-04	6,00E-05	1,54E+00	1,91E-01
p-valor	tempo	0,3273		0,3392		0,3755		0,1920		0,0808		0,8648		0,0001		
	profundidade	0,3827		0,5687		0,7084		0,6144		0,7369		0,3608		0,0316		
	tempo*profundidade	0,3827		0,8628		0,7348		0,5772		0,7427		0,4379		0,1653		

Para este item os maiores valores de quociente de risco dérmico foram observados para o cromo, especialmente no cenário infantil durante o outono de 2022, na profundidade de 5 cm, onde o valor médio atingiu 1,97E+01, sendo significativamente superior aos observados nas demais profundidades e períodos avaliados. Para adultos, o maior valor foi registrado igualmente durante o

outono na camada superficial de 5 cm, atingindo $2,62E+00$. Esses resultados demonstram que o contato dérmico representa a principal via potencial de exposição humana ao cromo na área investigada.

Segundo os critérios estabelecidos pela USEPA, valores de quociente de risco superiores à unidade ($QR > 1$) indicam possibilidade de ocorrência de efeitos adversos não carcinogênicos à saúde humana. Dessa forma, os elevados valores observados para o cromo, tanto no cenário infantil quanto adulto, sugerem potencial cenário de preocupação toxicológica associado ao contato direto com o solo contaminado da área investigada, especialmente para crianças expostas às camadas superficiais do perfil edáfico.

A predominância dos maiores valores nas camadas superficiais do solo está diretamente relacionada à maior retenção geoquímica do elemento associada aos elevados teores de matéria orgânica, silte, argila e óxidos de ferro e alumínio presentes na área investigada. Esses componentes favorecem a adsorção e persistência do cromo nas porções superficiais do solo, aumentando o potencial de contato humano direto com partículas contaminadas.

Além disso, a maior vulnerabilidade observada no cenário infantil decorre das características fisiológicas e comportamentais desse grupo populacional, incluindo maior frequência de contato manual com o solo, maior área superficial corporal proporcional e menor massa corpórea relativa. Tais fatores contribuem para aumento da absorção dérmica potencial de contaminantes presentes no ambiente.

Embora os demais metais tenham apresentado valores inferiores aos observados para o cromo, chumbo e cobre demonstraram resultados relativamente mais elevados quando comparados aos demais elementos avaliados. Para chumbo, os valores variaram aproximadamente entre $1,43E-01$ e $1,93E-01$ no cenário infantil, enquanto o cobre apresentou valores entre $1,46E-02$ e $2,34E-02$. Apesar de permanecerem abaixo dos limites internacionais de preocupação toxicológica, esses resultados reforçam a influência antrópica associada ao histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos na área do antigo lixão Arroio Dourado.

A elevada relevância toxicológica observada para o cromo também pode estar associada à possível presença de cromo hexavalente [Cr(VI)], reconhecido internacionalmente pelo elevado potencial carcinogênico, mutagênico e dermatotóxico. Ainda que a especiação química não tenha sido determinada neste estudo, a persistência do elemento em elevadas concentrações relativas no perfil superficial do solo representa importante aspecto de atenção ambiental e sanitária.

Ressalta-se que os resultados demonstram que o contato dérmico representa a via de exposição humana de maior relevância potencial na área investigada, especialmente em relação ao

cromo e ao público infantil. A ocorrência de valores de quociente de risco significativamente superior à unidade reforça a necessidade de continuidade das ações de monitoramento ambiental, investigação detalhada e implementação de medidas de gerenciamento e controle da exposição humana na área do antigo lixão Arroio Dourado.

A análise integrada das diferentes vias de exposição avaliadas evidencia que o cromo se destacou de forma consistente como o principal elemento de interesse toxicológico na área investigada. Esse comportamento foi observado tanto nos modelos de ingestão, inalação e contato dérmico quanto nos indicadores de risco não carcinogênico, demonstrando que sua relevância não está associada a um único mecanismo de exposição. A recorrência desse padrão sugere que o cromo representa o contaminante com maior potencial de influência sobre os cenários de exposição humana avaliados no presente estudo, justificando atenção especial na interpretação dos resultados de risco carcinogênico apresentados na sequência.

A avaliação do risco carcinogênico representa uma etapa complementar à análise do risco não carcinogênico, permitindo estimar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos crônicos decorrentes da exposição prolongada aos contaminantes presentes no solo. Entre os elementos avaliados, o cromo destacou-se novamente como o principal contaminante de interesse toxicológico, sendo o único a apresentar diferenças estatisticamente significativas em função do tempo ($F_1=20,66$; $p=0,0001$) e da profundidade ($F_2=4,00$; $p=0,0316$), sem interação significativa entre os fatores ($F_{2,29}=1,94$; $p=0,1653$).

Os resultados do fator de risco carcinogênico por ingestão oral, considerando os cenários de exposição infantil e adulta, encontram-se apresentados no Quadro 25.

Quadro 25 - Fator de risco cancerígeno oral

			Cádmio		Chumbo		Níquel		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Fator de risco cancerígeno - oral	Outono	5cm	2,17E-04	1,02E-04	1,58E-05	1,95E-06	5,44E-04	8,21E-05	3,37E-03	2,94E-04
		20cm	1,15E-04	0,00E+00	1,40E-05	1,26E-06	4,48E-04	3,28E-05	2,86E-03	2,86E-04
		40cm	1,15E-04	0,00E+00	1,32E-05	7,59E-07	4,05E-04	2,42E-05	2,34E-03	1,37E-04
	Primavera	5cm	1,15E-04	0,00E+00	1,37E-05	2,58E-06	6,97E-04	1,74E-04	2,17E-03	1,32E-04
		20cm	1,15E-04	0,00E+00	1,17E-05	1,07E-06	5,79E-04	9,97E-05	2,00E-03	1,26E-04
		40cm	1,15E-04	0,00E+00	1,28E-05	3,11E-06	7,29E-04	2,50E-04	1,99E-03	2,46E-04
Fator de risco cancerígeno -	Outono	5cm	1,16E-04	5,47E-05	8,45E-06	1,05E-06	2,91E-04	4,40E-05	1,81E-03	1,58E-04
		20cm	6,16E-05	0,00E+00	7,49E-06	6,76E-07	2,40E-04	1,76E-05	1,53E-03	1,53E-04
		40cm	6,16E-05	0,00E+00	7,06E-06	4,07E-07	2,17E-04	1,29E-05	1,25E-03	7,36E-05
	Primavera	5cm	6,16E-05	0,00E+00	7,35E-06	1,38E-06	3,74E-04	9,33E-05	1,16E-03	7,08E-05
		20cm	6,16E-05	0,00E+00	6,25E-06	5,74E-07	3,10E-04	5,34E-05	1,07E-03	6,77E-05

	40cm	6,16E-05	0,00E+00	6,88E-06	1,66E-06	3,90E-04	1,34E-04	1,06E-03	1,32E-04
p-valor	tempo	0,3273		0,3392		0,0808		0,0001	
	profundidade	0,3827		0,5687		0,7369		0,0316	
	tempo*profundidade	0,3827		0,8628		0,7427		0,1653	

Os maiores valores de risco carcinogênico foram observados para o cromo, com destaque para o cenário infantil durante o outono de 2022, na profundidade de 5 cm, onde foi registrado valor médio de $3,37E-03$. Para o cenário adulto, o maior valor observado para o mesmo elemento foi de $1,81E-03$, também associado à camada superficial do solo. Esses resultados evidenciam a relevância do cromo como principal contaminante de interesse toxicológico na área investigada.

De acordo com os critérios adotados pela USEPA, riscos carcinogênicos compreendidos entre 10^{-6} e 10^{-4} são geralmente considerados aceitáveis em cenários de exposição crônica. Os valores observados para o cromo excederam substancialmente esse intervalo, indicando potencial preocupação sanitária associada à exposição oral ao solo, especialmente para o público infantil.

A concentração dos maiores valores de risco nas camadas superficiais sugere que os mecanismos de retenção e acumulação dos contaminantes favoreceram a manutenção do potencial de exposição humana ao longo do tempo. Esse comportamento é particularmente relevante em áreas submetidas à ocupação residencial, onde o contato direto com o solo constitui uma importante via de exposição.

A maior vulnerabilidade observada para o público infantil está associada às características fisiológicas e comportamentais desse grupo populacional, incluindo menor massa corporal, maior frequência de contato com o solo e maior probabilidade de ingestão incidental de partículas contaminadas. Esses fatores aumentam proporcionalmente a dose potencialmente absorvida e, conseqüentemente, os níveis estimados de risco.

No que se refere ao fator de risco carcinogênico associado à inalação de partículas do solo contaminadas por metais potencialmente tóxicos, os resultados demonstraram novamente maior relevância para o cromo, único elemento que apresentou diferenças estatisticamente significativas em função do fator tempo ($F_1=20,66$; $p=0,0001$) e da profundidade ($F_2=4,00$; $p=0,0316$), sem interação significativa entre os fatores ($F_{2,29}=1,94$; $p=0,1653$).

O Quadro 26 apresenta os resultados da análise estatística aplicada ao fator de risco carcinogênico por inalação, considerando os cenários de exposição infantil e adulto avaliados neste estudo.

Quadro 26 - Fator de risco cancerígeno inalação

			Cádmio		Chumbo		Níquel		Cromo	
			Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM	Média	EPM
Fator de risco cancerígeno -	Outono	5cm	3,35E-09	1,58E-09	2,87E-09	3,55E-10	1,05E-10	1,59E-11	1,02E-05	8,87E-07
		20cm	1,78E-09	0,00E+00	2,54E-09	2,29E-10	8,69E-11	6,36E-12	8,61E-06	8,62E-07
		40cm	1,78E-09	0,00E+00	2,40E-09	1,38E-10	7,85E-11	4,68E-12	7,05E-06	4,14E-07
	Primavera	5cm	1,78E-09	0,00E+00	2,49E-09	4,69E-10	1,35E-10	3,38E-11	6,55E-06	3,98E-07
		20cm	1,78E-09	0,00E+00	2,12E-09	1,95E-10	1,12E-10	1,93E-11	6,02E-06	3,81E-07
		40cm	1,78E-09	0,00E+00	2,33E-09	5,64E-10	1,41E-10	4,85E-11	5,99E-06	7,43E-07
Fator de risco cancerígeno - oral	Outono	5cm	5,46E-09	2,57E-09	4,67E-09	5,78E-10	1,72E-10	2,59E-11	1,66E-05	1,44E-06
		20cm	2,89E-09	0,00E+00	4,14E-09	3,73E-10	1,42E-10	1,04E-11	1,40E-05	1,40E-06
		40cm	2,89E-09	0,00E+00	3,90E-09	2,25E-10	1,28E-10	7,63E-12	1,15E-05	6,75E-07
	Primavera	5cm	2,89E-09	0,00E+00	4,06E-09	7,64E-10	2,20E-10	5,50E-11	1,07E-05	6,49E-07
		20cm	2,89E-09	0,00E+00	3,45E-09	3,17E-10	1,83E-10	3,15E-11	9,80E-06	6,20E-07
		40cm	2,89E-09	0,00E+00	3,80E-09	9,19E-10	2,30E-10	7,89E-11	9,75E-06	1,21E-06
p-valor	tempo		0,3273		0,3392		0,0808		0,0001	
	profundidade		0,3827		0,5687		0,7369		0,0316	
	tempo * profundidade		0,3827		0,8628		0,7427		0,1653	

Os maiores valores de risco carcinogênico por inalação foram observados para o cromo, com destaque para o cenário adulto durante o outono de 2022, na profundidade de 5 cm, onde foi registrado valor médio de $1,66E-05$. Para o cenário infantil, os maiores valores também ocorreram durante o outono, atingindo $1,02E-05$ na camada superficial do solo. Esses resultados confirmam a maior relevância relativa do cromo em comparação aos demais metais avaliados, embora os valores permaneçam dentro da faixa considerada aceitável pelos referenciais internacionais de avaliação de risco carcinogênico.

Segundo os critérios da USEPA, riscos carcinogênicos situados entre 10^{-6} e 10^{-4} são geralmente considerados toleráveis sob condições de exposição crônica. Dessa forma, os resultados obtidos para o cromo indicam cenário de atenção ambiental moderada, porém ainda dentro dos limites de aceitabilidade internacionalmente adotados. Entretanto, a persistência do elemento nas diferentes profundidades do perfil do solo evidencia potencial contínuo de exposição humana em longo prazo.

A ocorrência dos maiores valores em determinadas profundidades sugere influência dos processos de migração vertical lenta, retenção e persistência ambiental dos contaminantes no sistema edáfico. Embora os valores observados para cádmio, chumbo e níquel tenham permanecido significativamente inferiores aos registrados para o cromo, a presença contínua desses metais no

ambiente reforça a influência do histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos na área investigada. O chumbo apresentou valores variando entre $2,12E-09$ e $4,67E-09$, enquanto o níquel apresentou resultados entre $8,69E-11$ e $2,30E-10$, demonstrando baixa contribuição relativa para o risco carcinogênico por inalação. Ainda assim, a persistência desses elementos no perfil do solo evidencia a necessidade de acompanhamento ambiental contínuo, considerando seu potencial de acumulação e permanência em longo prazo.

A predominância do cromo entre os metais avaliados reforça os resultados observados nas demais vias de exposição analisadas neste estudo. Embora a especiação química do elemento não tenha sido determinada, sua persistência em diferentes profundidades do perfil do solo e sua recorrente relevância nos modelos de risco ecológico e à saúde humana indicam que o elemento constitui o principal contaminante de interesse ambiental na área investigada.

No item referente ao fator de risco carcinogênico associado à exposição dérmica ao solo contaminado, os resultados demonstraram novamente maior relevância para o cromo, elemento que apresentou diferenças estatisticamente significativas em função do fator tempo ($p=0,0001$) e da profundidade ($p=0,0316$), sem interação significativa entre os fatores tempo e profundidade ($p=0,1653$).

O Quadro 27 apresenta os resultados da análise estatística aplicada ao fator de risco carcinogênico por contato dérmico, considerando os cenários de exposição infantil e adulto avaliados neste estudo.

Quadro 27 - Fator de risco cancerígeno dérmico

			Cromo	
			Média	EPM
Fator de risco cancerígeno - dérmico (criança)	Outono	5cm	5,90E-03	5,15E-04
		20cm	5,00E-03	5,01E-04
		40cm	4,09E-03	2,40E-04
	Primavera	5cm	3,80E-03	2,31E-04
		20cm	3,49E-03	2,21E-04
		40cm	3,48E-03	4,31E-04
Fator de risco cancerígeno - dérmico (adulto)	Outono	5cm	7,85E-04	6,85E-05
		20cm	6,65E-04	6,66E-05
		40cm	5,44E-04	3,20E-05
	Primavera	5cm	5,06E-04	3,08E-05
		20cm	4,65E-04	2,94E-05
		40cm	4,63E-04	5,74E-05
p-valor	tempo		0,0001	
	profundidade		0,0316	
	tempo*profundidade		0,1653	

Os maiores valores de risco carcinogênico por exposição dérmica foram observados no cenário infantil durante o outono de 2022, especialmente nas profundidades de 5 cm e 20 cm, onde os valores médios atingiram $5,90E-03$ e $5,00E-03$, respectivamente. Para adultos, os maiores valores também foram registrados durante o outono, com destaque para a profundidade de 5 cm, atingindo $7,85E-04$. Esses resultados indicam que a exposição dérmica constitui a principal via potencial de risco carcinogênico associada à presença de cromo nos solos da área investigada.

Segundo os referenciais da USEPA, riscos carcinogênicos situados acima de 10^{-4} indicam potencial cenário de preocupação toxicológica e sanitária. Dessa forma, os resultados observados para o cromo, tanto no cenário infantil quanto adulto, ultrapassam significativamente os limites internacionalmente considerados aceitáveis, indicando relevante potencial carcinogênico associado ao contato direto com o solo contaminado da área investigada.

A concentração dos maiores valores nas camadas superficiais do solo sugere que os mecanismos de retenção e persistência ambiental favoreceram a manutenção do potencial de exposição humana ao longo do tempo. Esse comportamento assume particular relevância em áreas ocupadas, onde o contato direto com o solo representa uma importante via potencial de exposição aos contaminantes presentes no ambiente.

Além disso, a maior vulnerabilidade observada no cenário infantil decorre das características fisiológicas e comportamentais desse grupo populacional, incluindo maior frequência de contato manual com o solo, maior área superficial corporal proporcional e maior susceptibilidade fisiológica aos contaminantes ambientais. Esses fatores aumentam significativamente o potencial de absorção dérmica e, conseqüentemente, os riscos toxicológicos associados à exposição prolongada.

A predominância do cromo nos diferentes cenários de exposição avaliados reforça os resultados observados ao longo de toda a análise de risco ecológico e à saúde humana. Embora a forma química predominante não tenha sido determinada neste estudo, a recorrência do elemento como principal responsável pelos maiores valores de risco evidencia sua relevância ambiental e sanitária na área investigada.

Os resultados evidenciam que a exposição dérmica ao cromo representa a via de maior relevância no contexto do risco carcinogênico humano na área do antigo lixão Arroio Dourado. A ocorrência de valores expressivamente superiores aos limites internacionalmente considerados aceitáveis reforça a necessidade de continuidade das ações de monitoramento ambiental, investigação geoquímica detalhada e implementação de estratégias de gerenciamento voltadas à redução do contato da população com os solos potencialmente impactados pelo passivo ambiental remanescente

do antigo lixão Arroio Dourado.

A análise integrada das diferentes vias de exposição avaliadas permitiu identificar padrões consistentes de risco à saúde humana associados à presença de metais potencialmente tóxicos nos solos do antigo lixão Arroio Dourado. Entre os elementos investigados, o cromo destacou-se de forma recorrente como o principal contaminante de interesse toxicológico, apresentando os maiores valores de exposição e risco tanto nos cenários não carcinogênicos quanto carcinogênicos.

Entre as vias analisadas, a exposição dérmica apresentou os maiores valores de risco carcinogênico, seguida pela ingestão oral, enquanto a inalação demonstrou contribuição relativamente reduzida para os cenários de exposição avaliados. Esse comportamento evidencia que o contato direto com os solos potencialmente contaminados representa o principal mecanismo de exposição humana na área investigada.

Os resultados também demonstraram maior vulnerabilidade para o público infantil, que apresentou níveis de risco sistematicamente superiores aos observados para adultos em praticamente todos os cenários avaliados. Esse padrão está associado às características fisiológicas e comportamentais desse grupo populacional, que favorecem maior exposição proporcional aos contaminantes presentes no ambiente.

De forma geral, os resultados obtidos indicam que o passivo ambiental remanescente do antigo lixão Arroio Dourado continua exercendo influência sobre a qualidade ambiental dos solos e sobre os cenários potenciais de exposição humana. A integração das avaliações de contaminação, risco ecológico e risco à saúde humana fornece subsídios técnicos relevantes para o monitoramento ambiental da área, para o gerenciamento do passivo existente e para a definição de estratégias voltadas à proteção da população residente.

4.4 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo demonstraram que os solos da área correspondente ao antigo lixão Arroio Dourado apresentam evidências de alteração geoquímica associada à presença de metais potencialmente tóxicos, especialmente cromo, chumbo e cobre, além de concentrações elevadas de alumínio associadas às características naturais dos solos da região. De maneira geral, observou-se predominância de maiores concentrações nas camadas superficiais do solo (5 cm), sobretudo durante o outono de 2022, indicando influência combinada entre sazonalidade climática, menor precipitação pluviométrica e mecanismos de retenção geoquímica no sistema edáfico.

O cromo destacou-se como o principal elemento de relevância ambiental e

toxicológica ao longo de todas as etapas da avaliação integrada, apresentando diferenças estatisticamente significativas em função do período sazonal e da profundidade amostrada. Os maiores valores foram observados predominantemente na camada superficial de 5 cm durante o outono de 2022, embora em alguns cenários de exposição tenham sido observados enriquecimentos relativos em profundidades intermediárias e subsuperficiais (20 e 40 cm), sugerindo influência dos processos possível redistribuição vertical, retenção geoquímica e persistência ambiental do elemento no perfil do solo.

Os resultados obtidos para os índices de contaminação, risco ecológico e avaliação de risco à saúde humana demonstraram que o cromo representa o principal contaminante de preocupação na área investigada, especialmente nos cenários de exposição infantil. Em relação ao risco ecológico, o elemento apresentou os maiores valores médios na camada superficial durante o outono, evidenciando potencial persistência geoquímica e influência direta do histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos sobre a dinâmica ambiental da área investigada.

No conjunto da avaliação de risco à saúde humana, os resultados demonstraram que as vias de ingestão oral e contato dérmico representam os principais mecanismos potenciais de exposição aos metais presentes no solo. O contato dérmico destacou-se como a via de maior relevância toxicológica para o cromo, apresentando valores de quociente de risco superiores à unidade e fatores de risco carcinogênico acima dos limites internacionalmente aceitáveis, sobretudo para crianças expostas às camadas superficiais do solo. Os maiores valores observados para o fator de risco carcinogênico dérmico atingiram $5,90E-03$ para crianças e $7,85E-04$ para adultos durante o outono de 2022 na profundidade de 5 cm, valores significativamente superior aos referenciais de aceitabilidade adotados pela USEPA.

Embora os resultados associados às vias de inalação tenham permanecido dentro das faixas consideradas aceitáveis sob os referenciais internacionais utilizados, a persistência de metais potencialmente tóxicos nas diferentes profundidades do perfil do solo evidencia a necessidade de manutenção das ações de monitoramento ambiental e investigação geoquímica contínua da área. Além disso, os resultados obtidos sugerem potencial exposição humana crônica associada à ocupação habitacional existente sobre o antigo passivo ambiental.

As características físico-químicas dos solos da área investigada exerceram influência significativa sobre os processos de retenção e persistência dos metais potencialmente tóxicos no ambiente edáfico. Esses mecanismos contribuíram para a manutenção do potencial de exposição ecológica e humana ao longo do período avaliado.

De forma geral, os resultados obtidos evidenciam que a área do antigo lixão Arroio

Dourado apresenta importante passivo ambiental associado à presença persistente de metais potencialmente tóxicos no solo, especialmente cromo. Embora parte dos resultados permaneça dentro dos limites internacionalmente considerados aceitáveis, os cenários de risco identificados, sobretudo para exposição infantil por contato dérmico e ingestão oral, reforçam a necessidade de continuidade das ações de monitoramento ambiental, investigação detalhada e implementação de medidas de gerenciamento ambiental e controle da exposição humana na área investigada.

Os resultados obtidos reforçam a importância da implementação de políticas públicas voltadas ao gerenciamento de áreas contaminadas, à recuperação ambiental de antigos lixões urbanos e à proteção das populações residentes em áreas potencialmente vulneráveis. Considerando a ocupação habitacional atualmente existente sobre a área investigada, recomenda-se que estudos futuros contemplem análises complementares envolvendo biomonitoramento humano, avaliações toxicológicas e exames laboratoriais em populações potencialmente expostas, de modo a ampliar a compreensão das relações entre contaminação ambiental, exposição humana e efeitos à saúde.

4.5 REFERÊNCIAS

ADIMALLA, N. Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 42, p. 59–75, 2020.

AGÊNCIA PARA SUBSTÂNCIAS TÓXICAS E REGISTRO DE DOENÇAS (ATSDR). Toxicological Profile for Heavy Metals. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL (ABGE). Manual de Sondagens . São Paulo: ABGE, 2013.

AYDI, A. Evaluation of heavy metal pollution in topsoil along the Hammam Debar River, Tunisia, and its application of pollution indices. *Environmental Earth Sciences*, v. 74, n. 1, p. 449-460, 2015.

BALTAS, H. et al. Health risk assessment of potentially toxic elements in the soil of a historical peninsula, Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 14205–14220, 2020.

BRASIL. Manual do Sondador. São Paulo: ABGE, 2013.

CHABBI, A. et al. Deep soil organic matter makes climate mitigation possible in subsoil hotspots. *Nature Communications*, v. 11, n. 1, p. 1-10, 2020.

CHENGHUI, L. et al. Assessing the ecological risk of heavy metals in soil and dust particles in an urban area of northeastern China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 88, p. 200-211, 2020.

CHIKAODILI, A. N. et al. Pollution assessment and health risk of heavy metals in the soil of industrial areas in Nigeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 105, n. 4, p. 680-686, 2020.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL AFFAIRS (DEA). *Framework for the Management of Contaminated Land*. Pretoria: DEA, 2016.

DUODU, G. O.; GLOAGUEN, R.; VAUDEZ, B. A. Heavy metal assessment of soil and water in the Togo phosphate mining area: environmental and human health implications. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 177, p. 609-631, 2011.

EZE, E. Assessing heavy metal pollution and ecological risk in urban soils in Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 11, p. 1-11, 2020.

GHANNEM, N. et al. Heavy metal contamination in soils and assessment of ecological risk in Hammam Debar, Tunisia. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 2, p. 725-733, 2014.

GHOUMA, R. M. Ecological and health risk assessments of heavy metals in urban soils of Morocco. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 57, p. 25-35, 2022.

GONÇALVES, E. P. R.; PIRES, C.; BRUNS, R. E. Assessing metal contamination in estuarine sediments using multivariate techniques and pollution indices. *Environmental Earth Sciences*, v. 70, n. 6, p. 2671-2682, 2013.

HAGHNAZAR, S. et al. An integrated approach to heavy metals pollution assessment in soils from mining regions based on contamination factors, geoaccumulation index, and potential ecological risk. *Environmental Research*, v. 196, p. 110440, 2021.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, v. 14, p. 975-1001, 1980.

HILTON, J.; DAVISON, W.; WATSON, P. G. The effect of variations in temperature and oxygenation on the release of phosphorus from lake sediments. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, v. 9, n. 4, p. 281-302, 1985.

HUU, H. H.; NGUYEN, T. T.; NGO, H. H. Distribution and contamination status of heavy metals in estuarine sediments near Cau Ong harbor, Ha Long Bay, Vietnam. *Geological Society of America Special Paper*, v. 446, p. 437-454, 2010.

ISO. ISO 13320: Particle size analysis — Laser diffraction methods. Geneva: International Organization for Standardization, 2009.

JAWAD, A. L. et al. Ecological risk assessment and spatial distribution of heavy metals in urban park soils of a large metropolitan city in Middle East. *Environmental Research*, v. 188, p. 109819, 2020.

JIN, Y. et al. Assessment of heavy metals in urban topsoil from Changchun, northeastern China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 5, p. 1-11, 2019.

KARIMI, S. et al. Cancer risk assessment of heavy metals in soil and vegetables consumed in the Middle East: A systematic review. *Environmental Research*, v. 182, p. 109091, 2020.

KEHUI, Y. et al. Heavy metals distribution in surface soils from eastern China and its ecological risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 192, p. 110258, 2020.

MARTÍNEZ, T. et al. Heavy metal pollution in soils of a high traffic urban area in Quito, Ecuador. *Environmental Pollution*, v. 214, p. 415-425, 2016.

MENGJIAO, X. et al. Application of geochemical indices for assessing heavy metal pollution in the surface soil of a mining area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 209, p. 111824, 2021.

MIRZAEI, N. et al. Human health risk assessment of heavy metals in soil and dust in Tehran, Iran. *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 26, n. 7, p. 1824-1835, 2020.

MULLER, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, v. 2, p. 108-118, 1969.

NANOS, N. et al. Multivariate analysis of factors influencing heavy metals distribution in surface soils of central Spain. *Environmental Pollution*, v. 200, p. 150-158, 2015.

ODUMO, O. et al. Heavy metal contamination of soil and health risk assessment in neighborhoods surrounding a quarry site in Kisumu, Kenya. *International Journal of Environmental Health Research*, v. 28, n. 4, p. 306-314, 2018.

OLIVEIRA, R.; RAMIREZ, K. G.; LAURO, M. D. ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICO DO SOLO DA ÁREA DE CONTAMINAÇÃO DO ARROIO DOURADO, EM FOZ DO IGUAÇU. *International Journal of Environmental Resilience Research and Science*, [S. l.], v. 3, n. 2, 2021. DOI: 10.48075/ijerrs.v3i2.26419. Disponível em: <https://e-revista.unioeste.br/index.php/ijerrs/article/view/26419>. Acesso em: 19 nov. 2023.

POP PA 182. Procedimento Operacional Padrão para Análise de Parâmetros Ambientais. [Local de publicação: Instituição, data de publicação].

QINGJIE, G.; JUN, D.; YONGGANG, L.; QI, L. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*, v. 19, n. 3, p. 230-241, 2008.

RAMOS-MIRAS, J. J. et al. Risk-based assessment of potentially toxic elements pollution in agricultural soils in Spain. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, p. 9543-9554, 2014.

RASTMANESH, F. et al. Assessment of heavy metal pollution and associated health risks in urban soils of Tehran, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 206, p. 111204, 2020.

RODRÍGUEZ MARTÍN, J. A.; NANOS, N. Multivariate analysis of heavy metals and soil organic carbon in Mediterranean soils of Spain. *Science of the Total Environment*, v. 573, p. 1273-1281, 2016.

RODRÍGUEZ MARTÍN, J. A.; RODRÍGUEZ GONZÁLEZ, P. M.; NANOS, N. Multiscale analysis

of factors controlling trace element distribution in soils of Peninsular Spain. *Geoderma*, v. 264, p. 80-87, 2015.

SAKIZADEH, M.; RODRÍGUEZ MARTÍN, J. A. A comprehensive risk assessment of heavy metals in agricultural soils in Iran based on contamination indices and health risk assessment. *Environmental Pollution*, v. 288, p. 117672, 2021.

SALEEM, M.; JUNAID, M.; SHOUKAT, A. Human health risk assessment of heavy metals in the drinking water and soils of an agricultural district of Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, p. 222, 2019.

TOKATLI, C.; USTAOGU, F. Assessment of metal pollution and health risk in the soil of an urban area. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 105, p. 1199-1205, 2020.

TOKATLI, C.; VAROL, M. Assessment of heavy metals and potential ecological risk in soils near a chemical factory, Turkey. *Journal of Soil and Sediments*, v. 21, n. 4, p. 1622-1631, 2021.

TOMLINSON, D. L. et al. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, v. 33, p. 566-575, 1980.

TURHUN, C.; EZIZ, M. Analysis of environmental and health risks due to heavy metals in surface soils of an industrial area in Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, n. 6, p. 8903-8913, 2022.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Method 245.7: Mercury in Water by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. Washington, DC: U.S. EPA, 2005.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Method 3051: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils. Washington, DC: U.S. EPA, 1994.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Method 6010D: Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES). Washington, DC: U.S. EPA, 2018.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) . Washington, DC: U.S. EPA, 2011.

VAN RAIJ, B. et al. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001.

VAROL, M. et al. Risk assessment of heavy metal pollution in urban soils of southeastern Turkey. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 42, p. 2051-2063, 2020.

VAROL, M. Spatial distribution and health risk assessment of heavy metals in surface soils in a Middle Eastern urban area. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 16697–16711, 2020.

WANG, J.; ZHANG, C.; WU, J. A GIS-based spatial variability analysis approach for heavy metal contamination in agricultural soils near a smelter. *Catena*, v. 82, p. 191-199, 2011.

ZAREI, Z. et al. Evaluation of heavy metal pollution in surface soils and its ecological risks around the Zarshuran gold mine, Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 147, p. 1-12, 2014.

ZHANG, X. Assessment of heavy metal pollution and associated health risks in urban soils in China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, p. 1832-1845, 2023.

5 CAPÍTULO III – ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA APLICADA A ESTUDO DA QUALIDADE EM ÁGUA SUBTERRÂNEA DO ANTIGO LIXÃO ARROIO DOURADO

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água subterrânea na área do antigo Lixão Arroio Dourado, em Foz do Iguaçu, Paraná, identificando variáveis indicadoras de contaminação, potenciais fontes de impacto ambiental e padrões espaciais de distribuição dos contaminantes. Foram analisadas amostras coletadas em oito pontos de monitoramento, ao longo de campanhas realizadas entre 2022 e 2023, contemplando parâmetros físico-químicos, microbiológicos, metais, compostos orgânicos, pesticidas e ânions. Os resultados indicaram concentrações elevadas de ferro, manganês e cromo em determinados pontos de monitoramento, com excedências pontuais em relação aos valores máximos permitidos estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 e pelas Resoluções CONAMA nº 396/2008 e nº 420/2009. A Análise de Componentes Principais (PCA) permitiu identificar agrupamentos de variáveis associados a processos hidrogeoquímicos naturais e a potenciais influências antrópicas decorrentes do histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos. Compostos orgânicos voláteis, pesticidas e a maioria dos ânions apresentaram concentrações abaixo dos limites normativos aplicáveis. A análise espacial por interpolação evidenciou áreas com maior concentração de contaminantes, contribuindo para a identificação de setores prioritários para acompanhamento ambiental. Os resultados fornecem subsídios técnicos para o monitoramento ambiental de áreas contaminadas, o gerenciamento de passivos ambientais associados a antigos lixões urbanos e a proteção dos recursos hídricos subterrâneos em áreas sob influência antrópica.

Palavras-chave: água subterrânea; análise de componentes principais; contaminação; lixão desativado; monitoramento ambiental.

5.1 INTRODUÇÃO

A degradação da qualidade das águas subterrâneas constitui uma das principais preocupações ambientais associadas à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos. Embora os impactos mais visíveis da disposição de resíduos ocorram na superfície, diversos estudos demonstram que os efeitos ambientais podem persistir por décadas após a desativação das áreas de disposição, especialmente em função da geração contínua de lixiviados e da mobilização de contaminantes para o meio subterrâneo (CHRISTENSEN et al., 2001; KJELDSEN et al., 2002; RENO et al., 2008).

As águas subterrâneas desempenham papel fundamental no abastecimento humano, na manutenção dos ecossistemas e no desenvolvimento das atividades econômicas. Em muitos municípios brasileiros, os aquíferos constituem importantes fontes complementares de abastecimento, tornando imprescindível a preservação de sua qualidade e disponibilidade. Entretanto, o crescimento urbano desordenado, aliado à disposição inadequada de resíduos e efluentes ao longo

do tempo, tem contribuído para a intensificação dos processos de contaminação dos sistemas aquíferos, comprometendo sua utilização e aumentando os riscos ambientais e à saúde humana (REBOUÇAS, 2006; FETTER, 2018).

Entre os principais vetores de contaminação destacam-se os lixiviados gerados pela decomposição dos resíduos sólidos urbanos. Esses efluentes apresentam elevada complexidade química, podendo conter matéria orgânica dissolvida, compostos nitrogenados, sais, metais potencialmente tóxicos, compostos orgânicos persistentes e microrganismos patogênicos. A composição e a mobilidade desses contaminantes variam em função das características dos resíduos depositados, das condições hidrogeológicas locais e dos processos físico-químicos que controlam sua retenção e transporte no meio subterrâneo (CHRISTENSEN et al., 2001; KJELDSEN et al., 2002).

A persistência desses contaminantes em aquíferos tem sido amplamente documentada em estudos conduzidos em áreas degradadas por atividades industriais, minerárias e pela disposição inadequada de resíduos sólidos. Mesmo após a interrupção das fontes poluidoras, processos de difusão, adsorção e remobilização podem manter a presença de contaminantes por longos períodos, favorecendo a formação e a expansão de plumas subterrâneas de contaminação (MARQUES et al., 2021). Nesse contexto, elementos como ferro, manganês, alumínio, cromo, chumbo, níquel e outros metais potencialmente tóxicos são frequentemente utilizados como indicadores da influência antrópica sobre a qualidade das águas subterrâneas, embora sua ocorrência também possa estar associada às características geológicas naturais do meio.

No Brasil, apesar dos avanços promovidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), inúmeros municípios ainda convivem com passivos ambientais decorrentes da operação histórica de lixões. Em muitos casos, essas áreas foram posteriormente ocupadas por atividades urbanas e habitacionais, aumentando o potencial de exposição humana aos contaminantes presentes no solo e nas águas subterrâneas. Nesses cenários, o monitoramento hidroquímico constitui uma ferramenta essencial para a identificação de alterações ambientais, avaliação de riscos e definição de medidas de gestão e recuperação ambiental.

O antigo Lixão Arroio Dourado, localizado no município de Foz do Iguaçu, Paraná, insere-se nesse contexto. Durante aproximadamente três décadas, a área recebeu resíduos sólidos urbanos sem os sistemas de impermeabilização, drenagem e controle ambiental atualmente exigidos pela legislação brasileira. Após sua desativação, o entorno passou por intenso processo de ocupação urbana, configurando um cenário de potencial vulnerabilidade ambiental e exposição humana. Além disso, a área está inserida no contexto hidrogeológico do Sistema Aquífero Serra Geral, caracterizado predominantemente por aquíferos fraturados em rochas basálticas, nos quais a circulação da água

subterrânea ocorre de forma condicionada pelas estruturas geológicas, influenciando os processos de transporte e dispersão dos contaminantes (NANNI, 2008).

A avaliação da qualidade da água subterrânea em áreas contaminadas envolve a interpretação de um grande número de variáveis físico-químicas e hidrogeoquímicas que, frequentemente, apresentam relações complexas entre si. Nesse sentido, técnicas de estatística multivariada têm sido amplamente empregadas para identificar padrões de comportamento, reduzir a dimensionalidade dos dados e auxiliar na distinção entre influências naturais e antrópicas. Entre essas técnicas, a Análise de Componentes Principais (Principal Component Analysis – PCA) destaca-se por sua capacidade de sintetizar informações complexas e revelar associações entre variáveis ambientais, sendo amplamente utilizada em estudos de qualidade da água subterrânea (HELENA et al., 2000; SINGH et al., 2004; CHAVES et al., 2020).

De forma complementar, as ferramentas de geoprocessamento e análise espacial permitem compreender a distribuição geográfica dos contaminantes e identificar áreas com maior concentração de impactos ambientais. A integração entre análises hidroquímicas, estatística multivariada e técnicas de interpolação espacial tem se consolidado como uma abordagem eficiente para a investigação de áreas contaminadas, permitindo a identificação de padrões espaciais, possíveis rotas de migração e zonas prioritárias para monitoramento ambiental (MARQUES et al., 2021; RIZEEI et al., 2018).

A interpretação dos resultados obtidos neste capítulo fundamenta-se nos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 396/2008, que dispõe sobre a classificação e o enquadramento das águas subterrâneas, pela Resolução CONAMA nº 420/2009, que estabelece critérios para avaliação de áreas contaminadas, e pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que define os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água destinada ao consumo humano.

Diante desse assunto tão relevante, este capítulo tem como objetivo avaliar a qualidade da água subterrânea na área do antigo Lixão Arroio Dourado por meio da integração de análises físico-químicas, hidrogeoquímicas, estatísticas multivariadas e ferramentas de análise espacial. Busca-se identificar variáveis indicadoras de contaminação, compreender os processos que controlam a qualidade da água subterrânea, reconhecer possíveis influências do passivo ambiental existente e subsidiar ações voltadas ao monitoramento e à gestão ambiental da área estudada.

5.2 METODOLOGIA

5.2.1 Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no município de Foz do Iguaçu, localizado na região Oeste do Estado do Paraná, na Faixa de Fronteira brasileira, fazendo limite internacional com a Argentina e o Paraguai. Inserido na mesorregião Oeste Paranaense e no Terceiro Planalto Paranaense, o município possui área territorial de 609,19 km² e população de 285.415 habitantes, conforme o Censo Demográfico de 2022, resultando em densidade demográfica de 468,51 hab. km⁻² (IBGE, 2022).

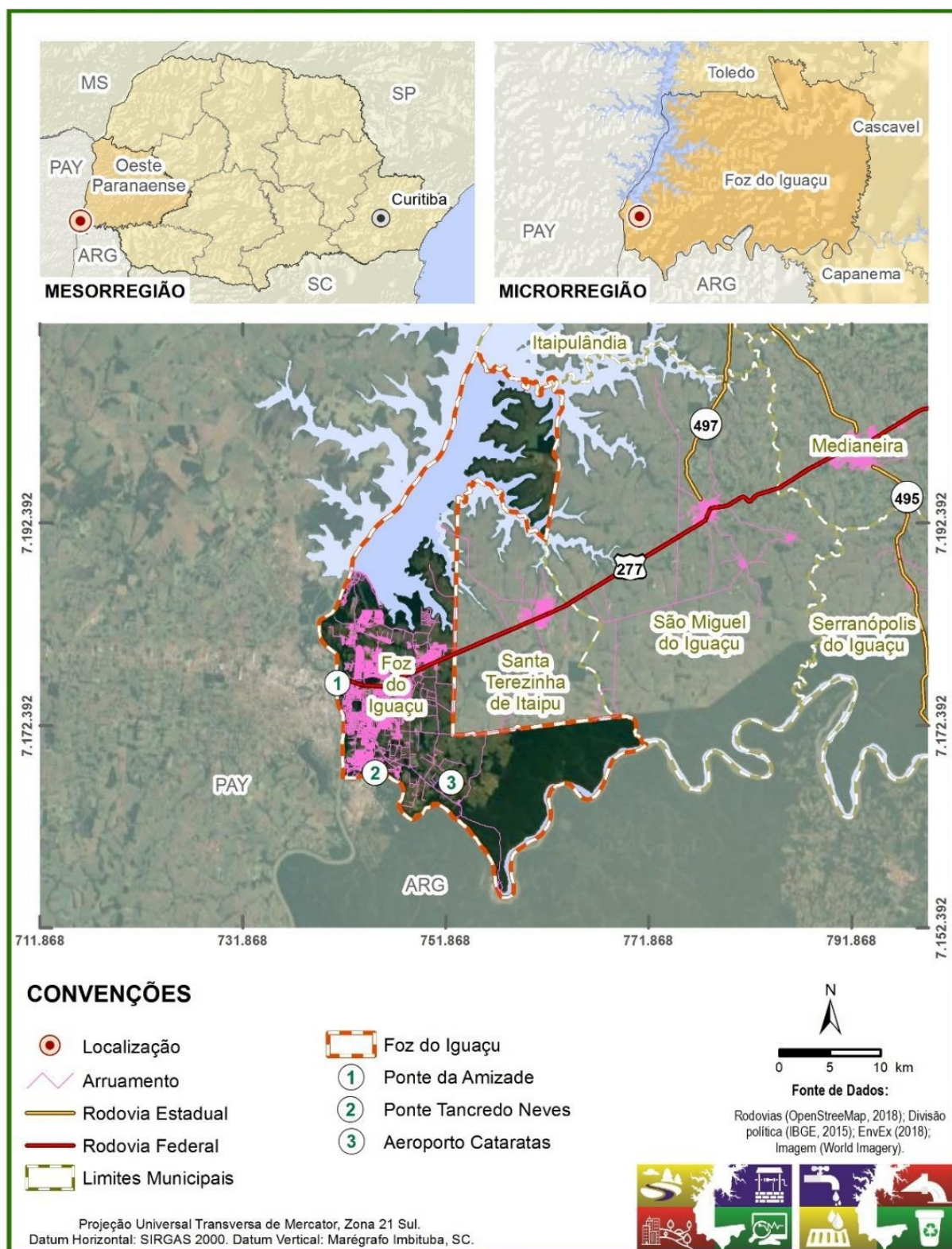
A localização do município de Foz do Iguaçu no contexto estadual e nacional é apresentada na Figura 14. Observa-se que o município está situado no extremo oeste do Paraná, em posição estratégica na tríplice fronteira entre Brasil, Argentina e Paraguai, característica que confere relevância econômica, social e ambiental à região.

A área de estudo corresponde ao antigo Lixão Arroio Dourado, localizado na porção sudeste do município de Foz do Iguaçu (Figura 15). O mapa detalhado da área evidencia a localização do passivo ambiental em relação à malha urbana do município, bem como sua inserção em uma região atualmente ocupada por residências, áreas rurais e remanescentes de vegetação. O acesso ao local pode ser realizado pela Avenida Felipe Wandscheer ou pela Rodovia das Cataratas, com acesso pela Rua Itaboraí, sendo todo o percurso pavimentado. A área possui aproximadamente 102.574 m² e está situada nas coordenadas centrais 25°34'12,29" S e 54°30'14,90" O, com altitude média de 206 m.

Historicamente, o local foi utilizado para a disposição de resíduos sólidos urbanos sem a adoção dos sistemas de impermeabilização, drenagem e monitoramento ambiental atualmente exigidos pela legislação brasileira. Após sua desativação, ocorreu a ocupação gradual do entorno por residências e atividades rurais, configurando um cenário de potencial vulnerabilidade ambiental associado à presença de passivos decorrentes da disposição inadequada de resíduos.

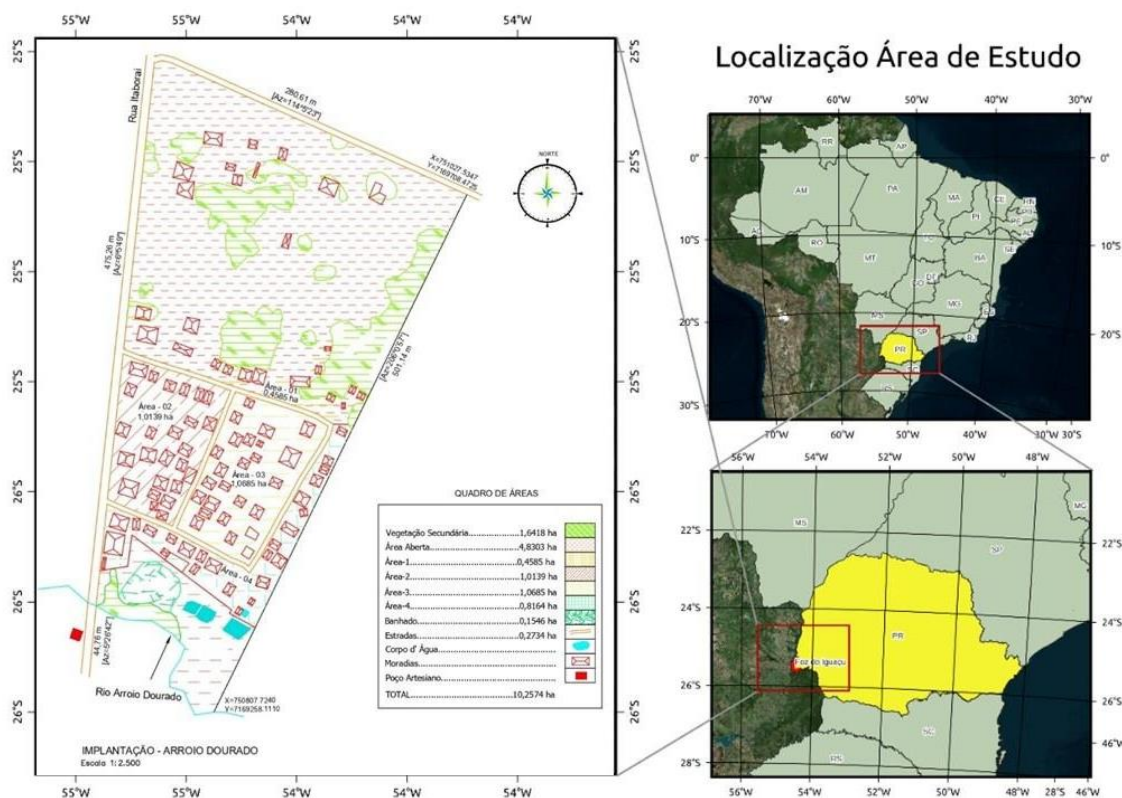
De acordo com a Lei Complementar Municipal nº 415/2023, a área encontra-se inserida em Zona Especial de Proteção (ZEP) e Zona de Preservação Permanente (ZPP), refletindo sua relevância ambiental e a necessidade de monitoramento contínuo das condições do solo e das águas subterrâneas.

Figura 14 – Mapa de Localização de Foz do Iguaçu.



Fonte: PMSB (2019).

Figura 15 - Localização da Área de Estudo.



Fonte: Autor (2024).

5.2.2 Relevo

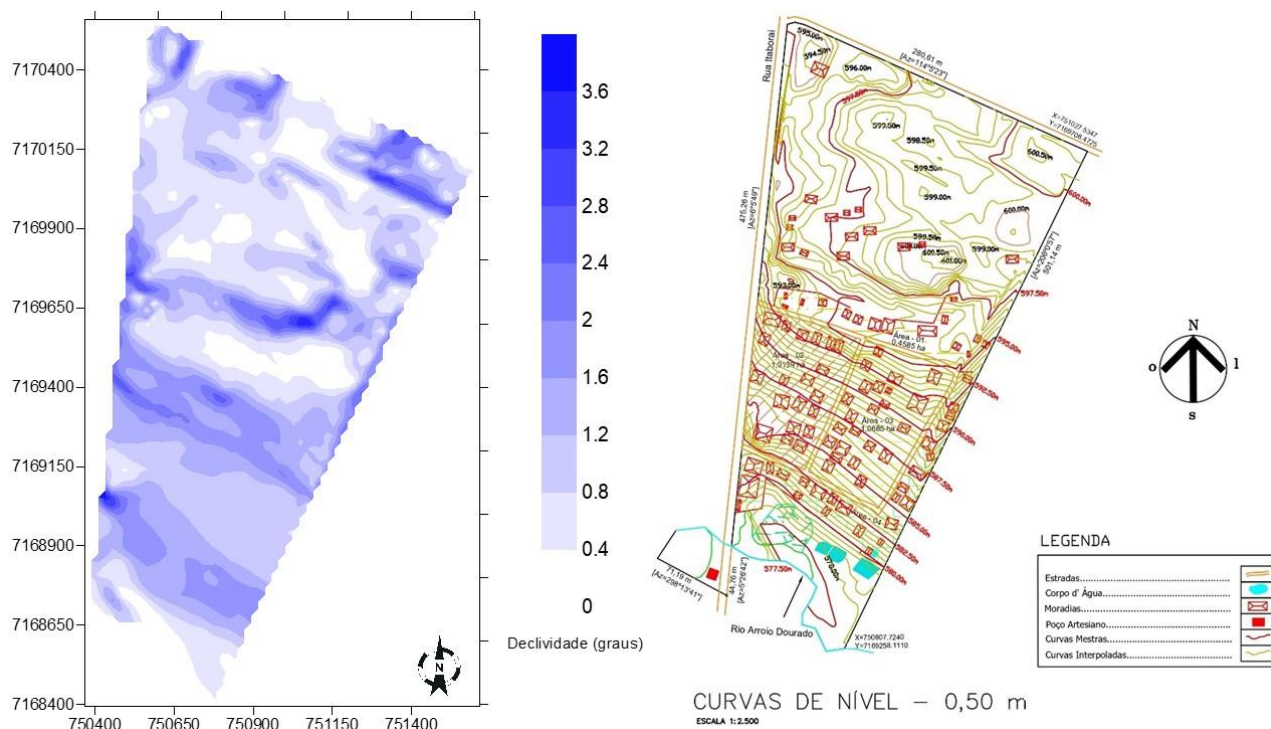
A área do antigo Lixão Arroio Dourado está inserida no contexto geomorfológico do Terceiro Planalto Paranaense, mais especificamente no Planalto de Foz do Iguaçu. Regionalmente predominam formas de relevo suavemente onduladas a onduladas, caracterizadas por extensas superfícies tabulares e declividades geralmente inferiores a 15% (PMGRH, 2019).

Segundo a classificação da EMBRAPA, declividades inferiores a 15% correspondem a terrenos de baixa a moderada inclinação, favorecendo os processos de infiltração da água no solo e reduzindo a suscetibilidade à erosão quando comparados a áreas com relevo fortemente ondulado. Na área de estudo, essas características topográficas exercem influência direta sobre a dinâmica do escoamento superficial, infiltração e potencial migração de contaminantes para o meio subterrâneo.

Para a caracterização do relevo local foi elaborado mapa georreferenciado contendo curvas de nível e classes de declividade (Figura 16), permitindo a visualização detalhada da topografia do terreno e das direções preferenciais de escoamento superficial. Esse produto cartográfico constitui

ferramenta fundamental para a compreensão dos processos hidrológicos e hidrogeológicos relacionados ao transporte de contaminantes na área investigada.

Figura 16 – Mapa de Declividade e de Curva de nível.



Fonte: Adaptado de Ambiental Consultoria (2012).

A região apresenta dois compartimentos geomorfológicos distintos, localizados nos setores sudoeste e norte-nordeste, separados por lineamento estrutural com direção predominante noroeste-sudeste. Do ponto de vista geológico, a área está inserida sobre derrames basálticos da Formação Serra Geral, unidade pertencente à Bacia Sedimentar do Paraná. Essa bacia intracratônica é constituída por sucessões sedimentares e vulcânicas depositadas entre o Siluriano e o Cretáceo, sendo responsável pela formação do substrato geológico regional (Ambiental Consultoria, 2012; PMSB, 2019; PMGRH, 2019).

A presença dessas estruturas geológicas influencia diretamente os processos de armazenamento e circulação das águas subterrâneas, constituindo fator relevante para a compreensão da mobilidade e dispersão de contaminantes associados ao passivo ambiental investigado.

5.2.3 Pedologia

Conforme informações do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR, 2008) e do

Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (EMBRAPA, 2018), o município de Foz do Iguaçu apresenta predominância das classes de Latossolos Vermelhos (Distroféricos, Distróficos e Eutroféricos), Nitossolos Vermelhos Eutroféricos, Argissolos Vermelhos Eutróficos, Neossolos Litólicos Eutróficos e Gleissolos Háplicos.

Na área em estudo, os solos estão associados principalmente às rochas basálticas da Formação Serra Geral, destacando-se os Latossolos Vermelhos e os Nitossolos Vermelhos. Esses solos apresentam elevada profundidade, boa drenagem natural e altos teores de óxidos de ferro, características que influenciam diretamente os processos de infiltração da água, retenção de substâncias e movimentação de contaminantes ao longo do perfil pedológico (EMBRAPA, 2018).

Sob o aspecto ambiental, a espessura e as propriedades físicas e químicas desses solos desempenham papel relevante na atenuação natural de contaminantes, favorecendo mecanismos como adsorção, retenção e transformações geoquímicas. No entanto, conforme destacado por Oliveira et al. (1992) e EMBRAPA (2018), a exposição contínua a fontes de contaminação, especialmente aquelas relacionadas à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, pode comprometer a capacidade de retenção do solo, possibilitando a migração de contaminantes para camadas mais profundas e, conseqüentemente, para os aquíferos subterrâneos.

5.2.4 Hidrogeologia

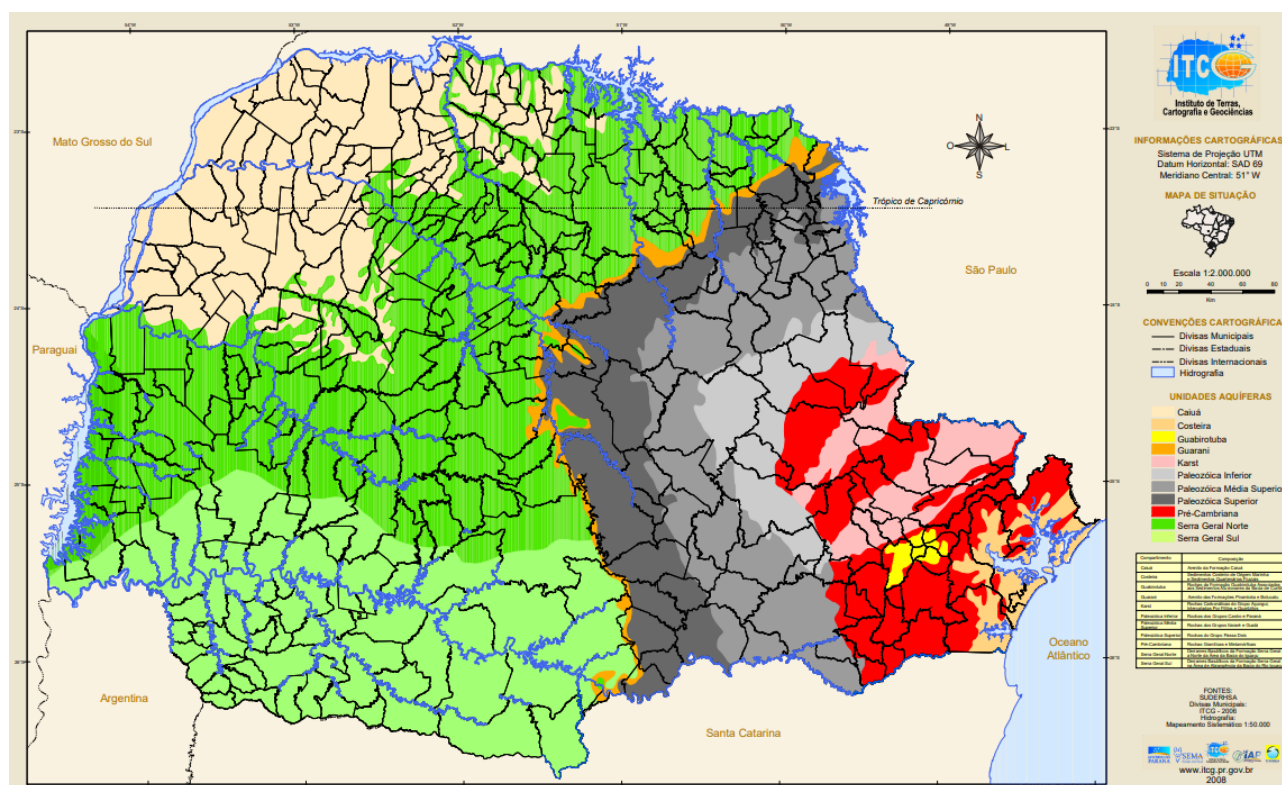
A área de estudo está inserida no contexto hidrogeológico do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), um aquífero fraturado desenvolvido em rochas basálticas da Formação Serra Geral. Nesse sistema, o armazenamento e a circulação das águas subterrâneas ocorrem predominantemente em fraturas, falhas, diáclases e demais descontinuidades estruturais das rochas vulcânicas, diferentemente dos aquíferos porosos, nos quais o fluxo ocorre através dos poros do meio geológico (PMGRH, 2019).

A Figura 17 apresenta a distribuição espacial das principais unidades aquíferas do Estado do Paraná, evidenciando a ampla ocorrência do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), representado pelas classes Serra Geral Norte e Serra Geral Sul. Observa-se que essa unidade hidrogeológica ocupa grande parte das regiões Oeste, Sudoeste e Centro-Sul do estado, abrangendo o município de Foz do Iguaçu e a área do antigo Lixão Arroio Dourado.

Além do SASG, a figura evidencia a presença de outras importantes unidades aquíferas, como o Sistema Aquífero Guarani, localizado predominantemente na porção leste do

estado, as unidades Paleozóicas Inferior, Média e Superior, associadas às formações sedimentares da Bacia do Paraná, bem como aquíferos localizados em depósitos aluviais, carstificados e costeiros. A distribuição dessas unidades reflete a diversidade geológica do território paranaense e influencia diretamente os processos de armazenamento, circulação e disponibilidade das águas subterrâneas.

Figura 17 - Distribuição das unidades aquíferas do Estado do Paraná, com destaque para o Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), onde se insere a área de estudo localizada no município de Foz do Iguaçu.



Fonte: ITCG (2008).

Verifica-se que a área de estudo está inserida em região dominada pelos derrames basálticos da Formação Serra Geral, caracterizando um aquífero do tipo fraturado, no qual o fluxo subterrâneo ocorre preferencialmente através de falhas, fraturas e demais discontinuidades estruturais das rochas vulcânicas. Essa condição hidrogeológica exerce influência direta sobre os processos de infiltração, armazenamento e potencial migração de contaminantes, sendo um aspecto fundamental para a interpretação dos resultados de qualidade da água subterrânea obtidos neste estudo.

O Sistema Aquífero Serra Geral apresenta recarga predominantemente pluviométrica, favorecida por áreas com cobertura vegetal, solos profundos e relevo suavemente ondulado. As condições de armazenamento são ampliadas pela presença de zonas vesiculares, amigdaloidais e sistemas de fraturas interconectadas, capazes de armazenar volumes significativos

de água subterrânea.

Embora seja considerado um aquífero de baixa vulnerabilidade natural devido à espessa cobertura pedológica existente na região, a ocorrência de fraturas pode favorecer a infiltração e o transporte de contaminantes em escala local. Dessa forma, a compreensão das características hidrogeológicas da área é fundamental para avaliar os processos de migração de contaminantes potencialmente associados ao passivo ambiental do antigo Lixão Arroio Dourado.

Segundo Conejo et al. (2007), as águas do Sistema Aquífero Serra Geral apresentam predominância de composição bicarbonatada cálcica, magnésiana e sódica, refletindo a interação geoquímica entre a água subterrânea e as rochas vulcânicas da Formação Serra Geral.

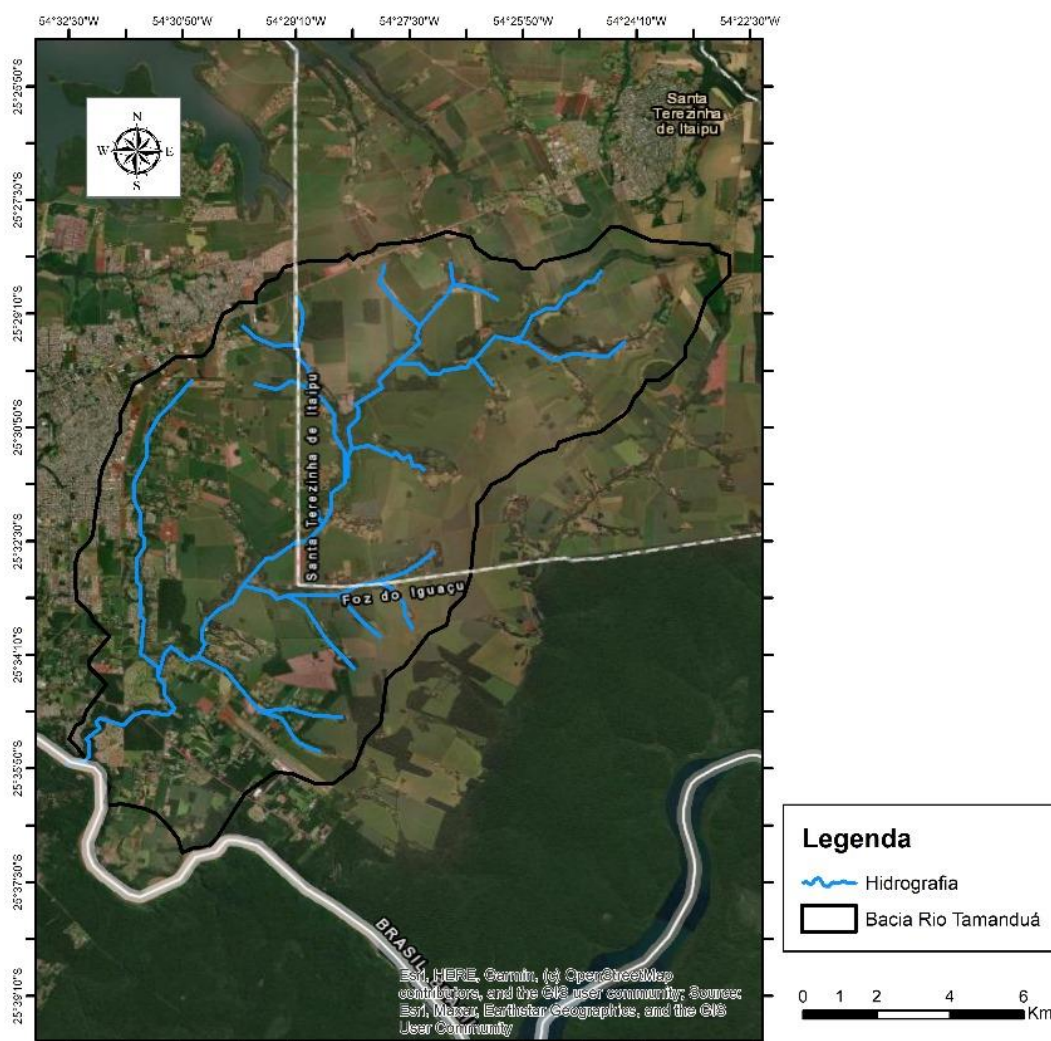
5.2.5 Hidrografia

O município de Foz do Iguaçu está inserido em duas importantes unidades hidrográficas do Estado do Paraná: a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná III e a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. Essas bacias desempenham papel estratégico para o abastecimento público, geração de energia, manutenção dos ecossistemas aquáticos e desenvolvimento das atividades econômicas da região (PMSB, 2019).

A área de estudo encontra-se inserida na Bacia do Rio Tamanduá, localizada na porção sudoeste do município de Foz do Iguaçu, estendendo-se parcialmente ao município de Santa Terezinha de Itaipu. Segundo o Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado de Foz do Iguaçu (PMFI, 2002), essa bacia apresenta área de drenagem aproximada de 199,7 km² e perímetro de cerca de 95 km, constituindo uma das principais unidades hidrográficas do setor sul do município.

Conforme apresentado na Figura 18, a rede hidrográfica da área é composta pelo Rio Tamanduá e seus principais tributários, destacando-se o Arroio Dourado, o Arroio Sanga Funda e o Rio Tamanduazinho. Esses cursos d'água exercem importante função na drenagem superficial da bacia e na manutenção dos processos hidrológicos locais.

Figura 18 – Rede hidrográfica da Bacia do Rio Tamanduá.



Fonte: CBERS-4A Datum: SIRGAS 2000 (UTM 21J).

Observa-se na Figura 18 que a drenagem apresenta padrão predominantemente dendrítico, típico de áreas desenvolvidas sobre rochas basálticas da Formação Serra Geral. De acordo com a classificação estabelecida pelo Estado do Paraná, o Rio Tamanduá enquadra-se como corpo hídrico de Classe 1, pertencente à Bacia do Baixo Iguaçu (PARANÁ, 1992). Essa classificação indica águas destinadas ao abastecimento humano após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes naturais, evidenciando a relevância ambiental da bacia hidrográfica.

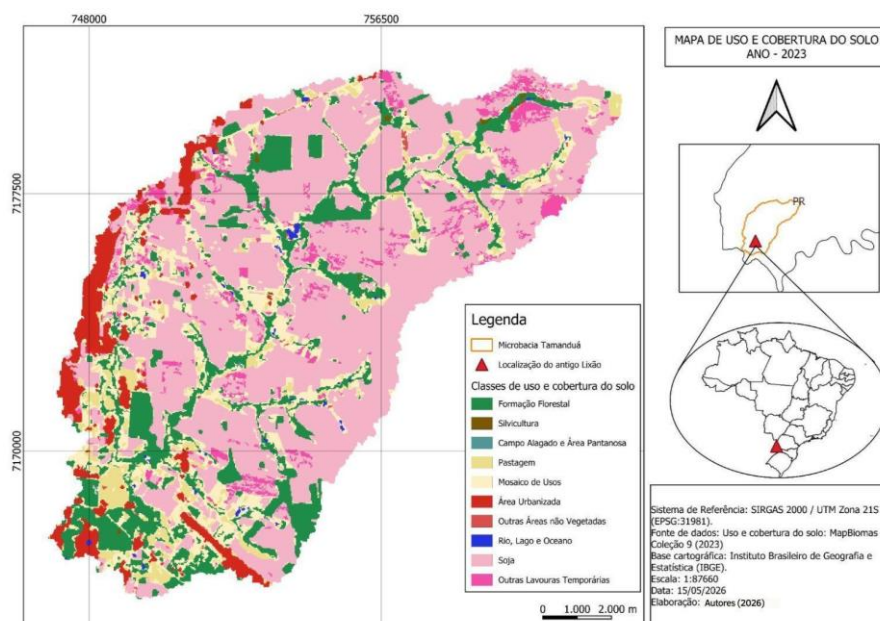
A proximidade entre o antigo Lixão Arroio Dourado e os cursos hídricos da bacia reforça a importância do monitoramento ambiental da área, uma vez que os processos de infiltração, escoamento superficial e transporte de contaminantes podem promover a interação entre os compartimentos solo, água subterrânea e água superficial.

5.2.6 Cobertura Vegetal e Uso e Ocupação do Solo

Sob a perspectiva fitogeográfica, o município de Foz do Iguaçu está inserido no domínio da Floresta Estacional Semidecidual, formação pertencente ao Bioma Mata Atlântica e característica das regiões subtropicais do sul do Brasil. Segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB, 2019) e o Plano Municipal de Gestão de Recursos Hídricos (PMGRH, 2019), essa tipologia vegetal desenvolve-se em ambientes com sazonalidade climática bem definida, apresentando perda parcial das folhas durante períodos de menor disponibilidade hídrica.

A distribuição espacial das classes de uso e ocupação do solo na área de influência do antigo Lixão Arroio Dourado é apresentada na Figura 19. A elaboração do mapa foi realizada com base nos dados da Coleção 9 do Projeto MapBiomas, referentes ao ano de 2023.

Figura 19 - Uso e ocupação do solo na área de influência do antigo Lixão Arroio Dourado.



Fonte: Elaborado pelo autor com base em MapBiomas (2024).

Conforme observado na Figura 19, há predominância da cobertura florestal, que representa 32,61% da área analisada. Os corpos d'água correspondem a 27,26%, enquanto as áreas não vegetadas representam 26,82%. As atividades agropecuárias ocupam 13,26% da área, ao passo que a classe de vegetação arbustiva e herbácea apresenta participação pouco expressiva, correspondente a 0,05%.

Os resultados ainda evidenciam uma paisagem composta por remanescentes florestais, áreas destinadas à produção agropecuária, recursos hídricos e áreas antropizadas, refletindo o processo histórico de ocupação territorial da região. A presença significativa de cobertura vegetal contribui para a proteção dos recursos naturais, favorecendo processos de infiltração, recarga hídrica e estabilidade do solo.

No entorno imediato da área de estudo predominam pequenas propriedades rurais voltadas à pecuária leiteira, piscicultura e cultivo de grãos em pequena escala. Não foram identificadas atividades industriais ou empreendimentos classificados como altamente impactantes no entorno do antigo lixão, sendo as principais interferências antrópicas associadas às atividades agropecuárias desenvolvidas na região.

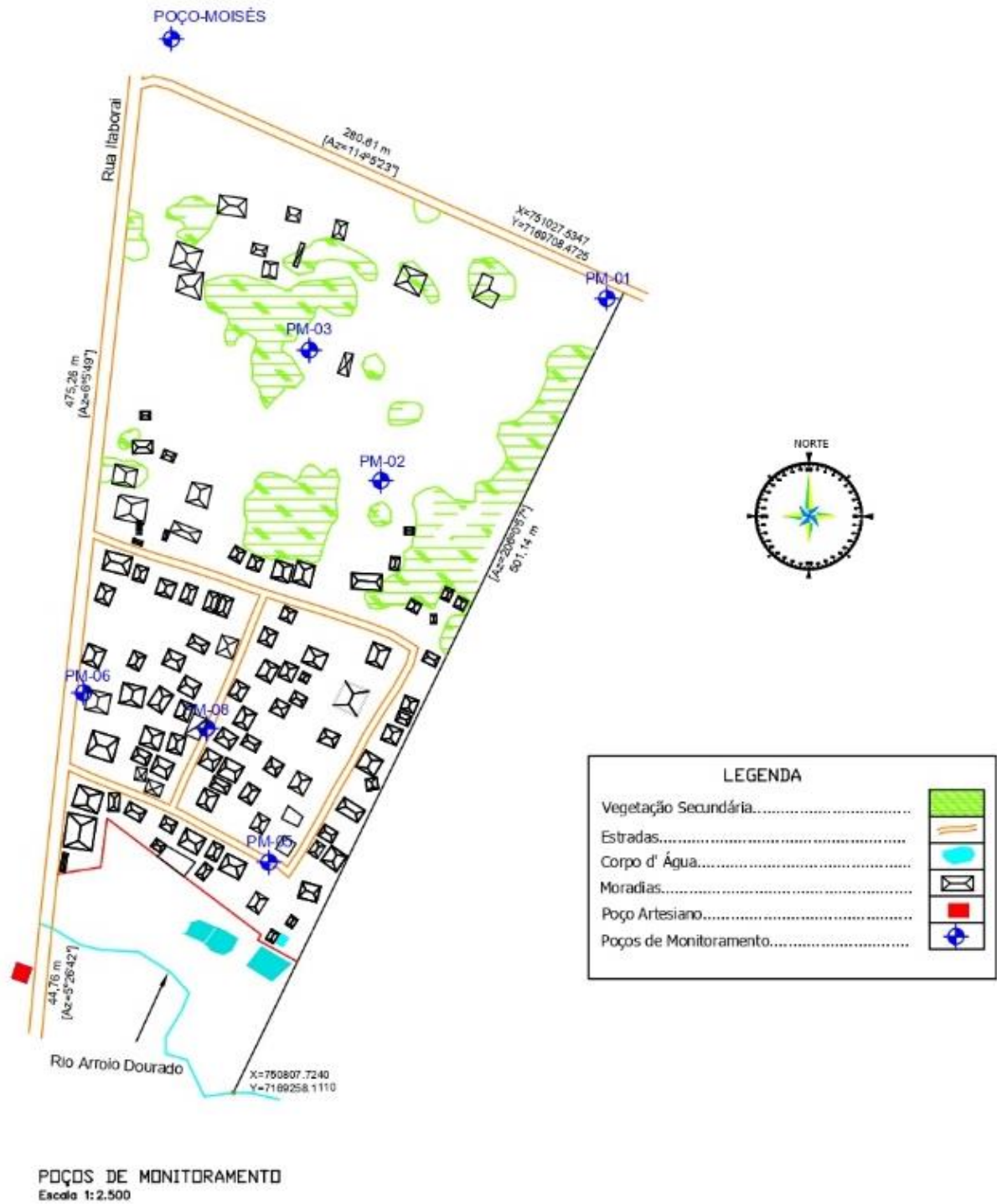
A configuração atual da cobertura vegetal e do uso do solo, ilustrada na Figura 19, influencia diretamente a dinâmica ambiental local, especialmente os processos de infiltração, escoamento superficial e transporte de contaminantes, constituindo importante elemento para a interpretação dos resultados de qualidade da água subterrânea apresentados neste estudo.

5.2.7 Rede de Monitoramento e Coleta das Amostras

Para a avaliação da qualidade da água subterrânea na área do antigo Lixão Arroio Dourado foram estabelecidos oito pontos de monitoramento. Desses, seis correspondem a poços de monitoramento instalados durante a investigação ambiental realizada pela Ambiental Consultoria Empresarial Ltda. em 2012, um corresponde a um poço tipo cacimba utilizado por morador local (Casa Moisés) e o último refere-se a um poço tubular profundo implantado pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e posteriormente cedido ao município de Foz do Iguaçu para abastecimento da comunidade local.

Conforme apresentado na Figura 20, os pontos amostrais encontram-se distribuídos na área de influência do antigo lixão, permitindo avaliar a qualidade da água subterrânea em diferentes setores da área investigada. O poço comunitário apresenta especial relevância para o estudo, uma vez que é utilizado por aproximadamente 65 famílias para abastecimento doméstico, constituindo importante indicador do potencial de exposição humana aos contaminantes eventualmente presentes no aquífero.

Figura 20 - Localização dos poços de monitoramento e pontos de amostragem de água subterrânea.



Fonte: o autor (2023).

Observa-se na Figura 20 que os pontos de monitoramento abrangem tanto a área anteriormente utilizada para disposição de resíduos sólidos urbanos quanto áreas adjacentes ocupadas por residências e atividades rurais. Essa distribuição espacial possibilita avaliar possíveis variações

na qualidade da água subterrânea e identificar padrões relacionados à influência do passivo ambiental.

Previamente às campanhas de monitoramento foi realizada vistoria de campo para avaliação das condições dos poços instalados durante a investigação ambiental realizada em 2012 (AMBIENTAL CONSULTORIA EMPRESARIAL LTDA., 2012). Dos dez poços originalmente implantados, apenas seis apresentaram condições adequadas para amostragem, uma vez que os demais não foram localizados ou encontravam-se destruídos em decorrência das modificações ocorridas na área ao longo do tempo.

5.2.7.1 Procedimentos de Amostragem

As amostras de água subterrânea foram coletadas entre abril de 2022 e fevereiro de 2023, totalizando seis campanhas de monitoramento realizadas nos meses de abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2022, além de fevereiro de 2023. As atividades de campo foram executadas pela empresa Mérieux Nutrisciences, por meio do Convênio Técnico SANEPAR–UNILA (CE nº 02/2021), estabelecido para o desenvolvimento dos estudos ambientais na área do antigo Lixão Arroio Dourado.

Os procedimentos de amostragem seguiram as diretrizes estabelecidas pela ABNT NBR 15847:2010 (ABNT, 2010), pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2017) e pelos requisitos da ABNT NBR ISO/IEC 17025 (ABNT, 2017), assegurando a representatividade das amostras e a confiabilidade dos resultados analíticos.

5.2.7.2 Método de Baixa Vazão (*Low Flow Sampling*)

Foi adotada a metodologia de baixa vazão (*Low Flow Sampling*), amplamente utilizada em programas de monitoramento de águas subterrâneas por minimizar a perturbação hidráulica do poço e possibilitar a obtenção de amostras representativas da água presente no aquífero (USEPA, 1996; BARCELONA et al., 1994). A técnica reduz a mobilização artificial de partículas em suspensão e minimiza alterações físico-químicas decorrentes do bombeamento excessivo, aumentando a confiabilidade dos resultados obtidos.

Durante o processo de amostragem foram monitorados os parâmetros de estabilização de campo, incluindo pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, potencial de oxirredução (Eh), turbidez e temperatura. Os critérios de estabilização adotados seguiram as

recomendações da United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2000) e da Norma CETESB 6410 (CETESB, 2021), conforme apresentado no Quadro 28.

Quadro 28 - Critérios de estabilização utilizados durante as campanhas de monitoramento.

Parâmetro	Varição permitida
pH	0,1 unidades
Condutividade elétrica	3%
Potencial oxi-redução (EH)	10 milivolts
Turbidez	10% (quando a turbidez for maior que 10 UTN)
Oxigênio dissolvido	0,3 mg/L

Fonte: EPA, 2000.

A coleta das amostras foi realizada somente após a estabilização dos parâmetros monitorados, garantindo a representatividade hidroquímica da água subterrânea amostrada (USEPA, 2000; CETESB, 2021).

5.2.7.3 Preservação e Transporte das Amostras

Após a estabilização dos parâmetros de campo, as amostras foram acondicionadas em frascos apropriados para cada grupo analítico, identificadas individualmente, preservadas conforme os requisitos metodológicos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017) e transportadas sob refrigeração até o laboratório responsável pelas análises.

A Figura 21 apresenta os poços efetivamente amostrados durante as campanhas de monitoramento, incluindo os poços de monitoramento, o poço comunitário e o poço residencial utilizado como ponto complementar de avaliação da qualidade da água subterrânea.

Figura 21 - Amostragem dos Poços de Monitoramento.



(A) Poço de Monitoramento PM 01 e Coleta.



(B) Poço de Monitoramento PM 02 e Coleta.



(C) Poço de Monitoramento PM 03 e Coleta



(D) Poço de Monitoramento PM 05 e Coleta.



(E) Poço de Monitoramento PM 06 e Coleta.



(F) Poço de Monitoramento PM 08 e Coleta.



(G) Poço Casa Moisés e Coleta com Bailer.



(H) Poço Comunitário

Fonte: autor (2023).

5.2.8 Parâmetros de Monitoramento e Metodologia de Análise

As análises laboratoriais das amostras de água subterrânea foram realizadas pela Mérieux Nutrisciences, laboratório acreditado pela Coordenação Geral de Acreditação do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Cgcre/Inmetro), em conformidade com os requisitos da ABNT NBR ISO/IEC 17025. O laboratório foi responsável pela determinação dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos, inorgânicos e orgânicos contemplados no programa de monitoramento ambiental desenvolvido nesta pesquisa.

Os métodos analíticos adotados seguiram, predominantemente, os procedimentos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA;

WEF, 2017), complementados por metodologias reconhecidas nacional e internacionalmente para a determinação de compostos específicos. Os parâmetros avaliados foram agrupados em diferentes categorias analíticas, contemplando variáveis físico-químicas, microbiológicas, metais e elementos-traço, compostos orgânicos voláteis (VOC), compostos orgânicos semivoláteis (SVOC), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), pesticidas e outros contaminantes de interesse ambiental.

Com o objetivo de facilitar a compreensão dos parâmetros monitorados e sua aplicação na avaliação da qualidade da água subterrânea, os analitos foram agrupados em categorias temáticas, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Grupos analíticos e respectivas finalidades no monitoramento da qualidade da água subterrânea.

Grupo Analítico	Finalidade
Parâmetros químicos	físico- Avaliação das características gerais da água subterrânea, permitindo a identificação de alterações hidroquímicas, processos de interação água-rocha e possíveis influências antrópicas.
Parâmetros microbiológicos	Verificação da presença de organismos indicadores de contaminação biológica e sanitária, associados principalmente à infiltração de esgoto doméstico, resíduos orgânicos e deficiências de proteção sanitária dos poços.
Metais e elementos-traço	Identificação de contaminação inorgânica e avaliação da influência de processos geológicos naturais e de atividades antrópicas, como disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e industriais.
Ânions e compostos nitrogenados	Avaliação dos processos de contaminação relacionados à decomposição da matéria orgânica, geração de lixiviados, infiltração de esgotos e outras atividades antrópicas.
Compostos Orgânicos Voláteis (VOC)	Identificação de substâncias associadas a combustíveis, solventes, produtos industriais e resíduos perigosos, caracterizadas pela elevada mobilidade no ambiente subterrâneo.
Compostos Orgânicos Semivoláteis (SVOC)	Avaliação da presença de contaminantes orgânicos persistentes, incluindo compostos provenientes de processos industriais, resíduos sólidos e degradação de matéria orgânica complexa.
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)	Identificação de compostos relacionados à combustão incompleta de matéria orgânica, derivados de petróleo, processos industriais e disposição inadequada de resíduos.
Pesticidas e agrotóxicos	Avaliação da influência das atividades agrícolas sobre a qualidade da água subterrânea, permitindo identificar potenciais impactos decorrentes do uso de defensivos agrícolas.

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2024), Conselho Nacional do Meio Ambiente (2008) e Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2024).

Os parâmetros de campo, incluindo pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, potencial de oxirredução (Eh) e temperatura, foram determinados durante as campanhas de amostragem utilizando sonda multiparâmetro previamente calibrada. Os demais parâmetros foram analisados em laboratório, seguindo protocolos de controle e garantia da qualidade compatíveis com os requisitos normativos vigentes.

O Quadro 29 apresenta os parâmetros analisados, respectivos limites de

quantificação, unidades de medida e métodos analíticos adotados durante o monitoramento da qualidade da água subterrânea.

Quadro 29 - Parâmetros analíticos, limites de quantificação, unidades e métodos utilizados nas análises laboratoriais.

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
2,3,4-Triclorofenol	µg/L	0,5	µg/L	---	---	---	EPA 8270 E-1
2,3,5-Triclorofenol	µg/L	0,5	µg/L	---	---	---	EPA 8270 E-1
2,3,6-Triclorofenol	µg/L	0,5	µg/L	---	---	---	EPA 8270 E-1
2,3-Diclorofenol	µg/L	0,5	µg/L	---	---	---	EPA 8270 E-1
2,4,5-Triclorofenol	µg/L	1	µg/L	10,5	---	---	EPA 8270 E-1
2,4-Diclorofenol	µg/L	1	µg/L	10,5	---	---	EPA 8270 E-1
2,5-Diclorofenol	µg/L	0,5	µg/L	---	---	---	EPA 8270 E-1
2,6-Diclorofenol	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8270 E-1
2-Clorofenol	µg/L	1	µg/L	10,5	---	---	EPA 8270 E-1
3-Clorofenol	µg/L	0,5	µg/L	---	---	---	EPA 8270 E-1
Coluna D'água	m	---	m	---	---	---	GCA Bioagri
Condutividade	µS/cm	1	µS/cm	---	---	---	SMWW 2510 B
Diâmetro do Poço (D)	cm	---	cm	---	---	---	GCA Bioagri
Fase Livre (óleo)	cm	---	cm	---	---	---	GCA Bioagri
Nível Estático	m	---	m	---	---	---	GCA Bioagri
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,1	mg/L	---	---	---	SMEWW 4500 O G
Potencial Redox	mV	---	mV	---	---	---	SMEWW 2580 B
Profundidade do Poço (h)	m	---	m	---	---	---	GCA Bioagri
Temperatura	°C	1 a 50	°C	---	---	---	SMWW 2550 B
Volume Estagnado	L	---	L	---	---	---	GCA Bioagri
1,1-Dicloroetano	µg/L	1	µg/L	30	30	30	EPA 8260 D
1,2,4-Triclorobenzeno	µg/L	1	µg/L	20	---	---	EPA 8260 D
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	1	µg/L	1000	1000	10	EPA 8260 D
1,2-Dicloroetano	µg/L	1	µg/L	10	10	10	EPA 8260 D
1,2-Dicloroetano (cis+trans)	µg/L	2	µg/L	---	50	50	EPA 8260 D
1,3,5-Triclorobenzeno	µg/L	1	µg/L	20	---	---	EPA 8260 D
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	1	µg/L	300	300	30	EPA 8260 D
2,4-D	µg/L	0,005	µg/L	---	30	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Acrilamida	µg/L	0,1	µg/L	---	0,5	0,5	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Alaclor	µg/L	0,005	µg/L	---	20	20	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Aldicarb	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Aldicarb + Aldicarb Sulfona + Aldicarb Sulfóxido	µg/L	3	µg/L	---	---	10	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Aldicarb Sulfona	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Aldicarb Sulfóxido	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Aldrin	µg/L	0,001	µg/L	0,03	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Aldrin + Dieldrin	µg/L	0,003	µg/L	---	0,03	0,03	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Alumínio	mg/L	0,001	µg/L	3500	200	200	SMWW 3125 B
Alumínio Dissolvido	mg/L	0,001	µg/L	3500	200	---	SMWW 3125 B
Antimônio	mg/L	0,001	µg/L	5	5	5	SMWW 3125 B
Arsênio	mg/L	0,001	µg/L	10	10	10	SMWW 3125 B
Atrazina	µg/L	0,01	µg/L	---	2	2	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Bário	mg/L	0,001	µg/L	700	700	700	SMWW 3125 B
Bentazona	µg/L	0,05	µg/L	---	300	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Benzeno	µg/L	0,5	µg/L	5	5	5	EPA 8260 D
Benzo(a)antraceno	µg/L	0,01	µg/L	1,75	0,05	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Benzo(a)pireno	µg/L	0,01	µg/L	0,7	0,05	0,7	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Benzo(b)fluoranteno	µg/L	0,01	µg/L	---	0,05	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Benzo(k)fluoranteno	µg/L	0,01	µg/L	---	0,05	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Berílio	mg/L	0,001	µg/L	---	4	---	SMWW 3125 B
Boro	mg/L	0,001	µg/L	500	500	---	SMWW 3125 B
Carbofuran	µg/L	0,05	µg/L	---	7	7	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Chumbo	mg/L	0,001	µg/L	10	10	10	SMWW 3125 B
Cianeto	mg/L	0,01	µg/L	---	70	70	ASTM D 7511/ISO 14403
Cis Clordano (Alfa Clordano)	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Clordano (cis e trans)	µg/L	0,003	µg/L	---	0,2	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Cloreto	mg/L	0,5	µg/L	---	250000	250000	EPA 300.0, 300.1 ou SM 4500 F C
Cloreto de Vinila	µg/L	0,5	µg/L	5	5	2	EPA 8260 D
Clorofórmio	µg/L	1	µg/L	200	200	---	EPA 8260 D
Clorotalonil	µg/L	0,05	µg/L	---	30	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Cobalto	mg/L	0,001	µg/L	70	---	---	SMWW 3125 B
Cobre	mg/L	0,001	µg/L	2000	2000	2000	SMWW 3125 B
Cobre Dissolvido	mg/L	0,001	µg/L	2000	2000	---	SMWW 3125 B
Criseno	µg/L	0,01	µg/L	---	0,05	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Cromo	mg/L	0,001	µg/L	50	50	50	SMWW 3125 B
Dibenzo(a,h)antraceno	µg/L	0,01	µg/L	0,18	0,05	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Diclorometano	µg/L	1	µg/L	20	20	20	EPA 8260 D
Dieldrin	µg/L	0,001	µg/L	0,03	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Endossulfan (a, b e sulfato)	µg/L	0,003	µg/L	---	---	20	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Endossulfan - ALFA	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Endossulfan - BETA	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Endossulfan Sulfato	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Endrin	µg/L	0,001	µg/L	0,6	0,6	0,6	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Etilbenzeno	µg/L	1	µg/L	300	200	200	EPA 8260 D
Ferro	mg/L	0,001	µg/L	2450	300	300	SMWW 3125 B
Ferro Dissolvido	mg/L	0,001	µg/L	2450	300	---	SMWW 3125 B
Fluoreto	mg/L	0,05	µg/L	---	1500	1500	EPA 300.0, 300.1 ou SM 4500 F C
Glifosato + AMPA	mg/L	0,015	µg/L	---	500	500	EPA 300.0, 300.1 ou SM 4500 F C

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Heptacloro	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	µg/L	0,002	µg/L	---	0,03	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Heptacloro Epóxido	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Hexaclorobenzeno	µg/L	0,005	µg/L	1	1	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Indeno(1,2,3,cd)pireno	µg/L	0,01	µg/L	0,17	0,05	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Lindano (g-HCH)	µg/L	0,001	µg/L	2	2	2	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Lítio	mg/L	0,001	µg/L	---	---	---	SMWW 3125 B
m,p-Xilenos	µg/L	2	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
Malationa	µg/L	0,01	µg/L	---	190	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Manganês	mg/L	0,001	µg/L	400	100	100	SMWW 3125 B
Mercúrio	mg/L	0,0001	µg/L	1	1	1	SMWW 3125 B
Metolacloro	µg/L	0,05	µg/L	---	10	10	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Metoxicloro	µg/L	0,001	µg/L	---	20	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Molibdênio	mg/L	0,001	µg/L	70	70	---	SMWW 3125 B
Molinato	µg/L	0,05	µg/L	---	6	6	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Níquel	mg/L	0,001	µg/L	20	20	70	SMWW 3125 B
o-Xileno	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
p,p'-DDD	µg/L	0,001	µg/L	2	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
p,p'-DDE	µg/L	0,001	µg/L	2	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
p,p'-DDT	µg/L	0,001	µg/L	2	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE	µg/L	0,002	µg/L	---	2	1	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 101	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
PCB 118	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 138 + PCB 158	µg/L	0,002	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 153	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 180	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 28	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 52	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB's - Bifenilas Policloradas	µg/L	0,001	µg/L	---	0,5	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Pendimetalina	µg/L	0,05	µg/L	---	20	20	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Pentaclorofenol	µg/L	1E-5	µg/L	9	9	9	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Permetrina	µg/L	0,05	µg/L	---	20	20	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Prata	mg/L	0,001	µg/L	50	100	---	SMWW 3125 B
Propanil	µg/L	0,05	µg/L	---	20	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Selênio	mg/L	0,001	µg/L	10	10	10	SMWW 3125 B
Simazina	µg/L	0,05	µg/L	---	2	2	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Sódio	mg/L	0,100	µg/L	---	200000	200000	SMWW 3125 B
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	5	µg/L	---	1000000	100000	SMWW 2540 C e E
Sulfato	mg/L	0,5	µg/L	---	250000	250000	EPA 300.0, 300.1 ou SM 4500 F C
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	0,5	µg/L	2	2	4	EPA 8260 D
Tetracloroeteno	µg/L	0,5	µg/L	40	40	40	EPA 8260 D
Tolueno	µg/L	1	µg/L	700	170	170	EPA 8260 D
Trans Clordano (Gama Clordano)	µg/L	0,001	µg/L	---	---	0,2	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Trans-1,2-Dicloroeteno	µg/L	1	µg/L	50	---	---	EPA 8260 D
Triclorobenzenos	µg/L	2	µg/L	---	20	20	EPA 8260 D
Tricloroeteno	µg/L	1	µg/L	70	70	20	EPA 8260 D

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Trifluralina	µg/L	0,05	µg/L	---	20	20	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Urânio	mg/L	0,001	µg/L	---	15	30	SMWW 3125 B
Vanádio	mg/L	0,001	µg/L	---	50	---	SMWW 3125 B
Zinco	mg/L	0,001	µg/L	1050	5000	5000	SMWW 3125 B
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	1	µg/L	280	---	---	EPA 8260 D
1,1-Dicloroetano	µg/L	1	µg/L	280	---	---	EPA 8260 D
1,3-Diclorobenzeno	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
Antraceno	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Benzo(g,h,i)perileno	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Di(2-etilhexil)ftalato	µg/L	1	µg/L	---	---	8	EPA 8270E-1, 3510C
Dibutilftalato	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Fenantreno	µg/L	0,01	µg/L	140	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Naftaleno	µg/L	0,01	µg/L	140	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
PCB's (soma 7)	µg/L	0,01	µg/L	3,5	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Cromo Hexavalente	mg/L	0,01	mg/L	---	---	---	SMWW 3500 Cr-B
Cromo Total	µg/L	1	µg/L	---	---	---	SMWW 3125 B
Cromo Trivalente	mg/L	0,01	mg/L	---	---	---	POP PA 016
DBO	mg/L	2	mg/L	---	---	---	SMWW 5210 B
DQO	mg/L	5	mg/L	---	---	---	SMWW 5220 D
Nitrato (como N)	mg/L	0,09	µg/L	10000	10000	10000	SMWW 4500 NO3 F
Nitrito (como N)	mg/L	0,02	µg/L	---	1000	1000	SMWW 4500 NO2 B / NO3 F
1,1,2,2-Tetracloroetano	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
1,2-Dicloropropano	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
2,4,5-T	µg/L	0,005	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
2,4,5-TP	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
2,4-D + 2,4,5-T	µg/L	0,1	µg/L	---	---	30	EPA 8270E-1, 3510C
4-nonil fenol	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
5-Alfa androstane	µg/L	5	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Acefato	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Acenafteno	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Acenaftileno	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Ametrina	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
AMPA	mg/L	0,01	mg/L	---	---	---	EPA 300.0, 300.1 ou SM 4500 F C
Bisfenol-A	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Bromodiclorometano	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
Bromofórmio	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
Cafeína	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Carbaril	µg/L	0,005	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Carbendazim + Benomil	µg/L	2	µg/L	---	---	120	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Cianeto Livre	mg/L	0,001	mg/L	---	---	---	ASTM D 7237
Cis-1,3-Dicloropropeno	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
Cloro Livre	mg/L	0,01	mg/L	---	---	---	POP PA 010
Cloro Residual Total	mg/L	0,01	mg/L	---	---	---	POP PA 010
Clorobenzeno	µg/L	1	µg/L	700	---	---	EPA 8260 D
Clorofila A	µg/L	1	µg/L	---	---	---	SMWW 10200 H
Clorotoluron	µg/L	0,025	µg/L	---	---	---	POP PA 095
Clorpirifós	µg/L	0,005	µg/L	---	30	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Colestanol	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Colesterol	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100mL	1	P/A em 100mL	---	Ausentes	Ausentes	SMEWW 9223 A e B
Coliformes Totais	NMP/100mL	1	P/A 100mL	---	---	Ausentes	SMEWW 9223 A e B
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	3	cel/mL	---	---	---	SMWW 10200
Contagem Padrão de Bactérias Heterotróficas	UFC/mL	1	UFC/mL	---	---	500	SMWW 9215 A&B
Coprostanol	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
DDD (isômeros)	µg/L	0,002	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
DDE (isômeros)	µg/L	0,002	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
DDT (isômeros)	µg/L	0,002	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Demeton (Demeton-O e Demeton-S)	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Dibromoclorometano	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
Diclofenaco de Sódio	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Dietil Ftalato	µg/L	1	µg/L	8	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Difenoconazol	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Endrin Aldeído	µg/L	0,1	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Endrin Ketone	µg/L	0,1	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Estigmaterol	µg/L	5	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Estradiol	µg/L	5	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Estrona	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Fenóis Totais	mg/L	0,001	mg/L	---	---	---	ISO 14402
Fipronil	µg/L	0,05	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Fluoranteno	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Fluoreno	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Fosfato (como P)	mg/L	0,01	mg/L	---	---	---	Método 4500 P-E
Fósforo	mg/L	0,010	mg/L	---	---	---	SMWW 3125 B
Fósforo Total	µg/L	10	µg/L	---	---	---	SMWW 3125 B
Gution (Azinfós Metil)	µg/L	0,004	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
HCH Delta	µg/L	0,05	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Ibuprofeno	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Isodrin	µg/L	0,1	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Isoproturon	µg/L	0,025	µg/L	---	---	---	POP PA 095
Metamidofós	µg/L	1	µg/L	---	---	12	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Norgestrel	µg/L	5	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Ometoato	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Paracetamol	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Parationa Etlíca	µg/L	0,005	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Parationa Metlíca	µg/L	1	µg/L	---	---	9	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Pireno	µg/L	0,01	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Progesterona	µg/L	5	µg/L	---	---	---	POP PA 139
Propargito	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Protioconazol	µg/L	2	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Surfactantes (como LAS)	mg/L	0,2	mg/L	---	---	0,5	POP PA 023/ISO 16265
Tebutiuron	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Tetraclorobenzenos	µg/L	1,0	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Tiametoxam	µg/L	1	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Tiram	µg/L	5	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Trans-1,3-Dicloropropeno	µg/L	1	µg/L	---	---	---	EPA 8260 D
PCB 105	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 114	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 170	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 44	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 66	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
PCB 87	µg/L	0,001	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, SMEWW 6410B
Clordano (isômeros)	µg/L	0,1	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Dodecacloropentaciclodecano	µg/L	0,05	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
HCH Alfa	µg/L	0,05	µg/L	---	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
HCH Beta	µg/L	0,05	µg/L	0,07	---	---	EPA 8270E-1, 3510C
Ácidos Haloacéticos Totais (9 compostos)	mg/L	0,036	mg/L	---	---	0,08	EPA 552.3
Amônia (como N)	mg/L	0,1	mg/L	---	---	---	ISO 11732 / SM 4500 NH3 F
Bromato	mg/L	0,005	mg/L	---	---	0,01	EPA 300.0, 300.1 ou SM 4500 F C
Cloraminas Totais	mg/L	0,01	mg/L	---	---	4,0	POP PA 010
Cloro Residual Livre	mg/L	0,01	mg/L	---	---	0,2 - 5	POP PA 010
Cor Aparente	CU	5	CU	---	---	15(**)	SMWW 2120 B
Diuron	µg/L	1	µg/L	---	---	90	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Dureza Total	mg/L	5	mg/L	---	---	500	SMWW 3125 B
Microcistinas	µg/L	0,10	µg/L	---	---	1	POP PA 043
Profenofós (P888)	µg/L	0,3	µg/L	---	---	---	POP PA 188 (LC/MS/MS)

Parâmetro	Dados do Método		Informações da Legislação				Método Analítico
	Unidade	LQ ¹	Unidade	VMP ² - CONAMA 420/09	VR ³ - Conama 396 Cons. Humano	VMP - GM/MS Nº 888/21	
Tebuconazol	µg/L	1	µg/L	---	---	180	POP PA 188 (LC/MS/MS)
Terbufós	µg/L	0,1	µg/L	---	---	1,2	EPA 8270E-1, 3510C
Trihalometanos Totais	mg/L	0,004	mg/L	---	---	0,1	EPA 8260 D
Turbidez	NTU	0,1	NTU	---	---	5(***)	SMWW 2130 B
pH (a 25°C)	---	2-13	---	---	---	---	SMEWW 4500 H B
Sulfetos (como H ₂ S não dissociado)	mg/L	0,002	mg/L	---	---	---	SMWW 4500 S H

NOTAS:

⁽¹⁾ LQ = Limite de Quantificação. Os LQ's acima apresentados, podem variar de acordo com as interferências da matriz.

⁽²⁾ VMP = Valor Máximo Permitido.

Fonte: Mérieux Nutrisciences (2023).

Para a determinação de resíduos de agrotóxicos nas amostras de água subterrânea foram empregadas metodologias analíticas específicas para compostos orgânicos semivoláteis. A análise de compostos semivoláteis em matrizes aquosas por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC/MS) foi realizada utilizando o método EPA 8321B (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1996). Complementarmente, a determinação de compostos semivoláteis em água por extração em fase sólida e posterior análise por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC/MSD) foi conduzida de acordo com o método EPA 8270E (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2018).

A utilização combinada dessas metodologias possibilitou a identificação e quantificação de diferentes classes de compostos orgânicos presentes em concentrações traço, aumentando a sensibilidade analítica e a confiabilidade dos resultados obtidos para avaliação da influência potencial das atividades agrícolas e do passivo ambiental sobre a qualidade da água subterrânea.

5.2.9 Avaliação dos parâmetros analíticos

Os resultados analíticos obtidos para as amostras de água subterrânea foram avaliados por meio da comparação com os valores orientadores estabelecidos na legislação ambiental e sanitária vigente. Para os parâmetros contemplados pela legislação brasileira, foram utilizados os limites definidos pela Resolução CONAMA nº 396, de 03 de abril de 2008, que dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, e pela

Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009, alterada pela Resolução CONAMA nº 460, de 30 de dezembro de 2013, que estabelece critérios e valores orientadores para avaliação da qualidade do solo e das águas subterrâneas em áreas contaminadas.

Complementarmente, foram considerados os Valores Orientadores para Água Subterrânea publicados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), amplamente utilizados em estudos de investigação ambiental e gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil.

Para substâncias que não possuem valores orientadores estabelecidos na legislação nacional, os resultados foram comparados aos valores de intervenção e remediação propostos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA), por meio da publicação *Region 9 Preliminary Remediation Goals (PRG) Table* (USEPA, 2011), bem como aos valores de referência internacionalmente reconhecidos da publicação do Ministério da Habitação, Planejamento Espacial e Meio Ambiente da Holanda (*Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment – VROM*), conhecida como Lista Holandesa (VROM, 2009).

A utilização integrada dessas referências permitiu uma avaliação abrangente da qualidade da água subterrânea, possibilitando a interpretação dos resultados analíticos mesmo para compostos que ainda não possuem valores orientadores específicos definidos pela legislação brasileira.

5.2.10 Controle de Qualidade das Amostras

Com o objetivo de garantir a integridade, representatividade e rastreabilidade das amostras coletadas, foram adotados procedimentos de controle e garantia da qualidade em todas as etapas de amostragem, acondicionamento, transporte e análise laboratorial.

Durante as atividades de campo, todos os profissionais envolvidos utilizaram equipamentos de proteção individual adequados, incluindo luvas nitrílicas descartáveis sem talco, substituídas a cada ponto amostral para evitar contaminação cruzada entre as amostras. Os equipamentos utilizados nas coletas foram previamente inspecionados e calibrados de acordo com as especificações dos fabricantes e os protocolos estabelecidos para monitoramento de águas subterrâneas.

A frascaria destinada à coleta das amostras foi previamente preparada, higienizada e identificada pelo laboratório responsável, utilizando códigos únicos e rastreáveis para cada parâmetro analítico e ponto de monitoramento. Os procedimentos de preservação, acondicionamento e transporte seguiram as recomendações estabelecidas pelo *Standard Methods for the Examination of*

Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2017) e pelos protocolos laboratoriais compatíveis com os requisitos da ABNT NBR ISO/IEC 17025.

As informações referentes às campanhas de monitoramento foram registradas em fichas de campo específicas, encaminhadas juntamente com as amostras ao laboratório. Essas fichas continham informações relacionadas aos responsáveis pela coleta, identificação da amostra, código e localização do ponto amostral, data e horário da coleta, natureza e tipo da amostra, observações de campo, condições meteorológicas registradas nas 24 horas anteriores, parâmetros solicitados para análise e equipamentos utilizados durante os procedimentos de amostragem.

A adoção desses procedimentos permitiu assegurar a rastreabilidade das amostras, minimizar potenciais fontes de erro e garantir a confiabilidade dos resultados analíticos utilizados na avaliação da qualidade da água subterrânea na área do antigo Lixão Arroio Dourado.

5.2.11 Análise de dados

Inicialmente, os resultados obtidos para os parâmetros de qualidade da água subterrânea foram comparados aos valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 396/2008, pela Resolução CONAMA nº 420/2009 e pela Portaria GM/MS nº 888/2021. A comparação entre as médias observadas para cada grupo de parâmetros e os respectivos valores de referência foi realizada por meio do teste *t* para uma amostra (*One-Sample t-Test*), adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Esse procedimento permitiu verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre os valores observados e os limites de qualidade estabelecidos pela legislação vigente.

Posteriormente, visando identificar padrões de associação entre as variáveis monitoradas e reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados, foi aplicada a Análise de Componentes Principais (*Principal Component Analysis – PCA*). A técnica foi empregada separadamente para os grupos de parâmetros físico-químicos, microbiológicos, compostos BTEX, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), compostos inorgânicos, ânions, metais, compostos orgânicos semivoláteis (SVOC) e pesticidas.

A PCA permitiu sintetizar a variabilidade dos dados em componentes ortogonais, facilitando a identificação de padrões hidroquímicos, possíveis fontes de contaminação e associações entre os diferentes grupos de contaminantes. Para cada conjunto analisado foram extraídas as cargas fatoriais associadas ao primeiro componente principal, uma vez que esse componente representa a maior parcela da variabilidade total dos dados.

Com o objetivo de avaliar a distribuição espacial dos padrões identificados pela PCA, as cargas fatoriais do primeiro componente principal foram associadas às coordenadas geográficas dos respectivos pontos amostrais e posteriormente interpoladas utilizando o método *Inverse Distance Weighting* (IDW). Esse método de interpolação espacial estima valores para locais não amostrados a partir da média ponderada dos pontos vizinhos, atribuindo maior influência aos pontos mais próximos e menor influência aos mais distantes (BABAK; DEUTSCH, 2009).

A integração entre os resultados da PCA e os mapas gerados por IDW possibilitou identificar áreas com maior concentração de variáveis associadas aos diferentes grupos de contaminantes, permitindo avaliar tendências espaciais e potenciais zonas de influência do passivo ambiental. A interpretação conjunta dos componentes principais e das superfícies interpoladas constituiu a base para a caracterização hidrogeoquímica da área e para a compreensão dos processos ambientais relacionados à qualidade da água subterrânea.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2024), enquanto os procedimentos de geoprocessamento, interpolação espacial e elaboração cartográfica foram desenvolvidos no software QGIS, versão 3.34.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Físico-Química

A avaliação dos parâmetros físico-químicos da água subterrânea permitiu identificar alterações relevantes na composição hidroquímica da área investigada. Entre as variáveis que possuem valores orientadores estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, observou-se que o pH apresentou valor médio de $6,22 \pm 1,04$, situando-se dentro da faixa recomendada para consumo humano (6,0 a 9,5), embora tenha apresentado diferença estatística em relação ao valor de referência adotado (Tabela 9).

Os resultados indicam condições predominantemente levemente ácidas, característica frequentemente observada em aquíferos desenvolvidos sobre rochas basálticas e em ambientes sujeitos à influência de matéria orgânica em decomposição.

Tabela 9 - Médias, desvios-padrão e resultados do teste t para uma amostra das variáveis provenientes dos dados de campo em comparação com os valores de referência da Resolução CONAMA n° 420/2009, Resolução CONAMA n° 396/2008 e Portaria GM/MS n° 888/2021.

Variáveis	Médias	DP	Valores de referência			p-valores		
			Conam a 420	Conam a 396	GM/MS N° 888/21	Conam a 420	Conam a 396	GM/MS N° 888/21
pH (a 25°C)	6,22	1,04	NA	NA	6,0 a 9,5(*)	-	-	<0,0001
Cor aparente	112,99	161,16	Ausente	Ausente	15(**)	-	-	0,00016
Dureza total	81,61	100,44	Ausente	Ausente	500	-	-	<0,0001
Sólidos dissolvidos totais	24923 9,13	15694 9,84	Ausente	1000000	1000000	-	<0,0001	<0,0001
Sulfetos (H ₂ S não dissociado)	0,05	0,12	-	-	-	-	-	-
Surfactantes (como LAS)	0,17	0,11	Ausente	Ausente	0,5	-	-	<0,0001
Turbidez	57,60	85,88	Ausente	Ausente	5(***)	-	-	0,00014
DBO	1,50	1,06	-	-	-	-	-	-
DQO	15,68	19,30	-	-	-	-	-	-
Clorofila A	0,62	0,51	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio amoniacal								
Oxigênio dissolvido	1,95	2,48	-	-	-	-	-	-
Temperatura	24,94	1,45	-	-	-	-	-	-
Coluna d'água	1,59	0,92	-	-	-	-	-	-
Condutividade	528,70	382,85	-	-	-	-	-	-
Diâmetro do poço (D)	5,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Nível estático	4,65	2,19	-	-	-	-	-	-
Potencial redox	18,15	83,08	-	-	-	-	-	-
Profundidade do poço (h)	6,24	2,02	-	-	-	-	-	-
Volume estagnado	3,11	1,81	-	-	-	-	-	-
Fase livre (óleo)	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Amônia (como N)	19,20	21,24	-	-	-	-	-	-

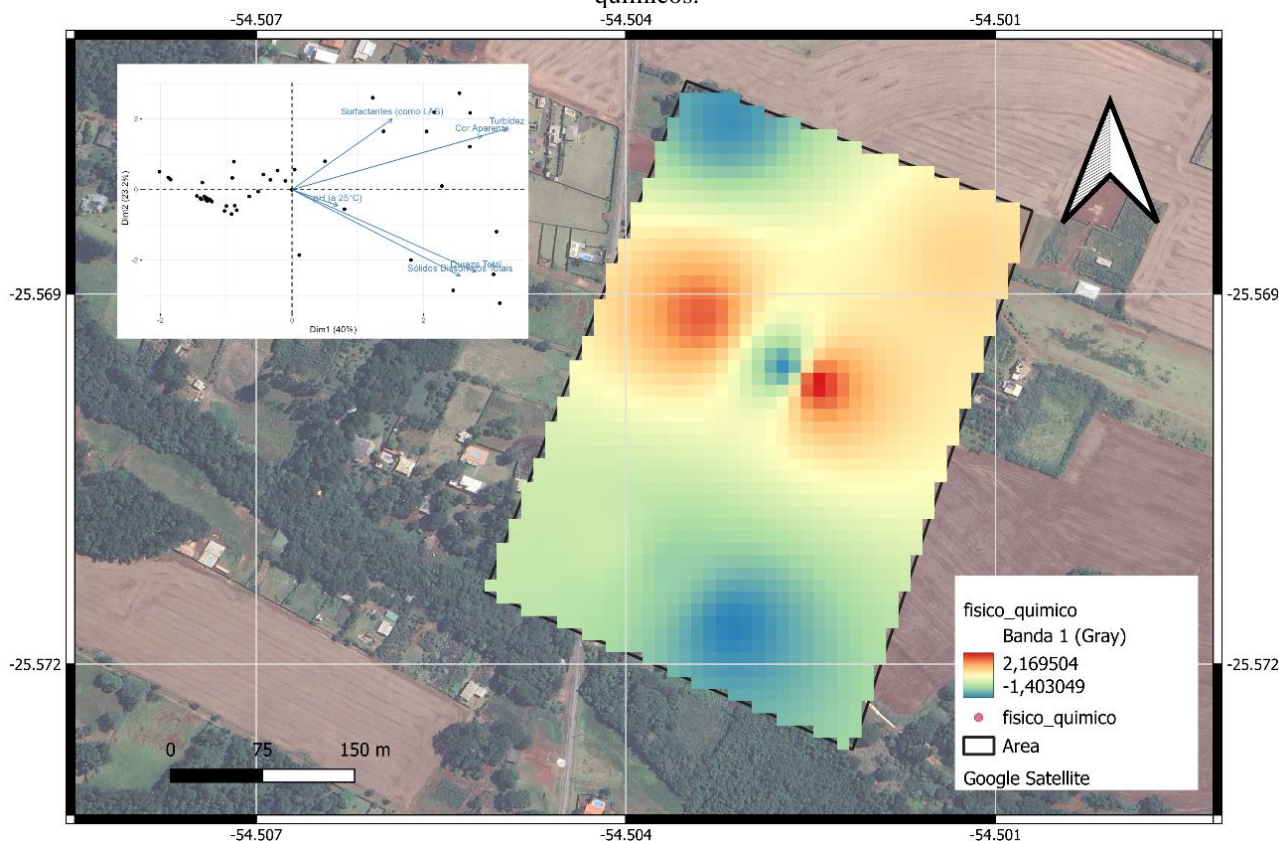
Nota: DP = desvio-padrão; NA = não aplicável; LAS = substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno (Linear Alkylbenzene Sulfonate); DBO = demanda bioquímica de oxigênio; DQO = demanda química de oxigênio; H₂S = sulfeto de hidrogênio; (*) Faixa recomendada para consumo humano conforme Portaria GM/MS n° 888/2021. Os p-valores foram obtidos por meio do teste t para uma amostra, comparando a média observada com o respectivo valor de referência. Valores de $p < 0,05$ indicam diferença estatisticamente significativa em relação ao padrão normativo adotado.

As maiores alterações foram observadas para os parâmetros cor aparente e turbidez, que apresentaram valores médios de $112,99 \pm 161,16$ uH e $57,60 \pm 85,88$ UNT, respectivamente. Esses resultados sugerem elevada variabilidade espacial entre os pontos monitorados e indicam a presença de material particulado em suspensão, além da possível influência de processos de lixiviação associados ao passivo ambiental existente na área. Segundo Fetter (2018), alterações simultâneas de cor e turbidez em águas subterrâneas podem estar relacionadas à mobilização de partículas finas, matéria orgânica dissolvida e precipitados metálicos, especialmente ferro e manganês.

Os sólidos dissolvidos totais apresentaram média de 9.123 ± 5.694 mg/L, enquanto a dureza total atingiu $81,61 \pm 100,44$ mg/L. Embora esses parâmetros apresentem ampla variabilidade entre os pontos amostrados, os resultados refletem processos de interação água-rocha característicos do Sistema Aquífero Serra Geral, cuja composição hidrogeoquímica é fortemente influenciada pelo intemperismo dos derrames basálticos da Formação Serra Geral (NANNI, 2008; MACHADO; FREITAS, 2005).

A análise multivariada demonstrou que as duas primeiras componentes principais explicaram 63,15% da variabilidade total dos dados. A Dimensão 1 foi influenciada principalmente pelos parâmetros cor aparente e turbidez, enquanto a Dimensão 2 apresentou maior associação com dureza total, sólidos dissolvidos totais e surfactantes. Esse resultado evidencia que a variabilidade observada na área é controlada simultaneamente por processos relacionados à presença de partículas em suspensão e por alterações na composição química dissolvida da água subterrânea.

Figura 22 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo DE compostos físico-químicos.



A distribuição espacial dos escores fatoriais da primeira componente principal está apresentada na

Figura 22. Observa-se a ocorrência de áreas com maiores escores fatoriais nas

porções central e nordeste da área de estudo, representadas pelas tonalidades vermelhas e alaranjadas do mapa. Essas regiões correspondem aos locais com maior influência conjunta de turbidez e cor aparente, indicando setores onde os processos de mobilização de partículas, matéria orgânica dissolvida e precipitados metálicos são mais expressivos.

Em contrapartida, as áreas representadas por tonalidades azuladas apresentam menores escores fatoriais, indicando menor influência das variáveis associadas ao componente principal. A distribuição espacial observada evidencia que as alterações físico-químicas não ocorrem de forma homogênea na área investigada, sugerindo a existência de controles locais relacionados às condições hidrogeológicas, ao uso e ocupação do solo e ao histórico de disposição de resíduos sólidos urbanos.

A integração entre os resultados laboratoriais, a Análise de Componentes Principais e a interpolação espacial permitiu identificar setores mais suscetíveis à alteração da qualidade da água subterrânea. Esses resultados reforçam a importância da utilização de abordagens integradas para a compreensão da dinâmica hidrogeoquímica em áreas contaminadas, permitindo distinguir processos naturais associados ao aquífero daqueles potencialmente relacionados ao passivo ambiental do antigo Lixão Arroio Dourado.

Observa-se a formação de áreas com maiores escores fatoriais na porção central e nordeste da área de estudo, representadas pelas tonalidades alaranjadas e vermelhas do mapa. Essas regiões indicam maior influência conjunta das variáveis associadas ao componente principal, sugerindo locais com maior mineralização da água subterrânea e potencial influência de fontes antrópicas relacionadas às ocupações existentes no entorno da área investigada.

Por outro lado, as áreas representadas por tonalidades azuladas apresentam menores escores fatoriais, indicando reduzida influência das variáveis que compõem o componente analisado. A distribuição espacial observada evidencia heterogeneidade hidroquímica na área de estudo, refletindo tanto processos naturais de interação água-rocha característicos do Sistema Aquífero Serra Geral quanto possíveis contribuições associadas ao histórico de uso e ocupação da área.

A integração entre a Análise de Componentes Principais e a interpolação espacial por IDW permitiu identificar padrões de distribuição que não seriam facilmente observados por meio da análise isolada dos resultados laboratoriais, contribuindo para a compreensão da dinâmica hidrogeoquímica da área investigada.

5.3.2 Contagem de cianobactérias

A contagem de cianobactérias apresentou média de $8,24 \pm 29,31$ cel/mL, evidenciando elevada variabilidade entre os pontos e campanhas de monitoramento (Tabela 10). O elevado desvio-padrão em relação à média sugere distribuição espacial e temporal heterogênea, indicando que a ocorrência desses organismos esteve concentrada em poucos eventos ou locais específicos da área investigada (Tabela 10).

Tabela 10 - Estatística descritiva da contagem de cianobactérias nas amostras de água subterrânea.

Variável	Grupo	Média	DP	Valores de referência			p-valores		
				Conam a 420	Conam a 396	GM/MS N° 888/21	Conam a 420	Conam a 396	GM/MS N° 888/21
Contagem de cianobactérias	Comunidades aquáticas	8,24	29,31	-	-		-	-	-

Nota: Não existem valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 396/2008, Resolução CONAMA n° 420/2009 ou Portaria GM/MS n° 888/2021 para contagem de cianobactérias em águas subterrâneas, impossibilitando a realização de comparações estatísticas com padrões normativos.

Embora as cianobactérias sejam organismos predominantemente associados a ambientes aquáticos superficiais, sua detecção em águas subterrâneas tem sido relatada em sistemas aquíferos rasos e em áreas com potencial interação entre águas superficiais e subterrâneas. Nesses casos, sua ocorrência pode estar relacionada à infiltração de águas pluviais, à comunicação hidráulica com corpos hídricos superficiais ou à presença de condições favoráveis em estruturas de captação com reduzido isolamento sanitário.

Considerando que a área de estudo está inserida em uma região caracterizada pela presença de drenagens superficiais, atividades agropecuárias e intensa dinâmica hidrológica, a ocorrência pontual de cianobactérias pode refletir processos locais de recarga e interação entre diferentes compartimentos do ciclo hidrológico. Entretanto, as concentrações observadas foram reduzidas e não evidenciam a existência de proliferação significativa desses organismos na água subterrânea.

Ressalta-se que a legislação brasileira vigente não estabelece valores orientadores para contagem de cianobactérias em águas subterrâneas. Dessa forma, não foi possível realizar comparações estatísticas com padrões de qualidade ou potabilidade, limitando a análise à caracterização descritiva dos resultados obtidos. Ainda assim, o monitoramento desse parâmetro apresenta relevância ambiental e sanitária, especialmente em áreas onde a água subterrânea é utilizada para abastecimento humano, como ocorre na comunidade localizada no entorno do antigo Lixão

Arroio Dourado.

5.3.3 Ânions

A avaliação dos ânions permitiu identificar diferenças significativas entre as concentrações observadas e os valores orientadores estabelecidos pelas legislações de referência (Tabela 11). Entre os parâmetros analisados, o nitrato apresentou concentrações significativamente inferiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009, Resolução CONAMA nº 396/2008 e Portaria GM/MS nº 888/2021 ($p < 0,0001$). De forma semelhante, bromato, cloreto, fluoreto, nitrito e sulfato apresentaram concentrações inferiores aos respectivos valores de referência, indicando ausência de comprometimento da qualidade da água subterrânea por esses compostos.

Tabela 11 - Estatística descritiva e comparação com valores orientadores para o grupo dos ânions.

Variáveis	Médias	DP	Valores de referência			p-valores		
			Conama 420	Conama 396	GM/MS Nº 888/21	Conama 420	Conama 396	GM/MS Nº 888/21
Bromato	0,00	0,00	Ausentes	Ausentes	0,01	-	-	<0,0001
Cloreto	26389,74	25912,89	Ausentes	250000	250000	-	<0,0001	<0,0001
Fluoreto	103,55	58,60	Ausentes	1500	1500	-	<0,0001	<0,0001
Fosfato (como P)	0,07	0,17	-	-	-	-	-	-
Nitrato (como N)	2988,61	4167,97	10000	10.000	10000	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Nitrito (como N)	15,11	10,64	Ausentes	1000	1000	-	<0,0001	<0,0001
Sulfato	7305,98	21284,19	Ausentes	250000	250000	-	<0,0001	<0,0001

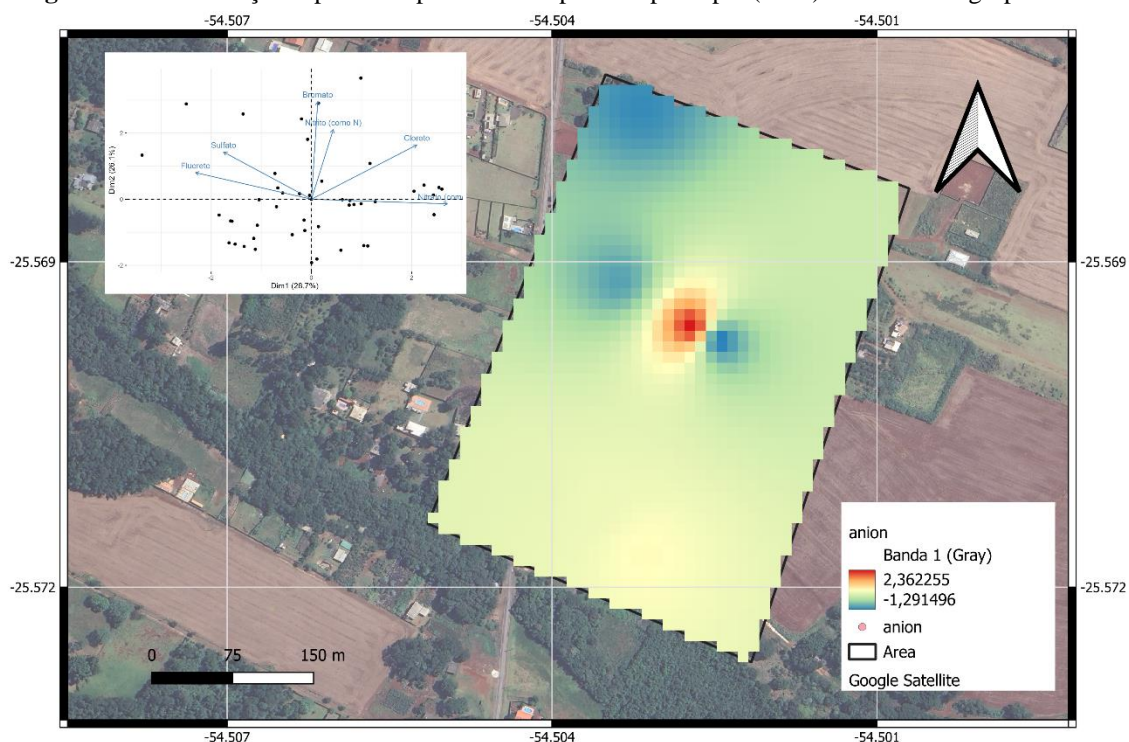
Nota: Valores de referência conforme Resolução CONAMA nº 396/2008, Resolução CONAMA nº 420/2009 e Portaria GM/MS nº 888/2021. Comparações realizadas por meio do teste t para uma amostra ($p < 0,05$). Não foi possível realizar a comparação estatística para variáveis que apresentaram ausência de variabilidade entre as amostras.

Embora os resultados obtidos estejam abaixo dos limites estabelecidos pela legislação, a análise multivariada permitiu identificar padrões espaciais relevantes na distribuição desses parâmetros. A Análise de Componentes Principais indicou que as duas primeiras dimensões explicaram 54,82% da variabilidade observada. A Dimensão 1 foi representada principalmente por nitrato, cloreto, fluoreto e sulfato, enquanto a Dimensão 2 apresentou maior associação com nitrito e bromato.

A distribuição espacial dos escores fatoriais da primeira componente principal é apresentada na Figura 23. Observa-se a ocorrência de uma área com elevados escores fatoriais na

região central da área de estudo, representada pelas tonalidades vermelhas e alaranjadas. Essas áreas correspondem aos locais com maior influência relativa do nitrato e menores contribuições de fluoreto e sulfato, refletindo o padrão de associação identificado pela PCA.

Figura 23 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo ânions.



Fonte: o autor (2024).

Por outro lado, as áreas representadas por tonalidades azuladas indicam menores escores fatoriais da primeira componente principal, caracterizando regiões com menores concentrações relativas de nitrato e maior influência de fluoreto e sulfato. Essa distribuição espacial evidencia a heterogeneidade hidrogeoquímica existente na área investigada e sugere a atuação simultânea de processos naturais e antrópicos na composição da água subterrânea.

O nitrato é amplamente reconhecido como um dos principais indicadores de influência antrópica em aquíferos, podendo estar associado ao uso de fertilizantes agrícolas, à infiltração de efluentes domésticos e à decomposição de matéria orgânica. Considerando o contexto de uso e ocupação da terra da Bacia do Rio Tamanduá, caracterizada pela predominância de atividades agrícolas mecanizadas, a distribuição espacial observada pode refletir a influência dessas atividades sobre a composição química da água subterrânea. Entretanto, as concentrações registradas permaneceram inferiores aos valores orientadores estabelecidos pela legislação vigente.

Os resultados demonstram que os ânions avaliados não representam restrição à

qualidade da água subterrânea na área investigada. Contudo, a análise espacial permitiu identificar diferenças locais na composição hidrogeoquímica, contribuindo para a compreensão dos processos de circulação, recarga e interação entre a água subterrânea e as atividades desenvolvidas no entorno do antigo Lixão Arroio Dourado.

5.3.4 Metais

A avaliação dos metais permitiu identificar diferenças importantes entre os valores observados e os valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 420/2009, Resolução CONAMA n° 396/2008 e Portaria GM/MS n° 888/2021 (Tabela 12).

Tabela 12 - Estatística descritiva e comparação das concentrações dos metais com os valores orientadores das legislações de referência.

Subclasse	Variáveis	Médias		Valores de referência			p-valores		
		Médias	DP	Conama 420	Conama 396	GM/MS N° 888/21	Conama 420	Conama 396	GM/MS N° 888/21
Metal representativo	Alumínio	1338,1 722,07	3	3500	200	200	<0,0001	0,01118	0,01118
	Alumínio dissolvido	120,05	636,79	3500	200	NA	<0,0001	0,39897	-
Semi-metal	Antimônio	0,25	0,00	5	5	5	Dc	Dc	Dc
	Arsênio	0,80	0,90	10	10	10	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Boro	28,77	29,82	500	500	NA	<0,0001	<0,0001	-
Alcalino	Lítio	1,02	0,79	-	-	-	-	-	-
	Sódio	23827,61	15235,15	Ausente	200000	200000	-	<0,0001	<0,0001
Alcalino-terroso	Berílio	0,50	0,00	-	4	-	-	Dc	-
Pesado	Bário	1028,6 840,01	7	700	700	700	0,36087	0,36087	0,36087
	Cádmio								
	Chumbo	1,74	2,91	10	10	10	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Cobalto	21,72	22,96	70	NA	NA	<0,0001	-	-
	Cobre	11,67	10,66	2000	2000	2000	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Cobre dissolvido	6,94	9,71	2000	2000	NA	<0,0001	<0,0001	-
	Cromo	1,54	2,21	50	50	50	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Cromo Total	1,54	2,21	50	50	50	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Ferro	5012,30	6755,26	2450	300	300	0,01346	<0,0001	<0,0001
	Ferro dissolvido	3991,56	5921,96	2450	300	Ausente	0,08426	0,00011	-

Manganês	1186,6 3	1101,1 5	400	100	100	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Mercúrio	0,05	0,00	1	1	1	Dc	Dc	Dc
Molibdênio	0,39	0,54	70	70	NA	<0,0001	<0,0001	-
Níquel	4,95	5,38	20	20	70	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Prata	0,25	0,00	50	100	-	Dc	Dc	-
Selênio	0,45	1,09	10	10	10	<0,0001	-	<0,0001
Urânio	0,29	0,12	Ausente	15	30	-	<0,0001	<0,0001
Vanádio	11,64	17,90	Ausente	50	Ausente	-	<0,0001	-
Zinco	15,56	23,83	1050	5000	5000	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Nota: Dc = dados constantes que inviabilizaram a realização da comparação estatística. NA = não aplicável. Ausente = ausência de valor orientador na respectiva legislação. As comparações foram realizadas por meio do teste *t* para uma amostra, considerando nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Valores orientadores: Resolução CONAMA nº 420/2009, Resolução CONAMA nº 396/2008 e Portaria GM/MS nº 888/2021.

Entre os elementos analisados, destacaram-se o alumínio, ferro e manganês, que apresentaram concentrações médias superiores aos respectivos valores orientadores para consumo humano. O alumínio apresentou média de $722,07 \pm 1.338,13 \mu\text{g/L}$, valor superior ao limite de $200 \mu\text{g/L}$ estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021. O ferro apresentou concentração média de $501,23 \pm 675,52 \mu\text{g/L}$, enquanto o manganês atingiu $1.186,63 \pm 1.101,15 \mu\text{g/L}$, excedendo os limites de potabilidade de $300 \mu\text{g/L}$ e $100 \mu\text{g/L}$, respectivamente.

O ferro dissolvido apresentou média de $3.991,50 \pm 5.921,91 \mu\text{g/L}$, indicando elevada disponibilidade da fração solúvel desse elemento na água subterrânea. Embora não exista valor de referência específico para ferro dissolvido na Portaria GM/MS nº 888/2021, os resultados evidenciam forte influência desse elemento na composição hidroquímica local.

O bário apresentou concentração média de $840,01 \pm 1.028,67 \mu\text{g/L}$, superior ao valor orientador de $700 \mu\text{g/L}$ adotado pelas legislações avaliadas. Entretanto, em função da elevada variabilidade observada entre as amostras, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas em relação aos valores de referência ($p > 0,05$).

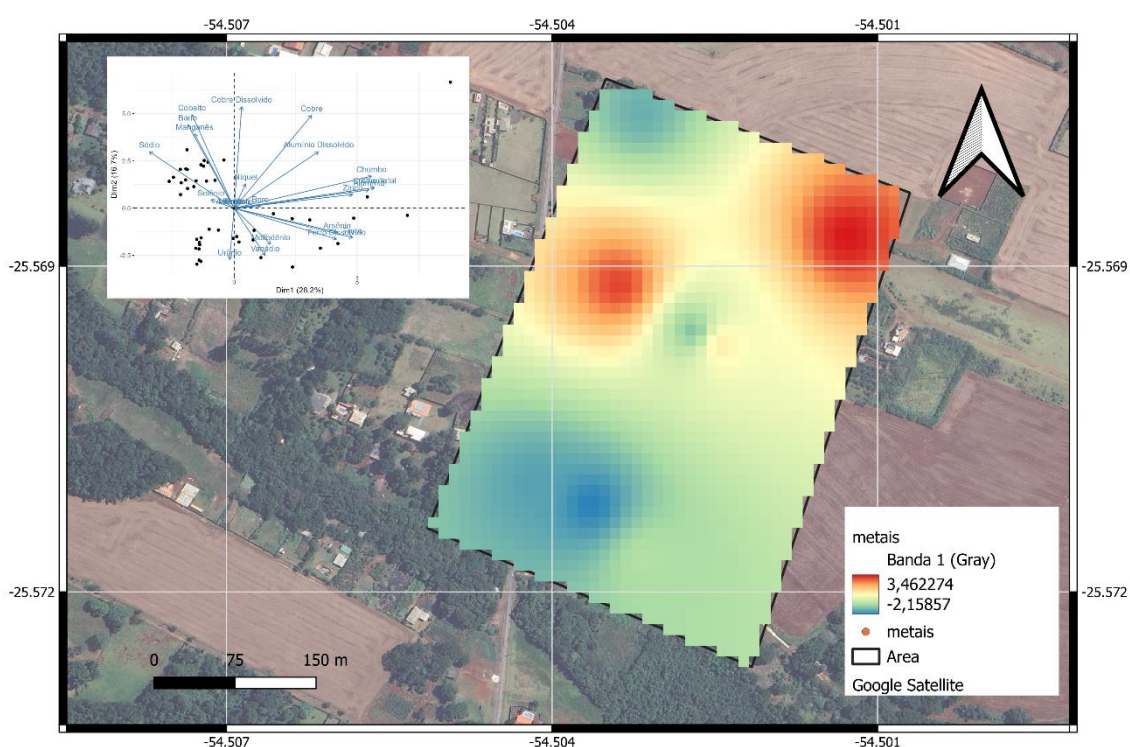
Por outro lado, elementos como arsênio, chumbo, cromo, níquel, cobre, zinco, cobalto, molibdênio, vanádio e selênio apresentaram concentrações inferiores aos respectivos valores orientadores, indicando ausência de comprometimento da qualidade da água subterrânea por esses elementos durante o período avaliado.

As concentrações elevadas de ferro, manganês e alumínio podem estar associadas aos processos naturais de intemperismo e dissolução dos minerais presentes nos derrames basálticos da Formação Serra Geral. Segundo Nanni (2008), a interação entre a água subterrânea e as rochas vulcânicas favorece a liberação desses elementos para a fase aquosa, especialmente em ambientes sujeitos a variações de pH e potencial redox.

A análise multivariada indicou que as duas primeiras componentes principais explicaram 42,86% da variabilidade observada para o grupo dos metais. A Dimensão 1 foi representada principalmente por cromo, cromo total, chumbo, alumínio, zinco, ferro, arsênio e ferro dissolvido, enquanto a Dimensão 2 apresentou contribuição secundária dos demais elementos avaliados.

A distribuição espacial dos escores fatoriais da primeira componente principal está apresentada na Figura 24. Observam-se áreas com maiores escores fatoriais nas porções central e nordeste da área de estudo, representadas pelas tonalidades vermelhas e alaranjadas do mapa. Essas regiões correspondem aos locais com maior influência conjunta de cromo, cromo total, chumbo, alumínio, zinco, ferro, arsênio e ferro dissolvido, indicando setores com maior concentração relativa desses elementos.

Figura 24 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo dos metais.



Fonte: o autor (2024).

Em contrapartida, as áreas representadas por tonalidades azuladas apresentam menores escores fatoriais, refletindo menor influência relativa desses metais na composição química da água subterrânea. A distribuição espacial observada evidencia um padrão mais disperso do que aquele verificado para os demais grupos de variáveis, sugerindo que os processos de mobilização e

transporte desses elementos ocorrem de forma mais abrangente na área investigada.

Embora as características geológicas do Sistema Aquífero Serra Geral exerçam influência significativa sobre a disponibilidade natural desses metais, a presença do passivo ambiental associado ao antigo Lixão Arroio Dourado pode contribuir para alterações locais na dinâmica hidrogeoquímica do sistema. Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade da água subterrânea, especialmente em áreas utilizadas para abastecimento humano e localizadas próximas a potenciais fontes de contaminação.

5.3.5 Compostos Orgânicos Aromáticos (BTEX)

Os compostos do grupo BTEX compreendem benzeno, tolueno, etilbenzeno e os isômeros de xileno, sendo amplamente utilizados em combustíveis derivados do petróleo e em diversos processos industriais. Em estudos ambientais, esses compostos são frequentemente empregados como indicadores de contaminação associada a combustíveis fósseis, devido à sua elevada mobilidade no meio subterrâneo e ao potencial de impacto sobre a qualidade das águas subterrâneas.

A avaliação dos compostos BTEX foi realizada para as variáveis que apresentaram valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009, Resolução CONAMA nº 396/2008 e Portaria GM/MS nº 888/2021. Os isômeros m,p-xileno e o-xileno não foram avaliados estatisticamente por não possuírem valores orientadores nas legislações utilizadas. O etilbenzeno apresentou valores constantes durante o período de monitoramento, inviabilizando a aplicação dos testes estatísticos.

Os resultados demonstraram que as concentrações médias de benzeno e tolueno permaneceram significativamente inferiores aos respectivos valores orientadores estabelecidos pelas legislações de referência ($p < 0,0001$), indicando ausência de comprometimento da qualidade da água subterrânea por esses compostos durante o período avaliado (Tabela 13).

Tabela 13 - Estatística descritiva e comparação com valores orientadores para os compostos orgânicos aromáticos do grupo BTEX.

Variáveis	Grupos	Médias	DP	Valores de referência			p-valores		
				Conama 420	Conama 396	GM/MS Nº 888/21	Conama 420	Conama 396	GM/MS Nº 888/21
Benzeno	ND	0,26	0,0 5	5	5	5	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Tolueno	ND	0,87	1,8 7	700	170	170	<0,0001	<0,0001	<0,0001

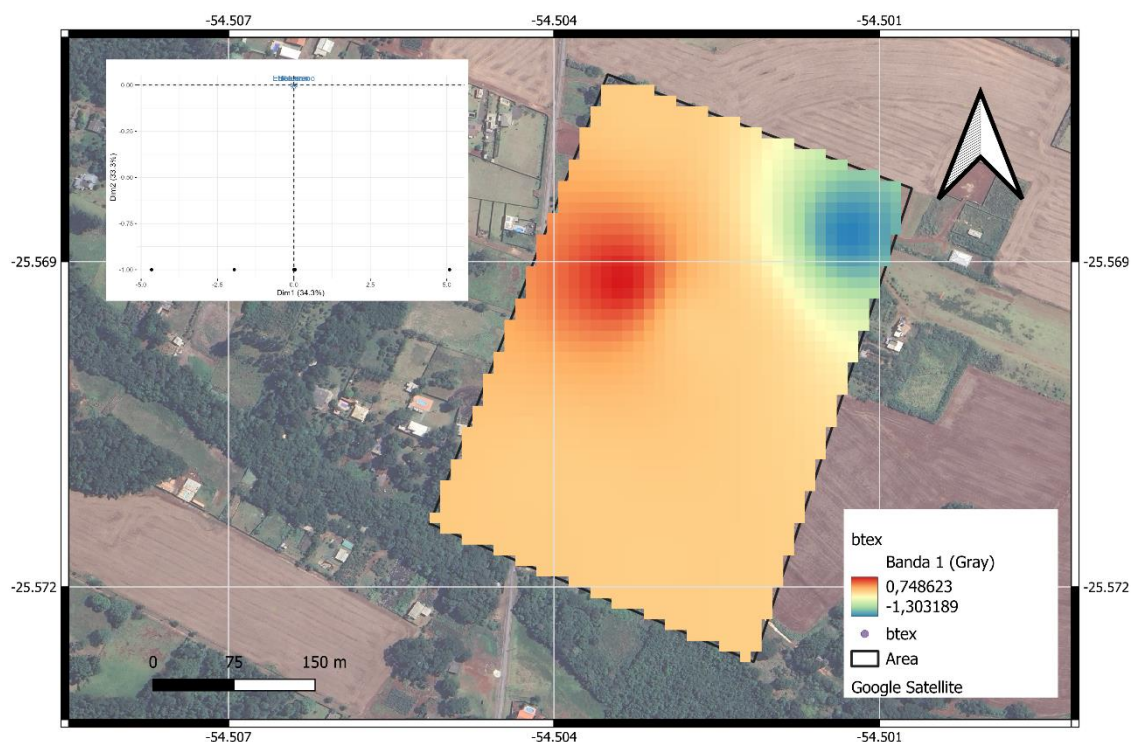
Etilbenzeno	ND	0,50	0,0 0	300	200	200	Dc	Dc	Dc
m,p-Xilenos	ND	1,00	0,0 0	-	-	-	-	-	-
o-Xileno	ND	0,50	0,0 0	-	-	-	-	-	-

Nota: ND = não detectado durante o período de monitoramento. Dc = dados constantes que inviabilizaram a realização da comparação estatística. O símbolo (-) indica ausência de valor orientador nas legislações de referência ou comparação estatística não aplicável. As comparações foram realizadas com base na Resolução CONAMA nº 396/2008, Resolução CONAMA nº 420/2009 e Portaria GM/MS nº 888/2021.

A análise multivariada indicou que as duas primeiras componentes principais explicaram 67,65% da variabilidade observada para o grupo BTEX. A Dimensão 1 foi representada principalmente por benzeno e tolueno, enquanto a Dimensão 2 apresentou maior associação com o etilbenzeno.

A distribuição espacial dos escores fatoriais da primeira componente principal é apresentada na Figura 25. Observa-se uma área com elevados escores fatoriais na porção centro-oeste da área investigada, representada pelas tonalidades vermelhas e alaranjadas. Essas regiões correspondem aos locais com maior influência relativa das variáveis benzeno e tolueno, que apresentaram maior contribuição para a composição da primeira componente principal.

Figura 25 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo BTEX.



Fonte: o autor (2024).

Por outro lado, as áreas representadas por tonalidades azuladas indicam menores escores fatoriais, refletindo menor influência desses compostos na composição química da água subterrânea. De forma geral, os resultados demonstram reduzida ocorrência dos compostos BTEX na área investigada, corroborando os resultados analíticos que indicaram concentrações inferiores aos valores orientadores estabelecidos pela legislação.

Embora os compostos BTEX sejam frequentemente associados a áreas contaminadas por combustíveis e derivados de petróleo, os resultados obtidos não evidenciaram concentrações que indiquem comprometimento da qualidade da água subterrânea na área do antigo Lixão Arroio Dourado. Ainda assim, a manutenção do monitoramento é recomendada, considerando o histórico de disposição de resíduos sólidos urbanos e o potencial de mobilização desses compostos em sistemas aquíferos.

5.3.6 Compostos Inorgânicos

Os compostos inorgânicos constituem importantes indicadores da qualidade ambiental das águas subterrâneas, uma vez que podem refletir tanto processos naturais associados à geologia local quanto influências antrópicas decorrentes do uso e ocupação do solo. Neste estudo, foram avaliadas as variáveis fósforo total, fósforo (como P), cianeto livre e cianeto.

Os resultados indicaram que o cianeto apresentou concentrações significativamente inferiores aos valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 396/2008 e pela Portaria GM/MS nº 888/2021 ($p < 0,0001$), evidenciando ausência de comprometimento da qualidade da água subterrânea por esse composto durante o período de monitoramento (Tabela 14).

Tabela 14 - Estatística descritiva e comparação dos compostos inorgânicos com os valores orientadores das legislações de referência.

Variáveis	Médias	DP	Valores de referência			p-valores		
			Conama 420	Conama 396	GM/MS N° 888/21	Conama 420	Conama 396	GM/MS N° 888/21
Fósforo Total	107,57	155,62	-	-	-	-	-	-
Fósforo	0,11	0,16	-	-	-	-	-	-
Cianeto livre	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Cianeto	0,83	0,48	Ausentes	70	70	-	<0,0001	<0,0001

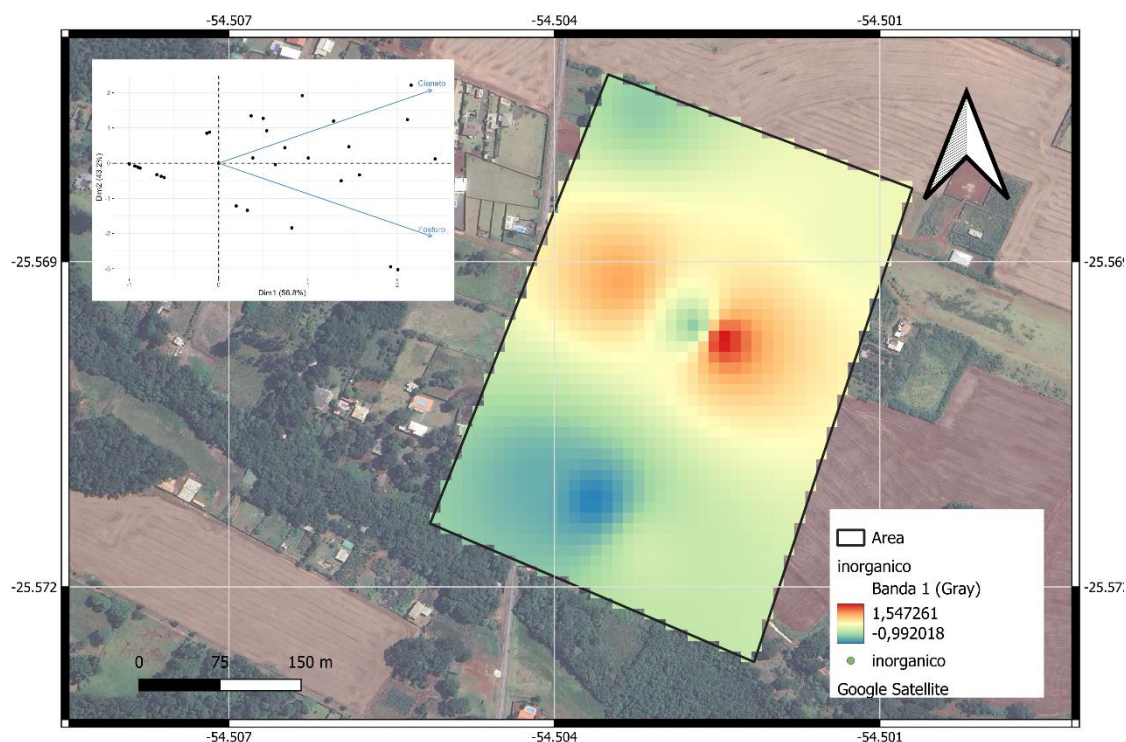
Nota: O símbolo (-) indica ausência de valor orientador na legislação de referência ou comparação estatística não aplicável. As comparações foram realizadas por meio do teste *t* para uma amostra, considerando nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Os valores orientadores adotados correspondem à Resolução CONAMA nº 420/2009, à Resolução CONAMA nº 396/2008 e à Portaria GM/MS nº 888/2021.

O cianeto é um composto amplamente utilizado em atividades industriais, incluindo processos metalúrgicos, galvanoplastia e produção química. Em ambientes aquáticos, concentrações elevadas podem representar riscos à biota e à saúde humana devido à sua elevada toxicidade. Entretanto, os resultados obtidos indicam concentrações reduzidas na área investigada, não evidenciando influência significativa desse contaminante sobre a qualidade da água subterrânea.

Para as variáveis fósforo total, fósforo (como P) e cianeto livre não existem valores orientadores específicos nas legislações adotadas, impossibilitando a realização de comparações normativas. Apesar disso, esses parâmetros foram incluídos na análise multivariada por sua relevância para a caracterização hidrogeoquímica da área.

O fósforo total apresentou elevada variabilidade entre os pontos monitorados, indicando heterogeneidade espacial na distribuição desse composto na área investigada. Embora não existam valores orientadores específicos para comparação normativa, sua ocorrência pode estar associada à presença de matéria orgânica, processos de decomposição de resíduos e contribuições difusas provenientes das atividades desenvolvidas no entorno da área de estudo.

Figura 26 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo dos compostos inorgânicos.



Fonte: o autor (2024).

A análise de componentes principais demonstrou que as duas primeiras dimensões

explicaram 100% da variabilidade observada para o grupo dos compostos inorgânicos. A Dimensão 1 apresentou associação predominante com fósforo e cianeto, enquanto a Dimensão 2 contribuiu de forma complementar para a representação da variabilidade dos dados.

A distribuição espacial dos escores fatoriais da primeira componente principal é apresentada na

Figura 26. Observam-se áreas com maiores escores fatoriais nas porções central e centro-leste da área investigada, representadas pelas tonalidades vermelhas e alaranjadas do mapa. Essas regiões correspondem aos locais com maior influência relativa dos parâmetros fósforo e cianeto, refletindo os padrões identificados pela análise multivariada.

Por outro lado, as áreas representadas por tonalidades azuladas apresentam menores escores fatoriais, indicando menor contribuição relativa dessas variáveis para a composição química da água subterrânea. A distribuição espacial observada sugere heterogeneidade hidrogeoquímica local, possivelmente relacionada às condições de recarga, circulação subterrânea e características do uso e ocupação do solo no entorno da área de estudo.

De forma geral, os resultados obtidos para o grupo dos compostos inorgânicos não indicam restrições à qualidade da água subterrânea associadas aos parâmetros avaliados. Entretanto, a distribuição espacial identificada pela análise multivariada evidencia a importância do monitoramento contínuo desses compostos, especialmente em áreas sujeitas à influência de atividades antrópicas e passivos ambientais históricos.

5.3.7 Microbiologia

A avaliação microbiológica da água subterrânea permitiu identificar indicadores relevantes relacionados à qualidade sanitária dos poços monitorados. A contagem padrão de bactérias heterotróficas apresentou média de $18.108,40 \pm 38.233,73$ UFC/mL, valor significativamente superior ao limite estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 (500 UFC/mL) ($p = 0,00312$), indicando elevada atividade microbiológica nas águas subterrâneas monitoradas (Tabela 15).

Tabela 15 - Estatística descritiva e comparação dos parâmetros microbiológicos com os valores orientadores das legislações de referência.

Variáveis	Média	DP	Valores de referência			p-valores		
			Co-nama 420	Co-nama 396	GM/MS Nº 888/21	Co-nama 420	Co-nama 396	GM/MS Nº 888/21
Contagem padrão de bactérias heterotróficas	18108,40	38233,73	Ausente	Ausente	500	-	-	0,00312

Coliformes termotolerantes (E. coli)	288,00	529,04	-	Ausente	Ausente	-	Dc	Dc
Coliformes Totais	26419,63	52387,16	-	-	Ausente	-	-	Dc
Microcistinas	0,05	0,00	-	-	1	-	-	Dc

Nota: Dc = dados constantes que inviabilizaram a realização da comparação estatística; Ausente = ausência de valor orientador na respectiva legislação. As comparações foram realizadas por meio do teste t para uma amostra, considerando nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Os valores orientadores adotados correspondem à Resolução CONAMA nº 420/2009, à Resolução CONAMA nº 396/2008 e à Portaria GM/MS nº 888/2021.

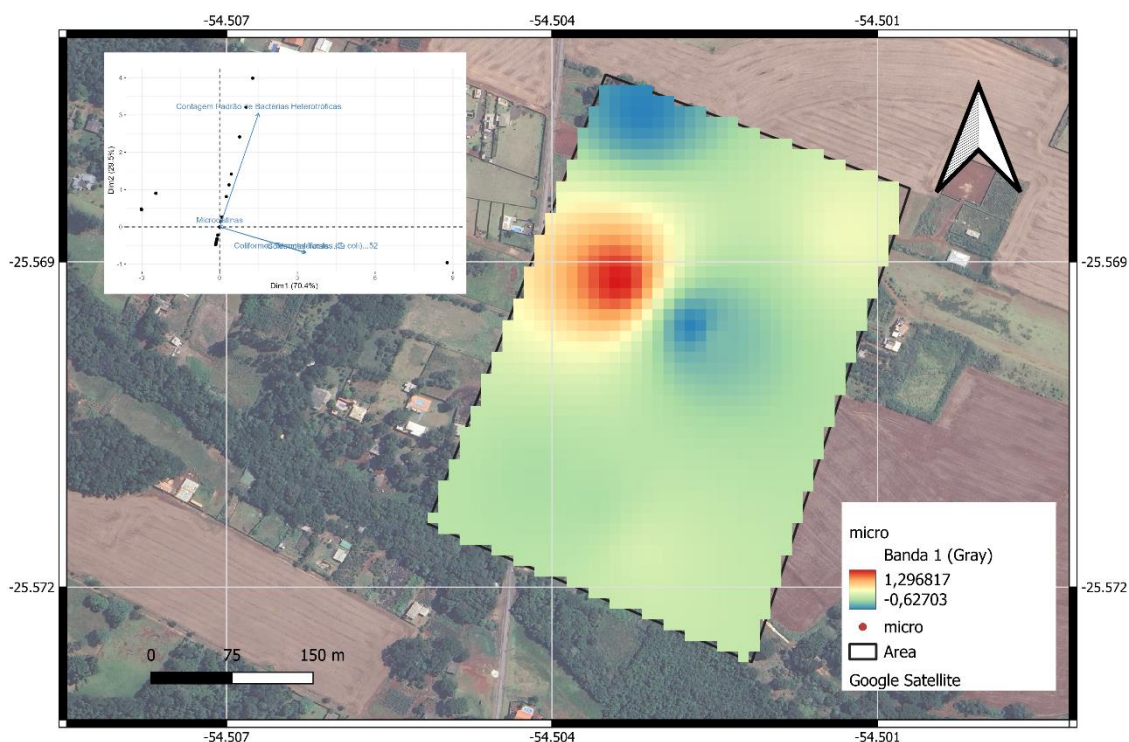
Por outro lado, a concentração média de microcistinas foi de $0,05 \pm 0,00 \mu\text{g/L}$, permanecendo abaixo do valor máximo permitido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 ($1 \mu\text{g/L}$), não evidenciando comprometimento da qualidade da água associado a esse parâmetro durante o período avaliado. As microcistinas são toxinas produzidas por determinadas espécies de cianobactérias e podem representar risco à saúde humana quando presentes em concentrações elevadas em mananciais destinados ao abastecimento público.

Os coliformes totais constituem um grupo de bactérias amplamente utilizado como indicador das condições sanitárias da água, sendo formados por microrganismos capazes de fermentar lactose com produção de gás em temperaturas próximas a $35 \text{ }^\circ\text{C}$. Já os coliformes termotolerantes, representados principalmente por *Escherichia coli*, constituem um subgrupo dos coliformes totais associado à contaminação fecal recente, sendo capazes de fermentar lactose em temperaturas entre 44 e $45,5 \text{ }^\circ\text{C}$. Embora não existam valores orientadores diretamente comparáveis para esses parâmetros no conjunto de legislações adotadas neste estudo, sua ocorrência fornece importantes evidências sobre a qualidade microbiológica da água subterrânea.

A análise multivariada demonstrou que as duas primeiras componentes principais explicaram 99,94% da variabilidade observada para o grupo microbiológico. A Dimensão 1 foi representada principalmente pelos coliformes termotolerantes (*E. coli*) e coliformes totais (Autovalor: Dim1 = 2,11), enquanto a Dimensão 2 apresentou maior associação com as microcistinas (Autovalor: Dim2 = 0,89).

A distribuição espacial dos escores fatoriais obtidos para o grupo microbiológico é apresentada na Figura 27. Observa-se que as áreas representadas por tonalidades quentes (laranja e vermelho) correspondem aos maiores escores fatoriais da primeira componente principal, indicando maior influência dos coliformes totais e dos coliformes termotolerantes (*E. coli*). Por outro lado, as áreas representadas por tonalidades frias (azul) apresentam menor contribuição relativa dessas variáveis microbiológicas.

Figura 27 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada aos parâmetros microbiológicos.



Fonte: o autor (2024).

A distribuição espacial observada evidencia heterogeneidade na qualidade sanitária da água subterrânea da área investigada, sugerindo a influência de fatores locais relacionados às condições de recarga, às características construtivas dos poços e ao histórico de uso e ocupação do solo. Considerando a utilização da água subterrânea para abastecimento humano na comunidade localizada no entorno do antigo Lixão Arroio Dourado, os resultados reforçam a importância do monitoramento microbiológico contínuo como ferramenta de acompanhamento da qualidade sanitária e de prevenção de potenciais riscos à saúde pública.

5.3.8 SVOC, Pesticidas e HPA

Os compostos orgânicos semivoláteis (SVOC), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) constituem importantes indicadores de contaminação ambiental, uma vez que podem estar associados a atividades agrícolas, industriais, disposição inadequada de resíduos sólidos e processos de combustão. A presença desses compostos em águas subterrâneas é frequentemente utilizada para avaliar a influência de fontes antrópicas sobre os aquíferos e subsidiar

estudos de diagnóstico ambiental e avaliação de risco.

Os resultados obtidos demonstraram que os compostos que apresentaram valores orientadores nas legislações de referência permaneceram significativamente inferiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 396/2008, Resolução CONAMA nº 420/2009 e Portaria GM/MS nº 888/2021 (Tabela 16). Dessa forma, não foram observadas evidências de comprometimento da qualidade da água subterrânea decorrentes da presença desses contaminantes durante o período de monitoramento.

Os SVOC compreendem uma ampla classe de compostos orgânicos caracterizados por menor volatilidade e maior persistência ambiental quando comparados aos compostos orgânicos voláteis. Entre seus representantes encontram-se fenóis clorados, pesticidas organoclorados e hidrocarbonetos aromáticos de maior massa molecular, frequentemente associados a resíduos industriais, combustíveis, solventes e passivos ambientais históricos.

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) constituem um grupo de compostos formados por múltiplos anéis aromáticos condensados, normalmente associados à combustão incompleta de matéria orgânica, derivados de petróleo e processos industriais. Alguns representantes desse grupo apresentam potencial tóxico, mutagênico e carcinogênico, razão pela qual são amplamente utilizados como indicadores ambientais em áreas potencialmente contaminadas.

No grupo dos pesticidas destacam-se compostos amplamente empregados em atividades agrícolas, como atrazina, simazina, metolacoloro, carbofurano e glifosato. O ácido aminometilfosfônico (AMPA), identificado neste estudo, corresponde ao principal metabólito de degradação do glifosato e é frequentemente monitorado em conjunto com esse herbicida devido à sua persistência ambiental e mobilidade no solo.

Apesar da detecção de alguns compostos em concentrações reduzidas, os resultados indicam que as concentrações observadas permaneceram abaixo dos valores orientadores estabelecidos pelas legislações aplicáveis, sugerindo reduzida influência desses contaminantes sobre a qualidade da água subterrânea da área investigada.

Tabela 16 - Médias, desvios-padrão e resultados do teste t para VOC, SVOC, pesticidas e HPA em águas subterrâneas da área de estudo. Valores orientadores conforme Resolução CONAMA nº 420/2009, Resolução CONAMA nº 396/2008 e Portaria GM/MS nº 888/2021.

Variáveis	Média	DP	Valores de referência			p-valores		
			Conama 420	Conama 396	GM/MS Nº 888/21	Conama 420	Conama 396	GM/MS Nº 888/21
1,1,1-Tricloroetano	0,33	0,18	280	Ausentes	Ausentes	<0,0001	-	-
1,1,2-Tricloroetano	0,33	0,18	-	-	-	-	-	-

1,1-Dicloroetano	0,33	0,18	280	Ausentes	Ausentes	<0,0001	-	-
1,2-Dicloroetano	0,33	0,18	10	10	10	<0,0001	<0,0001	<0,0001
1,1-Dicloroetano	0,33	0,18	30	30	30	<0,0001	<0,0001	<0,0001
1,2-Dicloroetano (cis+trans)	0,77	0,24	50	50	50	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Triclorobenzos	1,50	0,00	20	20	20	Dc	Dc	Dc
1,2,4-Triclorobenzos	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
1,3,5-Triclorobenzos	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
1,4-Diclorobenzos	0,25	0,22	300	300	30	<0,0001	<0,0001	<0,0001
1,2-Diclorobenzos	0,50	0,00	1000	1000	10	Dc	Dc	Dc
1,3-Diclorobenzos	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
1,2-Dicloropropano	0,33	0,18	-	-	-	-	-	-
Bromodiclorometano	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Bromofórmio	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Trans-1,2-Dicloroetano	0,33	0,18	-	-	-	-	-	-
Tricloroetano	0,20	0,05	70	70	20	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Tetracloroto de carbono	0,25	0,00	2	2	4	Dc	Dc	Dc
Cloreto de vinila	0,25	0,00	5	5	2	Dc	Dc	Dc
Diclorometano	0,50	0,00	20	20	20	Dc	Dc	Dc
Tetracloroetano	0,50	0,00	40	40	40	Dc	Dc	Dc
Dibromoclorometano	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Cis-1,3-Dicloropropeno	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Clorobenzos	0,34	0,17	-	-	-	-	-	-
Trans-1,3-Dicloropropeno	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
2,4-D + 2,4,5-T	0,01	0,01	Ausentes	Ausentes	30	-	-	<0,0001
2,4,5-T	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
2,4,5-TP	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
2,4-D	0,00	0,00	-	30	-	-	Dc	-
Ametrina	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Acenafteno	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-
Acenaftileno	0,01	0,00	-	-	-	-	-	-
Antraceno	0,01	0,00	-	-	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)	0,01	0,00	-	-	-	-	-	-

perileno								
Fluoranteno	0,01	0,00	-	-	-	-	-	-
Fluoreno	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-
Pireno	0,01	0,00	-	-	-	-	-	-
In- deno(1,2,3,c d)pireno	0,00	0,00	0,17	0,05	Ausentes	<0,0001	<0,0001	-
Benzo(a)pi- reno	0,00	0,00	0,7	0,05	0,7	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Benzo(b)flu- oranteno	0,00	0,00	Ausentes	0,05	Ausentes	-	<0,0001	-
Benzo(k)flu- oranteno	0,00	0,00	Ausentes	0,05	Ausentes	-	<0,0001	-
Criseno	0,00	0,00	Ausentes	0,05	Ausentes	-	<0,0001	-
Benzo(a)an- traceno	0,00	0,00	1,75	0,05	Ausentes	<0,0001	<0,0001	-
Di- benzo(a,h)an traceno	0,00	0,00	0,18	0,05	Ausentes	<0,0001	<0,0001	-
Fenantreno	0,01	0,01	140	Ausentes	Ausentes	<0,0001	-	-
Naftaleno	0,12	0,37	140	Ausentes	Ausentes	<0,0001	-	-
Demeton (Demeton-O e Demeton- S)	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-
Gution (Azinfós me- til)	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Malationa	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Parationa metílica	0,59	0,59	Ausentes	Ausentes	9	-	-	<0,0001
Parationa etílica	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Ometoato	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
DDD (isô- meros)	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
DDE (isôme- ros)	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
DDT (isôme- ros)	0,00	0,00	2	-	-	Dc	-	-
p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE	0,00	0,00	2	2	1	Dc	Dc	Dc
p,p'-DDD	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDE	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDT	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Aldrin	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Aldrin + di- eldrin	0,00	0,00	0,03	0,03	0,03	Dc	Dc	Dc
HCH Alfa	0,00	0,01	-	-	-	-	-	-
Cis Clordano (Alfa Clor- dano)	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Clordano (cis e trans)	0	0	-	0,2	-	-	Dc	-
Clordano (isômeros)	0	0	-	-	-	-	-	-
HCH Beta	0,00	0,01	0,07	Ausentes	Ausentes	<0,0001	-	-

Permetrina	0,00	0,00	Ausentes	20	20	-	<0,0001	<0,0001
HCH Delta	0,00	0,01	-	-	-	-	-	-
Dieldrin	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Endossulfan - ALFA	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Endossulfan - BETA	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Endossulfan sulfato	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Endossulfan (a, b e sul- fato)	0,00	0,00	-	20	20	-	Dc	Dc
Endrin	0,00	0,00	0,6	0,6	0,6	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Endrin alde- ído	0,00	0,01	-	-	-	-	-	-
Endrin ke- tone	0,00	0,01	-	-	-	-	-	-
Lindano (g- HCH)	0,00	0,00	2	2	2	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Trans clor- dano (Gama clordano)	0,00	0,00	Ausentes	Ausentes	0,2	-	-	<0,0001
Heptacloro	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Heptacloro epóxido	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
Heptacloro e heptacloro epóxido	0,00	0,00	-	0,03	-	-	Dc	-
Hexacloro- benzeno	0,00	0,00	1	1	Ausentes	<0,0001	<0,0001	-
Metoxicloro	0,00	0,00	Ausentes	20	Ausentes	-	<0,0001	-
Aldicarb sul- fona	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Aldicarb sul- fóxido	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Aldicarb + aldicarb sul- fona + aldi- carb sulfó- xido	2,02	1,15	Ausentes	Ausentes	10	-	-	<0,0001
Carbofuran	0,00	0,00	Ausentes	7	7	-	<0,0001	<0,0001
Acefato	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Atrazina	0,00	0,00	Ausentes	2	2	-	<0,0001	<0,0001
Diuron	0,50	0,00	-	-	90	-	-	Dc
Molinato	0,00	0,00	Ausentes	6	6	-	<0,0001	<0,0001
Metolacloro	0,00	0,00	Ausentes	10	10	-	<0,0001	<0,0001
Carbendazim + benomil	1,17	0,38	Ausentes	Ausentes	120	-	-	<0,0001
Tebuconazol	0,50	0,00	-	-	180	-	-	Dc
Metamidofós	0,50	0,00	-	-	12	-	-	Dc
Aldicarb	0,50	0,00	-	-	-	-	-	-
Ampa	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-
Cloraminas totais	0,01	0,02	Ausentes	Ausentes	4	-	-	<0,0001
Glifosato + AMPA	14,5 2	12,4 4	Ausentes	500	500	-	<0,0001	<0,0001
Cromo hexa- valente	0,01	0,00	-	-	-	-	-	-

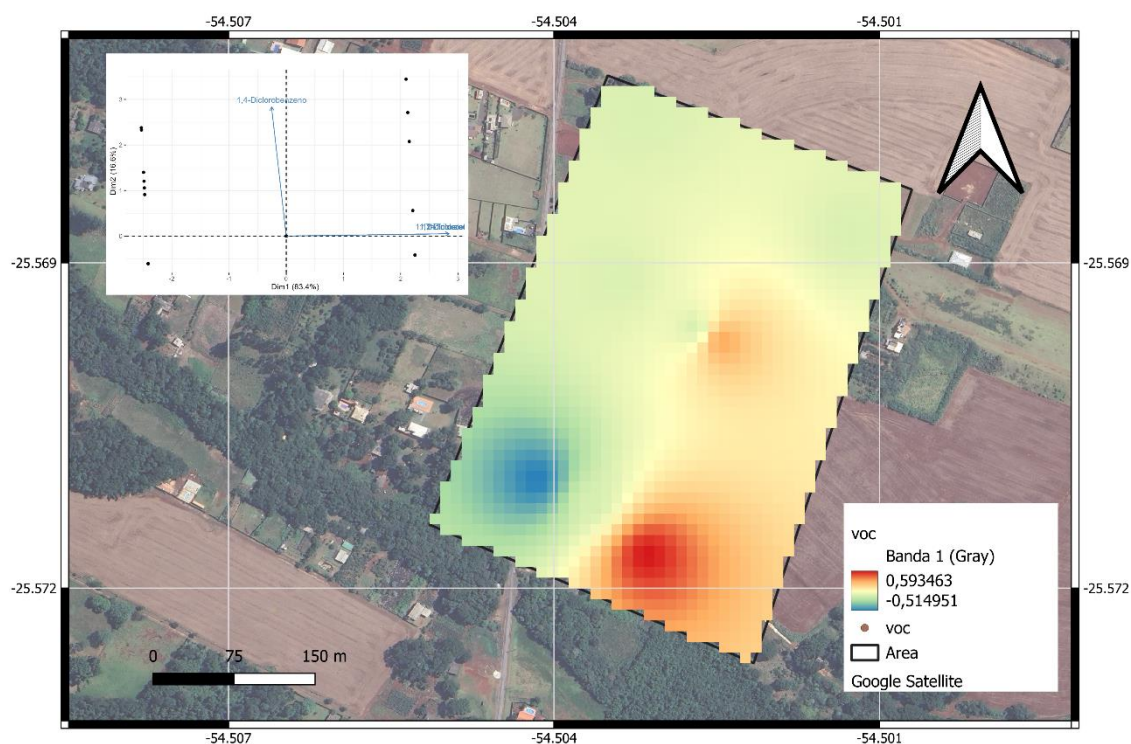
Cromo trivalente	0,01	0,00	-	-	-	-	-	-
Acrilamida	0,05	0,00	-	0,5	0,5	-	Dc	Dc

Nota: Dc = dados constantes que inviabilizaram a realização da comparação estatística; NA = não aplicável; Ausente = ausência de valor orientador na respectiva legislação. As comparações foram realizadas por meio do teste *t* para uma amostra, considerando nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Os valores orientadores adotados correspondem à Resolução CONAMA n° 420/2009, à Resolução CONAMA n° 396/2008 e à Portaria GM/MS n° 888/2021.

5.3.8.1 Compostos Orgânicos Voláteis (VOC)

A análise integrada dos compostos orgânicos voláteis demonstrou que as duas primeiras componentes principais explicaram 100% da variabilidade observada. A Dimensão 1 foi representada principalmente pelos compostos 1,1,1-tricloroetano, tricloroetano, 1,2-dicloroetano, 1,1-dicloroetano e 1,1-dicloroetano, enquanto a Dimensão 2 apresentou maior associação com o 1,4-diclorobenzeno.

Figura 28 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada aos compostos orgânicos voláteis.



Fonte: o autor (2024).

A distribuição espacial dos escores fatoriais da primeira componente principal para o grupo dos compostos orgânicos voláteis é apresentada na Figura 28. As áreas representadas por tonalidades quentes (laranja e vermelho) correspondem aos maiores escores fatoriais da primeira

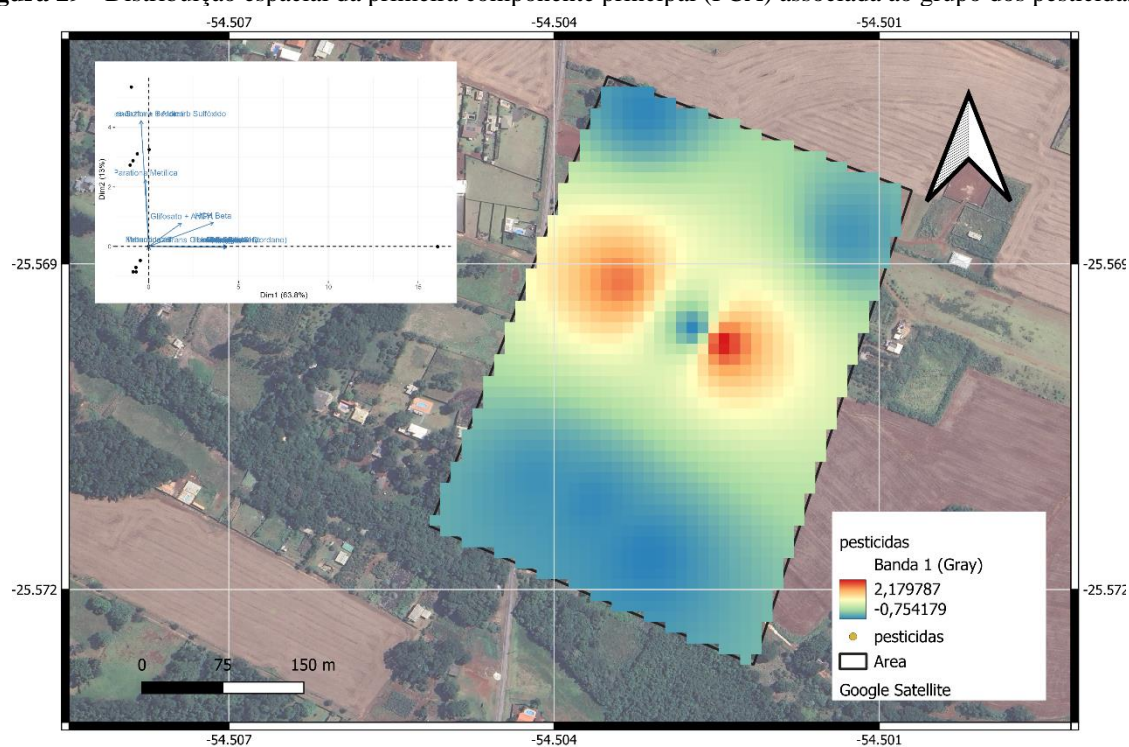
componente principal, indicando maior influência relativa dos compostos associados à Dimensão 1. Por outro lado, as áreas representadas por tonalidades frias (azul) apresentam menor contribuição dessas variáveis para a composição química da água subterrânea.

A distribuição espacial observada evidencia heterogeneidade hidrogeoquímica local, sugerindo que os processos de transporte e dispersão desses compostos são influenciados pelas características hidrogeológicas da área e pelas condições de uso e ocupação do solo.

5.3.8.2 Pesticidas

A análise integrada dos pesticidas demonstrou que as duas primeiras componentes principais explicaram 91,79% da variabilidade observada. A Dimensão 1 foi representada principalmente por permetrina, endrin, hexaclorobenzeno, carbofurano, molinato, metolacoloro, lindano, trans-clordano, metoxicloro, atrazina, HCH beta e glifosato + AMPA, enquanto a Dimensão 2 apresentou maior associação com carbendazim + benomil, parationa metílica, tebucanazol e metamidofós.

Figura 29 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada ao grupo dos pesticidas.



Fonte: o autor (2024).

A distribuição espacial dos escores fatoriais obtidos para o grupo dos pesticidas é

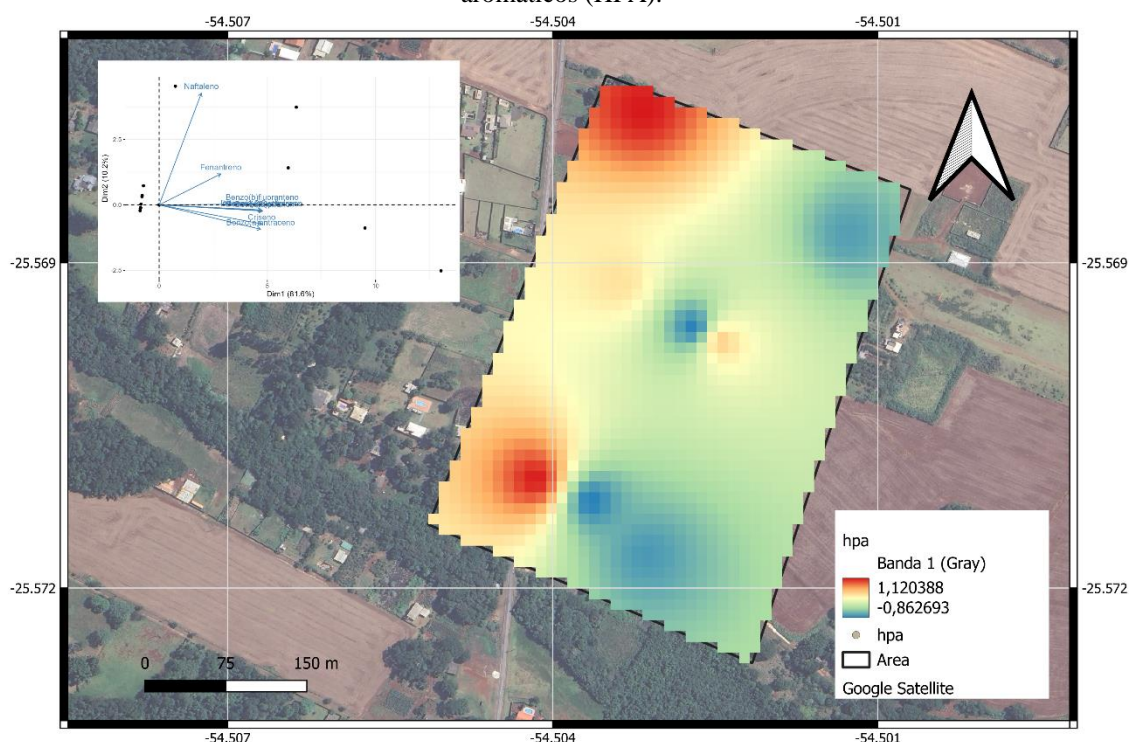
apresentada na Figura 29. As áreas representadas por tonalidades quentes (laranja e vermelho) correspondem aos maiores escores fatoriais da primeira componente principal, indicando maior influência relativa dos compostos associados às atividades agrícolas desenvolvidas na região. Por outro lado, as áreas representadas por tonalidades frias (azul) apresentam menores escores fatoriais e menor contribuição dessas variáveis para a composição química da água subterrânea.

Embora alguns pesticidas tenham sido detectados durante o monitoramento, as concentrações observadas permaneceram inferiores aos valores orientadores estabelecidos pelas legislações de referência, não indicando comprometimento da qualidade da água subterrânea pelos compostos avaliados.

5.3.8.3 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

A análise integrada dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos demonstrou que as duas primeiras componentes principais explicaram 91,79% da variabilidade observada. A Dimensão 1 foi representada principalmente por benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno, criseno, indeno(1,2,3-cd)pireno e benzo(a)antraceno, enquanto a Dimensão 2 apresentou maior associação com fenantreno e naftaleno.

Figura 30 - Distribuição espacial da primeira componente principal (PCA) associada aos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA).



Fonte: o autor (2024).

A distribuição espacial dos escores fatoriais obtidos para o grupo dos HPA é apresentada na Figura 30. As áreas representadas por tonalidades quentes (laranja e vermelho) correspondem aos maiores escores fatoriais da primeira componente principal, indicando maior influência relativa dos compostos associados à Dimensão 1. Em contrapartida, as áreas representadas por tonalidades frias (azul) apresentam menores escores fatoriais e menor contribuição dessas variáveis para a composição química da água subterrânea.

Embora alguns compostos tenham sido detectados durante o monitoramento, as concentrações observadas permaneceram inferiores aos valores orientadores estabelecidos pelas legislações de referência. Dessa forma, não foram identificadas evidências de contaminação significativa por HPA nas águas subterrâneas monitoradas.

Os resultados obtidos para VOC, pesticidas e HPA indicam que esses grupos de contaminantes não constituíram fatores limitantes para a qualidade da água subterrânea durante o período avaliado. Entretanto, considerando o histórico de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no antigo Lixão Arroio Dourado, o monitoramento contínuo desses compostos permanece relevante para o acompanhamento de possíveis alterações futuras na qualidade ambiental do aquífero.

5.4 CONCLUSÃO

A avaliação da qualidade da água subterrânea no antigo Lixão Arroio Dourado evidenciou um sistema hidrogeoquímico heterogêneo, influenciado tanto pelas características naturais do Sistema Aquífero Serra Geral quanto pelos efeitos decorrentes da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos durante aproximadamente três décadas. A integração entre análises estatísticas, interpretação hidroquímica e modelagem espacial permitiu identificar padrões de distribuição dos contaminantes e compreender os fatores que condicionam sua ocorrência na área de estudo.

Os resultados demonstraram que os parâmetros relacionados aos metais apresentaram maior relevância ambiental quando comparados aos demais grupos analisados. Foram observadas concentrações de ferro, manganês e cromo superiores aos valores orientadores em determinados pontos de monitoramento, indicando a influência conjunta de processos geoquímicos naturais associados às rochas basálticas do Aquífero Serra Geral e de mecanismos de mobilização potencialmente relacionados ao histórico de disposição de resíduos sólidos urbanos. A distribuição espacial desses elementos evidenciou áreas com maior concentração nas proximidades do passivo ambiental, sugerindo influência localizada dos processos de percolação e interação entre resíduos, solo e água subterrânea.

Em relação aos compostos orgânicos, BTEX, pesticidas, SVOC e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), a maior parte das variáveis apresentou concentrações inferiores aos valores orientadores estabelecidos pela legislação brasileira. Embora esses resultados indiquem baixa ocorrência de contaminação orgânica dissolvida no período monitorado, a identificação pontual de alguns compostos demonstra a necessidade de manutenção do monitoramento ambiental, considerando a persistência de determinados contaminantes no ambiente subterrâneo e a possibilidade de variações temporais associadas às condições hidrogeológicas locais.

Os parâmetros microbiológicos evidenciaram a ocorrência de coliformes termotolerantes, coliformes totais e bactérias heterotróficas em parte das amostras analisadas, indicando vulnerabilidade sanitária do aquífero raso e possível influência de fontes superficiais de contaminação. Esse resultado reforça a necessidade de atenção especial ao uso da água subterrânea para consumo humano, especialmente em áreas próximas ao antigo local de disposição de resíduos.

A utilização integrada da Análise de Componentes Principais (ACP) e da interpolação espacial por Inverse Distance Weighting (IDW) mostrou-se eficiente para a identificação de padrões espaciais de distribuição dos contaminantes, permitindo a delimitação de áreas com maior

potencial de influência do passivo ambiental. Essa abordagem ampliou a compreensão dos processos hidrogeoquímicos atuantes na área e forneceu subsídios técnicos para o direcionamento de ações de monitoramento e gestão ambiental.

Os resultados obtidos reforçam a importância da continuidade do monitoramento da qualidade das águas subterrâneas na área do antigo lixão, com especial atenção aos metais potencialmente tóxicos e aos indicadores microbiológicos. Recomenda-se a manutenção das ações de acompanhamento ambiental, associadas à adoção de medidas preventivas e corretivas que minimizem riscos à saúde humana e ao meio ambiente, contribuindo para a gestão sustentável dos recursos hídricos subterrâneos em áreas urbanas sujeitas à influência de passivos ambientais históricos.

5.5 REFERÊNCIAS

AMBIENTAL CONSULTORIA EMPRESARIAL LTDA. *Investigação ambiental detalhada do antigo Lixão Arroio Dourado*. Foz do Iguaçu: Ambiental Consultoria Empresarial Ltda., 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 15847:2010 – Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento*. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR ISO/IEC 17025:2017 – Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração*. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.

BABAK, O.; DEUTSCH, C. V. Statistical approach to inverse distance interpolation. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, v. 23, n. 5, p. 543–553, 2009.

BARCELONA, M. J.; WEHRMANN, H. A.; VARNAU, A. E. Sampling groundwater monitoring wells. In: NIELSEN, D. M. (ed.). *Practical handbook of ground-water monitoring*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 309–330.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 396, de 03 de abril de 2008*. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009*. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 460, de 30 de dezembro*

de 2013. Altera a Resolução CONAMA nº 420/2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021*. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2021.

CHAVES, Henrique Sousa et al. Aplicação estatística multivariada para a avaliação físico-química na qualidade da água subterrânea na cidade de Parauapebas (Sudeste do Estado do Pará). *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, [S. l.], v. 11, n. 5, p. 261–272, 2020. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2020.005.0025. Disponível em: <https://sustenere.inf.br/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2020.005.0025>. Acesso em: 15 jun. 2026..

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7–8, p. 659–718, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Norma Técnica L6.410: amostragem de águas subterrâneas em poços de monitoramento*. São Paulo: CETESB, 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Valores orientadores para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

FETTER, C. W. *Applied Hydrogeology*. 5. ed. Long Grove: Waveland Press, 2018.

HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNÁNDEZ, J. M.; FERNÁNDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research*, v. 34, n. 3, p. 807–816, 2000.

IAPAR – INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. *Cartas de Solos do Estado do Paraná*. Londrina: IAPAR, 2008.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

MARQUES, T.; MATIAS, M. S.; SILVA, E. F.; DURÃES, N.; PATINHA, C. Temporal and spatial groundwater contamination assessment using geophysical and hydrochemical methods: the industrial chemical complex of Estarreja (Portugal) case study. *Applied Sciences*, v. 11, n. 15, p. 6732, 2021.

NANNI, A. S. O Sistema Aquífero Serra Geral. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. A. (org.). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHID, 2008.

OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. *Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento*. Jaboticabal: FUNEP, 1992.

PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS DE FOZ DO IGUAÇU (PMGRH). *Relatório Final*. Foz do Iguaçu: Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu, 2019.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE FOZ DO IGUAÇU (PMSB). *Relatório Final*. Foz do Iguaçu: Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu, 2019.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024.

REBOUÇAS, A. C. *Águas subterrâneas*. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

RIZEEI, H. M.; AZEEZ, O. S.; PRADHAN, B.; KHAMEES, H. H. Assessment of groundwater nitrate contamination hazard in a semi-arid region by using integrated parametric IPNOA and data-driven logistic regression models. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, art. 633, 2018.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): a case study. *Water Research*, v. 38, n. 18, p. 3980–3992, 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Low-flow (minimal drawdown) ground-water sampling procedures*. Washington, DC: USEPA, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Groundwater sampling guidelines for Superfund and RCRA project managers*. Washington, DC: USEPA, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Method 8270E: Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS)*. Washington, DC: USEPA, 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Method 8321B: Solvent Extractable Nonvolatile Compounds by High Performance Liquid Chromatography/Thermospray/Mass Spectrometry (HPLC/TS/MS)*. Washington, DC: USEPA, 1996.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa permitiu desenvolver uma avaliação integrada dos impactos ambientais e dos riscos à saúde humana associados ao antigo Lixão Arroio Dourado, localizado no município de Foz do Iguaçu, Paraná. A abordagem adotada combinou ferramentas de geoprocessamento, análise de risco, avaliação da qualidade do solo e da água subterrânea, estatística multivariada e análise espacial, proporcionando uma compreensão abrangente dos efeitos decorrentes de aproximadamente três décadas de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos na área estudada.

No primeiro capítulo, a análise da fragilidade ambiental da Bacia do Rio Tamanduá permitiu identificar setores com maior suscetibilidade à degradação ambiental, considerando a integração entre declividade, pedologia, hipsometria, uso e cobertura da terra e proximidade da rede de drenagem. Os resultados evidenciaram que parte significativa da bacia apresenta fragilidade ambiental elevada, especialmente em áreas submetidas à intensa atividade agropecuária e à redução da cobertura vegetal nativa. Esses achados demonstram a importância do planejamento territorial e da gestão ambiental para minimizar processos erosivos, assoreamento dos cursos d'água e perda da qualidade ambiental.

No segundo capítulo, a avaliação da qualidade do solo e do risco ecológico e à saúde humana evidenciou a presença de elementos potencialmente tóxicos, com destaque para ferro, manganês, alumínio, cromo e outros metais identificados em concentrações superiores aos valores de referência em determinados pontos amostrais. As análises espaciais permitiram identificar áreas de maior concentração desses contaminantes, caracterizando hotspots ambientais associados ao histórico de disposição de resíduos sólidos. Os resultados indicaram riscos potenciais para ecossistemas terrestres e para populações expostas, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo e da implementação de medidas de gerenciamento ambiental na área.

No terceiro capítulo, a aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA) associada à interpolação espacial por IDW permitiu identificar padrões hidrogeoquímicos e compreender a distribuição espacial dos diferentes grupos de contaminantes na água subterrânea. Os resultados demonstraram que a qualidade da água é influenciada por uma combinação de fatores naturais relacionados ao Sistema Aquífero Serra Geral e fatores antrópicos associados ao passivo ambiental do antigo lixão e às atividades agropecuárias desenvolvidas na Bacia do Rio Tamanduá. Embora a maior parte dos parâmetros avaliados tenha apresentado concentrações inferiores aos valores orientadores estabelecidos pela legislação, foram observadas ocorrências pontuais de metais

e outros indicadores de alteração hidrogeoquímica que justificam a continuidade do monitoramento ambiental.

De forma integrada, os resultados demonstram que os impactos ambientais associados ao antigo Lixão Arroio Dourado permanecem perceptíveis mesmo após décadas da interrupção das atividades de disposição de resíduos. A persistência de alterações na qualidade do solo e da água subterrânea evidencia que passivos ambientais históricos podem continuar influenciando os ecossistemas e a qualidade de vida das populações locais por longos períodos, exigindo ações permanentes de gestão e controle.

Os resultados obtidos fornecem subsídios técnicos relevantes para o planejamento ambiental municipal, para a gestão de áreas contaminadas e para a formulação de políticas públicas voltadas à proteção dos recursos naturais e da saúde humana. Nesse contexto, a pesquisa contribui diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente o ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), o ODS 6 (Água Potável e Saneamento), o ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), o ODS 15 (Vida Terrestre) e o ODS 16 (Paz, Justiça e Instituições Eficazes), ao fornecer informações estratégicas para a recuperação ambiental, prevenção de riscos e promoção do desenvolvimento sustentável.

Por fim, conclui-se que a integração entre geotecnologias, avaliação de risco ambiental, estatística multivariada e monitoramento hidrogeoquímico constitui uma abordagem eficiente para investigação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. A metodologia desenvolvida pode ser aplicada em outras áreas contaminadas do Brasil, contribuindo para o aprimoramento das estratégias de gerenciamento ambiental e para a proteção dos recursos naturais e da saúde das populações expostas.

7 MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 17 - Resultado analítico para o Poço de Monitoramento PM01

Compostos	Unidade	Período da coleta (mês/ano)				
		04/22	06/22	12/22	01/23	02/23
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	< 3	< 3	NA
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,2	0,6	< 0,1	6,6	NA
pH (a 25°C)	(vazio)	5,99	5,88	6,32	6,55	NA
Temperatura	°C	26,7	23,9	24,7	23,7	NA
Coluna D'água	m	3,31	2,13	0,7	0,36	NA
Condutividade	µS/cm	120	149	276	381	NA
Diâmetro do Poço (D)	cm	5	5	5	5	NA
Nível Estático	m	6,05	8,16	9,5	9,83	NA
Potencial Redox	mV	-5,8	-32,1	-6,3	8,4	NA
Profundidade do Poço (h)	m	9,36	10,29	10,2	10,19	NA
Volume Estagnado	L	6,5	4,2	1,4	0,7	NA
Fase Livre (óleo)	cm	0	0	0	0	NA
Avaliação de Ponto de Amostragem	(vazio)	NA	NA	NA	NA	Poço seco
Ácidos Haloacéticos Totais (9 compostos)	mg/L	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	NA
Cromo Hexavalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Cromo Trivalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Nitrato (como N)	µg/L	2350	261	383	1700	NA
Nitrito (como N)	µg/L	25	29	27	33	NA
Sulfato	µg/L	694	1740	1330	< 1000	NA
Cianeto	µg/L	1	1,21	< 1	< 1	NA
DBO	mg/L	6,8	< 2,2	3,6	< 2,4	NA
DQO	mg/L	15,7	< 5	66,3	9,7	NA
Fluoreto	µg/L	< 100	114	103	< 100	NA
Cloreto	µg/L	2530	5150	4520	56400	NA
Clorofila A	µg/L	< 1	< 2	< 1	< 1,1	NA
Sólidos Dissolvidos Totais	µg/L	58000	104000	116000	260000	NA
Sulfetos (como H2S não dissociado)	mg/L	< 0,002	< 0,002	0,079	< 0,002	NA
Surfactantes (como LAS)	mg/L	< 0,2	0,39	< 0,2	0,45	NA
Turbidez	NTU	10,6	163	175	287	NA
Cloro Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Cor Aparente	CU	250	300	500	250	NA
Fenóis Totais	mg/L	0,006	0,001	0,018	< 0,001	NA
Cloro Residual Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Bromato	mg/L	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Cloraminas Totais	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Glifosato + AMPA	µg/L	< 15	< 30	< 30	< 30	NA
Microcistinas	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA
Cianeto Livre	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Fosfato (como P)	mg/L	< 0,01	0,02	0,12	< 0,01	NA
AMPA	mg/L	< 0,01	< 0,02	< 0,02	< 0,02	NA
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Amônia (como N)	mg/L	0,328	5,75	6,23	45,7	NA
Cobre Dissolvido	µg/L	1,02	1,88	0,29	44,3	NA
Cromo Total	µg/L	2,38	4,93	7,89	8,37	NA
Ferro Dissolvido	µg/L	3560	4920	4350	12400	NA
Antimônio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA

Arsênio	µg/L	1,65	0,95	1,41	1,33	NA
Bário	µg/L	99,7	254	291	2340	NA
Berílio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Boro	µg/L	< 1	5,19	16,9	48,2	NA
Chumbo	µg/L	1,16	2,02	3,89	15,9	NA
Cobre	µg/L	9,51	14,5	25,3	53	NA
Ferro	µg/L	6450	8550	10700	13700	NA
Manganês	µg/L	421	1470	2340	871	NA
Merúrio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA
Níquel	µg/L	10,9	2,31	4,12	5,14	NA
Prata	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Selênio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Vanádio	µg/L	11,3	16,8	31,9	25,4	NA
Zinco	µg/L	11,8	5,91	91,5	53,6	NA
Cromo	µg/L	2,38	4,93	7,89	8,37	NA
Cobalto	µg/L	3,61	8,39	17,1	33,6	NA
Molibdênio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Alumínio Dissolvido	µg/L	< 1	1,91	6,23	4300	NA
Fósforo Total	µg/L	132	139	281	69,4	NA
Lítio	µg/L	< 1	1,33	1,81	1,1	NA
Urânio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Alumínio	µg/L	1180	3290	4270	4310	NA
Sódio	µg/L	16600	3990	3840	25400	NA
Dureza Total	mg/L	27,8	46,8	66,3	41,3	NA
Fósforo	mg/L	0,132	0,139	0,281	0,0694	NA
Coliformes Totais	NMP/100mL	NA	NA	NA	NA	NA
Coliformes Totais	NMP/100mL	NA	NA	NA	NA	NA
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	< 3	< 3	NA
Contagem Padrão de Bactérias Heterotróficas	UFC/mL	61000	24000	140000	3000	NA
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100mL	NA	NA	NA	NA	NA
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100mL	NA	NA	NA	NA	NA
Bisfenol-A	µg/L	< 1	1,16	NA	< 1	NA
4-nonil fenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
5-Alfa androstane	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Cafeína	µg/L	< 1	< 1	NA	< 1	NA
Colestanol	µg/L	< 1	< 1	NA	< 1	NA
Colesterol	µg/L	1,74	< 1	NA	< 1	NA
Coprostanol	µg/L	< 1	< 1	NA	< 1	NA
Diclofenaco de Sódio	µg/L	< 1	< 1	NA	< 1	NA
Estigmasterol	µg/L	< 5	< 5	NA	< 5	NA
Estradiol	µg/L	< 5	< 5	NA	< 5	NA
Estrona	µg/L	< 1	< 1	NA	< 1	NA
Ibuprofeno	µg/L	< 1	< 1	NA	< 1	NA
Norgestrel	µg/L	< 5	< 5	NA	< 5	NA
Paracetamol	µg/L	< 1	< 1	NA	< 1	NA
Progesterona	µg/L	< 5	< 5	NA	< 5	NA
Acenafteno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Acenaftileno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Antraceno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Benzo(a)antraceno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Benzo(a)pireno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA

Benzo(b)fluoranteno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Benzo(g,h,i)perileno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Benzo(k)fluoranteno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Criseno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Dibenzo(a,h)antraceno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Fenantreno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Fluoranteno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Fluoreno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Indeno(1,2,3,cd)pireno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Naftaleno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Pireno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
2,4,5-Triclorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
2,4-Diclorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
2-Clorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Aldrin + Dieldrin	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
Carbofuran	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Di(2-etilhexil)ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Dibutilftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Dietil Ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Endossulfan (a, b e sulfato)	µg/L	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	NA
Endrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
HCH Beta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Hexaclorobenzeno	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Pentaclorofenol	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Aldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
DDD (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
DDE (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
DDT (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
Dieldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
HCH Alfa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Lindano (g-HCH)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
2,6-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
2,4,5-T	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
2,4,5-TP	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
2,4-D	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Acrilamida	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA
Alaclor	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Atrazina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Carbaril	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Clordano (cis e trans)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
Demeton (Demeton-O e Demeton-S)	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Dodecacloropentaciclodecano	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
Metolacloro	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Metoxicloro	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB's - Bifenilas Policloradas	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Simazina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Trifluralina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Clordano (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
2,4-D + 2,4,5-T	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA

Aldicarb	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Aldicarb + Aldicarb Sulfona + Aldicarb Sulfóxido	µg/L	< 3	< 3	< 3	< 3	NA
Aldicarb Sulfona	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Aldicarb Sulfóxido	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Bentazona	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Carbendazim + Benomil	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	NA
Cis Clordano (Alfa Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Clorotalonil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Clorpirifós	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Diuron	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Endossulfan - ALFA	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Endossulfan - BETA	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Endossulfan Sulfato	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Heptacloro	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Metamidofós	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Molinato	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
p,p'-DDD	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
p,p'-DDT	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Parationa Metflica	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
PCB 101	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 118	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 138 + PCB 158	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
PCB 153	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 180	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 28	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 52	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Pendimetalina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Permetrina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Propanil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Tebuconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Terbufós	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	NA
Trans Clordano (Gama Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
HCH Delta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
2,3,4-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
2,3,5-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
2,3,6-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
2,3-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
2,5-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
3-Clorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Endrin Aldeído	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
PCB 105	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 114	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 170	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 44	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 66	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
PCB 87	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Malationa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Acefato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Tebutiuron	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA

Parationa Etflica	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
PCB's (soma 7)	µg/L	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	NA
Gution (Azinfós Metil)	µg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	NA
Ometoato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Ametrina	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Clorotoluron	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	NA
Difenoconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Endrin Ketone	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Fipronil	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	NA
Isodrin	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA
Isoproturon	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	NA
Profenofós (P888)	µg/L	< 0,1	< 0,1	NA	NA	NA
Propargito	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Protioconazol	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	NA
Tetraclorobenzenos	µg/L	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	NA
Tiametoxam	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Tiram	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	NA
Benzeno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Etilbenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
m,p-Xilenos	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	NA
o-Xileno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Tolueno	µg/L	5,5	< 1	12,3	< 1	NA
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
1,1,2,2-Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
1,2,4-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
1,2-Dicloropropano	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
1,3,5-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
1,3-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,56	NA
Bromodiclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Bromofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Cis-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Cloreto de Vinila	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Clorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
Clorofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Dibromoclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Diclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Trans-1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA
Trans-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Triclorobenzenos	µg/L	< 3	< 3	< 3	< 3	NA
Tricloroetano	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,3	< 0,3	NA
1,2-Dicloroetano (cis+trans)	µg/L	< 2	< 2	< 1,2	< 1,2	NA
Trihalometanos Totais	mg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	NA

NA: Não aplicável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 18 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM02

Compostos	Unidade	Período da coleta (mês/ano)					
		04/22	06/22	08/22	10/22	12/22	02/23
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	19	< 3	< 3	NA	< 3
Oxigênio Dissolvido	mg/L	< 0,1	0,5	1,8	0,6	NA	0,7
pH (a 25°C)	(vazio)	6,49	6,28	6,81	6,47	NA	6,44
Temperatura	°C	27,1	26,3	23,9	25,6	NA	28,3
Coluna D'água	m	1,97	1,7	2,33	3,6	NA	0,89
Condutividade	µS/cm	1720	872	799	944	NA	1400
Diâmetro do Poço (D)	cm	5	5	5	5	NA	5
Nível Estático	m	5,32	5,62	4,96	3,7	NA	6,47
Potencial Redox	mV	-44,2	-27,7	-28,6	-33,3	NA	-103,8
Profundidade do Poço (h)	m	7,29	7,32	7,29	7,3	NA	7,36
Volume Estagnado	L	3,9	3,3	4,6	7,1	NA	1,7
Fase Livre (óleo)	cm	0	0	0	0	NA	0
Avaliação de Ponto de Amostragem	(vazio)	NA	NA	NA	NA	Poço seco	NA
Ácidos Haloacéticos Totais (9 compostos)	mg/L	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	NA	< 0,036
Cromo Hexavalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,02	NA	< 0,01
Cromo Trivalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Nitrato (como N)	µg/L	329	< 100	< 100	< 100	NA	< 300
Nitrito (como N)	µg/L	51	16	13	< 10	NA	12
Sulfato	µg/L	83100	4430	72600	1640	NA	102000
Cianeto	µg/L	< 1	1,65	1,91	1,2	NA	2,24
DBO	mg/L	< 2,8	< 2,2	< 2,2	< 2,3	NA	4
DQO	mg/L	95,3	30,2	53,4	14,6	NA	58,3
Fluoreto	µg/L	< 100	102	< 250	< 100	NA	175
Cloreto	µg/L	8440	8880	3530	2900	NA	3030
Clorofila A	µg/L	< 7,7	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Sólidos Dissolvidos Totais	µg/L	520000	440000	568000	668000	NA	678000
Sulfetos (como H2S não dissociado)	mg/L	0,346	0,402	0,067	0,32	NA	0,067
Surfactantes (como LAS)	mg/L	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	NA	0,22
Turbidez	NTU	122	61,8	75,6	91,4	NA	186
Cloro Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Cor Aparente	CU	250	200	150	200	NA	200
Fenóis Totais	mg/L	0,001	0,002	< 0,001	< 0,001	NA	0,001
Cloro Residual Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Bromato	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,025	< 0,01	NA	< 0,01
Cloraminas Totais	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Glifosato + AMPA	µg/L	< 75	< 30	< 75	< 30	NA	< 75
Microcistinas	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	< 0,1
Cianeto Livre	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,001
Fosfato (como P)	mg/L	0,27	0,98	0,06	0,16	NA	0,06
AMPA	mg/L	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,02	NA	< 0,05
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Amônia (como N)	mg/L	6	6,8	1,93	2,87	NA	7,42

Cobre Dissolvido	µg/L	< 0,25	0,5	1,94	0,33	NA	1,2
Cromo Total	µg/L	2,24	0,84	0,69	< 0,5	NA	0,79
Ferro Dissolvido	µg/L	7930	6710	5800	11000	NA	17500
Antimônio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Arsênio	µg/L	4,56	0,86	1,27	0,66	NA	2,95
Bário	µg/L	144	144	127	155	NA	216
Berílio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Boro	µg/L	59,9	72,9	66,1	72,7	NA	44
Chumbo	µg/L	6,66	1,91	1,72	0,9	NA	2,57
Cobre	µg/L	23,5	5,2	5,57	3,73	NA	6,78
Ferro	µg/L	9220	6850	6120	11400	NA	18200
Manganês	µg/L	1130	757	812	1490	NA	1530
Mercúrio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	< 0,1
Níquel	µg/L	11,2	4,42	< 1	2,48	NA	23,1
Prata	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Selênio	µg/L	< 0,5	2,12	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Vanádio	µg/L	8,21	2,31	2,32	1,54	NA	2,22
Zinco	µg/L	31,7	2,27	7,73	25	NA	16,8
Cromo	µg/L	2,24	0,84	0,69	< 0,5	NA	0,79
Cobalto	µg/L	6,41	2,38	4,09	5,54	NA	22,5
Molibdênio	µg/L	1,27	0,54	0,95	< 0,5	NA	3,67
Alumínio Dissolvido	µg/L	< 1	< 1	13,3	< 1	NA	< 1
Fósforo Total	µg/L	616	348	199	197	NA	101
Lítio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Urânio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	0,79
Alumínio	µg/L	619	157	211	106	NA	70,5
Sódio	µg/L	31500	8010	5370	13600	NA	8060
Dureza Total	mg/L	402	311	368	409	NA	203
Fósforo	mg/L	0,616	0,348	0,199	0,197	NA	0,101
Coliformes Totais	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	365
Coliformes Totais	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	365
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	19	< 3	< 3	NA	< 3
Contagem Padrão de Bactérias Heterotróficas	UFC/mL	11000 0	2900	28000	1600	NA	22000
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	71
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	71
Bisfenol-A	µg/L	2,83	2,91	< 1	< 1	NA	5,26
4-nonil fenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
5-Alfa androstane	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Caféina	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Colestanol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Colesterol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Coprostanol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Diclofenaco de Sódio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Estigmasterol	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Estradiol	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Estrona	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Ibuprofeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1

Norgestrel	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Paracetamol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Progesterona	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Acenafteno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Acenaftileno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Antraceno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Benzo(a)antraceno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Benzo(a)pireno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Benzo(b)fluoranteno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Benzo(g,h,i)perileno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Benzo(k)fluoranteno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Criseno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Dibenzo(a,h)antraceno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Fenantreno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Fluoranteno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Fluoreno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Indeno(1,2,3,cd)pireno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Naftaleno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	1,04
Pireno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
2,4,5-Triclorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
2,4-Diclorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
2-Clorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Aldrin + Dieldrin	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
Carbofuran	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Di(2-etilhexil)ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Dibutilftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Dietil Ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Endossulfan (a, b e sulfato)	µg/L	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	NA	< 0,003
Endrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
HCH Beta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Hexaclorobenzeno	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,001
Pentaclorofenol	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Aldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
DDD (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
DDE (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
DDT (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002

Diieldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
HCH Alfa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Lindano (g-HCH)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
2,6-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,4,5-T	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
2,4,5-TP	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
2,4-D	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
Acrilamida	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	< 0,1
Alaclor	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Atrazina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Carbaril	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Clordano (cis e trans)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
Demeton (Demeton-O e Demeton-S)	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,1
Dodecacloropentaciclodecano	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
Metolacloro	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Metoxicloro	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB´s - Bifenilas Policloradas	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Simazina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Trifluralina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Clordano (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
2,4-D + 2,4,5-T	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Aldicarb	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Aldicarb + Aldicarb Sulfona + Aldicarb Sulfóxido	µg/L	< 3	< 3	< 9	< 3	NA	< 3
Aldicarb Sulfona	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Aldicarb Sulfóxido	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Bentazona	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
Carbendazim + Benomil	µg/L	< 2	< 2	< 4	< 2	NA	< 2
Cis Clordano (Alfa Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Clorotalonil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Clorpirifós	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Diuron	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Endossulfan - ALFA	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01

Endossulfan - BETA	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Endossulfan Sulfato	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Heptacloro	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Metamidofós	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Molinato	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
p,p'-DDD	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
p,p'-DDT	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Parationa Metfílica	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
PCB 101	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 118	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 138 + PCB 158	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,02
PCB 153	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 180	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 28	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 52	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Pendimetalina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Permetrina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Propanil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Tebuconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Terbufós	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	NA	< 0,05
Trans Clordano (Gama Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
HCH Delta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
2,3,4-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,3,5-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,3,6-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,3-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,5-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
3-Clorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Endrin Aldeído	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
PCB 105	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 114	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01

PCB 170	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 44	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 66	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 87	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Malationa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Acefato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tebutiuron	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Parationa Etflica	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
PCB's (soma 7)	µg/L	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	NA	< 0,07
Gution (Azinfós Metil)	µg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	NA	< 0,04
Ometoato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Ametrina	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Clorotoluron	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	NA	< 0,025
Difenoconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Endrin Ketone	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Fipronil	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	NA	< 0,05
Isodrin	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Isoproturon	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	NA	< 0,025
Profenofós (P888)	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	NA	NA
Propargito	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Protioconazol	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	NA	< 2
Tetraclorobenzenos	µg/L	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	NA	< 0,015
Tiametoxam	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tiram	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Benzeno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Etilbenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
m,p-Xilenos	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	NA	< 2
o-Xileno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tolueno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
1,1,2,2-Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
1,2,4-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
1,2-Dicloropropano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
1,3,5-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,3-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3

Bromodiclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Bromofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Cis-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Cloreto de Vinila	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Clorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
Clorofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Dibromoclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Diclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Tetracloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Trans-1,2-Dicloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	NA	< 0,3
Trans-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Triclorobenzenos	µg/L	< 3	< 3	< 3	< 3	NA	< 3
Tricloroeteno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,3	NA	< 0,3
1,2-Dicloroeteno (cis+trans)	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 1,2	NA	< 1,2
Trihalometanos Totais	mg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	NA	< 0,004

NA: Não aplicável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 19 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM03

Compostos	Unidade	Período da coleta (mês/ano)						
		04/22	06/22	08/22	10/22	12/22	01/23	02/23
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	< 3	< 3	105	NA	< 3
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,1	0,7	< 0,1	< 0,1	2,1	NA	0,4
pH (a 25°C)	(vazio)	6,14	6,14	5,76	6,21	7,01	NA	6,42
Temperatura	°C	26,3	23,3	22,3	25,2	23,8	NA	25,6
Coluna D'água	m	1,1	1,53	2,24	2,06	1,24	NA	1,65
Condutividade	µS/cm	610	448	262	794	201	NA	880
Diâmetro do Poço (D)	cm	5	5	5	5	5	NA	5
Nível Estático	m	1,22	1,51	1,1	1,31	3,72	NA	2,1
Potencial Redox	mV	-34,7	-28,6	-21,2	-7,8	-47,2	NA	-103,9
Profundidade do Poço (h)	m	2,32	3,04	3,34	3,37	4,96	NA	3,75
Volume Estagnado	L	2,2	3	4,4	4	2,4	NA	3,2
Fase Livre (óleo)	cm	0	0	0	0	0	NA	0
Avaliação de Ponto de Amostragem	(vazio)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ácidos Haloacéticos Totais (9 compostos)	mg/L	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	NA	< 0,036
Cromo Hexavalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,05	< 0,01	NA	< 0,01
Cromo Trivalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Nitrato (como N)	µg/L	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	NA	< 300
Nitrito (como N)	µg/L	11	12	< 10	18	< 10	NA	18
Sulfato	µg/L	4320	< 1000	6550	2570	1390	NA	< 2500
Cianeto	µg/L	< 1	< 1	1,11	1,23	1,02	NA	< 1
DBO	mg/L	< 2,2	< 2,3	< 2,3	< 2,3	3	NA	2,7
DQO	mg/L	19,8	8,8	7,9	10	10	NA	39,6
Fluoreto	µg/L	128	< 100	114	187	215	NA	< 250
Cloreto	µg/L	1470	10700	2240	2020	5870	NA	9050
Clorofila A	µg/L	< 2	< 1	< 1	< 2	< 2	NA	< 1

Coliformes Totais	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	NA	10500 0
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	< 3	< 3	105	NA	< 3
Contagem Padrão de Bactérias Heterotróficas	UFC/mL	72000	5900	3700	49000	NA	2700	82000
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1080
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1080
Bisfenol-A	µg/L	2,6	5,6	< 1	1,53	4,56	NA	13,9
4-nonil fenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
5-Alfa androstane	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Caféina	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Colestanol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Colesterol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Coprostanol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Diclofenaco de Sódio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Estigmasterol	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Estradiol	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Estrona	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Ibuprofeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	1,47	NA	3,24
Norgestrel	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Paracetamol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Progesterona	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Acenafteno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	0,0607
Acenaftileno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Antraceno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Benzo(a)antraceno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Benzo(a)pireno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Benzo(b)fluoranteno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Benzo(g,h,i)perileno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Benzo(k)fluoranteno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Criseno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Dibenzo(a,h)antraceno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Fenantreno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Fluoranteno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Fluoreno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	0,0343
Indeno(1,2,3,cd)pireno	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Naftaleno	µg/L	0,0335	0,0353	0,361	< 0,01	< 0,01	NA	1,91
Pireno	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
2,4,5-Triclorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
2,4-Diclorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
2-Clorofenol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Aldrin + Dieldrin	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
Carbofuran	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Di(2-etilhexil)ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1

Dibutilftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Dietil Ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Endossulfan (a, b e sulfato)	µg/L	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	NA	< 0,003
Endrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
HCH Beta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Hexaclorobenzeno	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,001
Pentaclorofenol	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Aldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
DDD (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
DDE (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
DDT (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
Dieldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
HCH Alfa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Lindano (g-HCH)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
2,6-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,4,5-T	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
2,4,5-TP	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
2,4-D	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
Acrilamida	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	< 0,1
Alaclor	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Atrazina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Carbaril	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Clordano (cis e trans)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
Demeton (Demeton-O e Demeton-S)	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,1
Dodecacloropentaciclodecano	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
Metolacloro	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Metoxicloro	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB's - Bifenilas Policloradas	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Simazina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05

Trifluralina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Clordano (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,002
2,4-D + 2,4,5-T	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA	< 0,01
Aldicarb	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Aldicarb + Aldicarb Sulfona + Aldicarb Sulfóxido	µg/L	< 3	< 3	< 9	< 3	< 3	NA	< 3
Aldicarb Sulfona	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Aldicarb Sulfóxido	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Bentazona	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,005
Carbendazim + Benomil	µg/L	< 2	< 2	< 4	< 2	< 2	NA	< 2
Cis Clordano (Alfa Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Clorotalonil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Clorpirifós	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Diuron	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Endossulfan - ALFA	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Endossulfan - BETA	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Endossulfan Sulfato	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Heptacloro	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Metamidofós	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Molinato	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
p,p'-DDD	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
p,p'-DDT	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Parationa Metflica	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
PCB 101	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 118	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 138 + PCB 158	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA	< 0,02
PCB 153	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 180	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 28	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 52	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Pendimetalina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05

Permetrina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Propanil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Tebuconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Terbufós	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	NA	< 0,05
Trans Clordano (Gama Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
HCH Delta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
2,3,4-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,3,5-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,3,6-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,3-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
2,5-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
3-Clorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Endrin Aldeído	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
PCB 105	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 114	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 170	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 44	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 66	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
PCB 87	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA	< 0,01
Malationa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Acefato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tebutiuron	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Parationa Etflica	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
PCB's (soma 7)	µg/L	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	NA	< 0,07
Gution (Azinfós Metil)	µg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	NA	< 0,04
Ometoato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Ametrina	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Clorotoluron	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	NA	< 0,025
Difenoconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Endrin Ketone	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Fipronil	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	NA	< 0,05
Isodrin	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NA	< 0,05
Isoproturon	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	NA	< 0,025
Profenofós (P888)	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	NA	NA	NA
Propargito	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Protioconazol	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	NA	< 2

Tetraclorobenzenos	µg/L	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	NA	< 0,015
Tiametoxam	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tiram	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	NA	< 5
Benzeno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	0,6
Etilbenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
m,p-Xilenos	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	NA	< 2
o-Xileno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tolueno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
1,1,2,2-Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
1,2,4-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
1,2-Dicloropropano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
1,3,5-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,3-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	NA	0,49
Bromodiclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Bromofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Cis-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Cloreto de Vinila	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Clorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	0,4
Clorofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Dibromoclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Diclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA	< 0,5
Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Trans-1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
Trans-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA	< 1
Triclorobenzenos	µg/L	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	NA	< 3
Tricloroetano	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,3	< 0,3	NA	< 0,3
1,2-Dicloroetano (cis+trans)	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 1,2	< 1,2	NA	< 1,2
Trihalometanos Totais	mg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	NA	< 0,004

NA: Não aplicável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 20 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM05

Compostos	Unidade	Período da coleta (mês/ano)						
		04/22	06/22	08/22	08/22	10/22	11/22	02/23
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	19	< 3	< 3	< 3	NA
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,2	0,2	2,4	0,8	4	0,3	NA
pH (a 25°C)	(vazio)	4,38	4,77	4,35	5,79	6,18	4,54	NA
Temperatura	°C	25,5	23,5	23,3	26	24,2	23,9	NA
Coluna D'água	m	2,25	1,21	0,67	0,94	2,86	0,84	NA
Condutividade	µS/cm	96	95	50	246	154	96	NA
Diâmetro do Poço (D)	cm	5	5	5	5	5	5	NA

Nível Estático	m	4,09	4,08	4,65	9,25	3,55	4,36	NA
Potencial Redox	mV	250,3	126,2	26,8	-17,3	-52,4	-47,8	NA
Profundidade do Poço (h)	m	6,34	5,29	5,32	10,19	6,41	5,2	NA
Volume Estagnado	L	4,4	2,4	1,3	1,8	5,6	1,6	NA
Fase Livre (óleo)	cm	0	0	0	0	0	0	NA
Avaliação de Ponto de Amostragem	(vazio)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Poço seco
Ácidos Haloacéticos Totais (9 compostos)	mg/L	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	NA
Cromo Hexavalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Cromo Trivalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Nitrato (como N)	µg/L	9180	6990	3530	9370	8300	5970	NA
Nitrito (como N)	µg/L	13	14	< 10	27	12	10	NA
Sulfato	µg/L	822	1350	1200	1110	809	1010	NA
Cianeto	µg/L	1,63	< 1	< 1	< 1	1,45	< 1	NA
DBO	mg/L	< 2,2	< 2,2	< 2,3	< 2,2	3,1	< 2,3	NA
DQO	mg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	34,7	< 5	NA
Fluoreto	µg/L	< 100	155	< 100	< 100	< 100	< 100	NA
Cloreto	µg/L	5940	8240	2020	4040	9230	5050	NA
Clorofila A	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Sólidos Dissolvidos Totais	µg/L	98000	88000	48000	147000	110000	84000	NA
Sulfetos (como H ₂ S não dissociado)	mg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	NA
Surfactantes (como LAS)	mg/L	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,22	< 0,2	< 0,2	NA
Turbidez	NTU	1,41	0,32	3,05	8,73	31,5	2,41	NA
Cloro Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Cor Aparente	CU	5	< 5	< 5	25	10	< 5	NA
Fenóis Totais	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	NA
Cloro Residual Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Bromato	mg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,005	< 0,005	NA
Cloraminas Totais	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Glifosato + AMPA	µg/L	< 15	< 15	< 15	< 30	< 15	< 15	NA
Microcistinas	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA
Cianeto Livre	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NA
Fosfato (como P)	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,08	0,03	NA
AMPA	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01	NA
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	NA
Amônia (como N)	mg/L	0,123	< 0,1	< 0,1	3,27	< 0,1	< 0,1	NA
Cobre Dissolvido	µg/L	2,15	0,81	0,57	1,85	2,62	2,07	NA
Cromo Total	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,58	4,4	< 0,5	NA
Ferro Dissolvido	µg/L	1,02	< 1	< 1	6900	35,3	98,6	NA
Antimônio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Arsênio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	NA
Bário	µg/L	165	179	74,4	252	274	146	NA
Berílio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	NA
Boro	µg/L	< 1	< 1	1,95	18,3	< 1	21	NA
Chumbo	µg/L	0,68	< 0,5	< 0,5	< 0,5	2,46	< 0,5	NA
Cobre	µg/L	3,37	2,69	0,59	6,18	20,3	2,73	NA
Ferro	µg/L	7,56	< 1	< 1	7580	3300	99	NA

Bromato	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,025	< 0,025	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cloraminas Totais	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Glifosato + AMPA	µg/L	< 30	< 30	< 75	< 75	< 30	< 30	< 75
Microcistinas	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cianeto Livre	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Fosfato (como P)	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
AMPA	mg/L	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,05
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Amônia (como N)	mg/L	35,5	51,4	40,2	23,2	46,2	50,9	43,7
Cobre Dissolvido	µg/L	11,1	8,1	10,8	12,5	5,74	6,89	4,51
Cromo Total	µg/L	1,31	< 0,5	< 0,5	0,74	< 0,5	0,7	< 0,5
Ferro Dissolvido	µg/L	72,7	805	700	801	1700	1770	1830
Antimônio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Arsênio	µg/L	< 0,5	0,72	0,54	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bário	µg/L	2240	2390	2440	1980	2890	2370	2360
Berílio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Boro	µg/L	64,5	71,6	75,1	40,1	80,4	76,2	36
Chumbo	µg/L	3,29	< 0,5	< 0,5	3,01	< 0,5	0,96	< 0,5
Cobre	µg/L	16,9	10,8	13,1	18,1	6,13	9,63	4,8
Ferro	µg/L	1240	886	763	859	2230	1900	1860
Manganês	µg/L	1370	1350	1600	1700	1350	1300	1130
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Níquel	µg/L	6,05	4,1	2,42	3,18	4,39	3,63	5,98
Prata	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Selênio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Vanádio	µg/L	3,29	2,53	0,63	2,31	< 0,5	1,42	< 0,5
Zinco	µg/L	8,3	< 1	2,88	2,98	4,8	2,44	< 1
Cromo	µg/L	1,31	< 0,5	< 0,5	0,74	< 0,5	0,7	< 0,5
Cobalto	µg/L	16	26	31,8	14,7	40,8	33,1	28,2
Molibdênio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Alumínio Dissolvido	µg/L	18,9	< 1	< 1	< 1	34	4,39	< 1
Fósforo Total	µg/L	< 10	17,7	< 10	24,8	30,2	< 10	< 10
Lítio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Urânio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Alumínio	µg/L	549	5,89	12,4	547	45,2	276	< 1
Sódio	µg/L	36000	41700	43600	36600	47100	40800	44400
Dureza Total	mg/L	68,6	70	72,7	69,7	77,1	63,1	36,8
Fósforo	mg/L	< 0,01	0,017 7	< 0,01	0,024 8	0,030 2	< 0,01	< 0,01
Coliformes Totais	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Coliformes Totais	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Contagem Padrão de Bactérias Heterotróficas	UFC/mL	390	6200	420	350	1000	3900	20
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Coliformes Termotolerantes (E. coli)	NMP/100m L	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Bisfenol-A	µg/L	17,6	8,76	1,91	1,49	< 1	4,41	5,95

Etilbenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
m,p-Xilenos	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
o-Xileno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tolueno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1,2,2-Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1-Dicloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2,4-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2-Dicloropropano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,3,5-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,3-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	0,94	0,66	0,79	0,46	0,75	0,76	0,52
Bromodiclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Bromofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cis-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cloreto de Vinila	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Clorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Clorofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Dibromoclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Diclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tetracloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Trans-1,2-Dicloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Trans-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Triclorobenzenos	µg/L	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Tricloroeteno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2-Dicloroeteno (cis+trans)	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2
Trihalometanos Totais	mg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004

NA: Não aplicável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 22 - Resultados analíticos para o Poço de Monitoramento PM08

Compostos	Unidade	Período da coleta (mês/ano)					
		04/22	06/22	08/22	10/22	12/22	02/23
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	< 3	173	< 3	< 3
Oxigênio Dissolvido	mg/L	< 0,1	0,5	< 0,1	< 0,1	0,9	1,3
pH (a 25°C)	(vazio)	5,8	6,09	5,79	6,24	6,45	6,27
Temperatura	°C	26,4	24,7	25,2	25,2	25,4	27,5
Coluna D'água	m	0,79	1,49	1,02	3,16	0,43	0,63
Condutividade	µS/cm	571	783	883	880	709	1020
Diâmetro do Poço (D)	cm	5	5	5	5	5	5
Nível Estático	m	4,28	4,55	4,98	2,86	5,57	5,42
Potencial Redox	mV	139,2	85,6	14,9	-17,6	34,4	-24,9
Profundidade do Poço (h)	m	5,07	6,04	6	6,02	6	6,05
Volume Estagnado	L	1,6	2,9	2	6,2	0,8	1,2
Fase Livre (óleo)	cm	0	0	0	0	0	0

Avaliação de Ponto de Amostragem	(vazio)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ácidos Haloacéticos Totais (9 compostos)	mg/L	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036
Cromo Hexavalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cromo Trivalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Nitrato (como N)	µg/L	2480	< 100	< 1000	568	< 100	930
Nitrito (como N)	µg/L	< 10	< 10	< 10	12	< 10	< 10
Sulfato	µg/L	5770	< 1000	< 1000	3280	< 1000	< 1000
Cianeto	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
DBO	mg/L	< 2,3	< 2,2	< 2,3	< 2,2	< 2,2	< 2,3
DQO	mg/L	11,3	9,6	11,1	9,5	10,1	23,6
Fluoreto	µg/L	< 100	< 100	< 100	< 250	156	147
Cloreto	µg/L	60200	61800	63200	50900	61100	60200
Clorofila A	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Sólidos Dissolvidos Totais	µg/L	26800 0	22800 0	25800 0	60800 0	24400 0	24000 0
Sulfetos (como H ₂ S não dissociado)	mg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Surfactantes (como LAS)	mg/L	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Turbidez	NTU	4,41	17	11,2	8,78	7,61	50,6
Cloro Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cor Aparente	CU	10	120	20	20	50	100
Fenóis Totais	mg/L	0,004	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cloro Residual Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Bromato	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,025	< 0,01	< 0,01
Cloraminas Totais	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,1	0,1	< 0,01	< 0,01
Glifosato + AMPA	µg/L	< 30	< 30	< 30	< 75	< 30	< 30
Microcistinas	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cianeto Livre	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Fosfato (como P)	mg/L	< 0,01	0,02	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01
AMPA	mg/L	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,02
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,1	0,1	< 0,01	< 0,01
Amônia (como N)	mg/L	36,8	50,3	50,3	41,7	49,1	55,7
Cobre Dissolvido	µg/L	21,8	8,9	11	6,14	1,52	3,7
Cromo Total	µg/L	< 0,5	0,51	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ferro Dissolvido	µg/L	50,2	2250	2310	1620	2940	2980
Antimônio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Arsênio	µg/L	< 0,5	0,98	0,91	< 0,5	< 0,5	0,51
Bário	µg/L	2690	2190	2400	1880	2600	2150
Berílio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Boro	µg/L	< 1	35,9	25,8	40,5	26,9	20,2
Chumbo	µg/L	1,17	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Cobre	µg/L	23,6	13,5	11,7	6,25	3,11	5,72
Ferro	µg/L	320	2890	2480	1760	3160	3110
Manganês	µg/L	3170	2990	2900	2750	4200	4230
Merúrio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Níquel	µg/L	14,5	4,36	1,25	2,71	3,61	10,6
Prata	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Selênio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	7,46	< 0,5	< 0,5
Vanádio	µg/L	< 0,5	1,29	1,06	< 0,5	0,51	< 0,5

Clorotoluron	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Difenoconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Endrin Ketone	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Fipronil	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Isodrin	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Isoproturon	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Profenofós (P888)	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	NA	NA
Propargito	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Protioconazol	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Tetraclorobenzenos	µg/L	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
Tiametoxam	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tiram	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzeno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Etilbenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
m,p-Xilenos	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
o-Xileno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tolueno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1,2,2-Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1-Dicloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2,4-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2-Dicloropropano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,3,5-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,3-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	< 0,3	0,35	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Bromodiclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Bromofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cis-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cloreto de Vinila	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Clorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Clorofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Dibromoclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Diclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Tetracloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Trans-1,2-Dicloroeteno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Trans-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Triclorobenzenos	µg/L	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Tricloroeteno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2-Dicloroeteno (cis+trans)	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 1,2	< 1,2	< 1,2
Trihalometanos Totais	mg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004

NA: Não aplicável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 23 - Resultados analíticos para o Poço Casa Senhor Moisés

Compostos	Unidade	Período da coleta (mês/ano)					
		04/22	06/22	08/22	10/22	12/22	02/23
Contagem de Cianobactérias	cel/mL	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Oxigênio Dissolvido	mg/L	3,6	1,5	1,8	4,8	2,5	2,9
pH (a 25°C)	(vazio)	4,94	5,05	4,51	7,01	4,99	4,99
Temperatura	°C	23,9	23,6	22,8	24	25,4	24,6
Coluna D'água	m	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Condutividade	µS/cm	276	292	302	132	237	318
Diâmetro do Poço (D)	cm	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Nível Estático	m	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Potencial Redox	mV	228,7	-13,8	21,3	-46,3	9	276
Profundidade do Poço (h)	m	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Volume Estagnado	L	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fase Livre (óleo)	cm	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Avaliação de Ponto de Amostragem	(vazio)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ácidos Haloacéticos Totais (9 compostos)	mg/L	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036	< 0,036
Cromo Hexavalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cromo Trivalente	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Nitrato (como N)	µg/L	11800	12300	8860	12100	12700	9920
Nitrito (como N)	µg/L	18	22	18	18	< 10	22
Sulfato	µg/L	< 1000	< 1000	< 1000	< 1000	< 1000	< 1000
Cianeto	µg/L	1,3	1,4	< 1	< 1	< 1	< 1
DBO	mg/L	< 2,2	< 2,2	< 2,3	< 2,2	< 2,2	< 2,3
DQO	mg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	24,6
Fluoreto	µg/L	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cloreto	µg/L	58700	49600	52900	47400	49800	53000
Clorofila A	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Sólidos Dissolvidos Totais	µg/L	20400 0	20400 0	18200 0	21000 0	17800 0	21200 0
Sulfetos (como H2S não dissociado)	mg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Surfactantes (como LAS)	mg/L	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Turbidez	NTU	3,63	4,32	2,3	0,57	0,69	0,51
Cloro Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cor Aparente	CU	5	5	< 5	< 5	< 5	< 5
Fenóis Totais	mg/L	< 0,001	0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cloro Residual Livre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Bromato	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cloraminas Totais	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Glifosato + AMPA	µg/L	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30
Microcistinas	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cianeto Livre	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Fosfato (como P)	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
AMPA	mg/L	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Amônia (como N)	mg/L	0,672	0,406	0,584	0,396	0,708	1,25
Cobre Dissolvido	µg/L	23,6	27,5	24	14,3	23,9	21,9

Endossulfan Sulfato	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Heptacloro	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Metamidofós	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Molinato	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
p,p'-DDD	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
p,p'-DDT	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Parationa Metílica	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
PCB 101	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 118	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 138 + PCB 158	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
PCB 153	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 180	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 28	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 52	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Pendimetalina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Permetrina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Propanil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Tebuconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Terbufós	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Trans Clordano (Gama Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
HCH Delta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
2,3,4-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5
2,3,5-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5
2,3,6-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5
2,3-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5
2,5-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5
3-Clorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5
Endrin Aldeído	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB 105	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 114	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 170	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Aldrin + Dieldrin	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Carbofuran	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Di(2-etilhexil)ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Dibutilftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Dietil Ftalato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Endossulfan (a, b e sulfato)	µg/L	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Endrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
HCH Beta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Hexaclorobenzeno	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Pentaclorofenol	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Aldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
DDD (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
DDE (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
DDT (isômeros)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Dieldrin	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
HCH Alfa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Lindano (g-HCH)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
2,6-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
2,4,5-T	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
2,4,5-TP	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005
2,4-D	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Acrilamida	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Alaclor	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Atrazina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Carbaril	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Clordano (cis e trans)	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Demeton (Demeton-O e Demeton-S)	µg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dodecacloropentaciclodecano	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,01	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	µg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Metolacloro	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005

PCB 28	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 52	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Pendimetalina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Permetrina	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Propanil	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Tebuconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Terbufós	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Trans Clordano (Gama Clordano)	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
HCH Delta	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005
2,3,4-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
2,3,5-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
2,3,6-Triclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
2,3-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
2,5-Diclorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
3-Clorofenol	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Endrin Aldeído	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB 105	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 114	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 170	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 44	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 66	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
PCB 87	µg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Malationa	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Acefato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tebutiuron	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Parationa Eética	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB's (soma 7)	µg/L	< 0,007	< 0,007	< 0,07	< 0,007	< 0,007	< 0,007
Gution (Azinfós Metil)	µg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Ometoato	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Ametrina	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Clorotoluron	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Difenoconazol	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Endrin Ketone	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Fipronil	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Isodrin	µg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005

Isoproturon	µg/L	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Profenofós (P888)	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	NA	NA	NA
Propargito	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Protioconazol	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Tetraclorobenzenos	µg/L	< 0,015	< 0,015	< 0,15	< 0,015	< 0,015	< 0,015
Tiametoxam	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tiram	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzeno	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Etilbenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
m,p-Xilenos	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
o-Xileno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tolueno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1,2,2-Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,1,2-Tricloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2,4-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2-Dicloropropano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,3,5-Triclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,3-Diclorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Bromodiclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Bromofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cis-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cloreto de Vinila	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Clorobenzeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Clorofórmio	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Dibromoclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Diclorometano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Tetracloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Trans-1,2-Dicloroetano	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Trans-1,3-Dicloropropeno	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Triclorobenzenos	µg/L	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Tricloroetano	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,2-Dicloroetano (cis+trans)	µg/L	< 2	< 2	< 2	< 1,2	< 1,2	< 1,2
Trihalometanos Totais	mg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004

NA: Não aplicável.
Fonte: o autor (2024).

Tabela 25 - Resultado das análises considerando diferentes profundidades de solo para o Ponto CS01.

Compostos	Unidade	CS01	
		Abril de 2022	Novembro de 2022

		5cm	20cm	40cm	5cm	20cm	40cm
Potássio	mmol/dm ³	3,3	2	1	2,5	1,8	3,7
Matéria Orgânica	g/dm ³	32	23	9	18	9	9
Magnésio	mmol/dm ³	12	9	7	9	5	6
Al	mmol/dm ³	4	5	5	2	3	4
CTC	mmol/dm ³	84	71	54	71	51	45
Fósforo Resina	mg/dm ³	18	11	7	2	2	2
H + Al	mmol/dm ³	34	28	25	31	25	18
pH em CaCl2	(vazio)	4,5	4,2	4,4	4,3	4,2	4,2
Saturação Al	m %	7	10	15	5	10	13
Saturação de Bases	V %	60	61	54	56	51	60
Soma de Bases	mmol/dm ³	50	43	29	40	26	27
Cádmio	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chumbo	mg/kg	20,8	21,6	23,5	19,9	16,2	13,6
Cobre	mg/kg	59,3	61,8	51,8	48,5	103	34,8
Ferro	mg/kg	121000	122000	127000	76500	105000	79000
Manganês	mg/kg	1040	626	520	789	502	331
Mercurio	mg/kg	< 0,05	0,0501	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Níquel	mg/kg	7,06	7,08	5,65	5,64	10,1	4,07
Zinco	mg/kg	26,9	31,6	23,7	19,8	28,3	12,5
Cromo	mg/kg	99,1	69,2	63,5	46,4	60,8	37,8
Alumínio	mg/kg	7480	7600	6930	6660	25200	9670
Fósforo	mg/kg	398	336	261	468	272	200
Cálcio	mg/kg	803	536	506	972	441	930
Itrio	%	93,3	98,9	96,2	103	101	97,3
Carbono Orgânico Total	% p/p	2,09	1,01	0,77	2,65	0,76	0,72
Areia Fina (0,210 a 0,053 mm)	g/kg	9	0	0	11	0	45
Areia Grossa (2,00 a 0,210 mm)	g/kg	0	0	0	0	0	0
Areia Total (2,00 a 0,053 mm)	g/kg	9	0	0	11	0	45
Argila (< 0,002 mm)	g/kg	154	223	242	168	329	239
Silte (0,053 a 0,002 mm)	g/kg	837	777	758	821	671	716
Material > 2,00 mm	g/kg	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND: Não Detectável.
Fonte: o autor (2024).

Tabela 26 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS02.

Compostos	Unidade	CS02					
		Abril de 2022			Novembro de 2022		
		5cm	20cm	40cm	5cm	20cm	40cm
Potássio	mmol/dm ³	6,2	3,5	1,2	5,6	6,2	5,3
Matéria Orgânica	g/dm ³	37	9	5	23	32	23

Magnésio	mmol/dm ³	15	8	5	13	16	13
Al	mmol/dm ³	0	1	3	0	0	0
CTC	mmol/dm ³	96	63	47	70	85	71
Fósforo Resina	mg/dm ³	18	9	3	2	22	6
H + Al	mmol/dm ³	20	20	22	11	13	12
pH em CaCl ₂	(vazio)	5,2	5,3	4,7	5	5,4	5,5
Saturação Al	m %	0	2	11	0	0	0
Saturação de Bases	V %	79	68	53	84	85	83
Soma de Bases	mmol/dm ³	76	43	25	59	72	59
Cádmio	mg/kg	0,544	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chumbo	mg/kg	36	28,5	18,4	15,6	16,9	15,5
Cobre	mg/kg	147	170	48,7	62,9	55,3	66,6
Ferro	mg/kg	120000	127000	129000	87800	81300	87100
Manganês	mg/kg	616	377	280	398	367	340
Mercúrio	mg/kg	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Níquel	mg/kg	8,93	5,78	4,99	4,76	4,5	5,94
Zinco	mg/kg	115	51,5	23	26,9	32,1	27,8
Cromo	mg/kg	112	67,5	63,3	54,6	45,1	48,7
Alumínio	mg/kg	7970	7350	7280	9520	9010	14100
Fósforo	mg/kg	450	314	240	417	425	347
Cálcio	mg/kg	1380	722	383	1020	1180	1030
Ítrio	%	102	102	101	102	102	99,3
Carbono Orgânico Total	% p/p	2,07	0,67	0,46	1,9	0,97	1,62
Areia Fina (0,210 a 0,053 mm)	g/kg	21	0	0	0	4	0
Areia Grossa (2,00 a 0,210 mm)	g/kg	0	0	0	0	0	0
Areia Total (2,00 a 0,053 mm)	g/kg	21	0	0	0	4	0
Argila (< 0,002 mm)	g/kg	136	229	272	222	194	239
Silte (0,053 a 0,002 mm)	g/kg	843	771	728	778	802	761
Material > 2,00 mm	g/kg	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND: Não Detectável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 27 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS03.

Compostos	Unidade	CS03					
		Abril de 2022			Novembro de 2022		
		5cm	20cm	40cm	5cm	20cm	40cm
Potássio	mmol/dm ³	10,6	8,4	7,8	3	8	8,6
Matéria Orgânica	g/dm ³	25	11	11	23	41	41
Magnésio	mmol/dm ³	23	15	11	11	30	29
Al	mmol/dm ³	2	2	2	4	0	0
CTC	mmol/dm ³	96	74	72	68	109	112
Fósforo Resina	mg/dm ³	25	14	10	11	72	93

H + Al	mmol/dm ³	28	20	22	22	25	28
pH em CaCl ₂	(vazio)	4,9	5	5	4,5	4,8	5,1
Saturação Al	m %	3	4	4	8	0	0
Saturação de Bases	V %	71	73	69	68	77	75
Soma de Bases	mmol/dm ³	68	54	50	46	84	84
Cádmio	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chumbo	mg/kg	21,1	21	22,5	16,9	16,3	15,5
Cobre	mg/kg	41,8	39,3	47,5	75,1	42,3	38
Ferro	mg/kg	110000	102000	127000	94800	63000	72900
Manganês	mg/kg	378	329	315	423	285	289
Merúrio	mg/kg	< 0,05	< 0,05	0,0679	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Níquel	mg/kg	5,68	5,09	5,82	9,14	5,16	5,99
Zinco	mg/kg	37,1	24,8	26,9	25,8	32,9	27,6
Cromo	mg/kg	74	63	71,3	55,5	43,7	41,7
Alumínio	mg/kg	7960	8090	7870	26700	13500	11800
Fósforo	mg/kg	448	282	280	346	758	579
Cálcio	mg/kg	809	557	604	572	1680	1100
Ítrio	%	96	100	108	102	102	101
Carbono Orgânico Total	% p/p	2,08	0,73	0,67	1	2,84	2,26
Areia Fina (0,210 a 0,053 mm)	g/kg	38	0	10	31	0	0
Areia Grossa (2,00 a 0,210 mm)	g/kg	0	0	0	0	0	0
Areia Total (2,00 a 0,053 mm)	g/kg	38	0	10	31	0	0
Argila (< 0,002 mm)	g/kg	189	280	266	182	161	169
Silte (0,053 a 0,002 mm)	g/kg	773	720	724	787	839	831
Material > 2,00 mm	g/kg	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND: Não Detectável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 28 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS04.

Compostos	Unidade	CS04					
		Abril de 2022			Novembro de 2022		
		5cm	20cm	40cm	5cm	20cm	40cm
Potássio	mmol/dm ³	6,8	1,8	2,1	7,6	6,6	6,4
Matéria Orgânica	g/dm ³	14	5	7	18	23	23
Magnésio	mmol/dm ³	9	6	6	14	12	12
Al	mmol/dm ³	2	5	4	0	0	0
CTC	mmol/dm ³	73	61	55	109	94	90
Fósforo Resina	mg/dm ³	22	7	7	36	51	120
H + Al	mmol/dm ³	25	31	25	15	20	18
pH em CaCl ₂	(vazio)	4,9	4,7	4,7	5,6	5,7	5,6
Saturação Al	m %	4	14	12	0	0	0
Saturação de Bases	V %	66	49	55	86	79	80

Soma de Bases	mmol/dm ³	48	30	30	94	74	72
Cádmio	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chumbo	mg/kg	23,1	17,1	17,7	36,6	24,4	38,7
Cobre	mg/kg	62,9	48,4	43,2	90,9	90	107
Ferro	mg/kg	147000	127000	123000	97300	93200	100000
Manganês	mg/kg	527	390	390	619	480	527
Merúrio	mg/kg	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,393	0,122	0,139
Níquel	mg/kg	11,8	6,4	7,07	11,8	10,5	12,7
Zinco	mg/kg	53,1	18,1	28,6	68,7	47,1	69,1
Cromo	mg/kg	82,3	104	56,5	59,3	56,2	56,8
Alumínio	mg/kg	10300	10100	9030	25200	22300	25100
Fósforo	mg/kg	322	268	235	720	645	895
Cálcio	mg/kg	683	478	467	1770	1540	1480
Itrio	%	106	105	107	103	104	101
Carbono Orgânico Total	% p/p	0,98	0,58	0,59	1,14	1,34	1,44
Areia Fina (0,210 a 0,053 mm)	g/kg	0	0	0	0	0	0
Areia Grossa (2,00 a 0,210 mm)	g/kg	0	0	0	0	0	0
Areia Total (2,00 a 0,053 mm)	g/kg	0	0	0	0	0	0
Argila (< 0,002 mm)	g/kg	243	296	279	209	232	228
Silte (0,053 a 0,002 mm)	g/kg	757	704	721	791	768	772
Material > 2,00 mm	g/kg	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND: Não Detectável.

Fonte: o autor (2024).

Tabela 29 - Resultado das Análises de Solos para o Ponto CS05.

Compostos	Unidade	CS05					
		Abril de 2022			Novembro de 2022		
		5cm	20cm	40cm	5cm	20cm	40cm
Potássio	mmol/dm ³	6	2,8	1,3	2,5	2,8	2,1
Matéria Orgânica	g/dm ³	11	14	27	37	37	41
Magnésio	mmol/dm ³	13	23	17	31	28	32
Al	mmol/dm ³	1	1	3	0	0	0
CTC	mmol/dm ³	83	128	106	168	167	180
Fósforo Resina	mg/dm ³	15	30	9	69	81	69
H + Al	mmol/dm ³	18	20	34	10	10	11
pH em CaCl ₂	(vazio)	5,2	5,4	4,6	6,1	6,5	6,6
Saturação Al	m %	2	1	4	0	0	0
Saturação de Bases	V %	78	84	68	94	94	94
Soma de Bases	mmol/dm ³	65	108	72	158	157	169
Cádmio	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chumbo	mg/kg	20	19	19	16,2	15,6	15,2
Cobre	mg/kg	35,8	75,3	69	141	96,1	142

Ferro	mg/kg	109000	101000	69700	90100	74600	78800
Manganês	mg/kg	327	910	402	725	703	935
Mercúrio	mg/kg	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Níquel	mg/kg	5,49	7,76	5,48	18,6	11,2	23,5
Zinco	mg/kg	19,4	40,5	22,4	52,5	39,2	52,1
Cromo	mg/kg	72,2	68,8	50,1	67,6	54,3	74
Alumínio	mg/kg	8260	13700	10300	38100	19500	39500
Fósforo	mg/kg	288	543	255	1040	813	952
Cálcio	mg/kg	1010	2350	1100	6270	6410	7270
Itrio	%	102	114	103	110	106	107
Carbono Orgânico Total	% p/p	0,77	1,01	1,33	2,03	1,69	2,62
Areia Fina (0,210 a 0,053 mm)	g/kg	0	27	26	22	5	47
Areia Grossa (2,00 a 0,210 mm)	g/kg	0	0	68	0	0	0
Areia Total (2,00 a 0,053 mm)	g/kg	0	27	94	22	5	47
Argila (< 0,002 mm)	g/kg	206	158	37	125	103	105
Silte (0,053 a 0,002 mm)	g/kg	794	815	297	853	892	848
Material > 2,00 mm	g/kg	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND: Não Detectável.

Fonte: o autor (2024).