

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS FRANCISCO BELTRÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL:
ANÁLISE E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

BRUNO HENRIQUE DRUN

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE NASCENTES DE ÁGUA NO REFÚGIO DA
VIDA SILVESTRE DOS CAMPOS DE PALMAS**

FRANCISCO BELTRÃO - PR

2025

BRUNO HENRIQUE DRUN

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE NASCENTES DE ÁGUA NO REFÚGIO DA
VIDA SILVESTRE DOS CAMPOS DE PALMAS**

Assessment of Spring Water Quality in the Campos de Palmas Wildlife Refuge

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Lingnau.

Co-orientadora: Ticiane Sauer Pokrywiecki.

FRANCISCO BELTRÃO - PR

2025



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



BRUNO HENRIQUE DRUN

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE NASCENTES DE ÁGUA NO REFÚGIO DA VIDA SILVESTRE DOS
CAMPOS DE PALMAS**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia Ambiental: Análise E Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 10 de Julho de 2025

Dr. Rodrigo Lingnau, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Elisangela Dusman, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Marcelo Bortoli, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Rosana Cristina Biral Leme, Doutorado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 14/07/2025.

Dedico este trabalho em especial à minha família,
pelos momentos de ausência e apoio,
bem como a meus colegas e professores.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi um desafio que não teria sido superado sem o apoio e incentivo de muitas pessoas, às quais expresso minha mais sincera gratidão.

Ao meu orientador, Rodrigo Lingnau pela dedicação, paciência e orientação criteriosa ao longo de toda a pesquisa. Seu conhecimento e comprometimento foram fundamentais para o desenvolvimento deste estudo. À minha co-orientadora, Ticiane Sauer Pokrywiecki, pelo suporte técnico e intelectual, pelas valiosas contribuições e pela disposição em compartilhar seu tempo e experiência comigo, a qual me acompanha desde o Trabalho de Conclusão de Curso do Bacharelado em Engenharia Ambiental. A professora Elisângela Düsman pelo auxílio e contribuições, bem como pela atenção.

Aos amigos e colegas do mestrado, em especial ao Diego, Kaylana e André que tornaram essa jornada mais leve com trocas de conhecimento, apoio mútuo e momentos de descontração, tornando os desafios mais fáceis de enfrentar. Foi um privilégio compartilhar esta etapa com vocês.

Aos meus colegas de trabalho, que compreenderam minhas ausências e me incentivaram durante todo esse percurso. Agradeço pelo apoio, pelas palavras encorajadoras e pela inspiração diária para seguir adiante. Agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho. Sem esse apoio, essa caminhada teria sido muito mais difícil.

Por fim, agradeço à Fundação Araucária pelo financiamento ao projeto sob protocolo nº BOT2022261000001, intitulado de “Águas dos Campos de Palmas”, coordenado pelo meu orientador Rodrigo Lingnau, cujo apoio foi fundamental em algumas etapas deste trabalho.

RESUMO

As Unidades de Conservação desempenham papel estratégico na manutenção da biodiversidade e na proteção dos recursos hídricos, assegurando serviços ecossistêmicos fundamentais à sociedade. Neste contexto, este trabalho investigou a qualidade da água e dos sedimentos das nascentes localizadas no Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas (RVS-CP), Paraná, considerando os impactos ambientais decorrentes das atividades agropecuárias na Mesorregião Sudoeste do PR. As amostras foram coletadas em campanha única, em maio de 2024, nas nascentes N1, N2 e N3, totalizando três amostras de água e três de sedimento. As análises compreenderam parâmetros físico-químicos (oxigênio dissolvido, pH, turbidez, sólidos totais, DBO₅, nitrogênio e fósforo), microbiológicos (coliformes termotolerantes), macroscópicos (observação da cor, odor, resíduos e vegetação ripária), além da determinação do Índice de Qualidade da Água (IQA), quantificação de metais pesados (Al, Zn, Pb, Cu, Ni, entre outros), detecção de resíduos de agroquímicos e testes ecotoxicológicos com os bioindicadores *A. cepa* e *E. fetida*. Os resultados indicaram que as nascentes N1 e N2 apresentaram condições ambientais relativamente preservadas, com índices de qualidade da água classificados como “ótima”, ausência de coliformes termotolerantes e baixa degradação macroscópica. Em contraste, a nascente N3 revelou degradação ambiental significativa, caracterizada por elevada turbidez, odor e coloração escura da água, além da presença de resíduos sólidos e embalagens de agrotóxicos. Essa nascente apresentou IQA “bom”, mas em limite inferior, refletindo maior pressão antrópica decorrente do uso agrícola intensivo, contribuindo para o péssimo estado de conservação. As análises químicas revelaram concentrações elevadas de alumínio e zinco na água, sugerindo influência tanto de características naturais do solo e quanto das práticas agropecuárias. Nos sedimentos, os metais permaneceram abaixo dos limites legais, indicando menor acúmulo nessa matriz. Entretanto, foram detectados resíduos de agroquímicos na água e sedimento da nascente N3, onde foram identificados os fungicidas Azoxistrobina e Trifloxistrobina e o inseticida Tiametoxam na água, além de Carbendazim (substância proibida no Brasil pela ANVISA), Difenconazol, Tebuconazol e Trifloxistrobina nos sedimentos. O teste de citotoxicidade com *Allium cepa* revelou alterações significativas no índice mitótico em amostras de água e sedimentos, especialmente na N3, sugerindo efeitos relacionados à presença de metais e pesticidas. O bioensaio com *Eisenia fetida* indicou toxicidade em sedimentos específicos, evidenciando a sensibilidade do solo aos contaminantes. Este trabalho evidencia a necessidade de intervenções imediatas para a recuperação da nascente N3 e a adoção de práticas conservacionistas no entorno do RVS-CP, incluindo cercamento, controle da erosão, recomposição da vegetação ripária e restrição do uso de defensivos agrícolas em áreas próximas às nascentes. Os resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo da qualidade da água e da integração entre conservação ambiental e desenvolvimento sustentável, como preconizado pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6 – Água potável e saneamento; ODS 12 – Consumo e produção responsáveis; ODS 14 – Vida na água; ODS 15 – Vida terrestre).

Palavras-chave: conservação hídrica; sustentabilidade ambiental; legislação ambiental brasileira; ecossistemas aquáticos; desenvolvimento sustentável.

ABSTRACT

Conservation Units play a strategic role in maintaining biodiversity and protecting water resources, ensuring essential ecosystem services for society. In this context, this study investigated the water and sediment quality of springs located in the Campos de Palmas Wildlife Refuge (RVS-CP), Paraná, considering the environmental impacts resulting from agricultural activities in the Southwest Mesoregion of Paraná. Samples were collected during a single campaign in May 2024 from springs N1, N2, and N3, totaling three water samples and three sediment samples. The analyses included physicochemical parameters (dissolved oxygen, pH, turbidity, total solids, BOD₅, nitrogen, and phosphorus), microbiological parameters (thermotolerant coliforms), macroscopic assessment (observation of color, odor, residues, and riparian vegetation), determination of the Water Quality Index (WQI), quantification of heavy metals (Al, Zn, Pb, Cu, Ni, among others), detection of pesticide residues, and ecotoxicological tests with the bioindicators *A. cepa* and *E. fetida*. The results indicated that springs N1 and N2 exhibited relatively preserved environmental conditions, with water quality indices classified as “excellent,” absence of thermotolerant coliforms, and low macroscopic degradation. In contrast, spring N3 showed significant environmental degradation, characterized by high turbidity, odor, and dark coloration of the water, in addition to the presence of solid waste and pesticide packaging. This spring presented a WQI classified as “good,” though at the lower threshold, reflecting greater anthropogenic pressure from intensive agricultural use, contributing to its poor state of conservation. Chemical analyses revealed elevated concentrations of aluminum and zinc in the water, suggesting influence from both natural soil characteristics and agricultural practices. In sediments, metals remained below legal limits, indicating lower accumulation in this matrix. However, pesticide residues were detected in both water and sediments from spring N3, with azoxystrobin and trifloxystrobin fungicides and thiamethoxam insecticide identified in the water, as well as carbendazim (a substance banned in Brazil by ANVISA), difenoconazole, tebuconazole, and trifloxystrobin in sediments. The cytotoxicity test with *Allium cepa* revealed significant changes in the mitotic index in water and sediment samples, especially from N3, suggesting effects related to the presence of metals and pesticides. The bioassay with *Eisenia fetida* indicated toxicity in specific sediments, evidencing soil sensitivity to contaminants. This study highlights the urgent need for interventions to restore spring N3 and to adopt conservation practices in the surroundings of the RVS-CP, including fencing, erosion control, riparian vegetation restoration, and restrictions on pesticide use in areas near springs. The results reinforce the importance of continuous water quality monitoring and the integration between environmental conservation and sustainable development, as advocated by the Sustainable Development Goals (SDG 6 – Clean water and sanitation; SDG 12 – Responsible consumption and production; SDG 14 – Life below water; SDG 15 – Life on land).

Keywords: water conservation; environmental sustainability; brazilian environmental legislation; aquatic ecosystems; sustainable development.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Curvas médias de variação de Qualidade das Águas.....	28
Figura 2 - Ecossistemas do bioma Mata Atlântica no RVS - CP.	36
Figura 3 – Localização do RVS-CP em relação aos ecossistemas.....	37
Figura 4 - Climograma do município de Palmas - PR.	40
Figura 5 - Localização das nascentes em relação ao RVS – Campos de Palmas.	41
Figura 6 – Nascente N1.....	42
Figura 7 – Nascente N2.....	42
Figura 8 – Nascente N3.....	43
Figura 9 – Visão geral e presença de embalagens de agrotóxicos e de insumos na Nascente N3.....	57
Figura 10 - Uso e ocupação do solo no entorno da área de estudo.	58
Figura 11 – Número médio dos organismos <i>E. fetida</i> distribuídos nos solos controle (CO- e CO+) e nos solos testes das amostras de água e sedimentos.	64
Figura 12 – Taxa de fuga dos organismos <i>E. fetida</i> expostas aos solos controle (CO- e CO+) e aos solos testes.	65
Figura 13 – Análise de componentes principais das amostras.	66
Figura 14 – Percentuais médios dos índices mitóticos (IM%) da <i>A. cepa</i> exposta às amostras de água e sedimentos.	67
Figura 15 – Análise de componentes principais das amostras para o teste com <i>A. cepa</i>	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros do IQA - CETESB.....	29
Tabela 2 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta das amostras de água e sedimentos.	41
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos analisados.....	44
Tabela 4 – Classificação do IQA – CETESB.....	49
Tabela 5 – Classificação do IQA – CETESB.....	49
Tabela 6 – Análises físico-químicas das amostras de água do Rio Chopim no RVS-CP.....	52
Tabela 7 - Contagem de coliformes termotolerantes.	54
Tabela 8 – Classificação quanto ao IQA.....	55
Tabela 9 - Concentrações médias dos metais das amostras de água (mg/L) e sedimentos (mg/kg) das nascentes no RVS-CP.....	59
Tabela 10 – Agroquímicos detectados nas amostras de água.....	62
Tabela 11 – Agroquímicos detectados nas amostras sedimento.	63

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias de Unidades de Conservação do SNUC.....	20
Quadro 2 - Parâmetros macroscópicos para análise qualitativa ambiental de nascentes.....	50
Quadro 3 - Classificação das nascentes quanto ao grau de preservação.....	51
Quadro 4 - Quantificação dos parâmetros macroscópicos observados nas nascentes.....	56

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional de Águas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
APHA	American Public Health Association
Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CO-	Controle Negativo
CO+	Controle Positivo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio após cinco dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
GM/MS	Gabinete do Ministro da Saúde
GPS	Global Positioning System
Hg	Mercúrio
ICP-OES	Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IDR-Paraná	Instituto de Desenvolvimento Rural do Estado do Paraná
IET	Índice de Estado Trófico
IAP	Índice de Qualidade da Água para Abastecimento Público
IQA	Índice de Qualidade da Água
IVA	Índice de Qualidade da Água para Preservação da Vida Aquática
ISO	Organização Internacional de Normalização (Norma Internacional)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IM	Índice Mitótico
IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza
LARP	Laboratório de Resíduos e Pesticidas
LC-MS/MS	Cromatografia Líquida acoplada à Espectrometria de Massas em Tandem
LGQ	Laboratório para Garantia da Qualidade
LoD	Limite de Detecção

LoQ	Limite de Quantificação
N1, N2, N3	Nascente 1, Nascente 2, Nascente 3
ND	Não Definido
Ni	Níquel
NT	Nitrogênio Total
NTU	Nephelometric Turbidity Unit (Unidade Nefelométrica de Turbidez)
NMP	Número Mais Provável
NMP/100 ml	Número Mais Provável por 100 mililitros
OD	Oxigênio Dissolvido
Pb	Chumbo
PCA	Análise de Componentes Principais
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNDA	Programa Nacional de Defensivos Agrícolas
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PR	Paraná
PT	Fósforo Total
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RVS-CP	Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas
RJ	Rio de Janeiro
SE1, SE3	SE2, Sedimento Ponto 1, Sedimento Ponto 2, Sedimento Ponto 3
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
SPE	Extração em Fase Sólida
ST	Sólidos Totais
TH	Turbidez
UFMS	Universidade Federal de Santa Maria
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Zn	Zinco
uS/cm	Microsiemens por centímetro (unidade de condutividade elétrica)
VMP	Valores Máximos Permitidos
VMP	Valor Máximo Permitido (Portaria GM/MS nº 888/2021)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL.....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	REVISÃO DA LITERATURA	18
3.1	Legislação Ambiental, Políticas de Preservação e Unidades de Conservação da Natureza.....	18
3.2	Distribuição e importância da água doce.....	21
3.3	Nascentes: Importância, Degradação e Recuperação	23
3.4	Qualidade da água.....	26
3.5	Avaliação de Qualidade da Água e Índices Associados.....	27
3.6	Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos.....	29
3.7	Presença de metais pesados na água	31
3.8	Presença de Agroquímicos na água.....	32
3.9	Ensaio ecotoxicológicos	34
3.10	Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas: Desafios e conservação	35
4	MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1	Caracterização da área de estudo e Pontos de Coleta	39
4.2	Análises Físico-Químicas	43
4.3	Análises Microbiológicas	44
4.4	Determinação do Teor de Metais	45
4.5	Determinação do Teor de Agroquímicos	45
4.6	Testes de Toxicidade	46
4.6.1	Preparo das Amostra.....	46
4.6.2	Teste de Fuga com <i>E. fetida</i>	46
4.6.3	Teste com <i>Allium cepa</i>	48
4.7	Avaliação do Índice de Qualidade da Água – IQA	49
4.8	Análises Macroscópica das nascentes	50
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1	Análises Físico-Químicas e Microbiológicas.....	52

5.2	Índice de Qualidade da Água - IQA.....	54
5.3	Avaliação Macroscópica.....	55
5.4	Análise de Metais pesados.....	58
5.5	Agroquímicos.....	61
5.6	Testes de Toxicidade.....	64
5.6.1	Teste de Fuga com <i>E. fetida</i>	64
5.6.2	Teste com <i>A. cepa</i>	67
6	CONCLUSÃO.....	71
	REFERÊNCIAS.....	73

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural vital para a existência e sobrevivência de todas as formas de vida na Terra (Kumar *et al.*, 2020; Pereira, De Oliveira Junior & Fonseca Filho, 2022). Ao longo dos séculos ela vem desempenhando um papel fundamental na sustentação da biodiversidade, no desenvolvimento humano e na manutenção dos ecossistemas (Madhav *et al.*, 2020; Pereira & Ludka, 2020).

No entanto, a crescente pressão ocasionada pelo crescimento populacional e urbanização desordenada, desenvolvimento industrial e as mudanças climáticas estão ameaçando a disponibilidade e a qualidade desse recurso valioso (Madhav *et al.*, 2020; Kumar *et al.*, 2020). A importância da água é ainda mais acentuada no Brasil, devido à extensa biodiversidade presente em seus rios, lagos, aquíferos e nascentes, além do papel vital que desempenha na economia e características culturais (Pires *et al.*, 2019).

As nascentes caracterizam-se como pontos críticos para a manutenção do ciclo hidrológico e para a conservação dos recursos hídricos, pois são o ponto de origem dos rios, córregos e ribeirões. As nascentes podem ser definidas como o local onde a água subterrânea aflora naturalmente à superfície, originando os complexos sistemas de fluxo d'água (Pereira & Ludka, 2020). Estas desempenham um importante papel para a manutenção dos ecossistemas terrestres e aquáticos, visto que muitas vezes são encontradas em áreas de elevada biodiversidade (Stevens, Schenk & Springer, 2021).

Uma medida crucial para garantir o acesso contínuo a água de qualidade para abastecimento humano, atividades agrícolas e industriais é a conservação das nascentes e dos ecossistemas naturais (Hermanto & Nugroho, 2021). Para isso, a criação de unidades de conservação desempenha um papel significativo na proteção das nascentes e dos ecossistemas naturais regionais, atuando como barreiras naturais contra as atividades humanas prejudiciais, conservando a biodiversidade e promovendo a pesquisa científica (Resende Monteiro *et al.*, 2023).

Entretanto, apesar da importância das nascentes e das unidades de conservação, elas enfrentam ameaças significativas, incluindo a poluição e a degradação causadas por práticas agrícolas inadequadas, urbanização descontrolada e atividades industriais. É fundamental abordar essas questões de forma abrangente

e eficaz para garantir a sustentabilidade das nascentes e dos ecossistemas aquáticos associados (Pereira, De Oliveira Junior & Fonseca Filho, 2022).

No ano 2000, após quase vinte anos de debates, formulações e processos burocráticos, foi sancionada a Lei nº 9.985, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Essa lei definiu diretrizes para as unidades de conservação (UCs) e as classificou em dois grandes grupos, com diferentes categorias. O primeiro grupo refere-se às unidades de proteção integral, cujo objetivo é a preservação da natureza, permitindo apenas o uso indireto dos recursos, como o turismo, atividades educativas e pesquisas científicas. Já o segundo grupo, composto pelas unidades de uso sustentável, busca equilibrar a conservação ambiental com o uso sustentável dos recursos naturais (Brasil, 2000).

A legislação tem um papel essencial na proteção da qualidade da água no Brasil, com normativas específicas tanto para o consumo humano quanto para a preservação dos recursos hídricos e áreas de conservação. O cumprimento dessas leis é crucial para garantir a proteção das fontes de água e a manutenção dos serviços ecossistêmicos. No entanto, a ausência de suporte técnico na escolha de áreas ambientalmente relevantes, somada à falta de investimentos, fiscalização adequada e políticas ambientais eficientes, compromete a efetividade das unidades de conservação, tornando-se um grande desafio para a gestão dessas áreas (Assis, Faria & Bayer, 2021).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água em uma área de grande relevância para a conservação da biodiversidade brasileira: o Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVS-CP). Com o agravamento da degradação das nascentes nesse ecossistema, a qualidade da água tornou-se uma questão crítica, já que essas áreas constituem as nascentes do rio Chopim, um importante corpo hídrico da Mesorregião Sudoeste Paranaense.

O projeto adotou uma abordagem multidisciplinar, integrando análises físico-químicas, biológicas e ecotoxicológicas para uma avaliação abrangente da qualidade da água.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a qualidade da água de três nascentes do rio Chopim, no Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas (PR).

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar e comparar os parâmetros físico-químicos, microbiológicos, o teor de agroquímicos e de metais pesados nas águas e sedimentos de três nascentes do Rio Chopim, no RVS-CP;
- Avaliar e comparar a ecotoxicidade das águas e dos sedimentos de três nascentes do rio Chopim por meio dos bioindicadores *Allium cepa* (teste de citotoxicidade) e *Eisenia fetida* (teste de fuga);
- Comparar os resultados das análises com os padrões de potabilidade da legislação vigente quanto a qualidade da água das três nascentes, no RVS-CP.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Legislação Ambiental, Políticas de Preservação e Unidades de Conservação da Natureza

A construção de políticas de conservação ambiental reflete uma tensão na sociedade contemporânea, relacionada à produção da natureza no contexto do capitalismo. Os esforços de conservação são, essencialmente, tentativas de preservar a sociedade em sua forma atual, moldada por esse sistema econômico (Bernini, 2019).

No Brasil, a formulação inicial das leis ambientais foi influenciada pelo modelo de conservação adotado pelos Estados Unidos desde o século XIX (Peres, 2021). As unidades de conservação e as leis ambientais surgiram com o objetivo de preservar áreas intocadas diante do avanço do desenvolvimento capitalista. Entretanto, essas áreas eram inicialmente tratadas mais como "museus da natureza", sem uma reflexão crítica sobre a relação da sociedade moderna com o meio ambiente (Peres, 2021; Kavouras & De Andrade Meireles, 2024).

As primeiras leis ambientais brasileiras sustentavam a visão de que a natureza deveria permanecer separada do ser humano, sendo mantida intocável (Kavouras & De Andrade Meireles, 2024). A preservação era entendida como a exclusão total do uso humano direto, destinando esses espaços exclusivamente à conservação e contemplação (Spamer & Silva, 2019).

A implementação de áreas protegidas no Brasil, como a criação de parques nacionais a partir da década de 1950, gerou conflitos com comunidades tradicionais e camponeses que já ocupavam esses territórios, seja para atividades agrícolas ou extrativistas (Spamer & Silva, 2019). Esse cenário introduziu no debate ambiental a possibilidade de convivência harmoniosa entre a sociedade e a natureza (Peres, 2021).

Durante o período do governo militar, a busca pelo desenvolvimento sustentável levou à reação de ambientalistas, resultando na criação acelerada de áreas protegidas para conservar regiões ainda não degradadas pelo desmatamento (Pinheiro, Silva & Solórzano, 2021). Contudo, essa expansão gerou novos conflitos, intensificando a disputa entre comunidades tradicionais e unidades de conservação (Bernini, 2019).

Até a década de 1980, a política ambiental brasileira era fortemente preservacionista, o que resultou em desorganização social e até mesmo em violência contra as comunidades que viviam ao redor das áreas protegidas. Esse modelo começou a ser questionado por sociólogos e antropólogos, que passaram a valorizar os modos de vida tradicionais e a defender a necessidade de considerar diferentes formas de interação com a natureza. Esse debate culminou na criação das unidades de uso sustentável (Bernini, 2019; Pinheiro, Silva & Solórzano, 2021).

As políticas ambientais estabelecidas na década de 1930, com a criação dos primeiros parques nacionais, tinham o propósito de proteger remanescentes florestais da Mata Atlântica, seguindo o modelo estadunidense. Essas áreas eram tratadas como espaços públicos intocáveis, em um período de acelerado crescimento urbano e industrial nas regiões Sul e Sudeste do país (Peres, 2021).

O projeto de modernização promovido pelo governo militar entre 1960 e 1992 levou a um aumento significativo no consumo de recursos naturais e, conseqüentemente, à criação de diferentes categorias de unidades de conservação, visando principalmente a proteção do estoque de recursos estratégicos a nação (Bernini, 2019; Pinheiro, Silva & Solórzano, 2021).

A maioria dessas áreas foi estabelecida em territórios já ocupados por comunidades camponesas tradicionais. A intensificação da fiscalização nas unidades, a partir da década de 1980, resultou na proibição de práticas tradicionais, como o extrativismo, criminalizando essas atividades. Essa mudança de abordagem levou a uma nova visão, na qual as comunidades tradicionais passaram a ser vistas como parceiras na conservação ambiental (Bernini, 2019).

As discussões promovidas durante a Rio-92 e a crescente pressão de movimentos sociais e populações tradicionais impulsionaram a criação de novas categorias de unidades de conservação voltadas ao desenvolvimento sustentável (Pinheiro, Silva & Solórzano, 2021). Como parte desse processo, o governo instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) para cumprir metas de conservação (Spamer & Silva, 2019; Kavouras & De Andrade Meireles, 2024).

A influência desses debates resultou no reconhecimento das comunidades tradicionais no processo de conservação, conforme estabelecido pela Lei nº 9.985, de 18 de junho de 2000 (Brasil, 2000), que criou categorias como as Reservas Extrativistas e as Reservas de Desenvolvimento Sustentável (Bernini, 2019). Além

disso, as áreas protegidas passaram a desempenhar um papel fundamental na manutenção da cobertura vegetal, na permeabilidade do solo e na preservação dos cursos d'água (Azevedo & Costa, 2022).

Segundo o Serviço Florestal Brasileiro, as florestas ocupam 58,5% do território nacional, sendo a Floresta Ombrófila Densa a fitofisionomia predominante. A grande diversidade biológica e a necessidade de garantir um desenvolvimento sustentável foram fatores determinantes para a criação da Lei nº 9.985 (Brasil, 2000), que estruturou um modelo avançado de conservação ambiental no Brasil (Zamadei, Heimann & Pires, 2019).

O SNUC divide as áreas protegidas em unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável (Quadro 1), cada uma com categorias específicas (Zamadei, Heimann & Pires, 2019). Essas unidades são definidas como áreas geográficas de relevância ecológica, submetidas a um regime especial de administração, com garantias de proteção estabelecidas pelo poder público (Zamadei, Heimann & Pires, 2019).

Quadro 1 - Categorias de Unidades de Conservação do SNUC.

Unidades de Proteção Integral	Unidades de Uso Sustentável
Refúgio da Vida Silvestre	Floresta Nacional
Monumento Natural	Reserva Extrativista
Estação Ecológica	Reserva de Fauna
Reserva Biológica	Área de Proteção Ambiental
Parque Natural	Área de Relevante Interesse Ecológico
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
	Reserva Particular do Patrimônio Natural

Fonte: Brasil (2000).

A degradação ambiental tornou-se uma preocupação governamental ao longo do último século, levando à formulação de políticas voltadas à preservação e conservação dos recursos naturais (Da Silva Fonseca, Barros Silva & De Albuquerque, 2019). No Brasil, o debate ambiental ganhou força a partir de 1934, com a criação do Código da Caça e Pesca e do Código Florestal, que pavimentaram o caminho para a implementação de áreas protegidas (Da Silva Fonseca, Barros Silva & De Albuquerque, 2019).

O Artigo nº 225 da Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1988) desempenha um papel fundamental na proteção ambiental, assegurando que os espaços protegidos possam estar situados tanto em terras públicas quanto privadas (Da Silva Fonseca, Barros Silva & De Albuquerque, 2019).

As Áreas de Preservação Permanente (APPs) são reconhecidas como territórios estratégicos para a conservação da natureza. Entretanto, sua efetividade não deve ser avaliada apenas pela cobertura territorial, mas também pela conectividade ecológica, representatividade da biodiversidade e adequação da infraestrutura (Masullo *et al.*, 2020). Essas áreas são eficazes quando garantem integridade ecológica, resiliência e manutenção dos processos naturais (Masullo *et al.*, 2020).

O SNUC, regulamentado pelo Artigo 2º da Lei nº 9.985/2000 (Brasil, 2000), define as unidades de conservação como áreas naturais ou seminaturais destinadas à preservação da biodiversidade, permitindo pesquisas científicas, educação ambiental e turismo ecológico, ao mesmo tempo que protegem os recursos naturais e mantêm processos ecológicos essenciais (Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022).

A diversidade das UCs, incluindo Áreas de Proteção Ambiental (APAs), Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), Reservas da Biosfera e Sítios do Patrimônio Mundial Natural, evidencia as diferentes estratégias e objetivos de conservação (Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022).

O Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.651/2012) (Brasil, 2012) complementa esse arcabouço legal, estabelecendo diretrizes específicas para a proteção de nascentes e áreas de cabeceira. Ele determina que essas áreas sejam APPs, proibindo a supressão da vegetação nativa, salvo em casos específicos devidamente autorizados (Soares & Barros Júnior, 2023).

3.2 Distribuição e importância da água doce

A água doce é um recurso essencial não apenas para a sobrevivência humana, mas também para o equilíbrio dos ecossistemas terrestres. Ela constitui o habitat de diversas formas de vida aquática e influencia os processos ecológicos que sustentam a biodiversidade (Correia, De Oliveira & De Rezende Araújo, 2020). Dessa forma, a preservação desse recurso é vital, pois a água possui um valor natural inestimável (Soares, Oliveira & Albuquerque, 2021). Além disso, a água é uma condição fundamental para a sobrevivência e o desenvolvimento dos organismos vivos na Terra (Ulnikovic & Kurilic, 2020). Entretanto, um grande volume desse recurso é consumido pelas atividades humanas.

A exploração inadequada dos recursos hídricos e a falta de cuidado ambiental geram diversos impactos negativos, como desmatamento, extinção de espécies,

poluição dos mananciais, escassez hídrica, aquecimento global, monoculturas intensivas e o uso excessivo de agrotóxicos (Soares, Oliveira & Albuquerque, 2021). As águas superficiais estão particularmente vulneráveis à contaminação por produtos químicos oriundos da atividade agrícola, os quais representam fontes difusas de poluição (Wolfram *et al.*, 2021).

A água cobre uma parte significativa da superfície terrestre e é essencial para a vida. Aproximadamente 70% do corpo humano é composto por água, evidenciando sua importância para os seres vivos. Além disso, ela desempenha diversas funções cruciais, sendo um dos elementos fundamentais para a existência (Thomaz, Centeno & Tolentino Cecconello, 2023). Considerando sua relevância, o monitoramento da qualidade da água é uma ferramenta indispensável nas políticas de planejamento e gestão dos recursos hídricos (Correia, De Oliveira & De Rezende Araújo, 2020).

Embora a água cubra cerca de três quartos da superfície terrestre, a disponibilidade de água doce é limitada, e a demanda pelo seu uso continua a crescer. Isso ressalta a necessidade urgente de uma gestão mais eficaz desse recurso (Correia, De Oliveira & De Rezende Araújo, 2020).

No Brasil, observa-se uma distribuição desigual da água doce: 45,5% da população está concentrada nas bacias costeiras do Atlântico, que detêm apenas 2,7% da água doce. Em contrapartida, a região Norte, onde reside apenas 5% da população, concentra mais de 80% de toda a água doce do país (Correia, De Oliveira & De Rezende Araújo, 2020; ANA, 2024).

De acordo com a Política Nacional dos Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (Brasil, 1997), a água é considerada um bem de domínio público, conforme descrito no inciso I do artigo 1º. Além disso, é um bem de uso comum do povo, assim como o meio ambiente, conforme estabelecido no artigo 225 da Constituição Federal (Brasil, 1988). Dessa forma, a responsabilidade pela preservação da qualidade e quantidade da água deve ser compartilhada por toda a sociedade (Soares & Barros Júnior, 2023).

Ao longo dos séculos, a poluição dos recursos hídricos e a degradação das fontes de água têm se intensificado devido à negligência e à falta de responsabilidade ambiental. Esses fatores agravam os problemas de seca e escassez hídrica, evidenciando a necessidade urgente de ações eficazes para a gestão sustentável dos recursos hídricos (Soares & Barros Júnior, 2023).

A água doce desempenha um papel essencial na manutenção da vida, na preservação dos ecossistemas e no desenvolvimento socioeconômico (Da Costa, Sales & Silva, 2023). Sua conservação e o uso responsável são fundamentais para garantir a qualidade de vida das gerações presentes e futuras. A gestão eficiente dos recursos hídricos é um desafio complexo, mas indispensável, que exige a participação ativa de todos os setores da sociedade (Pires *et al.*, 2019).

Para enfrentar os desafios da escassez de água, da contaminação dos mananciais e do crescimento da demanda, especialmente em regiões com distribuição desigual desse recurso, torna-se crucial o fortalecimento da legislação e a ampliação da conscientização pública. Apenas por meio de soluções sustentáveis e políticas eficazes será possível garantir a disponibilidade da água doce no futuro (Pires *et al.*, 2019).

3.3 Nascentes: Importância, Degradação e Recuperação

As nascentes, definidas como afloramentos naturais do lençol freático, desempenham um papel essencial no abastecimento de água, tanto para consumo humano quanto para a manutenção dos ecossistemas (Soares, Oliveira & Albuquerque, 2021). Apesar de sua importância, esses recursos hídricos estão sujeitos à degradação devido à ação antrópica, que compromete sua qualidade e disponibilidade.

A água proveniente de nascentes, caracterizada como água subterrânea rasa de aquífero não confinado, é frequentemente consumida sem a devida avaliação dos riscos de contaminação por metais pesados e metaloides, que podem causar efeitos adversos à saúde humana. A poluição da água pode ser percebida por alterações em seu sabor, odor e coloração (Ulnikovic & Kurilic, 2020).

As nascentes de água purificada são uma das formas mais econômicas de fornecer água potável e higienicamente segura à população. No entanto, a ausência de mata ciliar, a instalação inadequada dos sistemas de captação e a falta de manutenção comprometem a qualidade da água, favorecendo sua contaminação e reduzindo sua disponibilidade (Ulnikovic & Kurilic, 2020).

Atualmente, um dos maiores desafios ambientais é a contaminação das águas subterrâneas por metais pesados e metaloides, resultado do uso indiscriminado de insumos agrícolas, como agrotóxicos, fertilizantes e calcário. Esses compostos afetam

diretamente os recursos hídricos, comprometendo a vida da fauna e da flora aquáticas (Cunha, 2022).

A conservação das nascentes é fundamental para garantir o abastecimento hídrico e a preservação dos ecossistemas naturais (Silva *et al*, 2024). Nas áreas rurais, esses mananciais são essenciais para atender às necessidades básicas da população e para o desenvolvimento de atividades socioeconômicas (Da Costa, Sales & Silva, 2023). Entretanto, o uso inadequado da terra, a ausência de gestão ambiental e a falta de medidas de proteção têm comprometido esses recursos hídricos (Silva *et al*, 2024; Soares, Oliveira & Albuquerque, 2021).

A intensificação das atividades humanas, a exploração excessiva dos recursos hídricos e a degradação ambiental têm impactado negativamente a qualidade e a quantidade de água disponível (Silva *et al*, 2024). Mudanças na cobertura do solo e práticas inadequadas de manejo agrícola são fatores determinantes na dinâmica hidrológica, influenciando diretamente a recarga dos aquíferos e a manutenção das nascentes.

A Lei nº 12.651/2012, conhecida como Novo Código Florestal, estabelece diretrizes fundamentais para a proteção da vegetação nativa, incluindo a definição de "nascente" e "olho d'água". Essa legislação determina que pelo menos 50 metros ao redor das nascentes perenes devem ser preservados como Área de Preservação Permanente (APP), garantindo a manutenção da vegetação nativa e o equilíbrio dos mananciais (Brasil, 2012).

As nascentes são extremamente vulneráveis à contaminação e às práticas inadequadas de uso do solo, como desmatamento, queimadas e atividades agrícolas e industriais. Essas ações impactam negativamente as características físicas, químicas e microbiológicas das bacias hidrográficas, reduzindo a qualidade e a disponibilidade de água (Correia, De Oliveira & de Rezende Araújo, 2020).

Para reverter esse quadro, a Resolução CONAMA nº 429/2011 (Brasil, 2011) recomenda diversas técnicas de recuperação, como regeneração natural, semeadura direta, plantio de mudas nativas e nucleação. A caracterização dos recursos hídricos e das águas subterrâneas é essencial para a implementação de estratégias de proteção e recuperação. Nascentes cársticas ou de litologia mista desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade e no suporte a ecossistemas dependentes da água subterrânea (Wilson, Erhardt & Tobin, 2022).

Um estudo conduzido por Correia, de Oliveira & de Rezende Araújo (2020) comparou três tipos de nascentes:

- Isoladas por cercamento;
- Protegidas por caixas de alvenaria;
- Sem nenhum tipo de proteção.

Os resultados indicaram que as nascentes cercadas e protegidas por estruturas de alvenaria apresentaram melhor qualidade da água, evidenciando a eficácia dessas medidas para reduzir a contaminação e a degradação ambiental.

A mata ciliar, formada por vegetação ao longo de cursos d'água, tem um papel essencial na proteção dos solos contra a erosão, na retenção de poluentes, na manutenção dos corredores ecológicos e na ciclagem de nutrientes. Além disso, regula o microclima e atua como barreira contra pragas e doenças (Correia, De Oliveira & de Rezende Araújo, 2020 Silva *et al*, 2024).

Um estudo realizado por Soares & Barros Júnior (2023) investigou nascentes situadas em um território quilombola às margens do Rio Fagundes, em Areal (RJ), e destacou a necessidade de ações direcionadas para sua recuperação. Os mesmos autores também destacaram que a avaliação da conservação das nascentes é essencial para definir estratégias eficazes de preservação, recuperação e restauração das áreas degradadas.

Com base na Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012) e na Lei nº 9.985/2000, a qual instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil, 2000), é essencial diferenciar os seguintes conceitos:

- **Conservação:** envolve estratégias para manter e gerenciar ecossistemas e recursos naturais de forma sustentável, prevenindo sua degradação e garantindo o uso responsável para as futuras gerações.
- **Preservação:** refere-se à proteção mais rigorosa de áreas naturais, minimizando ou impedindo a intervenção humana para manter a biodiversidade e os processos ecológicos intactos.
- **Recuperação:** consiste na implementação de ações para restaurar áreas degradadas, restabelecendo sua funcionalidade ecológica, seja por meio da restauração da vegetação, reintrodução de espécies nativas ou recuperação da qualidade da água.

3.4 Qualidade da água

A qualidade da água constitui uma preocupação central devido à sua influência direta na disponibilidade hídrica e nas condições de bem-estar da sociedade (Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022). A avaliação desse recurso engloba a análise de características físicas, químicas e microbiológicas, possibilitando identificar seu grau de pureza ou poluição e compará-lo aos padrões legais de enquadramento (CETESB, 2022; ANA, 2024).

Nesse contexto, o monitoramento contínuo é indispensável para a garantia da integridade dos recursos hídricos, para a proteção da saúde humana e para a mitigação dos impactos decorrentes das atividades antrópicas (Thomaz; Centeno; Tolentino Ceconello, 2023).

Os métodos tradicionais de avaliação baseiam-se na comparação de parâmetros com valores de referência. No entanto, a multiplicidade de indicadores e a necessidade de expertise técnica tornam esse processo oneroso e, em muitos casos, de difícil operacionalização, sobretudo em países em desenvolvimento (Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022).

Nesse cenário, o uso de Índices de Qualidade da Água (IQA) apresenta-se como alternativa prática, por sintetizar múltiplos parâmetros em um único valor adimensional, facilmente interpretável (CETESB, 2022). Essa metodologia, aplicada desde 1965, vem sendo aprimorada para adequar-se às condições ambientais específicas de diferentes regiões, constituindo uma ferramenta eficaz para a gestão de rios e aquíferos (Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022; Thomaz; Centeno; Tolentino Ceconello, 2023).

No âmbito da conservação, destaca-se a importância das nascentes, consideradas elementos vitais para a manutenção dos ecossistemas e para a segurança hídrica (Silva *et al.*, 2024). Em Unidades de Conservação, sua proteção é essencial não apenas para assegurar a qualidade e a quantidade da água, mas também para sustentar a biodiversidade e o equilíbrio ecológico (Da Silva Fonseca; Barros Silva & Albuquerque, 2019).

A degradação das áreas de nascente compromete diretamente a disponibilidade hídrica, enquanto sua conservação favorece tanto a preservação da fauna e flora aquáticas quanto a sustentabilidade de longo prazo (Da Silva Fonseca; Barros Silva & Albuquerque, 2019; Thomaz; Centeno & Tolentino Ceconello, 2023).

A gestão adequada desses ambientes deve contemplar ações como a regulamentação das atividades humanas no entorno, a recuperação de áreas degradadas e o monitoramento contínuo da qualidade da água. Dessa forma, a proteção das nascentes torna-se um componente essencial de estratégias integradas de gestão, assegurando o fornecimento de água de qualidade, a manutenção da biodiversidade e o equilíbrio dos ecossistemas (Da Silva Fonseca; Barros Silva & Albuquerque, 2019).

3.5 Avaliação de Qualidade da Água e Índices Associados

Os Índices de Qualidade da Água (IQA) representam uma ferramenta eficaz e acessível para avaliar, comparar e comunicar o estado dos recursos hídricos, consolidando parâmetros físico-químicos e microbiológicos em um único valor adimensional (CETESB, 2022; Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022). Esses índices desempenham um papel essencial na gestão da água, especialmente em regiões sujeitas a impactos de atividades agrícolas e pecuárias (Cadorin *et al.*, 2023).

A construção do IQA envolve quatro etapas: seleção dos parâmetros mais relevantes, cálculo de subíndices, atribuição de pesos conforme a importância relativa de cada parâmetro e normalização dos valores para a obtenção de um resultado final que representa a qualidade geral da água (CETESB, 2022; Thomaz; Centeno & Tolentino Ceconello, 2023). Essa metodologia simplifica a análise da qualidade da água, tornando-se especialmente útil em países em desenvolvimento (Thomaz; Centeno & Tolentino Ceconello, 2023).

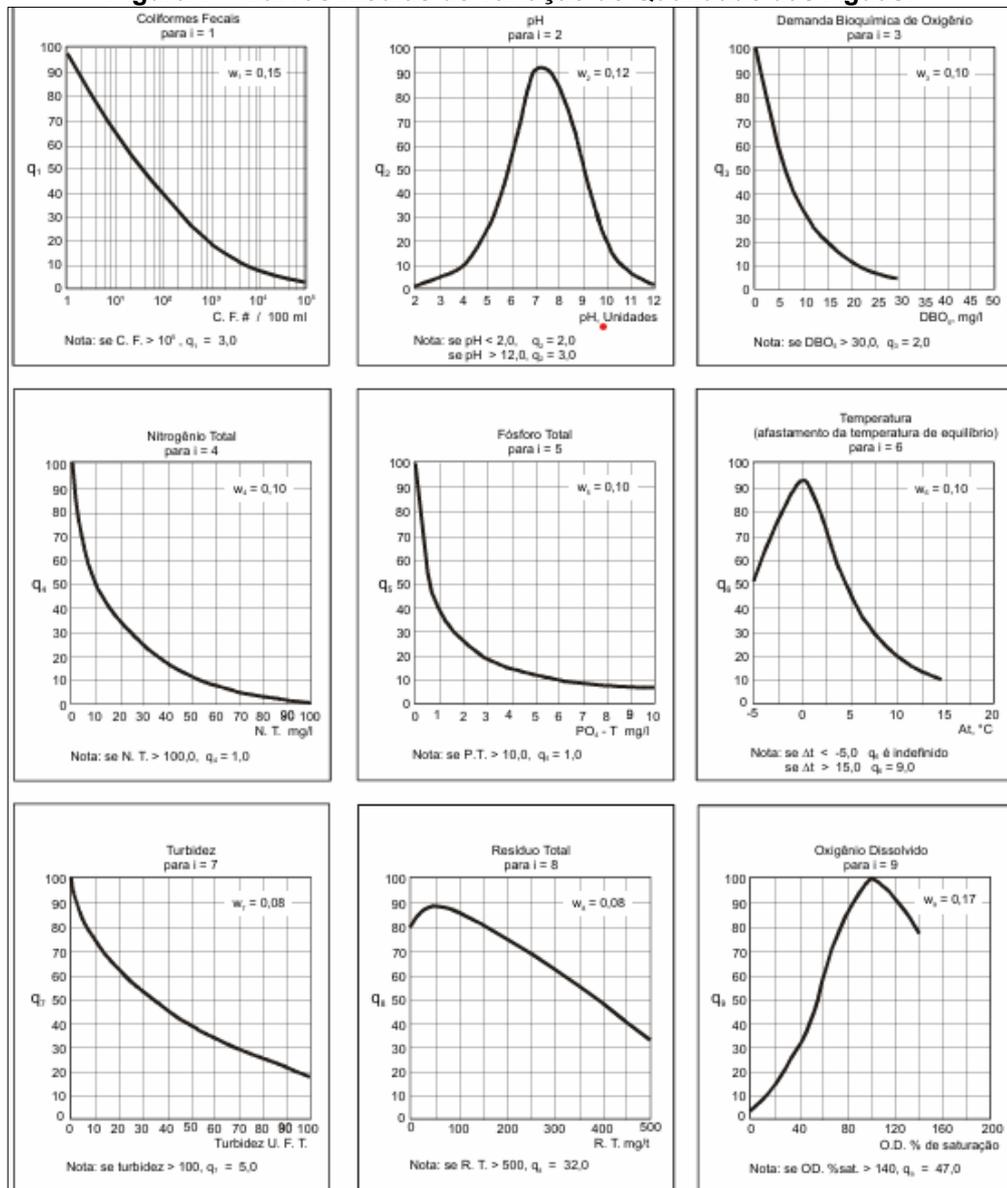
Além disso, a avaliação da qualidade da água é fundamental para a preservação dos recursos hídricos, influenciando políticas públicas voltadas à proteção e ao uso sustentável das fontes de água (Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022). Embora o IQA seja uma ferramenta valiosa, ele possui limitações, uma vez que seu foco principal está no abastecimento público, desconsiderando variáveis relevantes, como a presença de metais pesados e compostos orgânicos (CETESB, 2022).

Diferentes índices, como o Índice de Qualidade das Águas (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET), são empregados conforme os distintos usos da água, proporcionando uma visão mais abrangente da sua qualidade (CETESB, 2022; Gaytán-Alarcón *et al.*, 2022). No entanto, é essencial reconhecer que tais índices, apesar de facilitarem a comunicação e o monitoramento, não substituem análises

detalhadas da qualidade da água em bacias hidrográficas específicas (CETESB, 2022).

Desde 1975, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza o IQA como ferramenta-chave para informar a população e auxiliar na gestão dos recursos hídricos no estado. Esse índice foi adaptado a partir do estudo desenvolvido em 1970 pela National Sanitation Foundation dos Estados Unidos. O IQA da CETESB incorpora nove variáveis (Tabela 1) consideradas essenciais para a avaliação da qualidade da água, com base na condição de cada parâmetro, conforme curvas médias de variação para cada parâmetro (Figura 1) e seu peso correspondente (w_i).

Figura 1 – Curvas médias de variação de Qualidade das Águas.



Fonte: CETESB (2022).

Tabela 1 – Parâmetros do IQA - CETESB.

Parâmetros	Peso correspondente (w_i)
Coliformes Fecais	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,10
Nitrogênio Total	0,10
Fósforo Total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Resíduos Totais	0,08
Oxigênio Dissolvido	0,17

Fonte: CETESB (2022).

Além disso, a ferramenta evoluiu para incluir índices específicos voltados a diferentes finalidades, como o Índice de Qualidade da Água para Abastecimento Público (IAP) e o Índice de Qualidade da Água para Preservação da Vida Aquática (IVA). Diante da crescente complexidade da poluição, especialmente em áreas urbanizadas e industrializadas, o monitoramento contínuo da qualidade da água torna-se cada vez mais necessário (CETESB, 2022).

3.6 Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos

A qualidade da água é um fator determinante para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e para o uso humano, seja para consumo, irrigação, recreação ou fins industriais. Ações antrópicas têm contribuído significativamente para a degradação dos corpos hídricos, impactando diretamente os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água (Jacoboski & Fachinetto, 2022).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um indicador essencial da qualidade da água, representando a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica presente (Chagas, Lima & Felic, 2020). Da mesma forma, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é um parâmetro fundamental, pois avalia o consumo de oxigênio pelos microrganismos na decomposição da matéria orgânica, sendo um importante indicador de poluição orgânica, pois altos valores de DBO num corpo d'água são provocados, geralmente, pelo lançamento de cargas orgânicas, causando a redução dos valores e oxigênio dissolvido na água, provocando a mortandades de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos (ANA, 2025).

O fósforo é um elemento essencial para o crescimento dos organismos aquáticos, estando presente na água devido à dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica, despejo de esgotos domésticos e industriais,

fertilizantes e excrementos de animais. Em concentrações elevadas, o fósforo pode desencadear processos de eutrofização, comprometendo a qualidade da água (Jacoboski & Fachinetto, 2022; ANA, 2025).

O nitrogênio, presente em suas formas amoniacal, nitrito e nitrato, desempenha um papel crucial no ambiente aquático. Entretanto, em excesso, pode ocasionar o crescimento excessivo das algas, gerando juntamente com o fósforo a eutrofização dos corpos hídricos, comprometendo a biodiversidade e o uso dos recursos hídricos (Cunha, 2022; ANA, 2025). O nitrogênio amoniacal, em particular, está associado ao despejo de efluentes domésticos e ao uso de insumos agrícolas. As principais fontes de nitrogênio nos corpos d'água são variadas, ligadas principalmente ao lançamento de esgoto e efluentes industriais, escoamento superficial em áreas agrícolas e drenagem pluvial (ANA, 2025).

A condutividade elétrica é outro indicador relevante, pois reflete a composição mineral da água e pode sinalizar alterações químicas resultantes de influências antrópicas. Embora a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) não estabeleça padrões específicos para a DQO, nitrogênio e condutividade elétrica, estes parâmetros são essenciais para avaliar o equilíbrio aquático, sendo que a condutividade é um eficiente indicador direto de salinização, contaminação difusa e de processos de lixiviação de solo alterado (Chagas, Lima & Felic, 2020).

O oxigênio dissolvido é vital para a preservação da vida aquática. Corpos hídricos poluídos por esgotos apresentam baixos níveis deste parâmetro, devido ao consumo de oxigênio na decomposição da matéria orgânica. Em contrapartida, águas limpas tendem a apresentar concentrações superiores a 5 mg/L (ANA, 2025). A supersaturação de oxigênio pode ocorrer em águas eutrofizadas, especialmente em lagos e represas, devido à intensa atividade fotossintética durante o dia, seguida de uma significativa redução noturna, o que pode ocasionar a mortandade de peixes (Jacoboski & Fachinetto, 2022).

A turbidez é um fator relevante na qualidade da água, pois afeta a passagem da luz e, conseqüentemente, a fotossíntese dos organismos aquáticos. Este parâmetro é influenciado pela erosão do solo, despejo de esgotos e atividades industriais. O aumento da turbidez também impacta os custos de tratamento da água e a preservação da biota aquática (ANA, 2025).

O potencial hidrogeniônico (pH) é outro parâmetro crucial, pois influencia o metabolismo de diversas espécies aquáticas (ANA, 2025). A Resolução CONAMA

357/2005 (Brasil, 2005) determina que, para a proteção da vida aquática, o pH deve estar entre 6 e 9. Alterações fora deste intervalo podem potencializar a toxicidade de substâncias químicas, como metais pesados, prejudicando a fauna aquática (ANA, 2025).

Os coliformes termotolerantes são indicadores importantes da qualidade microbiológica da água, pois sua presença está diretamente relacionada à contaminação por esgotos domésticos. Embora não sejam patogênicos, sua detecção em altos níveis sugere a presença de outros microrganismos potencialmente prejudiciais à saúde humana, como os causadores de doenças hídricas (Jacoboski & Fachinetto, 2022), dessa forma a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) estabelece limites de coliformes para classes destinadas à recreação e abastecimento.

A temperatura da água influencia diretamente diversos parâmetros físico-químicos, como a solubilidade do oxigênio e a viscosidade. Variações naturais ocorrem ao longo do dia e das estações do ano, mas descargas térmicas de efluentes podem causar impactos negativos significativos nos ecossistemas aquáticos (ANA, 2025).

Os resíduos totais constituem a matéria que permanece após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra de água em ensaios laboratoriais. Esses resíduos depositam-se no leito dos rios e podem causar o assoreamento, agravando riscos de enchentes e prejudicando a navegação, além de destruir os organismos que vivem nos sedimentos e servem de base da cadeia alimentar aquática e de danificar os locais de desova de peixes (ANA, 2025).

3.7 Presença de metais pesados na água

Os metais pesados são elementos naturais encontrados em águas superficiais e subterrâneas, podendo ocorrer de forma natural ou como resultado de atividades antrópicas. Quando presentes em concentrações elevadas, representam um risco significativo para os ecossistemas aquáticos e para a saúde humana, devido à sua toxicidade, persistência no ambiente e capacidade de bioacumulação em organismos vivos (Postevaya *et al.*, 2020).

Dentre os metais pesados de maior preocupação ambiental, destacam-se o chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), níquel (Ni), cromo (Cr) e cobre (Cu). Esses elementos podem causar impactos negativos nos organismos aquáticos, afetando

funções biológicas essenciais, como o metabolismo celular, os sistemas nervoso, digestivo e respiratório, além de interferirem na fotossíntese das plantas aquáticas (Ulnikovic & Kurilic, 2020).

A contaminação dos corpos hídricos por metais pesados pode ocorrer por processos naturais, como intemperismo de rochas e erosão de solos, bem como por fontes antrópicas, incluindo descargas industriais, mineração, uso de fertilizantes e pesticidas, deposição atmosférica e despejo inadequado de resíduos urbanos e hospitalares (Shakhatreh *et al.*, 2017).

A toxicidade dos metais pesados varia de acordo com sua concentração, forma química e tempo de exposição. O cobre e o níquel, por exemplo, podem causar alterações patológicas em órgãos e tecidos de organismos aquáticos, sendo que o Cu tende a se acumular no fígado dos peixes, enquanto o Ni se deposita principalmente nos rins (Postevaya *et al.*, 2020).

A Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) estabelece padrões para a presença de metais pesados na água, visando à proteção da biota aquática e dos usos múltiplos dos recursos hídricos. No entanto, estudos indicam que em áreas de intensa atividade agrícola e industrial, há necessidade de um monitoramento mais rigoroso para prevenir riscos ambientais e sanitários (Justus *et al.*, 2020).

3.8 Presença de Agroquímicos na água

Os agrotóxicos, ou agroquímicos, são substâncias químicas, físicas ou biológicas utilizadas na agricultura com o objetivo de controlar pragas e doenças que afetam as plantações, visando garantir a produtividade agrícola (Brasil, 2023). Contudo, o uso indiscriminado desses produtos no Brasil tem gerado sérias preocupações, especialmente em relação aos impactos na saúde humana e no meio ambiente. O Brasil é um dos maiores consumidores de agrotóxicos no mundo, com uma estimativa de mais de 300 mil toneladas consumidas anualmente, concentradas principalmente nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, que se destacam pela produção agrícola (Barbosa *et al.*, 2020).

A utilização de agrotóxicos no Brasil começou a se intensificar a partir da década de 1960, com a implementação do Programa Nacional de Defensivos Agrícolas (PNDA) e o movimento da 'Revolução Verde', que visava modernizar a agricultura. A partir de então, o país adotou o uso generalizado desses produtos para

aumentar a produção de alimentos e garantir o sucesso das lavouras (Gomes, Silva & Santos, 2020).

No entanto, a aplicação de agrotóxicos não é isenta de riscos. Mesmo com a definição dos produtos na Lei nº 14.785/2023 (Brasil, 2023), que os classifica como substâncias destinadas à proteção das plantações e do meio ambiente, o uso inadequado dessas substâncias e de outros insumos agrícolas podem gerar impactos negativos, como a contaminação dos ecossistemas, do solo e da água, comprometendo a biodiversidade e a saúde pública (Kronbauer, Biondo & Kolchinski, 2021, Schultz *et al.*, 2021).

O Brasil, com sua vasta área agrícola e grande demanda por produção, é responsável por uma parte significativa do consumo mundial de agrotóxicos. Essa situação é impulsionada por políticas públicas que favorecem o uso de defensivos químicos, como a concessão de créditos subsidiados e isenções fiscais para os agricultores, o que contribui para a escassez de práticas alternativas de manejo de pragas (Gomes, Silva & Santos, 2020).

O impacto do uso excessivo de agrotóxicos não se limita ao Brasil, mas é um problema global. A resistência das pragas aos agrotóxicos é um exemplo claro de que esse modelo de produção é insustentável a longo prazo. Conforme o uso de substâncias químicas aumenta, mais e mais novos compostos são necessários, em quantidades cada vez maiores, gerando um ciclo vicioso de dependência desses produtos e agravando os danos ambientais e à saúde humana (Bortoloto *et al.*, 2020; Gomes, Silva & Santos, 2020).

A contaminação por agrotóxicos é uma das principais preocupações em relação à segurança alimentar e à saúde pública no Brasil. Segundo Chiarello *et al.* (2017), os pesticidas são a segunda maior causa de poluição dos rios no país, só ficando atrás do esgoto doméstico. Esses compostos, ao serem transportados pelas águas pluviais e pelos corpos d'água, podem contaminar os lençóis freáticos, afetando, assim, a qualidade da água consumida pela população. O uso indiscriminado desses produtos também tem sérios impactos sobre a fauna e a flora, resultando na morte de diversas espécies e na degradação dos habitats naturais (Bortoloto *et al.*, 2020).

Em relação à saúde humana, o consumo de alimentos e água contaminados por resíduos de agrotóxicos tem sido associado a diversos problemas de saúde, como intoxicações agudas e crônicas, doenças como câncer, infertilidade, doenças

neuroológicas e até problemas respiratórios. A exposição prolongada aos resíduos de agrotóxicos, mesmo em baixas concentrações, pode causar danos irreversíveis à saúde, como o acúmulo desses compostos nos tecidos humanos e o aumento do risco de doenças crônicas (Kronbauer, Biondo & Kolchinski, 2021).

3.9 Ensaios ecotoxicológicos

A crescente preocupação com o bem-estar da população e com os impactos da poluição ambiental impulsionou o desenvolvimento de análises utilizando organismos indicadores, capazes de avaliar a toxicidade de substâncias químicas em diferentes matrizes ambientais. Esses organismos devem apresentar características específicas, como facilidade de cultivo e multiplicação em laboratório, além de respostas rápidas e reprodutíveis às condições testadas (Jacoboski & Fachinetto, 2022).

Os testes de toxicologia, ou ensaios de toxicidade, consistem em experimentos realizados em condições laboratoriais controladas, com o objetivo de avaliar a toxicidade de substâncias, a carga poluidora de efluentes industriais e a qualidade de amostras ambientais, como águas e sedimentos. Nesses ensaios, organismos-teste são expostos a diferentes concentrações de amostras, e os efeitos tóxicos resultantes são observados e quantificados. Tais testes complementam análises físico-químicas, cujos limites são estabelecidos pela legislação ambiental. Enquanto as análises químicas identificam e quantificam substâncias tóxicas, os bioensaios permitem compreender seus efeitos em sistemas biológicos, oferecendo resultados integrados e mais representativos da realidade ambiental (Costa *et al.*, 2008).

Entre os bioensaios mais utilizados destaca-se o teste com *Allium cepa* L., desenvolvido em 1938, amplamente empregado devido ao baixo custo, à facilidade de armazenamento e manuseio, bem como à confiabilidade dos resultados. Esse ensaio avalia os efeitos citotóxicos e genotóxicos de poluentes na divisão celular das raízes de cebola. O índice mitótico (IM) é um dos parâmetros principais: sua redução significativa em relação ao controle indica interferências químicas no crescimento e desenvolvimento celular, enquanto valores elevados podem sinalizar proliferação celular desordenada, com potencial formação de tecidos tumorais (Fiskesjö, 1985; Jacoboski & Fachinetto, 2022).

Outro modelo amplamente utilizado em bioensaios é representado pelas minhocas, especialmente da espécie *Eisenia fetida*, devido ao baixo custo de manutenção, fácil manejo e elevada taxa de reprodução em curto período (OECD, 2004; Boeck, Silveira & Benamú, 2025). Esses organismos demonstram sensibilidade suficiente para indicar que o uso de agroquímicos pode comprometer sua saúde e, conseqüentemente, afetar outros animais, plantas e microrganismos, com impactos potenciais sobre a cadeia alimentar e o equilíbrio do ecossistema (Boeck, Silveira & Benamú, 2025).

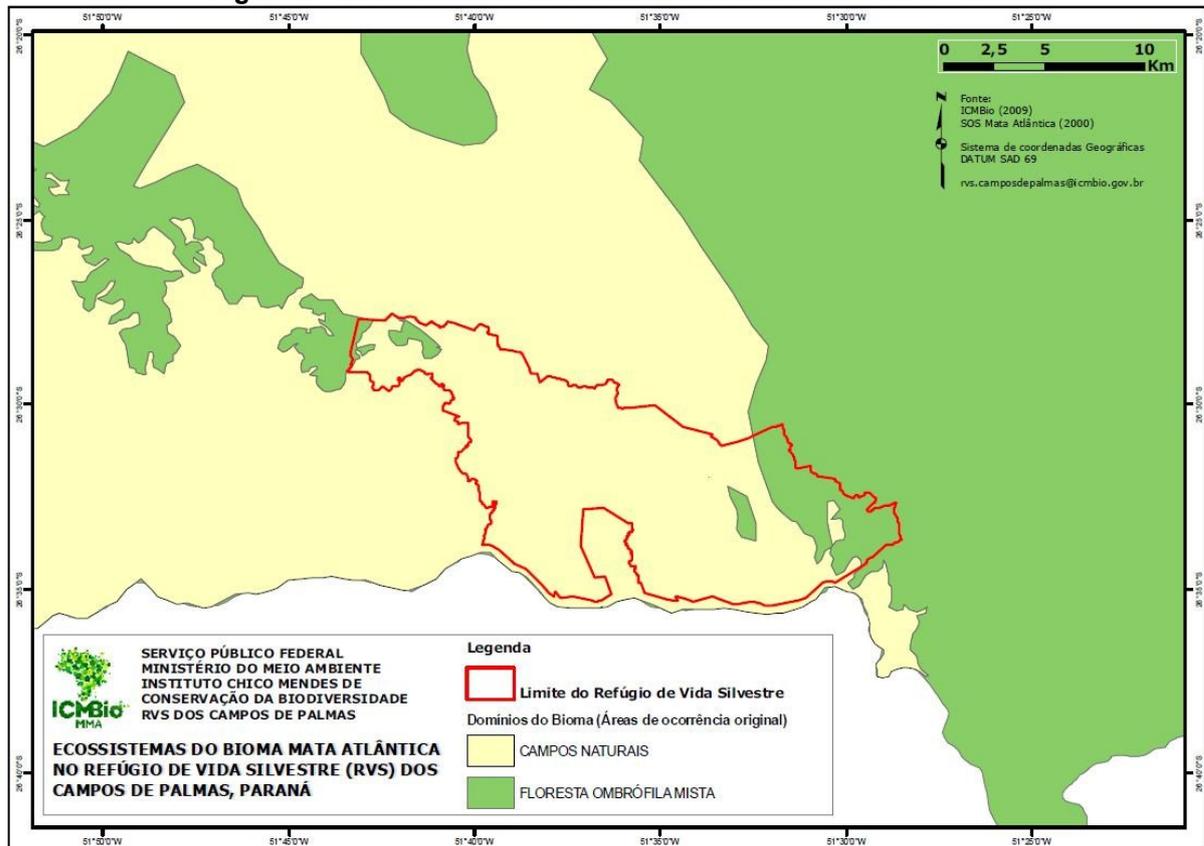
As minhocas desempenham papel ecológico fundamental no solo, participando da estruturação, fertilidade e qualidade do ambiente edáfico. Além de respostas comportamentais, também exibem alterações morfológicas frequentemente investigadas em estudos de toxicidade (Sivakumar, 2015). As espécies mais utilizadas em ensaios ecotoxicológicos são *E. fetida* e *E. andrei*, embora a primeira seja preferida por sua facilidade de cultivo em laboratório, ampla capacidade de alimentação em diferentes substratos e resistência a variações de temperatura e umidade (OECD, 1984). Assim, as minhocas têm sido reconhecidas como bioindicadores relevantes para a biodiversidade terrestre (ABNT, 2007).

A utilização combinada de bioensaios e análises físico-químicas possibilita avaliações mais robustas e precisas sobre os impactos ambientais, integrando a identificação de substâncias tóxicas à observação de seus efeitos biológicos (Schutz *et al.*, 2023). Para ampliar a confiabilidade dos resultados, recomenda-se a utilização de organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos, o que permite avaliar de forma mais abrangente os riscos à segurança ambiental (Costa *et al.*, 2015).

3.10 Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas: Desafios e conservação

O Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, foi criado pelo Decreto de 03 de abril de 2006 (Brasil, 2006), com o propósito de salvaguardar ambientes naturais cruciais para a existência e reprodução da flora e fauna. Esse refúgio abrange ecossistemas diversos, incluindo remanescentes de estepe gramíneo-lenhosa, floresta ombrófila mista e áreas de campos úmidos e várzeas, abrangendo uma área de 16.594,17 hectares (Figura 2) (ICMBio, 2023). Além disso, a unidade busca fomentar pesquisas científicas e atividades controladas de educação ambiental e turismo.

Figura 2 - Ecossistemas do bioma Mata Atlântica no RVS - CP.

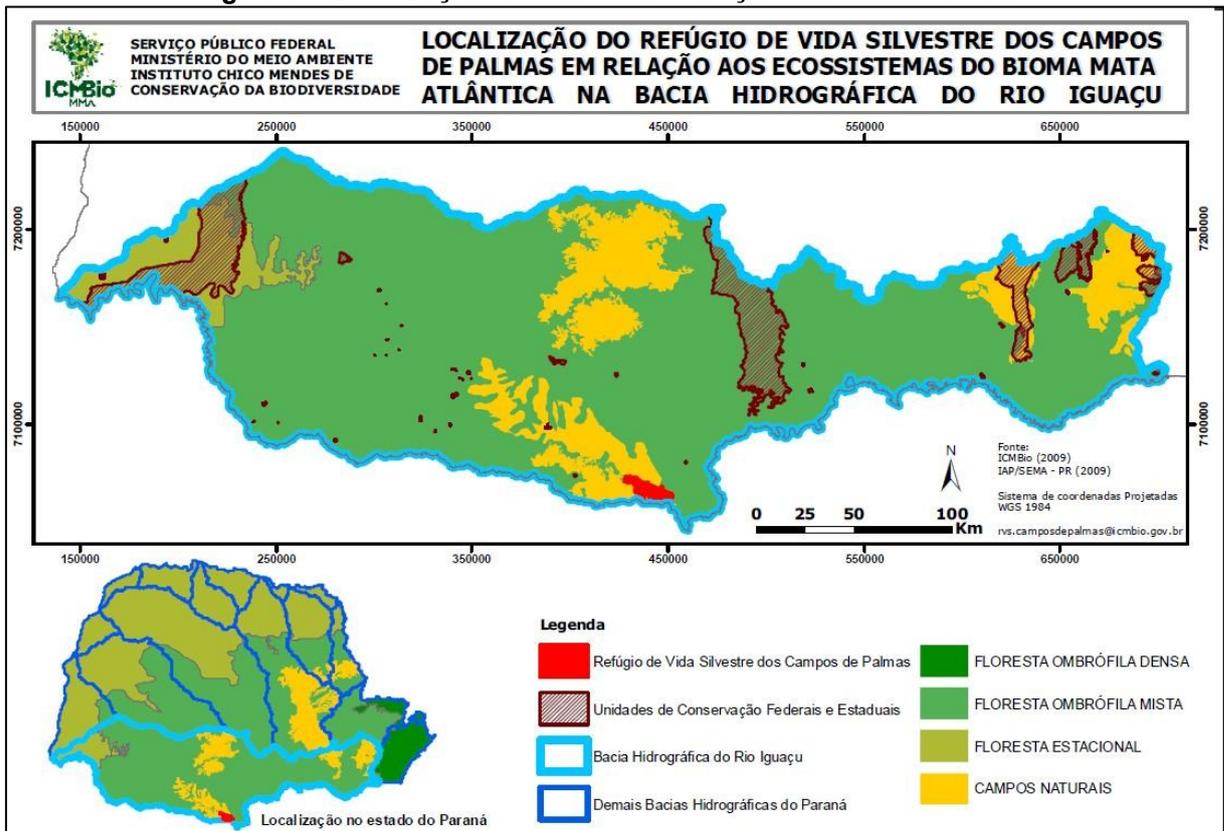


Fonte: ICMBio (BRASIL, 2016).

Localizado na região sul do Paraná, nas proximidades das nascentes do Rio Chopim (Lima, 2015), pertencente a bacia hidrográfica do rio Iguaçu (Figura 3), o RVS-CP enfrenta desafios significativos relacionados à conservação ambiental. Segundo o Plano de Manejo da unidade (Brasil, ICMBio, 2016; Brasil, ICMBio, 2021), algumas das principais ameaças incluem caça, queimadas, práticas pecuárias sem manejo adequado, extração ilegal de árvores e a presença de redes de transmissão de energia elétrica. Além disso, a introdução e predominância de espécies exóticas representam uma ameaça à biodiversidade local, resultante dos históricos ciclos econômicos da região (Bernardon & Soares, 2017).

O RVS-CP abriga uma rica diversidade de espécies, incluindo macroinvertebrados, mamíferos, herpetofauna e aves, algumas das quais enfrentam risco iminente de extinção (Brasil, 2016). A preservação desse ambiente é essencial para garantir a sobrevivência dessas espécies e a manutenção de seus habitats naturais. A vegetação predominante nos Campos de Palmas é composta por formações naturais típicas do Sul do Brasil, incluindo campos naturais, manchas de mata com araucárias (floresta ombrófila mista de altitude) e remanescentes de campos limpos intercalados com capões e campos úmidos (Brasil, 2016).

Figura 3 – Localização do RVS-CP em relação aos ecossistemas.



Fonte: ICMBio (BRASIL, 2016).

O refúgio abrange os municípios de Palmas e General Carneiro (Paraná), sendo fundamental para a conservação dos recursos hídricos e a recarga do Aquífero Guarani (Brasil, 2016; Bernardon & Soares, 2017; ICMBio, 2023). No entanto, a expansão das atividades agrícolas e da ocupação humana tem colocado em risco a biodiversidade local, demandando ações efetivas de conservação.

A produção animal a pasto, tradicional na região, apresenta impacto ambiental relativamente baixo e desempenha um papel econômico relevante. No entanto, essa prática tem sido gradativamente substituída por atividades de alto impacto ambiental, como a produção de grãos (Bernardon & Soares, 2017). O decreto de criação do RVS-CP permite a continuidade de atividades agropecuárias em propriedades privadas, desde que estejam legalmente autorizadas e sejam compatíveis com a finalidade da unidade. Contudo, a supressão da vegetação nativa é proibida, buscando-se um equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a preservação ambiental (Brasil, 2006).

Por se tratar de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, o refúgio impõe restrições ao uso do solo e aos recursos naturais. Atividades permitidas, como agricultura, pecuária e silvicultura, devem seguir práticas de baixo impacto ambiental,

minimizando riscos como a contaminação do solo e dos recursos hídricos devido ao uso inadequado de agroquímicos e outros insumos agrícolas (Brasil, 2016).

Além disso, a região abriga diversas nascentes do Rio Chopim, bem como pântanos e lagos naturais em meio às pastagens, que constituem habitats essenciais para diversas espécies. Segundo o Plano de Manejo, essas áreas são consideradas sensíveis e devem ser preservadas para garantir o equilíbrio ecológico (Brasil, 2016).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo e Pontos de Coleta

O município de Palmas (PR) está localizado na região sudoeste do estado do Paraná, apresentando área territorial de 1.557,903 Km² e população de 48.247 habitantes em 2022 (IBGE 2023).

O município é detentor de grande parte do território da Unidade de Conservação Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas – RVS-CP, importante para a preservação dos campos nativos e para a preservação da biodiversidade, além de corresponder à área de nascentes do rio Chopim, um importante curso hídrico da região Sudoeste do Paraná, um dos afluentes do rio Iguaçu.

O RVS-CP abrange uma área de aproximadamente 16.582 hectares, ocupando parte dos territórios dos municípios de Palmas e General Carneiro (Brasil, 2016). A Unidade de Conservação está inserida em uma região com predomínio geográfico da Floresta Ombrófila Mista, conhecida popularmente como Floresta com Araucárias, apresentando fragmentos dessa vegetação em meio a campos úmidos e capões (Brasil, 2016; Bernardon & Soares, 2017).

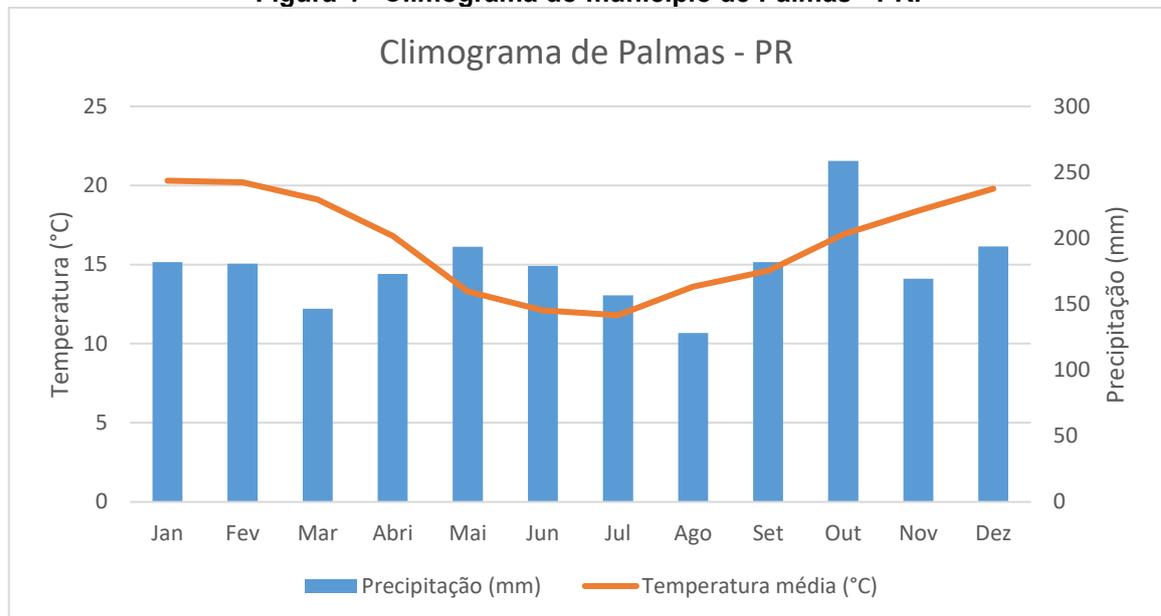
Apesar de ser classificado como unidade de conservação de proteção integral, com objetivo de proteger os ambientes naturais para a existência ou reprodução de espécies ou a comunidade da flora local e da fauna residente e migratória, o RVS-CP possui posse e domínio privado, com o requisito da compatibilização do uso e ocupação do solo com os objetivos da unidade, previstos em seu plano de manejo (Brasil, 2000; Brasil, 2016).

Conforme o Novo Mapa de Solos do Brasil, publicado pela Embrapa Solos em 2011, os solos do Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas (RVS-CP) são classificados como CHd1 (Cambissolos Húmicos Distróficos + Nitossolos Háplicos Distróficos). Esses solos, em geral, apresentam alta acidez, elevados teores de alumínio trocável e uma relação alumínio/bases superior a 85% no horizonte Bi (Embrapa, 2021), fatores que limitam significativamente sua fertilidade. Tais características, aliadas ao relevo da região, indicam que seu uso prioritário deve ser voltado à conservação ambiental. Esses solos estão distribuídos por todo o território nacional, cobrindo aproximadamente 2,5% da área do Brasil. Destacam-se, sobretudo, na porção oriental dos planaltos do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e

Paraná, onde possuem teores elevados de matéria orgânica e alumínio extraível (Embrapa, 2025).

Quanto a suas condições climáticas, a região apresenta distribuição sazonal das chuvas, em decorrência da localização e estação do ano, visto que durante os verões são comuns a ocorrência de chuvas isoladas com grandes acumulados em determinadas regiões. A precipitação média do município, segundo dados da estação meteorológica do Instituto de Desenvolvimento Rural do Estado do Paraná (IDR-Paraná, 2025), entre 1979 a 2017, gira em torno de 2.142 mm por ano, sendo que no mês de outubro ocorrem os maiores acumulados e o mês de agosto é caracterizado por ser o mais seco (Figura 4), com temperatura média anual de 16,4°C.

Figura 4 - Climograma do município de Palmas - PR.



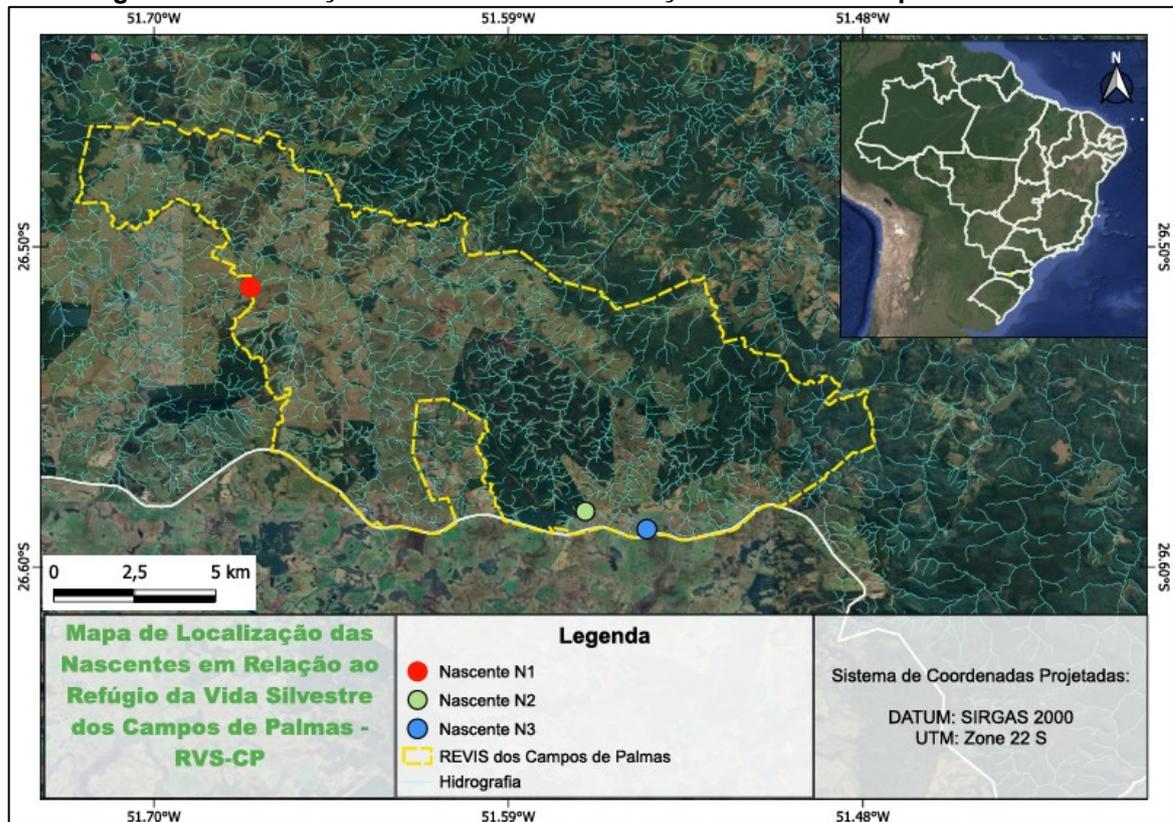
Fonte: Adaptado de IDR-Paraná (2025).

O município situa-se na bacia hidrográfica do Rio Chopim, assim as áreas de várzea ocupam boa parte do território, sendo que a região do RVS – CP abrange boa parte das nascentes do rio e de seus afluentes primários. As nascentes encontram-se dentro de propriedades particulares presentes na Unidade de Conservação, as quais apresentam certo grau de degradação em virtude das práticas agrícolas e pecuárias realizadas de forma inadequada na unidade.

Visando monitorar a qualidade da água, foram escolhidas três nascentes para realização dos estudos, com base no seu estado de conservação, facilidade de acesso às áreas, localização e práticas agrícolas presentes no entorno, além da permissão dos proprietários para a realização das intervenções. Os pontos foram

georreferenciados com o uso de GPS (Tabela 2), os quais podem ser identificados quanto a sua localização em relação a unidade de conservação na Figura 5.

Figura 5 - Localização das nascentes em relação ao RVS – Campos de Palmas.



Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela 2 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta das amostras de água e sedimentos.

Pontos	Latitude	Longitude	Descrição	Nível de interferência/Proteção
N1	26°30'45.62"S	51°40'12.14"O	Nascente nos limites do RVS-CP	Nascente protegida com caixa de alvenaria e caixa d'água
N2	26°34'57.67"S	51°33'58.03"O	Área de campos (pastagem para pecuária)	Nascente sem proteção, com acesso de gado ao local
N3	26°35'17.89"S	51°32'48.15"O	Próxima a áreas agrícolas	Nascente sem proteção

Fonte: Autoria própria (2025).

A nascente N1 está localizada nos limites do Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVS-CP), ainda dentro da área protegida, em um remanescente florestal. No entanto, encontra-se a aproximadamente 2 metros de uma estrada vicinal que demarca os limites do refúgio e fragmenta a vegetação nativa remanescente. O entorno da nascente é composto por campos nativos, remanescentes florestais e áreas destinadas à atividade agrícola. Esta nascente é utilizada para consumo humano e animal de uma propriedade. Por esse motivo, a família realizou sua

proteção, instalou um sistema para coleta e armazenamento de água, composto por uma caixa de alvenaria e outra caixa de fibra (Figura 6), bem como realizou o cercamento e faz limpeza periódica no local.

Figura 6 – Nascente N1.



Fonte: Autorial própria (2025).

A nascente N2, também situada dentro dos limites do RVS-CP, encontra-se em uma área de campo com predomínio de gramíneas nativas e baixo nível de alteração ambiental (Figura 7). No entanto, há indícios de utilização da área como pastagem para bovinos. Na região, observam-se cursos d'água com aproximadamente 50 cm de largura, ocultos pela vegetação. Além disso, a cerca de 200 metros da nascente, há uma área de reflorestamento composta por pinus.

Figura 7 – Nascente N2.



Fonte: Autorial própria (2025).

A nascente N3, igualmente localizada no interior do RVS-CP, encontra-se próxima a uma extensa área de lavoura destinada ao cultivo de soja (Figura 8). Esse ambiente apresenta alto grau de antropização, com o solo visivelmente revolvido. Nas proximidades, foi identificado um pequeno barramento construído para viabilizar o acesso à lavoura, deixando uma canalização para o escoamento da água, que possivelmente é utilizada no abastecimento de reservatórios para pulverizadores

agrícolas. Além disso, foram encontrados recipientes vazios de agroquímicos tanto nas proximidades quanto dentro da represa de água.

Figura 8 – Nascente N3.



Fonte: Autoria própria (2025).

As coletas de amostras de sedimentos e água foram realizadas em campanha única, em maio de 2024, seguindo os procedimentos descritos *no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A coleta da água foi feita com o auxílio de um balde plástico, e as amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas previamente higienizadas. Em seguida, foram armazenadas em caixas isotérmicas e transportadas ao laboratório, onde permaneceram sob refrigeração até a análise ou foram congeladas a uma temperatura igual ou inferior a 4 °C para posterior avaliação, dependendo do procedimento de análise e do tempo de transporte até o laboratório.

As amostras de sedimentos foram coletadas nos mesmos pontos das coletas de água, sendo acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados. No laboratório, parte dos sedimentos foram homogeneizados e submetidos a secagem em estufa a 50 °C. Posteriormente, o material foi macerado e peneirado em malha de tecido com granulometria fina (inferior a 63 µm), visando sua análise subsequente. Parte dos sedimentos coletados foram congelados e encaminhados ao laboratório especializado para a análise do teor de agroquímicos, conforme especificado na seção 4.5 determinação do teor de agroquímicos.

4.2 Análises Físico-Químicas

As análises dos parâmetros físico-químicos (Tabela 3) da água foram conduzidas de acordo com os protocolos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos analisados.

Parâmetros	Sigla	Unidade de medida
Potencial hidrogênico	pH	-
Oxigênio dissolvido	OD	mg O ₂ /L
Turbidez	TH	NTU
Cor	-	mg Pt Co/L
Fósforo total	PT	mg/L
Fosfato	-	mg/L
Nitrogênio Total	NT	mg/L
Temperatura da amostra	-	°C
Sólidos Totais	ST	mg/L
Condutividade elétrica	CE	uS/cm
Demanda química de oxigênio	DQO	mg O ₂ /L
Demanda bioquímica de oxigênio	DBO ₅	mg O ₂ /L

Fonte: Autoria própria (2025).

Todas as amostras foram devidamente acondicionadas em recipientes apropriados e transportadas em caixas isotérmicas até o Laboratório para Garantia da Qualidade (LQG), localizado em Francisco Beltrão, onde foram realizadas as análises de DBO₅, DQO, nitrogênio total, fósforo total e fosfato. Os parâmetros oxigênio dissolvido, sólidos totais, pH, condutividade elétrica, turbidez, cor e temperatura da amostra foram analisados *in loco*, utilizando o equipamento U-50 Multi-Parameter Water Quality Checker, da marca Horiba.

Os resultados obtidos foram comparados com as diretrizes estabelecidas pela Resolução do CONAMA n° 357/2005 (Brasil, 2005), que trata da classificação dos corpos hídricos. Além disso, as análises foram confrontadas com os padrões de potabilidade definidos na Portaria de Consolidação n° 888/2021 (Brasil, 2021), que atualiza o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS n° 5, de 28 de setembro de 2017, estabelecendo os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano.

Com o objetivo de caracterizar a qualidade da água de maneira acessível à população em geral, foi aplicado o Índice de Qualidade das Águas (IQA), o qual permite classificar a qualidade hídrica por meio de um valor numérico que varia de 0 a 100, correspondendo às diferentes classes de qualidade da água.

4.3 Análises Microbiológicas

As análises microbiológicas foram realizadas conforme os protocolos estabelecidos pelo "Standard Methods" (APHA, 2017), abrangendo o parâmetro Coliformes Termotolerantes. Foram coletadas amostras de aproximadamente 1 litro

cada, acondicionadas em frascos apropriados e transportados em caixas isotérmicas até o Laboratório para Garantia da Qualidade (LGQ), localizado em Francisco Beltrão.

4.4 Determinação do Teor de Metais

A determinação do teor de metais nas amostras de água e sedimentos foi realizada por meio da técnica de Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). Foram analisadas as concentrações dos metais alumínio (Al), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr) total, manganês (Mn) e zinco (Zn). As análises foram conduzidas no Laboratório A3Q, localizado em Cascavel (PR).

Os resultados obtidos foram comparados com os limites estabelecidos pelas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/2005 (Brasil, 2005) e n° 454/2012 (Brasil, 2012), referentes às amostras de água e sedimentos, respectivamente. A Resolução CONAMA n° 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e as diretrizes ambientais para seu enquadramento, enquanto a Resolução CONAMA n° 454/2012 estabelece diretrizes gerais para os procedimentos referenciais no gerenciamento de materiais dragados em águas sob jurisdição nacional.

4.5 Determinação do Teor de Agroquímicos

A determinação de resíduos de agroquímicos nas amostras de sedimentos foi realizada utilizando o método *Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, and Safe* (QuEChERS) modificado, seguido de análise por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas em tandem (LC-MS/MS). Esse método permite a identificação de 71 compostos diferentes, sendo amplamente empregado para detecção de resíduos de pesticidas em matrizes ambientais complexas. As análises foram conduzidas no Laboratório de Análises de Resíduos e Pesticidas da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) – Campus de Santa Maria, no Rio Grande do Sul.

As amostras de água coletadas foram encaminhadas ao Laboratório de Resíduos e Pesticidas (LARP) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), onde foram analisadas quanto à presença de 76 compostos diferentes, incluindo resíduos de glifosato e seu metabólito AMPA. As análises foram realizadas por meio da técnica de extração em fase sólida (SPE) seguida de Cromatografia Líquida acoplada à

Espectrometria de Massas em Série (LC-MS/MS), método amplamente utilizado para detecção e quantificação de resíduos de pesticidas em matrizes ambientais

Os resultados obtidos foram comparados com os limites estabelecidos na Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 (Brasil, 2021), que regulamenta os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, além de definir os padrões de potabilidade.

4.6 Testes de Toxicidade

4.6.1 Preparo das Amostras

As amostras de água foram analisadas em sua forma original, sendo descongeladas e homogeneizadas apenas imediatamente antes do uso.

Para a preparação das amostras de sedimentos secos, uma alíquota de 250 g foi solubilizada em 1.000 mL de água destilada. A mistura foi submetida à agitação mecânica por cinco minutos e, em seguida, mantida em repouso por um período de sete dias para a decantação dos sólidos. Após esse intervalo, o sobrenadante foi cuidadosamente removido e filtrado através de membrana de 0,45 mm, resultando no extrato contendo as substâncias solúveis em água, conforme descrito na norma ABNT NBR 10.006/2004 (Brasil, 2004). As amostras obtidas foram fracionadas em alíquotas e armazenadas sob congelamento até o momento da análise.

4.6.2 Teste de Fuga com *E. fetida*

O teste de fuga com a minhoca *E. fetida* foi conduzido de acordo com a norma NBR ISO 17.512-1 (ABNT, 2011) e o protocolo ISO (2008). O solo utilizado foi preparado com base em uma adaptação do solo artificial tropical (SAT) proposto pela OECD (1984), composto por 70% de areia fina seca e peneirada, 20% de caulim em pó e 10% de fibra de coco, com umidade ajustada para 60% da capacidade máxima de retenção de água. Para os diferentes tratamentos, utilizou-se solo controle (CO-), contendo apenas SAT e água filtrada; solo-teste, no qual foram adicionadas as amostras de água e sedimento; e solo controle positivo (CO+), no qual foi incorporada solução de ácido bórico (H_3BO_3) na concentração de $750 \text{ mg } H_3BO_3 \text{ kg}^{-1}$ de solo.

Os ensaios foram conduzidos em frascos retangulares de polipropileno com altura de 115 mm e dimensões de 175 x 132 mm. A tampa dos recipientes foi

perfurada para garantir ventilação, e o volume interno foi dividido ao meio por um divisor plástico removível. Um dos lados do recipiente foi preenchido com 300 g de solo controle (SAT + água destilada), enquanto o outro recebeu a mesma quantidade de solo-teste (SAT + amostras) ou solo controle positivo (SAT + H₃BO₃). Após o preenchimento, o divisor plástico foi removido, e dez minhocas foram inseridas na linha divisória entre os dois tipos de solo. O experimento foi realizado em duas repetições para cada tratamento.

Os recipientes permaneceram no escuro por 48 horas, após as quais o divisor plástico foi recolocado para separar os solos controle e teste. Em seguida, foi realizada a contagem dos organismos em cada seção do recipiente.

Como método de validação do ensaio, foi conduzido um teste de controle dual, no qual ambas as seções do recipiente foram preenchidas com solo controle (CO-). Para que o teste fosse considerado válido, as minhocas deveriam se distribuir de maneira homogênea entre os compartimentos, e a taxa de mortalidade durante o período do experimento deveria ser inferior a 10% em cada recipiente.

A análise dos dados foi realizada em termos de porcentagem de fuga, a qual foi calculada pela Equação 1.

$$\% = \frac{n_C - n_T}{N * 100} \quad (1)$$

Onde:

% porcentagem de fuga;

n_C número de minhocas encontradas na seção B (solo-controle);

n_T número de minhocas encontradas na seção A (solo-teste);

N número total de minhocas (soma das replicatas por efluente).

O solo é classificado como tóxico quando mais de 80% dos organismos apresentam preferência pelo solo controle, ou seja, quando a taxa de fuga supera 60%. Caso as minhocas demonstrem maior preferência pelo solo-teste, a resposta é considerada como 0% de fuga.

A significância estatística das respostas de fuga foi avaliada por meio do teste de Fisher unicaudal. Para essa análise, foram utilizados os valores médios, acompanhados do desvio padrão, referentes ao número de organismos encontrados

em cada seção dos recipientes, considerando todos os tratamentos e o controle dual. Os cálculos foram realizados utilizando o software *Action Stat*.

4.6.3 Teste com *Allium cepa*

Os bulbos de *A. cepa* foram adquiridos de fonte comercial, escarificados para remoção dos catáfilos mortos e submetidos ao enraizamento em frascos contendo água mineral (controle negativo), solução de paracetamol a 1 g/L (controle positivo) e as soluções de tratamento (amostras de água e sedimento). O experimento foi conduzido à temperatura ambiente e no escuro, com as cebolas permanecendo em contato com as soluções por 120 horas (cinco dias), sendo estas renovadas no terceiro dia (72 horas). Cada grupo controle e tratamento contou com cinco repetições.

Após o período de enraizamento, três raízes de cada bulbo foram coletadas e fixadas em solução de metanol e ácido acético (3:1). As amostras foram processadas pela reação de Feulgen, permanecendo em contato com o fixador sob refrigeração por 24 horas. Em seguida, foram lavadas com água destilada e submetidas à hidrólise com 5 mL de ácido clorídrico 1N a 60 °C por 10 minutos. Após nova lavagem com água destilada, as raízes foram coradas com 5 mL do reativo de Schiff por 45 minutos no escuro. O preparo das lâminas foi realizado a partir da região meristemática das raízes, que foi macerada com orceína acética e coberta com lamínula (Fiskesjö, 1985).

A análise microscópica foi conduzida por meio de um teste "cego", utilizando microscópio de luz com objetiva de 40x. Para cada bulbo, foram contadas mil células, totalizando cinco mil células por grupo experimental, classificadas de acordo com as fases do ciclo mitótico (interfase, prófase, metáfase, anáfase e telófase).

A citotoxicidade foi determinada pelo cálculo do Índice Mitótico (IM%), utilizando a Equação 2. Os dados foram submetidos ao teste de normalidade e homocedasticidade, seguido de análise de comparação de médias (n=5, $\alpha=0,05$), realizada no software *Action Stat*.

$$IM\% = [(\text{número de células em divisão}) / (\text{número total de células analisadas})] \times 100 \quad (2)$$

4.7 Avaliação do Índice de Qualidade da Água – IQA

O cálculo do IQA foi realizado por meio do produto ponderado dos nove parâmetros listados na Tabela 4, através da seguinte fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (3)$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação da qualidade”, em função de sua concentração ou medida e,

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global da qualidade, sendo que: n é o número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Tabela 4 – Classificação do IQA – CETESB.

Parâmetros	Unidades	Peso
Oxigênio Dissolvido (OD)	% saturação	0,17
Potencial Hidrogeniônico (pH)	-	0,12
Temperatura da água	°C	0,10
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	mg/L	0,10
Nitrogênio Total (NT)	mg/L	0,10
Fósforo Total (PT)	mg/L	0,10
Sólidos Totais (ST)	mg/L	0,08
Coliformes Termotolerantes (CT)	NMP/100ml	0,15
Turbidez (TH)	NTU	0,08

Fonte: CETESB (2022).

Tabela 5 – Classificação do IQA – CETESB.

Categoria	Pontuação
Ótima	79 < IQA ≤ 100
Boa	51 < IQA ≤ 79
Regular	36 < IQA ≤ 51
Ruim	19 < IQA ≤ 36
Péssima	IQA ≤ 19

Fonte: CETESB (2022).

No caso de não dispor de um dos valores de alguma variável o cálculo fica inviável, dessa forma é importante garantir a qualidade das amostras e a realização de todas as análises necessárias. Na sequência esses parâmetros são aplicados no cálculo através do auxílio do programa QualiGraf, uma ferramenta desenvolvida pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME, em 2001, a qual auxilia na análise gráfica e na realização do cálculo do IQA para avaliação da qualidade de amostras d'água.

Com o resultado do IQA é possível classificar a qualidade da água das nascentes amostradas e separá-las por classes, com base na classificação da CETESB, conforme Tabela 5.

4.8 Análises Macroscópica das nascentes

A metodologia utilizada consiste na abordagem macroscópica proposta por Gomes, Melo & Vale (2005), os quais avaliaram os impactos ambientais nas nascentes, definindo critérios de avaliação qualitativa, com atribuição de notas para cada grau de degradação (Quadro 2). Quando classificado como bom, o parâmetro recebe nota 3, quando classificado como ruim o parâmetro recebe nota 1.

Quadro 2 - Parâmetros macroscópicos para análise qualitativa ambiental de nascentes.

Parâmetro Macroscópico	Qualificação		
	Ruim (1)	Médio (2)	Bom (3)
Cor da água	Escura	Clara	Transparente
Odor	Cheiro forte	Cheiro fraco	Não há
Resíduos ao redor	Muito	Pouco	Não há
Resíduos na água	Muito	Pouco	Não há
Espumas	Muito	Pouco	Não há

Óleos	Muito	Pouco	Não há
Esgoto	Esgoto doméstico	Fluxo superficial	Não há
Vegetação (Preservação)	Alta degradação	Baixa degradação	Preservada
Uso por animais	Presença	Apenas marcas	Não há
Uso por humanos	Presença	Apenas marcas	Não há
Proteção do local	Fácil	Difícil	Sem acesso
Proximidade com residências	Menos de 50 m	Entre 50 a 100 m	Mais de 100 m
Tipo de área de inserção	Ausente	Área privada	Área protegida

Fonte: Gomes, Melo & Vale (2005).

Após a análise deve ser realizado o somatório dos pontos das análises em cada campo, permitindo realizar a classificação do estado de preservação das fontes (Quadro 3).

Quadro 3 - Classificação das nascentes quanto ao grau de preservação.

Classe	Estado de Preservação	Pontuação
A	Ótimo	37 – 39
B	Bom	34 – 36
C	Razoável	31 – 33
D	Ruim	28 – 30
E	Péssimo	Abaixo de 28

Fonte: Gomes, Melo & Vale (2005).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análises Físico-Químicas e Microbiológicas

Os resultados das análises físico-químicas das amostras de água (Tabela 6) indicam valores de pH encontrados nas nascentes (N1, N2, N3), ligeiramente abaixo dos limites estabelecidos pelas normas CONAMA 357/2005 e Portaria GM/MS nº 888/2021. Essa condição é compatível com a natureza ácida dos solos predominantes na região, caracterizados por elevados teores de alumínio trocável, fator que influencia diretamente a acidificação da água (Embrapa, 2021). A acidez observada pode afetar a biodisponibilidade de nutrientes e a saúde dos organismos aquáticos, exigindo atenção na gestão local da qualidade da água.

Tabela 6 – Análises físico-químicas das amostras de água do Rio Chopim no RVS-CP.

Parâmetros	N1	N2	N3	CONAMA 357/2005**	Portaria GM/MS nº 888/2021
pH	5,440*	5,273*	5,63*	6,0 a 9,0	6,0 a 9,5
Condutividade elétrica (uS/cm)	0,011	0,012	0,015	ND	ND
Cor (mg Pt Co/L)	< 5	< 5	< 5	Até 75 mg Pt Co/L	Até 15 mg Pt Co/L
Oxigênio Dissolvido (mg O ₂ /L)	9,235	21,990	10,940	> 5 mg O ₂ /L	ND
Turbidez (NTU)	0	2,433	114*	Até 100 UNT	< 5 uT
Fósforo (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05 mg/L	ND
Fosfato (mg/L)	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,10 mg/L	ND
Nitrogênio (mg/L)	< 0,52	< 0,52	< 0,52	3,7 mg/L (Idem***)	ND
Temperatura (°C)	18,36	18,83	19,223	ND	ND
Sólidos totais (mg/L)	0,008	0,008	0,010	Até 500 mg/L	Até 500 mg/L
DQO (mg O ₂ /L)	3,33	3,64	4,02	ND	ND
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	1,92	1,53	1,490	Até 5 mg O ₂ /L	ND

Grupos: N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3; ND: Não definido; DQO: Demanda química de oxigênio; DBO₅: Demanda bioquímica de oxigênio

*Valores fora dos padrões. **Classe 2: águas doces. *** 3,7 mg/L para pH ≤ 7,5;

Fonte: Autoria própria (2025).

A condutividade elétrica apresentou valores reduzidos, indicando baixa concentração de íons dissolvidos e sugerindo a ausência de poluição mineral significativa na área estudada. Por outro lado, a turbidez destacou-se na nascente N3, ultrapassando o limite máximo permitido de 100 NTU, caracterizando uma condição crítica em comparação às nascentes N1 e N2. Tal resultado aponta para possível influência antrópica, relacionada à degradação da vegetação nativa e às práticas agrícolas no entorno. A turbidez elevada pode comprometer a penetração de luz solar e alterar o metabolismo dos organismos aquáticos, além de refletir o transporte de

sedimentos e matéria orgânica, configurando-se como indicativo de vulnerabilidade ambiental (Parron, Muniz & Pereira, 2011).

No que tange aos sólidos totais, todas as nascentes apresentaram concentrações inferiores ao limite máximo estabelecido na legislação vigente (500 mg/L), indicando baixa presença de matéria em suspensão ou dissolvida. Contudo, a nascente N3 apresentou valor ligeiramente superior (0,010 mg/L) em relação às demais, corroborando os elevados índices de turbidez observados.

Os níveis de oxigênio dissolvido (OD) foram elevados em todos os pontos amostrados, superando o limite mínimo recomendado de 5 mg/L, evidenciando condições ambientais favoráveis para o suporte da vida aquática, promovendo um ambiente aeróbico adequado para os organismos. Contudo, chama atenção a concentração excepcionalmente alta de OD em N2, (>20 mg/L), sugerindo supersaturação, possivelmente associada à intensa atividade fotossintética da vegetação aquática local (ANA, 2025).

As elevadas concentrações de OD também sugerem baixa carga orgânica nos pontos investigados, corroborando os baixos valores observados para DQO e DBO₅. Ambos os parâmetros apresentaram demandas de oxigênio inferiores aos limites legais, com destaque para a DBO₅, que se manteve abaixo de 5 mg O₂/L nas três nascentes, em conformidade com os padrões da CONAMA.

A cor aparente da água foi inferior a 5 mg Pt Co/L em todas as nascentes, indicando boa qualidade visual da água. Os parâmetros fósforo, fosfato e nitrogênio também apresentaram baixas concentrações, demonstrando ausência de eutrofização e baixa carga de fertilizantes nos pontos amostrados.

A comparação com os resultados obtidos por Teles (2024) em estudo realizado no Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas evidencia tanto semelhanças quanto contrastes relevantes. Enquanto no presente estudo o pH apresentou-se abaixo dos limites normativos, Teles (2024) verificou valores dentro dos padrões em todas as nascentes analisadas. No que se refere ao oxigênio dissolvido, as divergências também foram notáveis: em sua pesquisa, a nascente N1 apresentou valores abaixo do estabelecido, enquanto a nascente N2 — correspondente à N3 do presente estudo — apresentou 5,89 mg O₂/L, dentro do padrão legal. Ainda nessa nascente, Teles (2024) observou turbidez de 7,25 FTU, valor bastante inferior ao registrado neste trabalho (114 NTU).

Quanto à cor, entretanto, os resultados do autor indicaram condições críticas, com valores de 175,27 mg PtCo/L e 153,14 mg PtCo/L nas nascentes N2 e N3, respectivamente, ambos superiores ao limite máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005. Já para a DQO e DBO, Teles (2024) encontrou valores mais elevados, variando de 2,12 a 7,79 mg O₂/L, contrastando com os baixos níveis obtidos neste estudo.

No estudo de Schutz *et al.* (2021), também com amostras de água na região do RVS-CP, constataram que no período do verão um dos pontos amostrais apresentou elevada condutividade elétrica, concentração de sólidos solúveis, DBO e DQO. Da mesma forma, Jacoboski e Fachinetto (2022), ao analisarem a qualidade da água do Arroio Matadouro, localizado no município de Ijuí, Rio Grande do Sul, observaram que um dos pontos monitorados excedeu o limite de 5 mg/L de oxigênio dissolvido, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2.

Em relação à presença de coliformes termotolerantes, nenhuma das amostras apresentou contaminação recente ao momento da coleta, estando todas em conformidade com o padrão estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 (Tabela 7).

Tabela 7 - Contagem de coliformes termotolerantes.

Parâmetros	N1	N2	N3	CONAMA 357/2005*	Portaria GM/MS nº 888/2021
Coliformes Termotolerantes	Ausente	Ausente	Ausente	ND	Ausência/100 ml

Grupos: N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3; ND: Não definido.

* Classe 2: águas doces.

Fonte: Autoria própria (2025).

5.2 Índice de Qualidade da Água - IQA

O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi calculado por meio do software Qualigraf. A aplicação do programa permitiu a determinação do IQA para cada ponto de monitoramento, possibilitando a classificação da qualidade da água com base nos critérios adotados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (Tabela 8).

Os resultados indicam que a qualidade da água nas três nascentes analisadas variou entre as classificações "ótima" e "boa", de acordo com os valores obtidos. Destaca-se que a nascente N3 apresentou um IQA de 79 (boa), entretanto essa

classificação corrobora com o fato desta nascente estar inserida em área de cultivo agrícola convencional, na qual o uso e ocupação do solo desordenado e sem a adoção de práticas conservacionistas reduzem a qualidade dos recursos hídricos.

Tabela 8 – Classificação quanto ao IQA.

Parâmetros	N1	N2	N3
Oxigênio Dissolvido (mg O ₂ /L)	9,235	21,990	10,940
Temperatura (°C)	18,36	18,83	19,223
Coliformes Termotolerantes (fecais) (NMP/100 ml)	0	0	0
pH	5,440	5,273	5,63
DBO5 (mg O ₂ /L)	1,92	1,53	1,490
Nitrogênio Total (mg/L)	< 0,52	< 0,52	< 0,52
Fósforo Total (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Turbidez (NTU)	0	2,433	114
Sólidos totais	0,008	0,008	0,010
Classificação IQA			
IQA – CETESB	99	85	79

Grupos: N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3.

Fonte: Autoria própria (2025).

Esses achados sugerem que, apesar dos desafios enfrentados pelo refúgio na conciliação entre manejo agropecuário e preservação ambiental, a qualidade da água ainda se mantém em níveis satisfatórios. A adoção de práticas sustentáveis, a compatibilização dos usos do solo com o plano de manejo da unidade e a sensibilização dos moradores quanto a preservação dos recursos hídricos proporcionará a manutenção da qualidade dos ecossistemas locais.

Entretanto, é fundamental ressaltar que os resultados refletem a qualidade da água com base em um conjunto restrito de parâmetros, o que impõe limitações à análise. O IQA não abrange a presença de substâncias tóxicas (como metais pesados, pesticidas), protozoários patogênicos ou substâncias que alteram as propriedades organolépticas da água, fatores essenciais para a avaliação da potabilidade e do abastecimento público (CETESB, 2022).

5.3 Avaliação Macroscópica

A avaliação macroscópica para a análise qualitativa foi realizada no mês de maio de 2025, durante o processo de coleta das amostras, por meio da observação

visual das condições ambientais das nascentes estudadas. Os dados obtidos (Quadro 4) evidenciam diferenças significativas na qualidade macroscópica das nascentes analisadas, sendo que a nascente N1 e a N2 apresentaram as melhores condições (classificação "B - Boa"), enquanto a nascente N3 obteve a pior pontuação ("E - Péssima").

Quadro 4 - Quantificação dos parâmetros macroscópicos observados nas nascentes.

Parâmetro	Pontuação		
	N1	N2	N3
Cor da água	3 (transparente)	3 (transparente)	(Escura)
Odor	3 (não há)	3 (não há)	1 (Forte)
Resíduos ao redor	2 (Pouco)	3 (não há)	1 (Muito)
Resíduos na água	3 (não há)	3 (não há)	2 (pouco)
Espumas	3 (não há)	3 (não há)	2 (pouco)
Oleos	3 (não há)	3 (não há)	3 (não há)
Esgoto	3 (não há)	3 (não há)	3 (não há)
Vegetação (Preservação)	2 (baixa degradação)	2 (baixa degradação)	1 (Alta degradação)
Uso por animais	3 (não há)	2 (Apenas marcas)	2 (Apenas marcas)
Uso por humanos	2 (Apenas marcas)	3 (não há)	2 (Apenas marcas)
Proteção do local	2 (difícil)	1 (fácil)	1 (fácil)
Proximidade com residências	3 (mais de 100 m)	3 (mais de 100 m)	3 (mais de 100 m)
Tipo de área de inserção	2 (Área privada)	2 (Área privada)	2 (Área privada)
Somatório	34	34	24
Classificação	B (Bom)	B (Bom)	E (Péssimo)

Fonte: Autoria própria (2025).

Durante a inspeção visual, observou-se a presença de resíduos sólidos em diferentes proporções ao redor das nascentes, sendo pouca quantidade na nascente N1 e grande quantidade na nascente N3, onde foram identificadas embalagens vazias de agrotóxicos. Além disso, N3 apresentou odor forte e coloração escura, fatores que indicam possíveis contaminações orgânicas ou químicas.

Por outro lado, as nascentes N1 e N2 não apresentaram alterações visíveis na cor da água, nem odor desagradável, nem resíduos flutuantes, como espumas ou óleos, o que pode indicar menor interferência antrópica nesses locais. A vegetação ao redor das nascentes N1 e N2 foi classificada como de "baixa degradação", enquanto N3 apresentou "alta degradação", o que reforça a vulnerabilidade ambiental dessa área.

A nascente N3 apresenta um alto grau de antropização, estando localizada próxima a uma extensa área de cultivo de soja. O local apresenta indícios de ser utilizado pelo proprietário para abastecimento de pulverizadores e diluição de defensivos para aplicação, visto a presença de embalagens no local. Além disso, a presença de resíduos de embalagens de agroquímicos nas proximidades e dentro da represa de água (Figura 9) reforça a hipótese de contaminação química, o que pode comprometer sua qualidade e o equilíbrio ambiental da região.

Figura 9 – Visão geral e presença de embalagens de agrotóxicos e de insumos na Nascente N3.

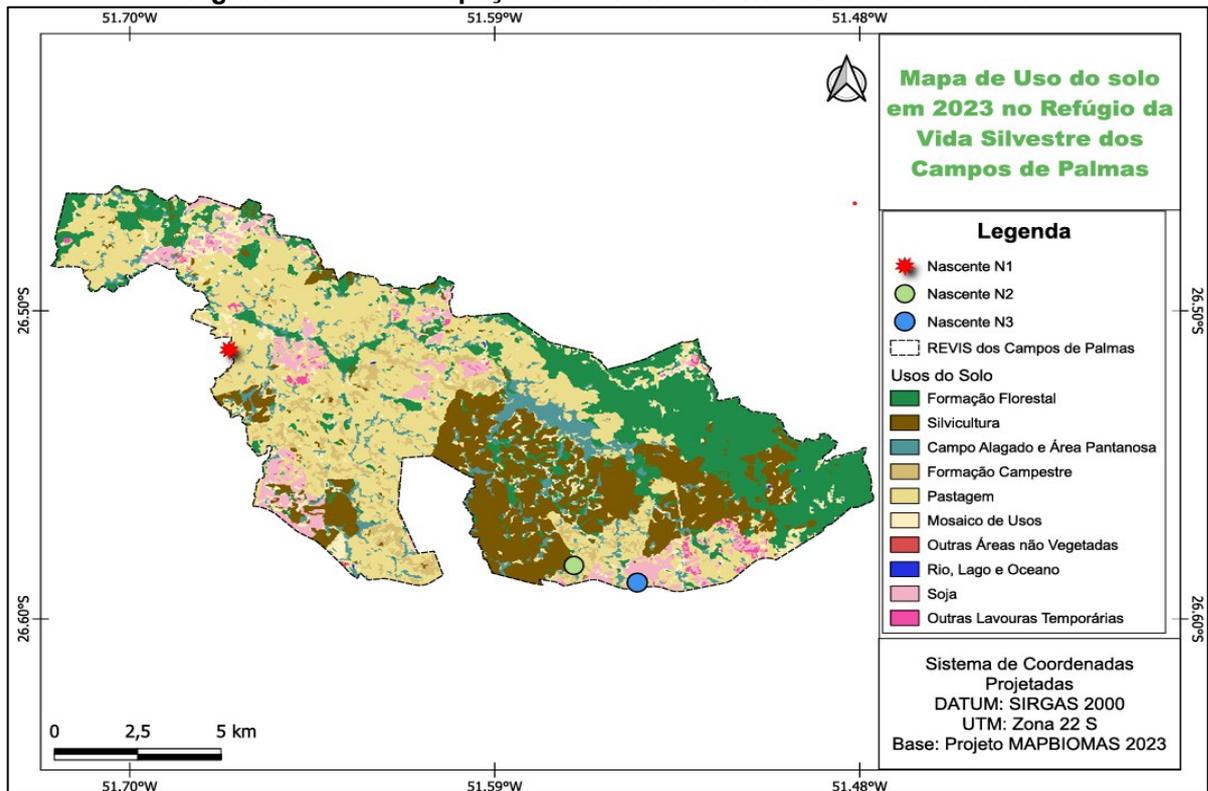


Fonte: Autoria própria (2024).

A falta de vegetação para preservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos na área, o acesso facilitado de animais e pessoas aos locais e a

prática da agricultura e pecuária no entorno (Figura 10) deve contribuir para a degradação da qualidade da água e para sua contaminação, através da presença de nutrientes em excesso, substâncias tóxicas, contaminantes e organismos patogênicos.

Figura 10 - Uso e ocupação do solo no entorno da área de estudo.



Fonte: Autoria própria (2025).

Desta forma, com base nos resultados obtidos através dessa metodologia, podemos afirmar que a nascente N3 está degradada, necessitando de intervenções no local, a fim de restaurar a vegetação nativa, realizar sua proteção e recuperação. A nascente N2, mesmo apresentando um índice adequado de conservação, necessita de monitoramento e de pequenas ações de conservação, tais como o cercamento para evitar acesso direto de bovinos ao local e, se possível, a sua proteção com a adoção da técnica solo cimento ou caxambu.

5.4 Análise de Metais pesados

Os dados das análises de metais pesados das amostras de água e sedimentos das nascentes estão apresentados na Tabela 9. Observa-se que algumas concentrações de metais na água ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), enquanto nos sedimentos os valores

permaneceram dentro dos parâmetros definidos pela Resolução CONAMA 454/2012 (Brasil, 2012) para materiais a serem dragados.

Tabela 9 - Concentrações médias dos metais das amostras de água (mg/L) e sedimentos (mg/kg) das nascentes no RVS-CP.

Elementos	Al	Pb Total	Cu	Cr Total	Mn Total	Zn Total
Água (mg/L)						
N1	8,290*	<0,010	<0,011	<0,008	<0,009	<0,011
N2	2,590*	<0,010	<0,011	<0,008	<0,009	1,580*
N3	1,290*	<0,010	<0,011	<0,008	<0,009	0,428*
CONAMA 357/2005**	< 0,100	< 0,010	< 0,009	< 0,050	< 0,100	< 0,180
Portaria GM/MS nº 888/2021						
	< 0,2	<0,010	< 2,00	<0,050	<0,1	<5,00
Sedimentos (mg/kg)						
SE1	2,79	<0,01	<0,011	<0,008	0,682	0,146
SE2	9,49	<0,01	<0,011	<0,008	<0,009	0,549
SE3	13,1	<0,01	<0,011	<0,008	0,452	<0,011
CONAMA 454/2012***	ND	< 35,00	< 35,70	< 37,70	ND	< 12,30

Grupos: N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3; SE1: Sedimento Ponto 1; SE2: Sedimento Ponto 2; SE3: Sedimento Ponto 3;

Al: Alumínio; Pb: Chumbo; Cu: Cobre; Cr: Cromo; Mn: Manganês; Zn: Zinco; ND: Não definido. *Valores fora dos padrões; ** Classe 2: águas doces; ***Material a ser dragado em água doce nível 1.

Fonte: Autoria própria (2024).

As concentrações de alumínio (Al) apresentaram-se significativamente superiores ao limite permitido para águas doces de Classe 2 (0,1 mg/L), variando de 1,29 mg/L em N3 a 8,29 mg/L em N1. Essa condição pode estar associada tanto a características geológicas da região, marcada por solos ácidos e ricos em alumínio trocável, quanto a fontes antrópicas, como o uso de corretivos agrícolas em áreas próximas (Justus *et al.*, 2020; Embrapa, 2021).

O zinco (Zn) também apresentou valores acima do permitido, especialmente em N2 (1,58 mg/L) e N3 (0,428 mg/L), considerando o limite de 0,18 mg/L previsto na legislação (Brasil, 2005). Já o manganês (Mn), embora em algumas amostras tenha apresentado valores elevados, manteve-se dentro dos limites estabelecidos. Sua presença, contudo, merece atenção, pois pode estar relacionada tanto ao intemperismo de rochas basálticas do Sistema Aquífero Serra Geral quanto a fontes antrópicas, como efluentes domésticos e industriais (Shakhatreh *et al.*, 2017 Justos *et al.* 2020).

Em contrapartida, os metais chumbo (Pb), cobre (Cu) e cromo (Cr) estiveram abaixo dos limites de detecção, condição consistente com observações realizadas em nascentes protegidas em outros estudos internacionais (Ulnikovic & Kurilic, 2020).

Nos sedimentos, as concentrações de alumínio variaram entre 2,79 mg/kg (SE1) e 13,1 mg/kg (SE3). Embora a legislação não estabeleça limites para esse elemento, tais valores podem estar relacionados a processos naturais de erosão e intemperismo de minerais aluminosos. Destaca-se que os solos da região apresentam como característica, alta acidez e elevados teores de alumínio trocáveis (Embrapa, 2021).

Para o manganês, as concentrações permaneceram dentro dos padrões, mas apresentaram variabilidade entre os pontos de coleta, com destaque para SE1 (0,682 mg/kg). O manganês nos sedimentos pode ser mobilizado para a coluna d'água, principalmente em condições de pH mais baixo, como relatado por Justos *et al.* (2020), onde valores médios de pH 6,9 influenciaram a solubilidade desse metal. Os demais elementos analisados (Pb, Cu, Cr, Zn) apresentaram concentrações abaixo dos limites estabelecidos pela CONAMA 454/2012 (Brasil, 2012), indicando ausência de contaminação crítica por metais pesados nos sedimentos.

A concentração de zinco acima da permitida nas nascentes N2 e N3 corrobora com os dados obtidos por Schutz *et al.* (2021) em seu estudo, o qual identificou elevados níveis de zinco em corpos d'água Classe I. Além disso, a pesquisa de Shakhathreh *et al.* (2017), que analisou metais pesados em fontes termais da Jordânia, encontrou concentrações elevadas de Cr, Cd e Ni, elementos que podem representar um risco ambiental na região.

A comparação com outros estudos reforça a interpretação dos dados. Teles (2024), ao analisar nascentes e pontos do rio Chopim no RVS-CP, encontrou concentrações elevadas de manganês em seu ponto N2 (equivalente à N3 do presente estudo), acima do permitido pela legislação. Além disso, em todas as amostras de água a autora observou cobre em níveis superiores ao limite estabelecido, condição não verificada neste trabalho. Nos sedimentos, Teles (2024) destacou teores de zinco total acima dos padrões da CONAMA 454/2012, variando entre 12,67 e 52,71 mg/kg, enquanto no presente estudo o Zn manteve-se abaixo desse limite. A autora também apontou concentrações de alumínio e manganês superiores às observadas aqui, sugerindo que a variabilidade entre os resultados pode

estar relacionada à sazonalidade, ao uso de agroquímicos e ao manejo agrícola na região.

De forma complementar, Schutz *et al.* (2023), ao realizarem testes de citotoxicidade e genotoxicidade com *Allium cepa* e testes de fuga com *Eisenia fetida* em amostras de solo do RVS-CP, verificaram que áreas agrícolas apresentaram maiores modificações nos teores de metais quando comparadas a outros usos e ocupações. Os autores associaram esse incremento principalmente ao uso de fertilizantes e agroquímicos, que resultaram no aumento de elementos como cobre, zinco, manganês, chumbo e níquel.

Esses resultados corroboram os achados do presente estudo, especialmente em relação ao Zn e ao Mn, sugerindo que práticas agrícolas locais exercem papel determinante na dinâmica desses elementos. Além disso, Schutz *et al.* (2023) destacaram que eventos chuvosos podem aumentar a disponibilidade de metais no solo, o que reforça a necessidade de monitoramento sazonal.

Assim, a presença de alumínio acima dos limites em todas as nascentes, bem como as concentrações elevadas de zinco e manganês em pontos específicos, aponta para uma condição de risco ambiental, embora os valores em sedimentos não configurem, neste momento, situação crítica. A integração com os estudos de Teles (2024) e Schutz *et al.* (2023) evidencia que o manejo agrícola exerce influência significativa sobre a disponibilidade de metais na região, tornando imprescindível o acompanhamento contínuo para avaliar riscos de bioacumulação e potenciais efeitos ecotoxicológicos sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres.

5.5 Agroquímicos

Os resultados obtidos para as amostras de água estão apresentados na Tabela 10. Cabe destacar que não foram detectados agroquímicos nas amostras das nascentes N1 e N2, o que representa um achado positivo e esperado para uma unidade de conservação.

Entretanto, na nascente N3 foram detectados os compostos Azoxistrobina (0,020 ug/L), Tiametoxam (detectado em concentração inferior ao limite de quantificação) e Trifloxistrobina (1,124 ug/L). A presença desses pesticidas é preocupante, pois a azoxistrobina e a trifloxistrobina são fungicidas amplamente utilizados, com potencial de causar efeitos adversos ao ambiente aquático, enquanto

o tiametoxam pertence ao grupo dos neonicotinoides, conhecidos pelos impactos negativos sobre polinizadores (Justus *et al.*, 2020).

Tabela 10 – Agroquímicos detectados nas amostras de água.

Pontos	Agroquímicos	Concentração (ug/L)	LoD (ug/L)	LoQ* (ug/L)	VMP (ug/L)
N1	Nd	-	-	-	-
N2	Nd	-	-	-	-
N3	Azoxistrobina	0,020	0,006	0,020	ND
	Tiametoxam	< LoQ*	0,006	0,020	36 ug/L
	Trifloxistrobina	1,124	0,006	0,020	ND

Grupos: N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3;

LoD: Limite de detecção; LoQ: Limite de quantificação; VMP: Valor máximo permitido segundo Portaria GM/MS nº 888/2021; ND: Não definido; Nd: Não detectado.

< LoQ* - Menor que o LoQ, ou seja, o composto está presente na amostra em nível de concentração que não pode ser quantificado pelo método.

Fonte: Autoria própria (2024).

Teles (2024), em estudo realizado na mesma região, não observou agroquímicos na água, mas detectou resíduos em sedimentos, destacando especialmente a nascente correspondente ao ponto N3 deste trabalho, na qual foram identificados Tebuconazol, Trifloxistrobina e Tiametoxam. A autora associou tais achados ao uso intensivo de fertilizantes e defensivos em áreas agrícolas e de pastagem adjacentes, cenário também verificado no presente estudo. Nesse sentido, Schutz *et al.* (2023) confirmam que fungicidas e inseticidas dos tipos estrobilurinas (caso do Trifloxistrobina), benzimidazóis (caso do Carbendazim), organofosforados, triazóis (caso do Tebuconazol) e carboxamidas são rotineiramente aplicados em cultivos de soja e batata no RVS-CP, reforçando a relação entre a atividade agrícola e a contaminação difusa em nascentes.

Estudos em outras regiões, como o de Kronbauer, Biondo & Kolchinski (2021), que avaliaram a presença de agrotóxicos nas águas do rio Taquari, na cidade de Encantado, também identificaram resíduos de agrotóxicos (atrazina, imidacloprido, clorpirifós, carbendazim e tebuconazol) em águas superficiais, corroborando o uso intenso de defensivos em áreas agrícolas do Sul do Brasil.

Nos sedimentos (Tabela 11), a presença de Carbendazim (0,012 mg/kg) é particularmente relevante, considerando que esse ingrediente ativo foi banido pela Anvisa em 2022 (Resolução DC/ANVISA nº 739), devido ao seu potencial mutagênico, carcinogênico e tóxico para a reprodução humana (ANVISA, 2022; Brasil, 2022).

A eliminação do produto ficou determinada para ocorrer de forma gradual, uma vez que ele é largamente utilizado por agricultores brasileiros nas plantações de feijão, arroz, soja e de outros importantes produtos agrícolas, sendo um dos 20

agrotóxicos mais utilizados no Brasil na época (Agência Brasil, 2022). Apesar da proibição, sua presença pode indicar persistência no ambiente ou uso contínuo após a restrição legal. Teles (2024) também verificou esse composto em sedimentos do rio Chopim, sugerindo um padrão de contaminação recorrente na região.

Tabela 11 – Agroquímicos detectados nas amostras sedimento.

Pontos	Agroquímicos	Concentração (mg/kg)	LoD (mg/kg)	LoQ (mg/kg)	VMP (mg/L)
SE1	Nd	-	-	-	-
SE2	Nd	-	-	-	-
SE3	Azoxistrobina	< LoQ	0,003	0,008	ND
	Carbendazim	0,012	0,003	0,008	0,12 mg/L
	Difenoconazol	0,283	0,003	0,008	0,18 mg/L
	Tebuconazol	0,045	0,003	0,008	ND
	Trifloxistrobina	0,108	0,003	0,008	ND

Grupos: SE1: Sedimento Ponto 1; SE2: Sedimento Ponto 2; SE3: Sedimento Ponto 3; LoD: Limite de detecção; LoQ: Limite de quantificação; VMP: Valor máximo permitido Portaria GM/MS nº 888/2021; ND: Não definido; Nd: Não detectado.

< LoQ* - Menor que o LoQ, ou seja, o composto está presente na amostra em nível de concentração que não pode ser quantificado pelo método.

Fonte: A autoria própria (2025).

Além do Carbendazim, foram detectados Difenoconazol, Tebuconazol, Trifloxistrobina e Azoxistrobina em SE3. A ocorrência desses fungicidas, amplamente empregados em culturas de soja e milho, reforça a hipótese de contaminação difusa originada da atividade agrícola intensiva. Estudos prévios no Paraná já apontaram resíduos frequentes de triazóis, piretroides e organofosforados em corpos hídricos devido ao uso extensivo de agroquímicos (Justus *et al.*, 2020).

A detecção de resíduos em nascentes indica que essas áreas, muitas vezes consideradas menos impactadas, podem estar sujeitas à contaminação difusa proveniente do uso agrícola de defensivos. Esse achado corrobora estudos anteriores que associam práticas agrícolas intensivas à presença de pesticidas em ambientes aquáticos, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo e revisão das políticas de manejo e aplicação desses produtos (Schutz *et al.*, 2021).

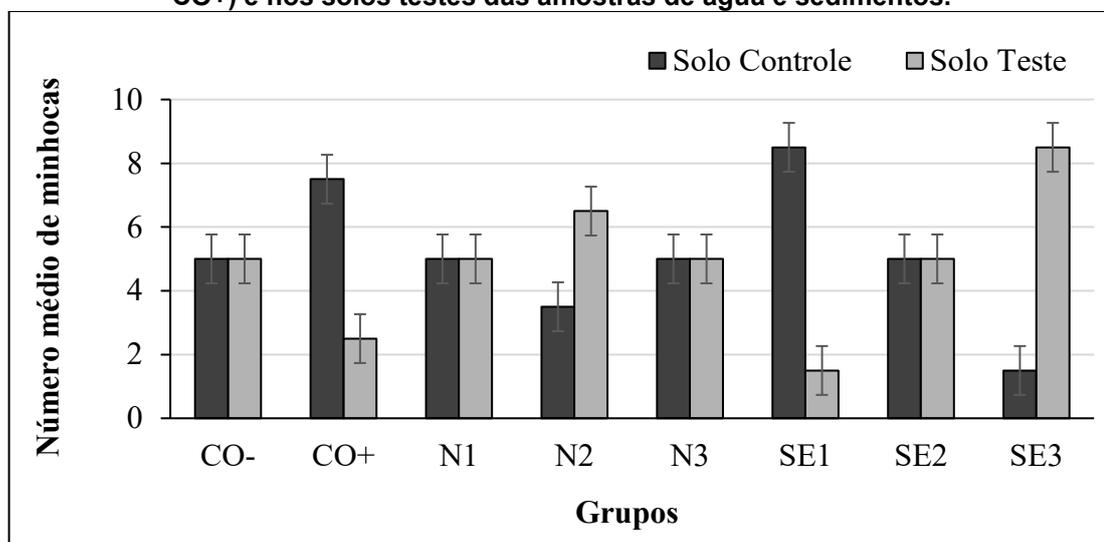
Diante desses desafios, torna-se imprescindível a adoção de políticas públicas mais rigorosas de controle e fiscalização do uso de agrotóxicos, além da promoção de práticas agrícolas sustentáveis que respeitem os limites ambientais e garantam a segurança alimentar da população. A conscientização dos agricultores sobre os riscos ambientais e à saúde associados ao uso indiscriminado de defensivos é crucial para reduzir impactos negativos e garantir a integridade ecológica da região.

5.6 Testes de Toxicidade

5.6.1 Teste de Fuga com *E. fetida*

Os resultados do ensaio de toxicidade com o bioindicador *E. fetida*, realizado com as amostras de água e de sedimento (N1, N2, N3, SE1, SE2 e SE3), bem como a distribuição dos organismos nos grupos controle negativo (CO-) e positivo (CO+) estão representados na Figura 11.

Figura 11 – Número médio dos organismos *E. fetida* distribuídos nos solos controle (CO- e CO+) e nos solos testes das amostras de água e sedimentos.



Grupos: CO-: Controle negativo; CO+: Controle positivo; N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3; SE1: Sedimento Ponto 1; SE2: Sedimento Ponto 2; SE3: Sedimento Ponto 3.

Fonte: Autoria própria (2025).

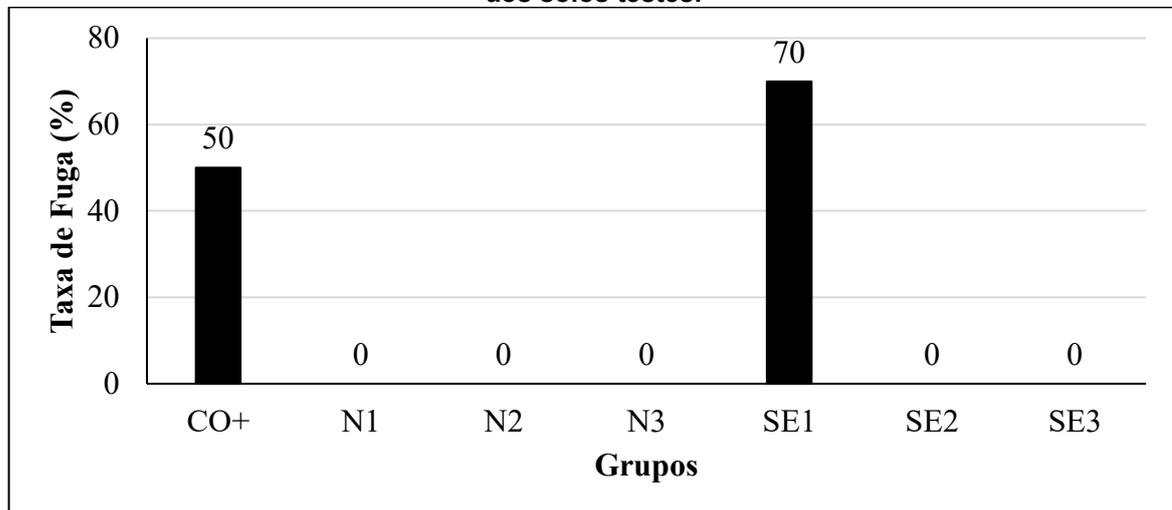
Observa-se que as minhocas se distribuíram de maneira satisfatória e homogênea no solo CO-, com uma proporção de 50% dos organismos em cada compartimento, validando o teste conforme os critérios da norma NBR ISO 17.512-1 (ABNT, 2011). A amostra N2 apresentou uma leve atratividade em relação ao solo controle negativo, enquanto SE3 demonstrou uma resposta ainda mais acentuada, com mais de 80% dos bioindicadores concentrando-se no solo teste.

Essa preferência dos organismos pelo solo teste pode estar associada a fatores físico-químicos dos sedimentos, à presença de determinados compostos químicos ou até mesmo a interações biológicas complexas. Elementos como matéria orgânica, pH, umidade e a presença de nutrientes podem influenciar a atração das minhocas, uma vez que esses organismos tendem a se deslocar em busca de condições favoráveis à sobrevivência e alimentação. Além disso, substâncias químicas específicas, como resíduos de pesticidas, fertilizantes ou metais pesados,

podem desencadear respostas químico-olfativas que resultam na atração ou repulsão dos organismos.

Na Figura 12, observa-se que as amostras N1, N2, N3, SE2 e SE3 não apresentaram taxas de fuga significativas, enquanto SE1 se destacou com taxa de 70%, sendo classificada como tóxica segundo a NBR ISO 17.512-1 (ABNT, 2011). Esse resultado é inesperado, considerando que SE1 está associada a uma nascente localizada em área preservada. Uma hipótese plausível é a influência da proximidade com estrada rural, cuja poeira pode carrear metais pesados e hidrocarbonetos oriundos do tráfego de veículos, alterando a qualidade ambiental local.

Figura 12 – Taxa de fuga dos organismos *E. fetida* expostas aos solos controle (CO- e CO+) e aos solos testes.



Grupos: CO: Controle negativo; CO+: Controle positivo; N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3; SE1: Sedimento Ponto 1; SE2: Sedimento Ponto 2; SE3: Sedimento Ponto 3.

Fonte: Autoria própria (2025).

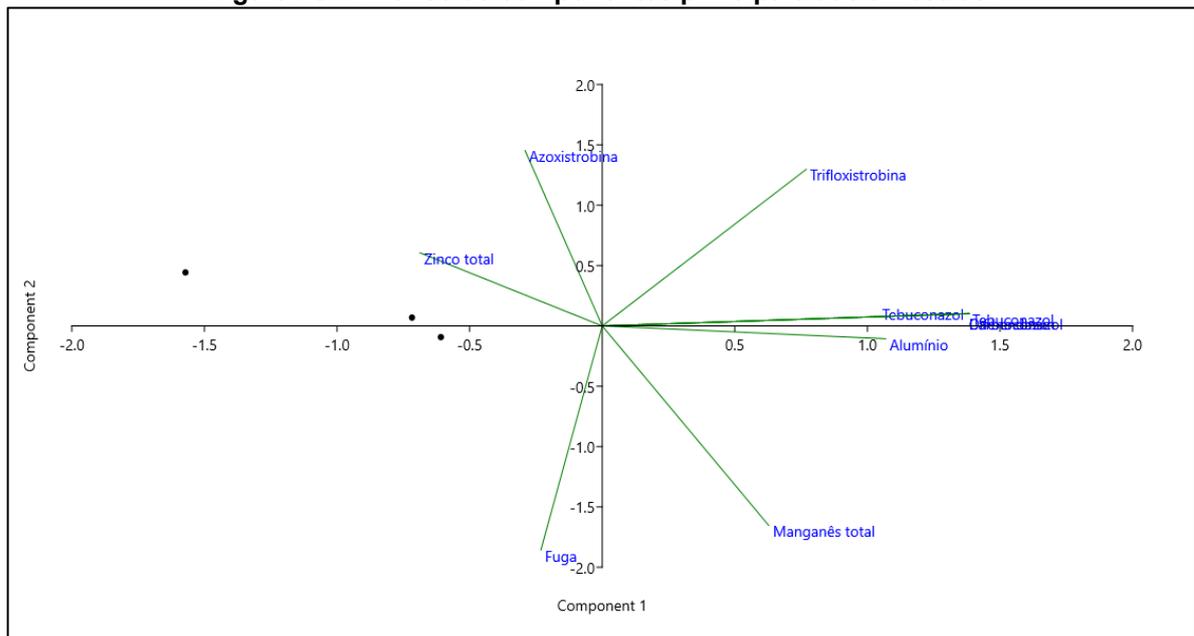
A comparação com Schutz *et al.* (2023) reforça a relevância desses achados. Os autores registraram taxas de fuga elevadas em solos agrícolas dentro e fora do Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVS-CP), variando entre 67% e 90%. Também observaram toxicidade em áreas de silvicultura e pastagens nativas, com taxas de até 100%. Um fator central identificado foi a saturação de alumínio, que apresentou correlação positiva consistente com a fuga das minhocas em diferentes estações do ano. Além disso, outros metais, como titânio, manganês, bário e cromo, também estiveram associados aos efeitos tóxicos.

No presente estudo, destaca-se a elevada concentração de alumínio na amostra da nascente N1, o que pode explicar, ao menos em parte, os efeitos adversos observados. Conforme Schutz *et al.* (2023), solos com altos teores de alumínio —

como os encontrados em áreas de silvicultura e pastagens — estão diretamente associados à toxicidade para *E. fetida*. Dessa forma, a influência desse metal sobre a resposta dos organismos neste trabalho não deve ser desconsiderada.

Resultados de Teles (2024) corroboram essa interpretação, ao relatar comportamento de fuga significativo em amostras de água e sedimentos, incluindo pontos correspondentes ao N3 deste estudo. Além disso, após análise de componentes principais (Figura 13), verificou-se que a taxa de fuga neste trabalho apresentou baixa correlação com metais pesados e agroquímicos, mas alguma associação com o manganês total. Teles (2024) também identificou correlação positiva entre fuga de *E. fetida* e variáveis como manganês, turbidez, cor, pH e oxigênio dissolvido, indicando que múltiplos fatores, em conjunto, podem atuar sobre a resposta do bioindicador e que estes compostos isolados ou em combinação podem ter resultado em maior estresse para as minhocas e o efeito de fuga observado.

Figura 13 – Análise de componentes principais das amostras.



Fonte: Autoria própria (2025).

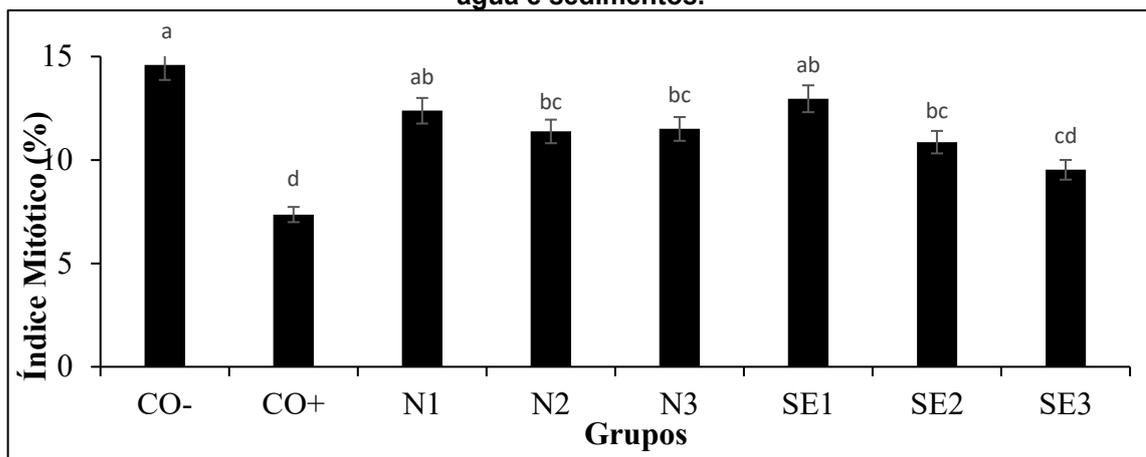
De forma convergente, Schutz *et al.* (2021), em seu trabalho realizado na área do RVS-CP, também registraram efeitos adversos sobre *E. fetida* em áreas próximas a cursos d'água situados em regiões rurais, essaltando que atividades como manejo inadequado, queimadas e uso excessivo de corretivos agrícolas podem comprometer a qualidade do solo. No inverno, um ponto de coleta situado em área de silvicultura e pastagem apresentou toxicidade para o bioindicador, com altas concentrações de

nitrogênio, fósforo e demanda bioquímica de oxigênio. Na primavera, esse mesmo local demonstrou sinais de inibição celular, sugerindo a presença de compostos químicos com potencial efeito tóxico.

5.6.2 Teste com *A. cepa*

Os testes de toxicidade realizados com o bioindicador vegetal *A. cepa* exposto às amostras de água das nascentes e aos sedimentos demonstraram efeitos citotóxicos em N2, N3, SE2 e SE3, uma vez que os índices mitóticos (IM%) obtidos foram estatisticamente diferentes do controle negativo (Figura 14). Esse resultado sugere que essas amostras contêm substâncias capazes de interferir no ciclo celular, comprometendo o crescimento e a divisão das células meristemáticas da raiz da cebola.

Figura 14 – Percentuais médios dos índices mitóticos (IM%) da *A. cepa* exposta às amostras de água e sedimentos.



Grupos: CO: Controle negativo; CO+: Controle positivo; N1: Nascente 1; N2: Nascente 2; N3: Nascente 3; SE1: Sedimento Ponto 1; SE2: Sedimento Ponto 2; SE3: Sedimento Ponto 3.

Fonte: Autoria própria (2025).

O ponto N3 foi o mais citotóxico, tanto para as amostras de água quanto para os sedimentos, provavelmente em razão da proximidade com uma via de tráfego intenso, onde a queima de combustíveis fósseis pode ter contribuído com a emissão de poluentes carregados para o solo e os corpos hídricos adjacentes. A presença de agroquímicos detectada nesse ponto também pode ter influenciado negativamente, pois foi a única nascente com a presença desses compostos. Além disso, a presença de metais pesados na água e sedimento deve ser considerada.

A amostra SE3 apresentou o menor IM, resultado que pode estar associado à presença do composto carbendazim, agrotóxico conhecido por seus efeitos tóxicos

e mutagênicos. Curiosamente, a amostra SE1, que foi considerada tóxica para o bioindicador *E. fetida*, não demonstrou citotoxicidade para *A. cepa*. Essa discrepância evidencia a importância de utilizar múltiplos bioindicadores, já que diferentes espécies podem responder de formas distintas à presença dos mesmos contaminantes.

Comparando com estudos prévios, Schutz *et al.* (2021) realizaram um biomonitoramento da qualidade da água do Rio Chopim dentro da Unidade de Conservação Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas. Foram analisados cinco pontos ao longo do rio, sendo quatro dentro da unidade e um a jusante. Os resultados indicaram que todos os pontos apresentaram citotoxicidade para *A. cepa* em pelo menos uma estação do ano, o que sugere a influência de práticas inadequadas de manejo dentro da unidade de conservação.

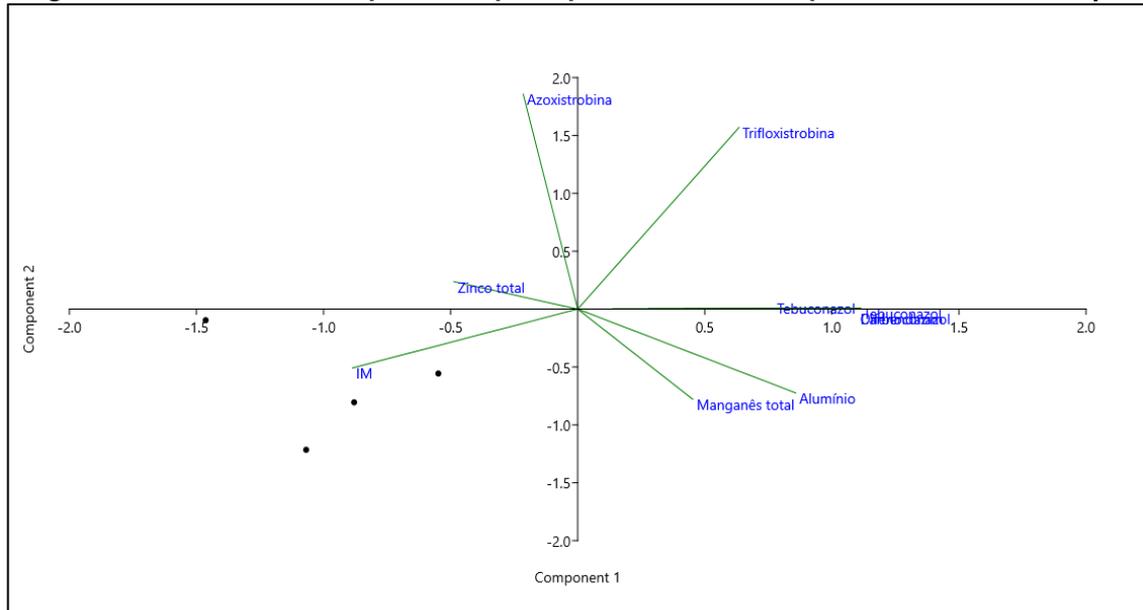
Em outro estudo, Schutz *et al.* (2023) observaram variações marcantes nos efeitos citotóxicos em solos sob diferentes usos dentro e no entorno do Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVS-CP). Nos períodos de inverno e outono, todas as amostras apresentaram índices mitóticos semelhantes ao controle negativo, sem efeitos citotóxicos, possivelmente devido à menor pluviosidade, o que reduziu a disponibilidade de metais e elevou o teor de matéria orgânica. Em contrapartida, na primavera, amostras de áreas agrícolas apresentaram índices mitóticos elevados e até mesmo efeitos genotóxicos em *A. cepa*, associados ao uso intensivo de fertilizantes e agrotóxicos. Esse comportamento foi explicado pelos autores pela maior disponibilidade de nutrientes (Ca, P, Mg, K) e pelo aumento da lixiviação de metais em função da elevada precipitação nessa estação.

Além disso, Schutz *et al.* (2023) destacaram a saturação de alumínio como uma variável-chave na toxicidade observada em áreas de silvicultura e pastagem. Esse ponto é particularmente relevante para a interpretação do presente estudo, já que concentrações elevadas de alumínio também foram identificadas em algumas amostras, o que pode explicar parte da citotoxicidade registrada. A literatura (Frizola, Gomes & Souza, 2006; Schutz *et al.*, 2023) descreve que solos ácidos e ricos em alumínio são intrinsecamente limitantes ao crescimento radicular, afetando tanto organismos vegetais quanto animais utilizados como bioindicadores.

A análise de componentes principais (PCA) (Figura 15) revelou uma correlação positiva entre o índice mitótico e as concentrações de zinco total, o que está alinhado com a função biológica conhecida do zinco em processos celulares sugerindo que concentrações mais elevadas desse metal podem estimular a divisão

celular. Segundo Sena & Pedrosa (2005), o zinco atua como cofator de diversas enzimas envolvidas na síntese de DNA e RNA, essenciais para a divisão celular. Ele também pode influenciar a regulação hormonal da divisão celular, via hormônio do crescimento (GH) e fator de crescimento IGF-I, promovendo a proliferação celular por meio dessas vias mitogênicas.

Figura 15 – Análise de componentes principais das amostras para o teste com *A. cepa*.



Fonte: Autoria própria (2025).

De acordo com pesquisa da Bueno & Czepielewski (2007), o zinco tem funções catalíticas e estruturais, influenciando a expressão gênica através de fatores de transcrição dependentes do metal. Os autores ainda descrevem que ele é indispensável para enzimas da replicação e transcrição, sendo fundamental para a progressão da divisão celular.

Além disso, estudos sugerem que a concentração intracelular de zinco regula a síntese da metalotioneína, que controla o excesso de zinco e protege contra a toxicidade, evidenciando a importância de que essas concentrações elevadas sejam cuidadosamente balanceadas para estimular a divisão celular sem causar danos (Mafra & Cozzolino, 2004).

A análise do PCA também revelou que o Índice Mitótico apresentou correlação negativa com a trifloxistrobina, um fungicida do grupo químico das estrobilurinas (IBAMA, 2019), o qual estava em alta concentração na nascente N3 (água e sedimentos), cuja presença parece ter contribuído para a inibição mitótica. Esse achado está em consonância com Souza (2022), o qual analisou o potencial de efeitos

citogenotóxicos e efeitos relacionados ao estresse oxidativo de fungicida comercial contendo o princípio ativo azoxistrobina, do grupo químico das estrobilurinas, sobre o *A. cepa*. Em seu trabalho, constatou que o fungicida causou inibição do crescimento radicular do bioindicador e alterações das frequências mitóticas.

Oliveira *et al.* (2012), analisou a genotoxicidade e a relação entre a concentração de agrotóxicos, entre eles a trifloxistrobina, na água de irrigação de lavoura de arroz, em Santa Maria - RS, utilizando *A. cepa* como bioindicador. Os autores observaram redução no índice mitótico de até 76% na presença dos fungicidas, até o 26º dia após a aplicação.

Assim, os resultados demonstram que a citotoxicidade observada nas amostras deste estudo pode ser atribuída a um somatório de fatores, incluindo a presença de metais como o zinco, bem como resíduos de agrotóxicos, especialmente o grupo das estrobilurinas. A comparação com os achados de Schutz *et al.* (2023) reforça a relevância desses parâmetros químicos e evidencia que as variações sazonais e os diferentes usos do solo têm papel central na determinação da toxicidade detectada por bioensaios com *A. cepa*.

6 CONCLUSÃO

A conservação das nascentes do Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas é essencial para a manutenção da segurança hídrica e da integridade dos ecossistemas locais. As análises físico-químicas, microbiológicas, macroscópicas e ecotoxicológicas realizadas evidenciam a influência significativa das atividades humanas sobre a qualidade da água e a vulnerabilidade de determinadas áreas.

As nascentes N1 e N2 apresentaram boas condições ambientais, refletidas em classificações “ótima” e “boa” pelo Índice de Qualidade da Água (IQA), com ausência de coliformes termotolerantes e baixos níveis de degradação da vegetação. Em contraste, a nascente N3 destacou-se negativamente, apresentando turbidez elevada, degradação da vegetação, presença de resíduos sólidos e embalagens de agroquímicos, evidenciando a intensa pressão antrópica no entorno.

Os resultados das análises químicas indicaram a presença de metais pesados, como alumínio e zinco, na água, possivelmente associados tanto a características naturais do solo quanto às práticas agrícolas da região. Nos sedimentos, os limites legais foram respeitados, porém a detecção de compostos agroquímicos, incluindo fungicidas como Azoxistrobina, Trifloxistrobina e Difenconazol, inseticida Tiametoxam e o proibido Carbendazim, evidencia risco potencial à qualidade ambiental. A persistência do Carbendazim, proibido pela Anvisa, reforça a necessidade de fiscalização e controle rigoroso do uso de pesticidas na região.

Os testes ecotoxicológicos indicaram respostas diferenciadas dos bioindicadores, a *E. fetida* demonstrou comportamento de fuga em alguns pontos, evidenciando toxicidade difusa, enquanto *A. cepa* revelou efeitos citotóxicos em locais correlacionados à presença de metais e agroquímicos. Esses achados corroboram a relação direta entre práticas agrícolas intensivas e impactos sobre a fauna e flora locais, mesmo em áreas dentro de unidades de conservação.

Diante deste cenário, torna-se imprescindível implementar medidas de manejo e proteção das nascentes, especialmente na N3, incluindo restauração da vegetação, controle da erosão, restrição do uso agrícola e afastamento do acesso humano direto. A manutenção de atividades agrícolas ou de moradia próximas às áreas de recarga das nascentes representa ameaça contínua à integridade hídrica e ecológica da UC.

Portanto, os resultados obtidos reforçam a necessidade de ações integradas de conservação, monitoramento contínuo da qualidade da água e do ambiente, e adoção de políticas rigorosas para mitigar impactos difusos. Idealmente, a retirada das atividades humanas da unidade é recomendável para garantir a preservação das nascentes, restaurar os serviços ecossistêmicos e assegurar a sustentabilidade ambiental de longo prazo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA BRASIL. Anvisa proíbe uso do fungicida carbendazim em produtos agrotóxicos: eliminação do produto, tido como cancerígeno, será gradual. **Agência Brasil**, Brasília, 08 ago. 2022. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/saude/noticia/2022-08/anvisa-proibe-uso-do-fungicida-carbendazim-em-produtos-agrotoxicos>>. Acesso em: 24 de mar. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA). Portal Qualidade das Águas. Brasília, 2025. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/portalpnqa/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn1>. Acesso em: 10 de mar. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024: informe anual / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. - Brasília: ANA, 2024. 154 p. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura2024_04122024.pdf>. Acesso em 21 de ago. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Carbendazim: Anvisa concluiu processo de reavaliação e mantém o banimento.* Publicado em: 08 ago. 2022. Atualizado em: 08 ago. 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/noticias-anvisa/2022/carbendazim-anvisa-concluiu-processo-de-reavaliacao-e-mantem-o-banimento>>. Acesso em: 24 de mar. 2025.

APHA. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater.** 23.th. Washington: American Public Health Association. 2017.

ASSIS, L.; DE FARIA, R.; BAYER, R. A gestão de unidades de conservação e seus desafios: uma análise da legislação e sua aplicação. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 20, n. 3, p. 45-60, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10006:2004** – Resíduos sólidos – Procedimento para obtenção de extrato solubilizado. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15537:** Ecotoxicologia terrestre. Ecotoxicologia aguda. Método de ensaio para minhocas. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13373:** Ecotoxicologia aquática — Toxicidade crônica — Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro: ABNT, 2017.

AZEVEDO, Ú. R.; COSTA, D. M.. Expansão urbana e conservação ambiental: geotecnologias como subsídio às políticas de ordenamento territorial em Vargem das Flores – Contagem / MG. **Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía** 32 (1): 206-225, 2022. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v32n1.98050>.

BARBOSA, R. S.; SOUZA, J. P.; ALMEIDA, D. J.; SANTOS, J. B.; PAIVA, W. S.; PORTO, M. J.. As possíveis consequências da exposição a agrotóxicos: uma revisão sistemática. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 11, e45191110219, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i11.10219. Disponível em: <<https://www.rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/10219>>. Acesso em: 30 de mar. 2025.

BERNARDON, A.; SOARES, A. B. Campos de Palmas: Um Ecossistema Ameaçado. **Agropecuária Catarinense**, [S.l.], v 29, n. 3, p. 15-17, 2017. Disponível em: <<https://publicacoes.epagri.sc.gov.br/rac/article/view/139>>. Acesso em 15 de nov. 2023.

BERNINI, C. I. Políticas de conservação ambiental no Brasil e mercadificação da natureza. **Geosp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 23, n. 3, p. 662-681, dez. 2019, ISSN 2179-0892. Disponível em: <<https://www.revistas.usp.br/geosp/article/view/146059>>. Acesso em 21 de mai 2024. Doi: <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.2019.146059>.

BOECK, R., SILVEIRA, J. F. M.; BENAMÚ, M. A.. Avaliação da Toxicidade do Solo com Ensaio Ecotoxicológicos em Diferentes Áreas de Cultivo De Tomate. **Revista Contemporânea**, 5(7), e8678. 2025. <https://doi.org/10.56083/RCV5N7-112>

BORTOLOTTI, C. C.; MARTINS-SILVA, T.; HIRSCHMANN, R.; FACCHINI, L. A.. Exposição a agrotóxicos: estudo de base populacional em zona rural do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 23, p. E200027, 2020. DOI: 10.1590/1980-549720200027.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução DC/ANVISA nº 739, de 8 de agosto de 2022**. Dispõe sobre a proibição do uso do fungicida carbendazim em produtos agrotóxicos e estabelece prazos para sua eliminação. **Diário Oficial da União: seção 1**, Brasília, DF, 9 ago. 2022. Disponível em: <Resolução DC/ANVISA Nº 739 DE 08/08/2022 - Federal - LegisWeb>. Acesso em: 24 de mar. 2025.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 16 de ago. 2025.

BRASIL. Decreto de 03 de abril de 2006. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 4 abr. 2006.

BRASIL. **Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água**. 2. ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 146 p. Disponível em: https://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_analise_agua_2ed.pdf. Acesso em: 23 ago. 2025.

BRASIL. ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas. Ministério do Meio Ambiente. 196 p. 2016.

BRASIL. **Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras

providências. Brasília: Casa Civil. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em 14 de abr. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. **Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Casa Civil. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em 14 de abr. 2023.

BRASIL. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: Casa Civil. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em 14 de abr. 2024.

BRASIL. **Lei nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem, a rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e das embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, de produtos de controle ambiental, de seus produtos técnicos e afins; revoga as Leis nºs 7.802, de 11 de julho de 1989, e 9.974, de 6 de junho de 2000, e partes de anexos das Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 9.782, de 26 de janeiro de 1999. Mensagem de veto (Promulgação partes vetadas). Diário Oficial da União, Brasília, DF, 27 dez. 2023. Disponível em: <[BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 18 mar. 2015. Disponível em: <\[conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450\]\(http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450\)>. Acesso em 27 de mai. 2024.](https://www.bing.com/search?q=lei%2014785%202023%20diário%20oficial&qs=n&form=QBRE&sp=-1&ghc=1&lq=0&pq=lei%2014785%202023%20diário%20of&sc=12-24&sk=&cvid=0F60B6FE64DC442FA5384E665B444FEA&ghsh=0&ghacc=0&ghpl=>. Acesso em: 30 de mar. de 2025.</p></div><div data-bbox=)

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 429, de 28 de fevereiro de 2011**. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 2 mar. 2011. Disponível em: <https://www.epsvj.fiocruz.br/sites/default/files/documentos/pagina/resolucao_conama_429-11.pdf>. Acesso em: 10 de mai. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução CONAMA nº 454, de 1º de novembro de 2012**. Estabelece diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, n. 213, p. 89-90, 5 nov. 2012. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-454-de-1-de-novembro-de-2012-4178945>>. Acesso em: 4 de mai. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Plano de Manejo do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas**. Aprovado pela Portaria n.º 57, de 30 maio 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Aprova a Revisão Pontual do Plano de Manejo do Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas**. Aprovado pela Portaria n.º 215, de 16 abril 2021.

BRASIL. **Portaria de Consolidação GM/MS n. 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 de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Casa Civil. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>>. Acesso em 14 de abr. 2024.

BUENO, A.L.; CZEPIELEWSKI, M.A.. Micronutrientes envolvidos no crescimento. **Clin Biomed Res [Internet]**. 2007; v. 27 (n. 3). Disponível em: <<https://seer.ufrgs.br/index.php/hcpa/article/view/2400>>. Acesso em 22 de ago. 2025.

CADORIN, G. R., DE SOUZA, A. L. F., DESTEFANI, A., & MARTINS, C. E. N.. Parâmetros Significativos Para Monitoramento e Avaliação da Qualidade da Água, Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (Joinville, Santa Catarina, Brasil). **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 20 (2023). <https://dx.doi.org/10.21168/reg.v20e14>.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo, 2021. **CETESB**. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/sites/RAI-2021-Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>>. Acesso em 15 de ago. 2024.

CHAGAS, D.; LIMA; A. P. D. S. C.; FELICI, E. M.. Análise de Parametros Fisico-Quimicos da Água da Microbacia São Jorge, Tarabai-SP. **Colloquium Exactarum**. ISSN: 2178-8332, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 86–94, 2020. Disponível em: <<https://journal.unoeste.br/index.php/ce/article/view/3581>>. Acesso em: 24 de ago. 2025.

CHIARELLO, M.; GRAEFF, R. N.; MINETTO, L.; CEMIN, G.; SCHNEIDER, V. E.; MOURA, S.. Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo. **Química Nova**, v. 40, n. 2, p. 158-165, 2017. Recebido em 30 jun. 2016; aceito em 14 set. 2016; publicado na web em 20 out. 2016.

- CORREIA, J. N., DE OLIVEIRA, V. D. P. S., & DE REZENDE ARAÚJO, T. M. Avaliação, Conservação e Recuperação de Nascentes em Bacias Hidrográficas. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 14, n. 2, p. 274-290, 2020.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R; ESPINDOLA, E. L. G.. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p. 1820 - 1830, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>.
- COSTA, D. G.; CAMPOS, T. M. P.; CESAR, R. G.; CASTILHOS, Z. C.; ROCHA, B. C. R. C.. Ecotoxicidade do 2,4-D a oligoquetas em função do tipo de solo. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 14, n. 3, p.248-255, 2015. <https://doi.org/10.7824/rbh.v14i3.423>.
- CUNHA, M. S.. Avaliação de indicadores físicos e químicos de qualidade da água destinado à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação. **Dissertação** (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – Ilha Solteira, 2022.
- DA COSTA, C. F. S., SALES, B. J. M., & SILVA, F. G.. Um estudo sistemático sobre o desenvolvimento Socioeconômico e cultural urbano de Benjamin Constant: uso da água, o caso do igarapé “sai de cima Miguel localizado na fronteira entre Brasil e Peru”. **Revista de Gestão e Secretariado**, 14(12), 21304-21320. <http://doi.org/10.7769/gesec.v14i12.3080>.
- DA SILVA FONSECA, A. A. J., DE BARROS SILVA, A. H. P., & DE ALBUQUERQUE, A. C. L. Reflexões sobre a criação das unidades de conservação no Brasil e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 36, n. 3, 2019.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Cambissolos Húmicos**. Agência de Informação Tecnológica. 12 de set. de 2021. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/en/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/cambissolos/cambissolos-humicos>>. Acesso em: 18 de mar. 2025.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Solos do Brasil**. 2025. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/en/tema-solos-brasileiros/solos-do-brasil>>. Acesso em: 18 de mar. 2025.
- FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**. v. 102, n. 1, p. 99-112, 1985. <https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1985.tb00471.x>.
- FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D.. Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, 169 p., 2006. Disponível em: < <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/129660/1/2006OL-008.pdf>>. Acesso em: 19 de ago. 2025.
- GAYTÁN-ALARCÓN, A.P., GONZÁLEZ-ELIZONDO, M.S., SÁNCHEZ-ORTÍZ, E. *et al.* Comparative assessment of water quality índices — a case study to evaluate

water quality for drinking water supply and irrigation in Northern Mexico. **Environ Monit Assess**, 194, 588 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10198-2>.

GOMES, A. M. S.; SILVA, J. M.; SANTOS, C. B.. O uso indiscriminado de agrotóxicos e suas consequências na saúde humana e no ambiente: revisão bibliográfica. **Diversitas Journal**, v. 5, n. 3, jul./set. 2020, p. 1691-1706. DOI: 10.17648/diversitas-journal-v5i3-1041. ISSN 2525-5215.

GOMES, P. M.; MELO, C.; VALE, V. S. Avaliação dos impactos em nascentes na cidade de Uberlândia - MG: análise macroscópica. **Revista Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 32, p. 103 - 120, 2005.

HERMANTO, Y. B.; NUGROHO, M. Communicating the springs and forest preservation in the Arjuna mount area, Indonesia. **Jurnal Studi Komunikasi**, v. 5, n. 2, p. 379-396, 30 Jun. 2021.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Cidades e Estados. Panorama. **IBGE Cidades @**. 2023. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/palmas/panorama>>. Acesso em 14 de nov. 2023.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Rvis dos Campos de Palmas. **Gov.br**, 2023. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/mata-atlantica/lista-de-ucs/revis-dos-campos-de-palmas>>. Acesso em 14 de nov. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Perfil ambiental da trifloxistrobina: avaliação ambiental e toxicidade. Brasília: **IBAMA**, 2019. 23 pág. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/phocadownload/agrotoxicos/perfis-ambientais/2019/2019-08-16-ibama-Perfil-Ambiental-Trifloxistrobina.pdf>>. Acesso em: 25 de ago. 2025.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO RURAL DO PARANÁ - IAPAR - EMATER (IDR - PARANÁ). **Dados Meteorológicos Históricos e Atuais**. Secretaria da Agricultura e do Abastecimento 2022. Disponível em: <Dados Meteorológicos Históricos e Atuais | Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (idrparana.pr.gov.br)>. Acesso em: 16 de ago. 2022.

JACOBOSKI, B. K., & FACHINETTO, J.. Avaliação da qualidade da água do Arroio Matadouro, Ijuí, Rio Grande do Sul, por parâmetros físico-químicos e pelo teste de *Allium cepa*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 27 (3), 489-497, mai-jun 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200388>

JUSTUS, C. M. *et al.* Chemical elements in the water of the São Pedro river basin, Faxinal-Paraná Elementos químicos nas águas da bacia do rio São Pedro, Faxinal-Paraná. **Semina: Ciências Agrárias, Londrina**, v. 41, n. 3, p. 743-752, 2020.

KAVOURAS, E. A. D. Q. N., & DE ANDRADE MEIRELES, A. J.. Unidades de Conservação no Brasil: trajetória, perspectivas e estratégias para a sustentabilidade ambiental. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, 14(2), 1-31, 2024. <https://doi.org/10.18226/22370021.v14.n2.17>.

KRONBAUER, E. A.; BIONDO, E.; ZANETTI, C.; KOLCHINSKI, E. M.. Agrotóxicos em água do rio e água tratada no município de Encantado, RS. **Ambiente: Gestão e Desenvolvimento**, v. 14, n. 2, mai./ago. 2021. DOI: <https://doi.org/10.24979/ambiente.v14i2.967>. ISSN 1981-4127.

KUMAR, V., SHARMA, A., KUMAR, R., BHARDWAJ, R., KUMAR THUKRAL, A., & RODRIGO-COMINO, J. Assessment of heavy-metal pollution in three different Indian water bodies by combination of multivariate analysis and water pollution indices. **Human and ecological risk assessment: an international journal**, 26(1), 1-16, 2020.

LIMA, A. M. X. Riqueza de espécies e ameaças a Conservação das Aves no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Sul do Brasil. **Ornithologia**, v. 8, p. 46-64, 2015.

MADHAV, S., AHAMAD, A., SINGH, A. K., KUSHAWAHA, J., CHAUHAN, J. S., SHARMA, S., & SINGH, P. Water pollutants: sources and impact on the environment and human health. Sensors in water pollutants monitoring: **Role of material**, 43-62, 2020.

MAFRA, D., & COZZOLINO, S. M. F.. Importância do zinco na nutrição humana. **Revista de Nutrição**, 17(1). 2004. Acesso em 23 ago 2025. Disponível em: <https://periodicos.puc-campinas.edu.br/nutricao/article/view/9170>.

MASULLO, Y. A. G., GURGEL, H. DA C., LAQUES, A.-E., & CARVALHO, D. S. Avaliação da Efetividade em Unidades de Conservação: Um Estudo de Caso no Estado do Maranhão, Brasil. **Revista Tamoios**, [S. l.], v. 16, n. 3, 2020. DOI: 10.12957/tamoios.2020.51272. Disponível em: <<https://www.e-publicacoes.uerj.br/tamoios/article/view/51272>>. Acesso em: 14 de nov. 2023.

OLIVEIRA, M. L.; Marchesan, E.; Teló, G. M.; Tedesco, S. B.; Coelho, L. L.. Análise de genotoxicidade na água de irrigação após a aplicação de fungicidas e inseticidas na cultura do arroz irrigado, utilizando bioensaio com *Allium cepa*. **XXII Mostra de Iniciação Científica - Ecossustentabilidade**, 2012. Disponível em: <http://semanadoconhecimento.upf.br/download/mauricio_limberger_de_oliveira-139354-resumo-analise_de_genotoxicidade_na_agua_de_irrigacao_apos_a_a.pdf>. Acesso em 19 de ago. 2025.

Organization for Economic Cooperation and Development - OECD. Earthworm, Acute Toxicity Tests. OECD 207 – **Earthworm, acute toxicity tests (Guideline for testing of chemicals, 207)**. Paris, 1984.

Organization for Economic Cooperation and Development - OECD. Guidelines for the Testing of Chemicals, Test No. 222: **Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*)**. Paris: OECD Publishing, 2004.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M.. Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. Colombo: **Embrapa Florestas**, 2011. 1. ed. (Documentos / Embrapa Florestas, ISSN 1980-3958; 232). Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/921050/1/Doc232ultimaversao.pdf>>. Acesso em: 23 de ago. 2025.

PEREIRA, D. L. C. B.; DE OLIVEIRA JUNIOR, A. F.; FONSECA FILHO, R. E. Unidades de conservação: uma revisão sobre as RPPN no setor de mineração de Minas Gerais: Conservation units: a review on RPPNS in the mining sector of Minas Gerais. *Brazilian Journal of Development*, [S. l.], v. 8, n. 9, p. 64482–64510, 2022. DOI: 10.34117/bjdv8n9-271. Disponível em: <<https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/52540>>. Acesso em: 14 de nov. 2023.

PEREIRA, S. A., & LUDKA, V. M. A Nascente na Legislação Brasileira. In **Congresso Brasileiro da Guerra do Contestado**; Colóquio de Geografias Territoriais Paranaenses e Semana de Geografia da UEL. Vol. 2, pp. 183-195, 2020.

PERES, J. A.. Pensamento e Legislação Ambiental no Brasil (1896-2000). **Faces da História**, 8(1), 143-164, 2021. Disponível em: <<https://portalojs.assis.unesp.br/index.php/facesdahistoria/article/view/1966>>. Acesso em 23 de ago. 2025.

PINHEIRO, E., SILVA, A. C. P. D., & SOLÓRZANO, A.. Unidades de conservação: um panorama breve sobre o processo de construção da política ambiental brasileira. **GeoPUC**, Rio de Janeiro, 14(27), 12-33, 2021. Disponível em: <<https://geopuc.geo.puc-rio.br/media/v14n27a1.pdf>>. Acesso em 23 de ago. 2025.

PIRES, A. P. F.; FARJALLA, V. F.; FARIA, B. M.; RODRIGUEZ, D. A.; GOMES, E. A. T.; SANTOS, E. C.; SODRÉ, F. N. G. A. S.; SABINO, J.; ESPÉCIE, M. A.; PINHEIRO, M. R. C.; RIBEIRO, M. L.; BOZELLI, R. L.; PANOSSO, R. F.; MORMUL, R. P.; BARTHEM, R.; SCOFIELD, V.; DIB, V. 2019. Sumário para Tomadores de Decisão (STD) do Relatório Temático Água: biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem estar humano no Brasil. **Editora Cubo**, São Carlos. 20 páginas. Disponível em: <https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2018/11/BPBES_SPM_Agua.pdf>. Acesso em: 20 de ago. 2025.

POSTEVAYA, M. A.; SLUKOVSKII, Z. I.; DAUVALTER, V. A.; BERNADSKAYA, D. S. Estimation of Heavy Metal Concentrations in the Water of Urban Lakes in the Russian Arctic (Murmansk). **Water** 2021, 13, 3267. <https://doi.org/10.3390/w13223267>

REZENDE MONTEIRO, R., ZAPELINI, C., ARAUJO-SANTOS, I., & SCHIAVETTI, A. Unidades de Conservação e Conselhos Gestores: Análise Bibliométrica e Reflexões Jurídicas. *Revista Foco (Interdisciplinary Studies Journal)*, 16(4), 2023.

SCHUTZ, D. L.; MARCO, I. G.; ALVES, G. L.; VINCOSKI, J. V. A.; ISHIKAWA, S.; SCHMITZ, A. N. P. O.; GOMES, E. M. V.; MANOSSO, F. C.; TONIAL, I. B.; POKRYWIECKI, J. C.; LINGNAU, R.; POKRYWIECKI, T. C. & DÜSMAN, E.. Biomonitoring of surface water quality in the Chopim River within the Conservation Unit Campos de Palmas Wildlife Refuge, southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, p. 1-18, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09464-6>.

SCHUTZ, D. L.; DE MARCO, I. G.; TELES, A. G. D. X.; SCHMITZ, A. P. O.; GOMES, E. M. V.; MANOSSO, F. C.; TONIAL, I. B.; POKRYWIECKI, J. C.; LINGNAU, R.; POKRYWIECKI, T. S.; MÓDENES, A. P. N.; QUIÑONES, F. R. E.; DÜSMAN, E.. Soil

toxicity in a protected area in Brazil: Cytotoxic, genotoxic, and toxic effects. **Sci. Total Environ.** <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164564>.

SENA, K. C. M. D.; PEDROSA, L. D. F. C.. Efeitos da suplementação com zinco sobre o crescimento, sistema imunológico e diabetes. *Revista de Nutrição*, 18, 251-259. 2005. <https://doi.org/10.1590/S1415-52732005000200009>.

SHAKHATREH, M. A. K., JACOB, J. H., HUSSEIN, E. I., MASADEH, M. M., OBEIDAT, S. M., JUHMANI, A. S. F., & ABD AL-RAZAQ, M. A.. Microbiological analysis, antimicrobial activity, and heavy-metals content of Jordanian Ma'in hot-springs water. **Journal of infection and public health**, 10(6), 789-793. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jiph.2017.01.010>.

SILVA, M. A. P.; EVANGELISTA, L. P.; SILVA, W. H. O.; SANTO, F. S. E.. Diagnóstico e estratégias para a conservação ou restauração de nascentes em ambientes com ações antrópicas. **Ciência Florestal**, 34(3), e71553. <https://doi.org/10.5902/1980509871553>.

SIVAKUMAR, S. Effects of metals on earthworm life cycles: a review. **Environmental and Monitoring Assessment**, v. 187, n. 530, p. 4742, 2015.

SOARES, S. E. H.; OLIVEIRA, M. M. A. de; ALBUQUERQUE, A. L. S. de. Tecnologia Social de Recuperação de Nascentes no estado de Alagoas. **Diversitas Journal**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 1828–1836, 2021. DOI: 10.17648/diversitas-journal-v6i1-1708. Disponível em: <https://diversitasjournal.com.br/diversitas_journal/article/view/1708>. Acesso em: 14 de nov. 2023.

SOARES, T., & BARROS JÚNIOR, W. Avaliação do estado de conservação de nascentes: estudo de caso em um território quilombola estabelecido na bacia do rio Fagundes, Areal – RJ. **Novos Cadernos NAEA**, [S.l.], v. 26, n. 1, abr. 2023. ISSN 2179-7536. Disponível em: <<https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/11038>>. Acesso em: 14 de nov. 2023. doi:<http://dx.doi.org/10.18542/ncn.v26i1.11038>.

SOUZA, E. A. L.. Toxidade do Fungicida Comercial Contendo Azoxistrobina e Benzovidiflupir em Modelos Vegetais. 2022. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Conservação) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Rio Verde, Diretoria de Pós-graduação, Pesquisa e Inovação, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação, Rio Verde, 2022. Disponível em: <<https://repositorio.ifgoiano.edu.br/handle/prefix/2403>>. Acesso em 25 de ago. 2025.

SPAMER, H., & SILVA, A. D.. Povos e comunidades tradicionais em Unidades de Conservação: conflitos socioambientais e luta por identidade e território. **Revista de Estudos em Relações Interétnicas**, 22(1), 59-85, 2019. DOI: 10.26512/interethnica.v22i1.17157.

STEVENS, L. E., SCHENK, E. R., & SPRINGER, A. E. Springs ecosystem classification. **Ecological Applications**, v. 31, n. 1, p. e2218, 2021.

TELES, A. G. D. X.. Avaliação da ecotoxicidade das águas e dos sedimentos do rio Chopim no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Paraná e seu entorno. 2024. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2024. Disponível em: <<https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/34610>>. Acesso em 20 de ago. 2025.

THOMAZ, D.; CENTENO, L. N.; TOLENTINO CECCONELLO, S. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água do Rio Comandá, através do Índice de Qualidade da Água. **Revista Thema**, Pelotas, v. 22, n. 1, p. 79–103, 2023. DOI: 10.15536/thema.V22.2023.79-103.3068. Disponível em: <<https://periodicos.ifsul.edu.br/index.php/thema/article/view/3068>>. Acesso em: 14 de nov. 2023.

ULNIKOVIĆ, V.P., KURILIĆ, S.M. Heavy metal and metalloid contamination and health risk assessment in spring water on the territory of Belgrade City, Serbia. **Environ Geochem Health** v. 42, p. 3731–3751, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00617-z>.

WILSON, J. W., ERHARDT, A. M., & TOBIN, B. W. (2022). Isotopic and geochemical tracers of groundwater flow in the Shivwits Plateau, Grand Canyon National Park, USA. **Hydrogeology Journal**, v. 30, n. 2, p. 495-510, 2022.

WOLFRAM J., STEHLE, S., BUB, S., PETSCHICK, L. L., & SCHULZ, F. Water quality and ecological risks in European surface waters – Monitoring improves while water quality decreases, **Environment International**, Volume 152, 2021, 106479, ISSN 0160-4120, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106479>.

ZAMADEI, T., HEIMANN, J. D. P., & PIRES, P. D. T. D. L. Recategorização de unidades de conservação: estudo de caso Reserva Biológica Nascentes da Serra do Cachimbo-PA, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 29.