

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

MARIA EDUARDA SCARABELOT CORTEZ

**EFEITO DA PRESSÃO URBANA SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA EM
LAGOS DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ – PR: ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICAS,
MICROBIOLÓGICAS E BIOENSAIOS DE FITOTOXICIDADE**

LONDRINA

2025

MARIA EDUARDA SCARABELOT CORTEZ

**EFEITO DA PRESSÃO URBANA SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA EM
LAGOS DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ – PR: ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICAS,
MICROBIOLÓGICAS E BIOENSAIOS DE FITOTOXICIDADE**

**Effect Of Urban Pressure On Water Quality In Lakes Of The Ribeirão
Cambé Basin – PR: Physical-Chemical And Microbiological Analyses And
Phytotoxicity Bioassays**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação
apresentada como requisito para obtenção do título
de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária,
da Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Orientador(a): Kátia Valeria Marques Cardoso
Prates.

LONDRINA

2025



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

Esta licença permite download e compartilhamento do trabalho desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es), sem a possibilidade de alterá-lo ou utilizá-lo para fins comerciais. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

MARIA EDUARDA SCARABELOT CORTEZ

**EFEITO DA PRESSÃO URBANA SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA EM
LAGOS DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ – PR: ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICAS,
MICROBIOLÓGICAS E BIOENSAIOS DE FITOTOXICIDADE**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação
apresentado como requisito para obtenção do título
de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária,
da Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Data de aprovação: 11/Dezembro/2025.

Kátia Valéria Marques Cardoso Prates
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Joseane Débora Peruço Theodoro
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Camila Zoe Correa
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LONDRINA

2025

Dedico este trabalho aos meus pais, pelos momentos de ausência, suporte e cuidado, ao meu irmão por me acompanhar nessa jornada, e aos meus gatos por estarem ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar meu agradecimento a minha família pelo apoio nessa jornada e cuidado, principalmente ao meu pai (Renato Cesar), minha mãe (Cátia Scarabelot), por estar ao meu lado, me apoiando, e priorizarem minha trajetória acadêmica, incentivarem minha permanência na graduação, ouvirem minhas preocupações e fornecer todo o suporte necessários para que eu conseguisse concluir essa etapa. Também agradeço ao meu irmão (Renato Matheus) por sempre estar ao meu lado, sendo alguém em quem posso confiar em qualquer situação.

Aos meus amigos e colegas que conheci ao longo do curso, que me incentivaram a buscar novas oportunidades e aprendizados. Gostaria de agradecer também aos meus colegas de pesquisa e laboratório que sempre apoiam uns aos outros dispostos a ajudar em novas etapas, e ao técnico de laboratório Thiago Andrade Marques por auxiliar nas análises e coletas de dados e a equipe de Gerenciamento de Parques e Biodiversidade da Secretaria Municipal do Ambiente por permitir a coleta das amostras no lago do Parque Arthur Thomas por permitir a coleta das amostras.

Por fim, gostaria de agradecer em especial à minha orientadora, a Prof. (a) Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates, por me oferecer a oportunidade de trabalhar ao seu lado, por todas as reuniões, aprendizados, paciência e sabedoria constante em embarcar em novas ideias que tanto me guiaram ao longo desta trajetória.

“A natureza não faz nada em vão”
(Aristóteles)

RESUMO

CORTEZ, Maria E. S. **Efeito da Pressão Urbana Sobre a Qualidade da água em Lagos da Bacia do Ribeirão Cambé – PR: Análise Físico-químicas, Microbiológicas e Bioensaios de Fitotoxicidade**. 2025. 60p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária). Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2025.

A expansão urbana desordenada tem intensificado as pressões sobre os corpos hídricos, especialmente lagos em bacias hidrográficas localizados em áreas urbanizadas, onde o uso e a ocupação do solo influenciam diretamente na qualidade da água. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da pressão urbana sobre a qualidade da água em lagos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Cambé, por meio de análises físico-químicas, microbiológicas e os bioensaios de toxicidade. A área de estudo compreende o curso principal da bacia do Ribeirão Cambé (Ponto 1), anterior às formações dos lagos artificiais gerado pelas barragens, bem como os Lagos Igapós IV e II (ponto 2 e 3) e o lago do Parque Arthur Thomas (Ponto 4), lagos com relevância paisagística e recreativas para o município de Londrina. Para uma maior integridade e confiabilidade das análises, todos os pontos amostrais foram separados pelas margens, denotados como Margens Direitas (MD) e Margens Esquerdas (ME). As coletas foram realizadas em duas campanhas sazonais, representadas pelos períodos de estiagem (agosto) e o chuvoso (novembro). Os parâmetros físico-químicos avaliados incluem o potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e a demanda química de oxigênio (DQO). Nas análises microbiológicas foram analisadas as concentrações de *Escherichia coli*, coliformes totais e as bactérias heterotróficas. Os bioensaios de toxicidade foram realizados utilizando sementes de *Allium cepa* (cebola), *Lactuca sativa* (alface) e *Cucumis sativus* (pepino), e somente os ensaios com a espécie de *C. sativus* apresentaram menor sensibilidade às amostras testadas. Os resultados revelaram as diferenças sazonais expressivas de cada corpo d'água, destacando principalmente a redução dos níveis de OD e o aumento significativo de *E. coli* e coliformes totais no período chuvoso, em função do carreamento superficial e do aporte de matéria orgânica. O lago Igapó II apresentou as maiores alterações em sua MD, em decorrência da identificação de uma ligação clandestina de esgoto, refletida no aumento dos indicadores microbiológicos e na ocorrência de eutrofização posteriormente. De modo geral, o estudo evidenciou a interferência que a pressão urbana exerce diretamente sobre a qualidade da água, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo, manutenção das estruturas de saneamento e a preservação das margens para a mitigação dos impactos.

Palavras-chave: Urbanização; *Allium cepa*; *Lactuca sativa*; *Cucumis sativus*; Lago Igapó.

ABSTRACT

CORTEZ, Maria E. S. **Effect of Urban Pressure on Water Quality in Lakes of the Cambé Stream Basin – PR**: Physicochemical, Microbiological and Phytotoxicity Bioassays. 2025. 60p. Undergraduate Thesis (Bachelor's Degree in Environmental and Sanitary Engineering). Environmental and Sanitary Engineering Course – Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2025.

Uncontrolled urban expansion has intensified pressures on water bodies, especially lakes in watersheds located in urbanized areas, where land use and occupation directly influence water quality. In this context, the present study aimed to evaluate the effects of urban pressure on water quality in lakes of the Ribeirão Cambé Watershed through physicochemical, microbiological analyses, and toxicity bioassays. The study area includes the main course of the Ribeirão Cambé basin (Point 1), upstream of the artificial lake formations created by dams, as well as Igapós IV and II Lakes (Points 2 and 3) and the lake of Arthur Thomas Park (Point 4), lakes with scenic and recreational significance for the municipality of Londrina. For greater integrity and reliability of the analyses, all sampling points were separated by banks, denoted as Right Banks (RB) and Left Banks (LB). The samples were collected in two seasonal campaigns, represented by the dry season (August) and the rainy season (November). The assessed physicochemical parameters included pH, temperature, total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO), electrical conductivity, and chemical oxygen demand (COD). Microbiological analyses examined the concentrations of *Escherichia coli*, total coliforms, and heterotrophic bacteria. Toxicity bioassays were conducted using seeds of *Allium cepa* (onion), *Lactuca sativa* (lettuce), and *Cucumis sativus* (cucumber), and only the tests with *C. sativus* showed lower sensitivity to the tested samples. The results revealed significant seasonal differences for each water body, highlighting primarily the decrease in DO levels and the significant increase in *E. coli* and total coliforms during the rainy season due to surface runoff and the input of organic matter. Lake Igapó II showed the greatest changes in its SD due to the identification of an illegal sewage connection, reflected in the increase of microbiological indicators and the subsequent occurrence of eutrophication. In general, the study highlighted the interference that urban pressure directly exerts on water quality, reinforcing the need for continuous monitoring, maintenance of sanitation structures, and preservation of the banks to mitigate the impacts.

Keywords: Urbanization; *Allium cepa*; *Lactuca sativa*; *Cucumis sativus*; Igapó Lake

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classe de enquadramento das águas doces.....	21
Figura 2 – Bacias hidrográficas localizadas na zona urbana do município de Londrina, Paraná.	26
Figura 3 – Uso e ocupação do solo na bacia do Ribeirão Cambé.....	27
Figura 4 – Localização dos pontos amostrais na bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé, localizada no município de Londrina	28
Figura 5 – Buffers de 10, 30 e 100 metros no entorno lago dos pontos amostrais para a delimitação do uso e ocupação do solo.	29
Figura 6 – Visualização das margens dos pontos amostrais do Ribeirão Cambé	31
Figura 7 – Etapas metodológicas realizadas no trabalho de pesquisa.	32
Figura 9 – Placas de análise bacteriológicas	35
Figura 10 - Representação esquemática do processo de montagem dos bioensaios de fitotoxicidade.....	36
Figura 11 – Gráfico da variação do pH nos pontos amostrais nas campanhas de coleta de água da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé.....	39
Figura 12 – Ligação clandestina ocorrendo no ponto amostral 3 – Margem Direita.....	40
Figura 13 – Processo de eutrofização do Lago Igapó II.	40
Figura 14 – Reportagem da ligação clandestina do Lago Igapó II.	40
Figura 15 – Gráfico da variação dos sólidos totais dissolvidos nas campanhas de coletas nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé	41
Figura 16 – Mancha com aspecto oleoso na margem direita (ME) do Córrego do Ribeirão Cambé (P1).	42
Figura 17 – Gráfico da variação da condutividade elétrica nas campanhas de coleta das amostras da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé.....	42
Figura 18 – Gráfico do oxigênio dissolvido nos pontos amostrais da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé.	43
Figura 19 – Gráficos da temperatura nas campanhas de coletas dos pontos amostrais na bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé.....	44
Figura 20 – Gráfico da concentração de Escherichia coli (E. coli) nas campanhas de coleta da bacia do Ribeirão Cambé.....	45
Figura 21 – Gráfico da concentração de coliformes totais nas campanhas de coleta da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé.....	46
Figura 22 – Gráfico da concentração de bactérias heterotróficas nas campanhas de coleta da bacia do Ribeirão Cambé.....	47

Figura 23 – Presença de assoreamento no Lago Igapó IV (P2), de sua margem direita (ME).	48
Figura 24 – Gráfico do índice de crescimento relativo (ICR) dos bioindicadores de toxicidade das margens dos pontos amostrais	50
Figura 25 – Semente apodrecida de L. sativa (alface), na campanha de análise.	51
Figura 26 – Gráfico do índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) dos bioindicadores de toxicidade das margens dos pontos amostrais	52
Figura 27 – Gráfico do índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER) dos bioindicadores de toxicidade	54

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Parâmetros físico-químicos avaliados pela CONAMA 357/2005.	22
Quadro 2 – Parâmetros físico-químicos analisados das amostras de água coletadas nos Lagos I, II e do Lago do Parque Arthur Thomas.	34
Quadro 3 – Classificação dos resultados obtidos no crescimento radicular ...	36
Quadro 4 – Classificação dos parâmetros dos níveis de toxicidade.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos obtidos nas campanhas de coleta do Córrego do Ribeirão Cambé (P1), nos Lagos Igapó IV e II (P2 e P3 respectivamente) e no Lago do Parque Arthur Thomas (P4).	38
Tabela 2 – Média dos dados microbiológicos nos pontos amostrais analisados na bacia do Ribeirão Cambé	45
Tabela 3 – Média dos índices de crescimento relativo (ICR) dos bioindicadores nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé.	48
Tabela 4 – Média dos índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) dos bioindicadores nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé.	51
Tabela 5 – Média do índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER) dos bioindicadores nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé.	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de águas de Saneamento Básico
1. <i>Cepa</i>	<i>Allium cepa</i>
BOD	Biochemical Oxygen Demand
2. <i>Juncea</i>	<i>Brassica juncea</i>
CN	Controle Negativo
CP	Controle Positivo
3. totais	Coliformes Totais
<i>C. sativus</i>	<i>Cucumis sativus</i>
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
GRS	Germinação Relativa das Sementes
ICR	Índice de Crescimento Relativo
IER	Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado
IG	Índice de Germinação
IGN	Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado
<i>L. sativa</i>	<i>Lactuca sativa</i>
MD	Margem Direita
ME	Margem Esquerda
OD	Oxigênio Dissolvido
P1	Ponto Amostral 1
P2	Ponto Amostral 2
P3	Ponto Amostral 3
pH	Potencial hidrogeniônico
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
TG	Germinação das Sementes

LISTA DE SÍMBOLOS

HCL	Ácido Clorídrico
°C	Grau Celsius
h	Hora
$\mu\text{S.cm}^{-1}$	microSiemens por centímetro
mL	Mililitro
mg.L^{-1}	Miligramas por Litro
min	Minutos
mm	milímetro
nm	nanómetro
n°	Números
CuSO_4	Sulfato de Cobre
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	15
2.	OBJETIVOS.....	17
2.1	Objetivo Geral.....	17
2.2	Objetivos Específicos	17
3.	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
3.1	Efeito da Urbanização Sobre Corpos Hídricos	18
3.2	Monitoramento da Qualidade da água	19
3.2.1	Análises Físico-químicas e Microbiológicas	22
3.3	Estudo da Toxicidade da Água	23
3.3.1	Bioensaios de Fitotoxicidade.....	24
4.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	26
5.	MATERIAL E MÉTODOS.....	32
5.1	Coleta de Dados	33
5.2	Parâmetros para Análise	34
5.2.1	Análise Físico-Química	34
5.2.2	Análise Microbiológica	34
5.2.3	Análise de Toxicidade.....	35
6.	RESULTADO E DISCUSSÃO	38
6.1	Análises Físico-químicas e microbiológicas	38
6.2	Análises de toxicidade	48
7.	CONCLUSÃO	56
	REFERÊNCIAS	57

1. INTRODUÇÃO

A degradação dos recursos hídricos e suas consequências vêm despertando crescente preocupação por parte dos órgãos governamentais responsáveis pela gestão e distribuição da água em condições adequadas para o consumo e para as outras atividades essenciais dos cursos d'água (Moraes & Jordão, 2002). Com o processo de urbanização acelerado, principalmente nas últimas décadas, o país passou por grandes transformações demográficas. A população, anteriormente concentrada em áreas rurais, migrou para os centros urbanos, e esse crescimento, muitas vezes desordenado, agravou ainda mais os problemas relacionados ao saneamento básico, à gestão dos corpos d'água e ao planejamento ambiental (Garcias, Afonso, 2013).

A qualidade dos recursos hídricos, sobretudo em bacias situadas em áreas urbanas, é diretamente afetada pelas formas de distribuição do uso e ocupação do solo (Britto et al, 2018). Corpos d'águas em áreas urbanas, sofrem pressões antrópicas intensas, desde lançamentos de efluentes, ocupações irregulares no entorno, descarte de resíduos sólidos e outras práticas prejudiciais à qualidade da água (Souza, Azevedo, 2020).

No município de Londrina, estado do Paraná, destaca-se a Bacia Hidrográfica do Ribeirão Cambé como uma das áreas mais afetadas por esses processos. Essa bacia nasce na divisa entre Londrina e Cambé, com cerca de 77,20 Km² e deságua no Ribeirão Três Bocas, alimentando os Lagos Igapó I, II, III, e IV e o Lago do Parque Municipal Arthur Thomas (Abdurahiman, 2021; Beninca, 2021).

O sistema dos lagos Igapó foi originalmente desenvolvido como uma solução para os problemas de drenagem do Ribeirão Cambé, mas com o tempo passou a exercer funções recreativas, esportivas e paisagísticas (Bortolo, 2014). Com o crescimento populacional e a expansão da malha urbana, a região foi gradualmente incorporada ao tecido urbano. No entanto, intensificou-se os impactos ambientais sobre os lagos, como assoreamento, o descarte irregular de resíduos sólidos (Maeda, 2008; Morais Filho, 2014; Oliveira, 2018). Atualmente, os lagos configuram-se como áreas de expressivo interesse paisagístico e socioambiental, além de representarem espaços de significativa valorização turística e de uso pela população residente no município de Londrina.

Neste ponto, a urbanização da bacia do Ribeirão Cambé tem contribuído significativamente para sua degradação, tanto pela concentração populacional em seu entorno quanto pelas alterações no uso e ocupação do solo, que promovem a impermeabilização (Gonçalves, 2008; Teles, 2024).

Portanto, o monitoramento físico-química, microbiológico e de toxicidade da qualidade da água é essencial para uma gestão eficiente desses corpos hídricos, já que as alterações provocadas pelas atividades humanas na bacia hidrográfica impactam diretamente suas condições físicas, químicas e biológicas (Merten e Minella, 2002; Von Sperling, 2005; Souza e Gastaldini, 2014; Souza *et al.*, 2014).

A qualidade físico-química da água desempenha um papel importante para averiguar o enquadramento da qualidade da água. Parâmetros como sólidos totais dissolvidos (STD), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, nitrogênio, oxigênio dissolvido (OD) são frequentemente utilizados para avaliar a adequação da água (Ferreira & Lima, 2022; Costa *et al.*, 2016). Outra análise a ser levada em consideração diz respeito aos aspectos microbiológicos, que podem incluir bactérias indicadoras como coliformes totais (*C. totais*) e *Escherichia coli* (*E. coli*). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (2022), a presença desses microrganismos pode indicar contaminação fecal e resultar em surtos de doenças.

Além disso, estudos destacam que os bioindicadores, sejam vegetais ou animais, são ferramentas eficazes no monitoramento ambiental, pois fornecem informações valiosas sobre a presença e os efeitos de poluentes nos ecossistemas. Sua utilização permite avaliar a qualidade ambiental de forma integrada, identificando fontes de poluição e os impactos das atividades humanas (Borba, 2020). Dentre estes bioindicadores destacam-se sementes de cebola - *Allium cepa* (*A. cepa*), Alface - *Lactuca sativa* (*L. sativa*) e pepino - *Cucumis sativus* (*C. sativus*). Como descrito pelos autores Almeida (2023), Casado *et al.* (2020) e Urata *et al.* (2025).

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo a avaliação dos impactos da pressão urbana sobre a qualidade da água, por meio da análise físico-química, microbiológica e de bioensaios de toxicidade, do lago presente no Parque Arthur Thomas, dos lagos Igapó II e IV e do córrego do Ribeirão Cambé.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os impactos da pressão urbana sobre a qualidade da água em lagos urbanos da bacia do Ribeirão Cambé, abrangendo o lago do Parque Arthur Thomas, os lagos Igapó II e IV e o córrego do Ribeirão Cambé.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade da água dos lagos pertencentes à bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé por meio de análises físico-químicas e microbiológicas;
- Realizar bioensaios de toxicidade utilizando sementes de *A. cepa*, *L. sativa* e *C. sativus* como bioindicadores;
- Comparar os resultados das análises físico-químicas e microbiológicas com os obtidos nos bioensaios de toxicidade, de modo a identificar possíveis relações entre os parâmetros analisados e a presença de efeitos tóxicos.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Efeito da Urbanização Sobre Corpos Hídricos

As preocupações relacionadas ao crescimento da urbanização é uma temática bastante estudada nas últimas décadas, principalmente considerando o aumento populacional em torno dos cursos hídricos, resultando em diversos danos ao meio ambiente por atividades antrópicas (Filho, 2003). O processo de uso e ocupação do espaço urbano, em conjunto à falta de políticas públicas resulta na supressão dos sistemas ambientais, gerando prejuízo ao bem-estar populacional (Garcias; Afonso, 2013; Chaves *et al.*, 2020).

Dessa forma, a pressão exercida sobre os corpos hídricos constitui um problema recorrente, especialmente em função do crescimento populacional, que intensifica os impactos ambientais (Correia, 2023). Segundo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), portaria 001/86, o impacto ambiental é definido como: “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas”. Assim, resultando uma série de problemas ambientais e urbanos, ressaltando, a diminuição da Área de Preservação Permanente (APP), erosão, canalização dos rios, poluição difusa, entre outros fatores (Tucci, 2002). Por isso, torna-se fundamental a elaboração de normas específicas para sua proteção, bem como o monitoramento constante desses ambientes.

A falta de consciência por parte da população e do poder público, aliada à ausência de infraestrutura adequada, tem resultado na acentuada degradação de vários corpos hídricos localizados em zonas urbanas. Entre os principais fatores responsáveis por esse cenário, destacam-se a ausência de tratamento de efluentes domésticos e industriais, a ocupação irregular das margens e a canalização dos cursos d'água (Morsch, Mascaró, Pandolfo, 2017).

De acordo com Cunha (2008, p. 338), os sedimentos alcançam os corpos hídricos por dois caminhos principais: o escoamento superficial e o transporte pelo próprio canal. A vegetação da mata ciliar desempenha um papel fundamental na proteção e estabilização desses canais. Sua remoção, por outro lado, contribui para a instabilidade das margens e para alterações no leito do curso d'água

Ainda segundo o autor, a pressão urbana contribui para o aumento do aporte de sedimentos nos rios, que, ao perderem sua capacidade de suporte, passam a apresentar problemas como assoreamento e alteração da morfologia do canal devido aos processos erosivos, o que afeta, conseqüentemente, a velocidade do fluxo das águas.

Além dos impactos observados nos rios, os lagos urbanos também refletem intensamente as alterações provocadas pelo uso do solo em seu entorno. Os ecossistemas de lagos próximos a áreas urbanas estão conectados ao funcionamento da paisagem ao seu redor, de modo que as atividades realizadas em seu entorno influenciam diretamente a distribuição da estrutura biótica e o funcionamento desses ambientes (Lopes, 2009).

Em regiões urbanizadas ou em processo de expansão urbana, observa-se um grave processo de degradação das fontes de abastecimento público, principalmente por resíduos sólidos e do carreamento superficial que, direta ou indiretamente, alcança os sistemas hídricos (Andrade *et al.*, 2008; Pereira *et al.*, 2013).

Segundo Alves *et al.* (1988), os lagos sob pressão urbana tendem a apresentar aumento no grau de eutrofização, na alteração da composição biológica e comprometimento de seus usos, como atividades recreativas, abastecimento e conservação da biodiversidade, sendo frequentemente afetados por sinais visíveis de poluição.

3.2 Monitoramento da Qualidade da água

O monitoramento da qualidade da água consiste na obtenção sistemática de dados sobre as características físicas, químicas e biológicas de determinados trechos de um curso d'água, de forma periódica, com o objetivo de avaliar o estado de preservação ambiental, com base em parâmetros de qualidade de referência (ANA, 2021).

No Brasil, a Lei Federal nº 6.938/81 (Brasil, 1981), que institui a Política Nacional do Meio Ambiente, estabelece diretrizes para o controle da poluição e a preservação da qualidade ambiental. Com base nessa Lei, o CONAMA editou a Resolução nº 357/2005 (Brasil, 2005), que define as condições e padrões de qualidade da água para o enquadramento dos cursos d'água no Brasil, e o












enquadramento para o lançamento de efluentes em águas doces, salobras e salinas (ANA, 2021). Posteriormente, modificada pela Resolução da CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011).

De acordo com a Resolução nº 357/2005, a qualidade da água é determinada por um conjunto de características físicas, químicas e biológicas, que devem estar compatíveis com os padrões estabelecidos para cada tipo de uso. O enquadramento dos corpos hídricos não deve considerar apenas seu estado atual, mas sim os níveis de qualidade desejáveis para atender às necessidades da comunidade, garantindo a proteção da saúde, equilíbrio ecológico e melhoria da qualidade de vida. O monitoramento contínuo é, portanto, fundamental para a verificação do cumprimento dos padrões legais, e apoia o planejamento ambiental, assegurando manter os corpos hídricos compatíveis com seus principais usos, tornando-se um instrumento essencial para a gestão sustentável dos recursos hídricos (Brasil, 2005).

Além disso, a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) estabelece o enquadramento dos corpos d'água em classes, com o objetivo de garantir padrões de qualidade compatíveis com os usos preponderantes definidos para cada trecho. São definidos mais de 90 parâmetros e condições de qualidade, distribuídos em cinco classes, sendo a Classe Especial aquela com as exigências mais rigorosas.

Na Figura 1, é possível visualizar a classificação dos corpos d'água doce e seus usos de acordo com a legislação vigente (Brasil, 2005; ANA, 2021). Esse enquadramento constitui um instrumento essencial para a gestão e o planejamento de ações de recuperação e conservação, permitindo intervenções mais precisas e orientadas às necessidades de cada classe.

Figura 1 – Classe de enquadramento das águas doces.

USOS DAS ÁGUAS DOCES	CLASSES DE ENQUADRAMENTO				
	ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas 	Classe mandatória em Unidades de Conservação de Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas 		Classe mandatória em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário 					
Aquicultura 					
Abastecimento para consumo humano 	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
Recreação de contato secundário 					
Pesca 					
Irrigação 		Hortalças consumidas cruas e frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer,	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais 					
Navegação 					
Harmonia paisagística 					

Observação: As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água.

Fonte: ANA (2021).

3.2.1 Análises Físico-químicas e Microbiológicas

As análises integradas de parâmetros físico-químicos e microbiológicos refletem as alterações ambientais. Identificando os possíveis focos de contaminação, e a compreensão ecológica dos corpos hídricos verificando o atendimento aos padrões estabelecidos pelas legislações ambientais brasileiras (Soares; Ferreira, 2017; Araujo *et al.*, 2020). As análises físico-químicas são um dos eixos centrais utilizados no monitoramento da qualidade da água, fornecendo informações sobre a composição e o comportamento do corpo d'água (Bierhas *et al.*, 2019; Almeida *et al.*, 2020). Como demonstrado no Quadro 1 dos principais parâmetros avaliados da Resolução CONAMA 357/05.

Quadro 1 – Parâmetros físico-químicos avaliados pela CONAMA 357/2005.

Parâmetro	Função para o Monitoramento da qualidade da água
Potencial de hidrogeniônico (pH)	Indica a acidez ou a alcalinidade da água, afetando sua solubilidade de substâncias químicas e a toxicidade de metais
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO)	Mede a quantidade de oxigênio consumido por microrganismos para a decomposição da matéria orgânica
Oxigênio Dissolvido (OD)	Mede a disposição de oxigênio na água para os organismos. Com sua baixa concentração um indício de poluição orgânica ou eutrofização
Turbidez	É a quantidade de partículas em suspensão na água.
Cor verdadeira	Mede a cor natural da água
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	Indica a concentração de substâncias dissolvidas, podendo afetar a condutividade, a dureza da água e outros aspectos químicos
Clorofila-a	Usada como indicador de biomassa das algas e fitoplâncton
Densidade de cianobactérias	Indica a quantidade de cianobactérias no meio

Fonte: CONAMA (2005).

Os parâmetros microbiológicos também possuem papel importante no que se refere a qualidade da água. A presença de coliformes e, principalmente, *E. coli* constitui um indicador clássico de contaminação fecal e um potencial risco à saúde humana, com a presença de algumas cepas sendo patogênicas. Utilizada como bioindicador de análises de presença de fezes de animais de sangue quente, já que a

ocorrência pode sugerir infiltração de esgoto ou lançamento clandestino de efluentes (Margalho *et al.*, 2021; Pires *et al.*, 2023).

Em áreas densamente ocupadas por áreas urbanas é comum que a contaminação microbiológica se some a alterações físico-químicas, tornando um indicativo do processo de eutrofização, aporte de nutriente e a presença de matéria orgânica não tratada (Soares; Ferreira, 2017). Por fim, o monitoramento contínuo é fundamental para a gestão dos recursos hídricos. A combinação desses indicadores fornece uma visão abrangente do estado de conservação dos corpos hídricos.

3.3 Estudo da Toxicidade da Água

De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) a toxicidade é a capacidade inata de uma substância química de causar efeitos adversos a organismos vivos, afetando órgão específicos, processos bioquímicos ou enzimáticos, variando dose, frequência e método de exposição (CETESB, 2025).

A toxicologia tem como objetivo analisar os efeitos nocivos que uma substância pode causar a organismos presentes no ambiente. Analisando os efeitos que gera nas populações e ecossistemas, levando fatores pré-determinados em consideração, como: declínio populacional, problemas reprodutivos, toxicidade, deposição de contaminantes em sua cadeia (Manoel, 2009).

Ainda, segundo o mesmo autor, a toxicidade se preocupa com o modo que determinados agentes tóxicos ambientais exercem a sua influência sobre a saúde e o bem-estar de humanos, animais e plantas, por meio da interação.

A análise da toxicidade da água é atualmente reconhecida como um parâmetro importante na avaliação da qualidade e na segurança hídrica, sendo aplicada tanto para monitoramento periódico quanto em situações emergenciais decorrentes de eventos inesperados de contaminação que representam riscos à saúde humana (Costa *et al.*, 2008). De acordo com Buss *et al.* (2003), o primeiro passo para a resolução de problemas ambientais é o desenvolvimento de técnicas confiáveis para sua avaliação.

A toxicidade pode ser avaliada por meios de testes laboratoriais que utilizam organismos vivos como bioindicadores, permitindo a detecção de efeitos adversos causados por contaminantes presentes no ambiente (Costa *et al.*, 2008). Nos

bioensaios de toxicidade, os organismos testes ficam expostos a diferentes concentrações amostrais e o efeito tóxico produzido será observado e quantificado, sendo realizados em condição controlada, expondo o material a substâncias químicas, efluentes e amostras ambientais coletadas, como águas e/ou sedimentos (Ribo, 1997).

Portando os bioindicadores ambientais, são organismos como plantas, animais ou microrganismos, utilizados para avaliar a qualidade ambiental de um determinado ecossistema. Sua presença, ausência ou abundância pode refletir as condições do ambiente, indicando alterações provocadas por fatores naturais ou atividades humanas (CETESB, 2018).

Com o propósito de identificar a presença de contaminantes na água os bioindicadores de toxicidade, permitem analisar alterações perceptíveis em níveis moleculares, bioquímicos ou ainda refletir-se na reprodução das populações (Andréa, 2010).

O autor Stadler (1928) foi o primeiro pesquisador a usar a espécie *A. cepa* (cebola) para investigar a atividade mitótica desses organismos. Deste então, a espécie tem sido amplamente empregada em sistemas de avaliação de agentes com potencial tóxico, constituindo um excelente bioindicador para estudos de Citogenotoxicidade de amostras ambientais, devido à sua elevada sensibilidade, rápida resposta, facilidade de manuseio e baixo custo (Leme; Marin-Morales, 2009).

Outra espécie amplamente utilizada para os ensaios de citogenotoxicidade é a *L. sativa*. De acordo com Charles *et al.* (2011) e Park *et al.* (2018), os ensaios com esse bioindicador, apresentam fácil aplicação, e permitem a obtenção de resultados em um curto intervalo de tempo.

De acordo com a CETESB (2018), o uso de bioindicadores ambientais é uma importante ferramenta complementar à avaliação físico-química. Por exemplo, os ensaios a partir de espécies vegetais contribuem para uma compreensão ampla dos efeitos dos contaminantes sobre os organismos vivos.

3.3.1 Bioensaios de Fitotoxicidade

O bioensaio de fitotoxicidade é uma ferramenta biológica aplicada para avaliar o potencial dano que determinadas substâncias exercem sobre o desenvolvimento

das plantas (Eppo, 2014). Este ensaio permite a identificação de compostos capazes de inibir sua germinação, comprometer o crescimento radicular e/ou afetar o desenvolvimento inicial das plântulas e ou radículas (Trautmann e Krasny, 1997; Foti *et al.*, 2005; Young *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2013; Mendes *et al.*, 2016).

As espécies vegetais mais utilizadas são *A. cepa*, *L. sativa* e a *C. sativus*, como demonstrado pelos autores Kohatsu (2018); Peduto, Jesus, Kohatsu (2019); Casado *et al.* (2020); Andretta (2022).

Os ensaios fornecem dois conjuntos principais de parâmetros para a análise da toxicidade: os macroscópicos, relacionado ao crescimento e desenvolvimento da radícula e os microscópicos, pelo índice mitóticos, observando à análise de ocorrências de aberrações cromossômicas (Barbério; Voltolini; Mello, 2011; Cuchiara; Borges; Bobrowski, 2012). Os parâmetros macroscópicos refletem a evolução global da espécie ou alterações específicas em suas estruturas decorrente da exposição a substâncias tóxicas (Roseghini, 2016).

Alguns contaminantes podem apresentar um grande potencial tóxico, causando efeitos fisiológicos, bioquímicos, patológicos e genéticos nos organismos (Sisino; Oliveira, 2013). Aqueles capazes de interagir com o material genético são definidos como agentes mutagênicos, embora as mutações ocorram no material genético de modo espontâneo e naturalmente, uma grande parte é induzida por agentes externos presentes no meio ambiente (Matsumoto; Marin-Morales, 2004; Szyrkowska; Pawlaczyk, 2007).

Segundo Vanzella (2006), os efeitos celulares e genéticos causados por esses agentes, são detectados pela inibição ou interrupção do processo de divisão celular e alterações cromossômicas.

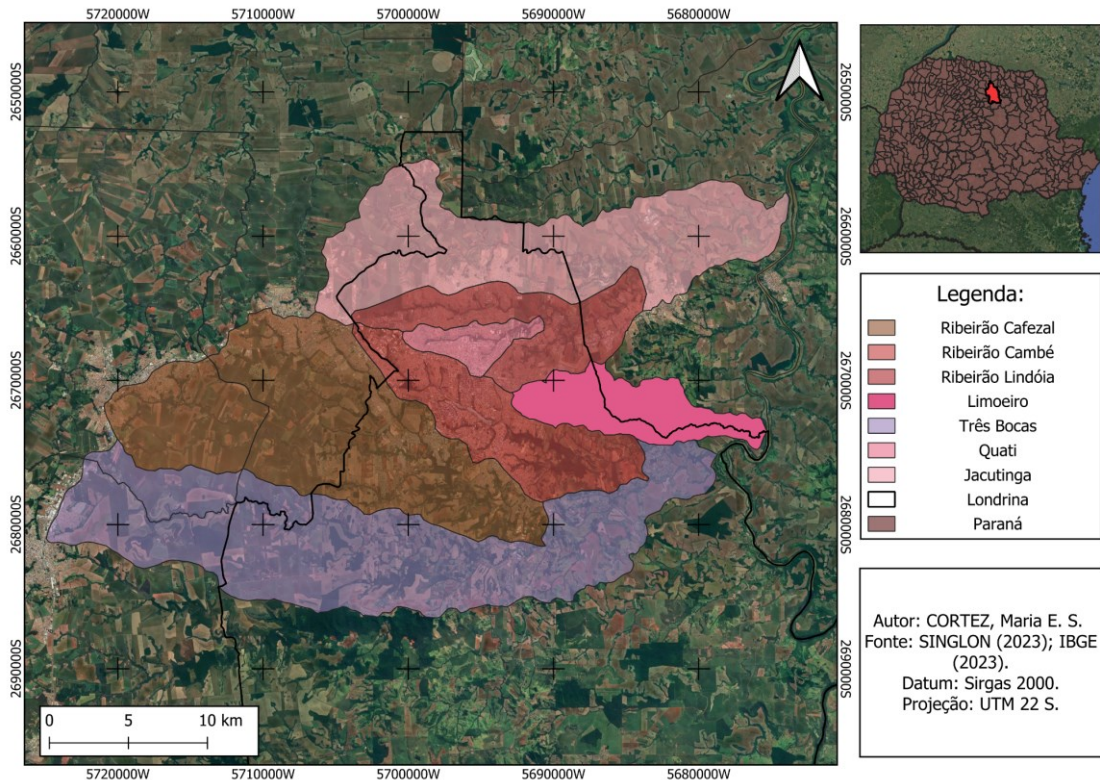
Para tanto, é necessário que a amostra biológica exposta ao contaminante esteja em constante divisão mitótica, o que possibilita uma melhor identificação das alterações ocorridas ao longo do ciclo celular (Arias *et al.*, 2007; Bagatini *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2011).

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada no município de Londrina, no estado do Paraná. O desenvolvimento da cidade teve início em 1929, com a chegada dos primeiros colonos (Câmara Municipal de Londrina, 2023). A expansão urbana intensificou-se a partir da década de 1930, impulsionada pela produção cafeeira e pela chegada de imigrantes, o que resultou em rápido crescimento populacional, atingindo cerca de 75 mil habitantes na década de 1950 (Bortolo e Fresca, 2010; Lopes, 2014; Câmara Municipal de Londrina, 2023).

O território do município de Londrina abrange nove bacias hidrográficas, sendo sete delas inseridas total ou parcialmente em área urbana: Jacutinga, Lindóia, Cambé, Limoeiro, Cafezal, Três Bocas e Quati (Lopes, 2024) (Figura 2). Entre essas, destaca-se a bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé, que abriga importantes corpos d'água urbanos, como os lagos Igapó II e IV, o lago do Parque Arthur Thomas e o córrego Cambé, os quais constituem a área de estudo deste trabalho.

Figura 2 – Bacias hidrográficas localizadas na zona urbana do município de Londrina, Paraná.



Fonte: Autoria Própria (2025).

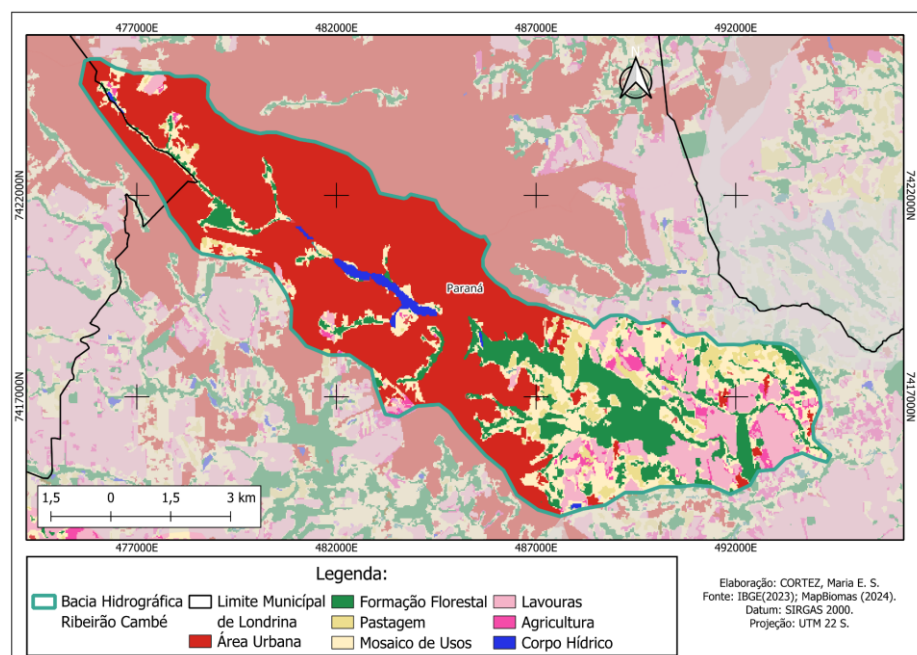
A bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé, com área aproximada de 74 km², vêm apresentando transformações significativas em decorrência da expansão urbana. Antes desse processo, foram construídas três represas ao longo do curso do ribeirão, que deram origem aos lagos Igapó I, II, III e IV (Teles, 2024).

O Lago Igapó I, inaugurado em 1959, passou por um processo de valorização que impulsionou melhorias ambientais em seu entorno e favoreceu a urbanização da região, consolidando áreas de alto padrão e elevado adensamento populacional na porção oeste da bacia (Bortolo, 2010; Zanon, 2021). Atualmente, o conjunto de lagos Igapó constitui uma importante área de lazer, turismo e convivência para o município de Londrina (Silva, 2017).

Outro lago a ser destacado que pertence à bacia do Ribeirão Cambé é aquele localizado no Parque Arthur Thomas, criado pela Lei Municipal n° 2.564/1975. O parque está situado na área urbana de Londrina e abriga um remanescente da Mata Atlântica no norte do Paraná (Correa, 2009). Sendo oficialmente reconhecido como Unidade de Conservação pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAT, 1994).

A bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé apresenta uma ocupação predominantemente urbana, como demonstrado na Figura 3. O mapeamento do uso e ocupação foi elaborado com o banco de dados disponibilizado pelo MapBiomas (2024).

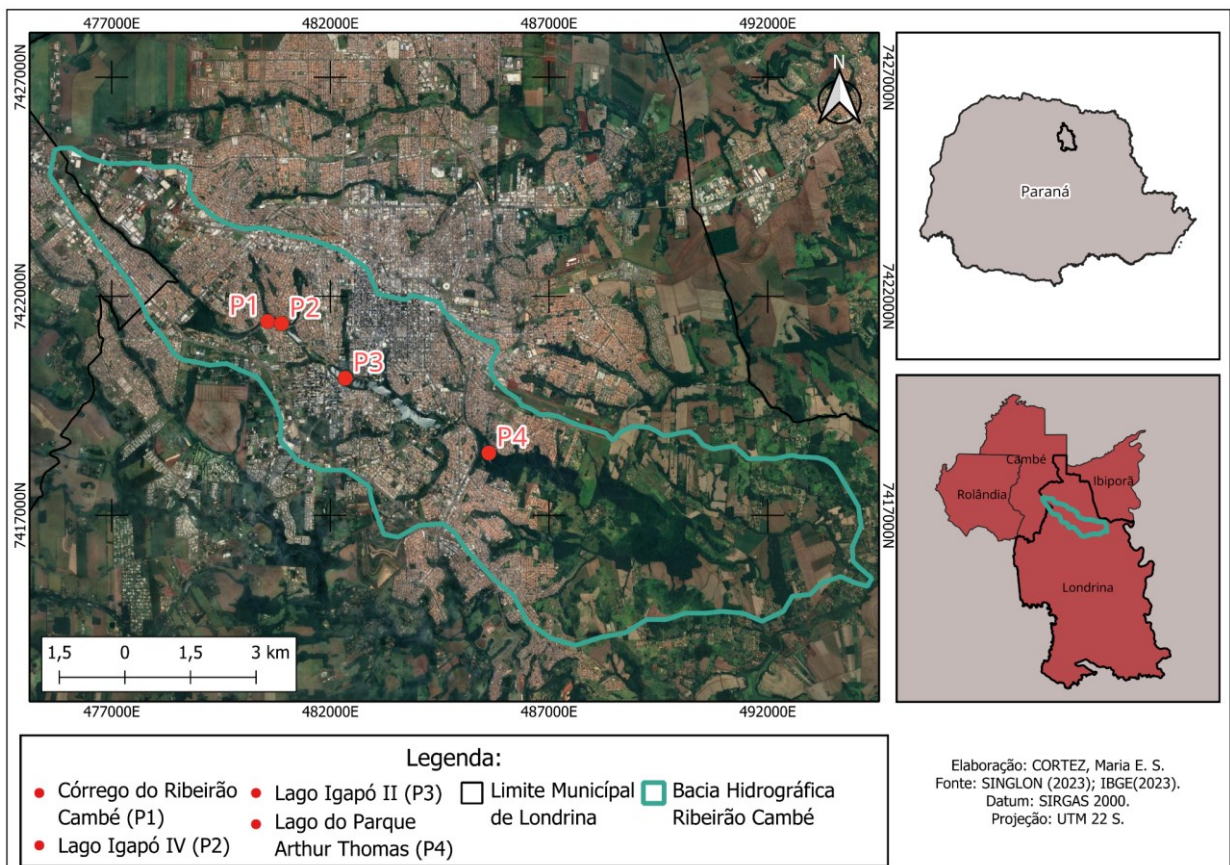
Figura 3 – Uso e ocupação do solo na bacia do Ribeirão Cambé.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Os pontos amostrais deste estudo compreendem o Córrego do Ribeirão Cambé (P1), os Lagos Igapó IV e II (P2 e P3, respectivamente) e o lago do Parque Arthur Thomas (P4). A localização desses pontos pode ser observada na Figura 4.

Figura 4 – Localização dos pontos amostrais na bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé, localizada no município de Londrina



Fonte: Autoria própria (2025).

Para uma melhor compreensão do uso e ocupação do solo no entorno dos três lagos e do córrego, foi elaborado com o software QGIS, *buffers* com os diâmetros de 10m (azul), 30m (verde) e 100m (roxo) (Figura 5).

A partir dos *buffers* delimitados foi realizado uma análise dos usos predominantes do solo e como influenciam na qualidade da água dos lagos.

Figura 5 – Buffers de 10, 30 e 100 metros no entorno lago dos pontos amostrais para a delimitação do uso e ocupação do solo.



(a) Uso e ocupação no entorno do P1

(b) Uso e ocupação no entorno do P4



(c) Uso e ocupação no entorno do P3.

Fonte: Autoria Própria (2025).

Como pode ser observado na Figura 5, todos os pontos amostrais estão localizados na zona urbana do município, com o P1 a montante da formação do Lago Igapó IV e antes da confluência com o córrego Rubi. Apresentando um fácil acesso às margens e com a presença de uma pista de caminhada em seu entorno.

Os pontos P2 e P3 contêm uma menor densidade de vegetação arbórea nas margens do corpo hídrico, resultado de seu uso predominante como espaços de lazer e recreação pública. E se encontram inseridos em áreas urbanas destinadas ao uso recreativo, justificando a presença reduzida de sua cobertura vegetal próxima da lâmina da água, já que essas áreas são planejadas para a facilitação do acesso e circulação de visitantes.

Por fim, o P4, está inserido em uma área de conservação ambiental, apresentando maior cobertura vegetal em comparação às demais áreas de estudo, garantindo uma maior estabilidade das margens, redução de processos erosivos e a melhora da qualidade ambiental local. Nas proximidades de suas margens, observa-se infraestruturas destinadas aos visitantes, incluindo pistas de caminhadas.

Na Figura 6 pode-se observar a visão das margens dos pontos amostrais.

Figura 6 – Visualização das margens dos pontos amostrais do Ribeirão Cambé



a) Ponto 1: Margem Direita (MD)



b) Ponto 1: Margem Esquerda (ME)



c) Ponto 2: Margem Direita (MD)



d) Pontos 2: Margem Esquerda (ME)



e) Ponto 3: Margem Direita (MD)



f) Ponto 3: Margem Esquerda (ME)



g) Ponto 4: Margem Direita (MD)



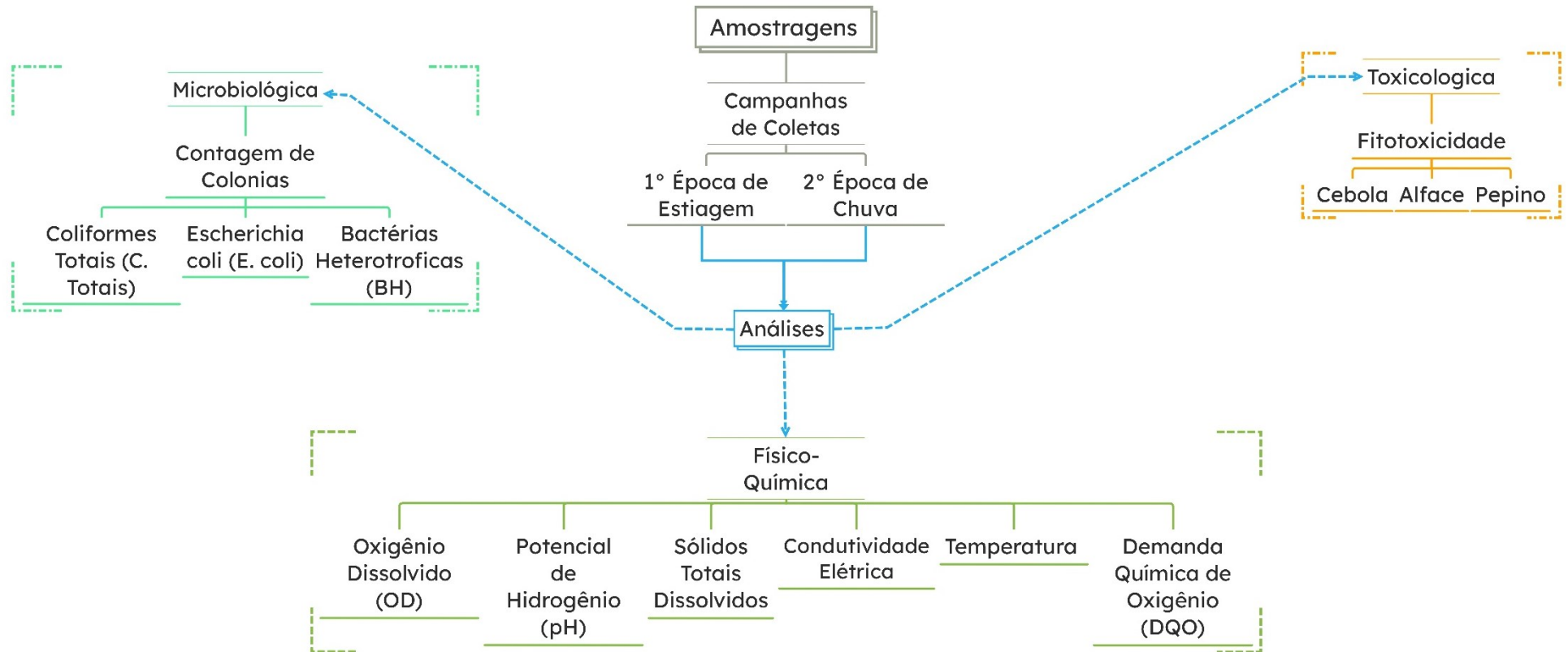
h) Ponto 4: Margem Esquerda (ME)

Fonte: Autoria própria (2025).

5. MATERIAL E MÉTODOS

As etapas metodológicas aplicadas ao projeto de pesquisa estão demonstradas na Figura 7.:

Figura 7 – Etapas metodológicas realizadas no trabalho de pesquisa.



Fonte: Autoria Própria (2025).

5.1 Coleta de Dados

Foram realizadas duas campanhas de coleta de amostras de água nos pontos amostrais analisados, do córrego do Ribeirão Cambé (P1), do Lago Igapó IV e II (P2 e P3), e do lago do Parque Arthur Thomas (P4), em estações do ano distintas. A primeira campanha de coleta foi realizada no final de agosto, em que a precipitação total mensal foi de 30 mm e o acumulado dos 15 dias anteriores à campanha de coleta com 4,6 mm. Na segunda campanha, a precipitação total mensal registrada correspondeu à 188,6 mm, com o acumulado dos 15 dias antes de 34,5 mm. Os dados pluviométricos foram obtidos da base de dados do Instituto das Águas do Paraná (IAT, 2005).

A coleta, armazenamento e o transporte das amostras seguiram o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras elaborado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB e a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA (ANA, 2023).

Para a coleta das amostras de água, foi utilizado um coletor de braço retrátil de aço inoxidável e um balde de aço (Figura 8). As amostras foram devidamente acondicionadas em frascos plásticos estéreis de 100mL e transportadas para o laboratório em caixa térmica contendo gelo seco com temperatura de aproximadamente 6°C. As amostragens foram realizadas em duplicata.

Figura 8 – Coleta das amostras de água utilizando o equipamento do coletor de braço retrátil



Fonte: Autoria Própria (2025).

5.2 Parâmetros para Análise

5.2.1 Análise Físico-Química

As análises físico-química, foram realizadas *in loco* utilizando o Medidor Multiparâmetro Portátil (hanna/HI98194), com exceção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO), que foi realizada no laboratório de Saneamento da UTFPR *Campus* Londrina. No Quadro 2 são apresentados os parâmetros que foram analisados.

Quadro 2 - Parâmetros físico-químicos analisados das amostras de água coletadas nos Lagos I, II e do Lago do Parque Arthur Thomas.

Parâmetro	Unidade	Método/Equipamento	Número
Condutividade Elétrica	µS/cm	Multiparâmetro	-
sólidos totais dissolvidos (STD)	ppm	Multiparâmetro	-
Potencial Hidrogeniônico	-	Multiparâmetro	-
Temperatura da água	°C	Multiparâmetro	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	Multiparâmetro	-
Demanda Química de Oxigênio	420 nm	Espectrométrico	5220 D*

Legenda: * Procedimento analítico descrito no Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Fonte: Autoria Própria (2025).

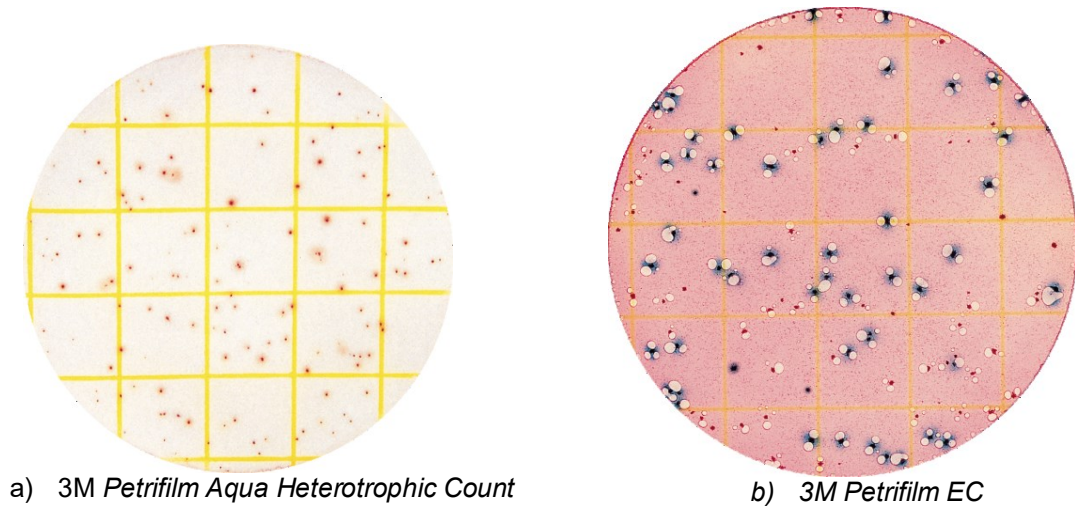
5.2.2 Análise Microbiológica

A análise microbiológica foi feita a partir da contagem de bactérias heterotróficas, *E. coli* e C. totais. Para a contagem das colônias de bactérias heterotróficas é utilizada as placas 3M *Petrifilm Aqua Heterotrophic Count* (Figura 9a) e as placas da 3M *Petrifilm EC* (Figura 9b) para a contagem de *E. coli* e C. totais.

Em uma zona estéril foi inoculada 1 mL das amostras no centro das placas, e realizando delicadamente a distribuição do inóculo com o difusor antes da solidificação do gel, passando pelo processo de incubação na estufa bacteriológica a 35 °C por 24h. A confirmação da presença dos indicadores microbiológicos seguiu as instruções do fabricante, isto é, nas colônias de C. totais ocorre a presença da tonalidade

vermelha e formação de gás em seu entorno, e as *E. coli* qualquer colônia formada em tons azulados (3M, 2021).

Figura 9 – Placas de análise bacteriológicas



Fonte: 3M do Brasil, (2021).

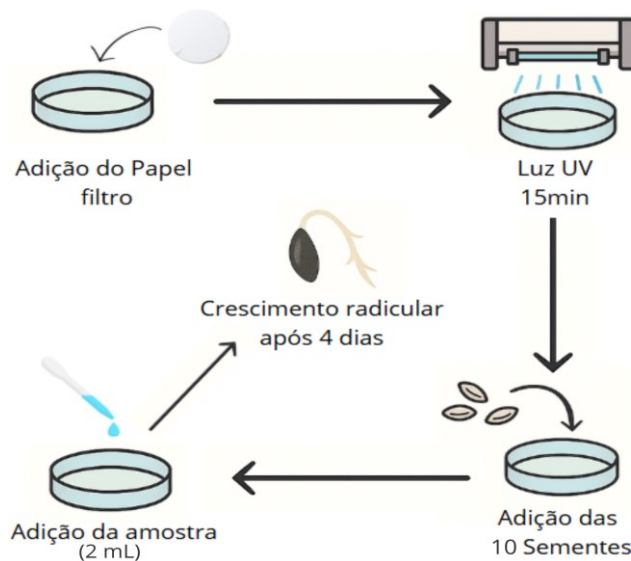
5.2.3 Análise de Toxicidade

5.2.3.1 Fitotoxicidade

As análises de toxicidade foram feitas com as sementes de *L. sativa*, *A. cepa* e *C. sativus*, seguindo o protocolo elaborado por Urata *et al.* (2025).

Os bioensaios foram montados em placas de Petri separadas e identificadas em duplicata para cada ponto amostral, em conjunto com as duplicatas dos controles negativo (CN) (água destilada) e positivo (CP) (sulfato de cobre (CuSO_4)). Cada placa continha 10 sementes, que foram inoculadas com 2 mL das amostras. As placas foram incubadas na Biochemical Oxygen Demand (BOD), a 25°C, por 4 dias, para permitir a germinação e o crescimento das radículas (Figura 10). Esse procedimento foi repetido para cada tipo de sementes estudada.

Figura 10 - Representação esquemática do processo de montagem dos bioensaios de fitotoxicidade



Fonte: Imagem gerada por inteligência artificial (ChatGPT/DALL·E, 2025).

Após a germinação e crescimento das radículas, foi realizada a análise macroscópica de cada grupo de sementes em estudo.

Com os dados coletados, procedeu-se à comparação dos resultados para identificar qual espécie de semente apresentou o melhor desempenho. Para isso seguiu-se o protocolo elaborado por Urata *et al.* (2025). Foram analisados os seguintes parâmetros: Germinação das Sementes (TG), Germinação Relativa das Sementes (GRS), Índice de Crescimento Relativo (ICR), Índice de germinação (IG), Índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) e o Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER).

A classificação das alterações geradas no crescimento das radículas e dos níveis de toxicidade foram realizadas seguindo o proposto por Young *et al.* (2012), (Quadro 3 e Quadro 4).

Quadro 3 – Classificação dos resultados obtidos no crescimento radicular

ICR ¹	Classificação
0 a 0,8	Inibição no alongamento
0,8 ou a 1,2	Sem efeito significativo
>1,2	Estimulação no alongamento

¹(ICR) = índice de Crescimento Relativo.

Fonte: Young *et al.* (2012).

Quadro 4 – Classificação dos parâmetros dos níveis de toxicidade.

IGN ² (%) e IER ³ (%)	Nível de toxicidade
>0	Hormese ¹
0 a -0,25	Toxicidade baixa
-0,25 a -0,5	Toxicidade moderada
-0,5 a -0,75	Toxicidade alta
-0,75 a -1,0	Toxicidade muito alta

Hormese¹ -- É representado por uma baixa dose de toxicidade, mas a mesma não prejudica o desenvolvimento da espécie.

IGN² -- Índice de porcentagem de germinação residual normalizado.

IER³ -- Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado.

Fonte: Walter, Martínez, Cala (2006); González et al. (2011).

6. RESULTADO E DISCUSSÃO

6.1 Análises Físico-químicas e microbiológicas

Na Tabela 1 são apresentados os resultados das análises físico-químicas relativas as campanhas amostrais.

Tabela 1 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos obtidos nas campanhas de coleta do Córrego do Ribeirão Cambé (P1), nos Lagos Igapó IV e II (P2 e P3 respectivamente) e no Lago do Parque Arthur Thomas (P4).

Parâmetros Analisados	Campanhas	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Valores de Referência
		Média				
Temperatura (°C)	1°	21,5	22,2	23,4	20,7	-
	2°	22,0	21,7	22,5	22,7	-
Potencial hidrogeniônico (pH)	1°	7,5	7,6	8,7	7,1	6 ~ 9
	2°	7,1	6,8	6,7	6,7	CONAMA 357/05
Condutividade elétrica (uS.cm ⁻¹)	1°	762,5	282,0	294,5	231,0	100
	2°	484,3	273,0	252,8	241,3	CETESB
Sólidos totais dissolvidos (ppm)	1°	381,0	141,5	147,5	115,5	500
	2°	242,3	136,5	126,3	120,5	CONAMA 357/05
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	1°	7,7	11,7	11,5	7,5	4
	2°	4,5	3,2	3,3	3,5	CONAMA 357/05
DQO (mg.L ⁻¹)	1°	4,7	24,0	26,4	ND ¹	-
	2°	8,4	7,4	9,0	6,1	-

ND¹ - Não Determinado.

Fonte: **Autoria Própria (2025).**

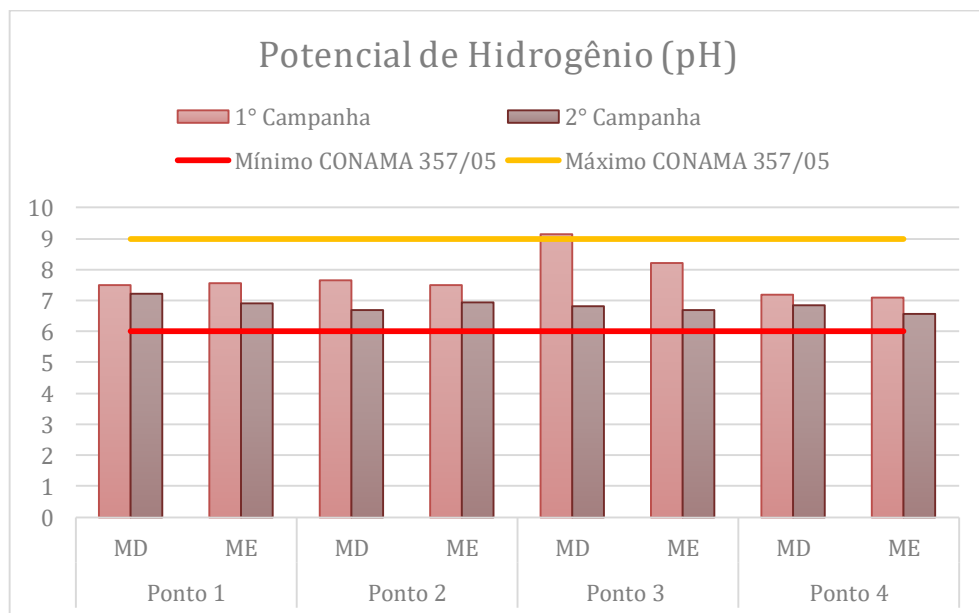
Para comparação com os valores de referência dos parâmetros de STD, OD e pH, foram adotados os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005, que define as condições de enquadramento dos corpos hídricos superficiais. Levando em consideração que a bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé se enquadra como corpo d'água de Classe 2.

Entretanto, para uma ampliação da compreensão sobre a qualidade da água e possibilitar uma forma de visualização mais abrangente do contexto ambiental, foi incluída na análise os limites estabelecidos para todas as classes de enquadramento previstas na resolução. Permitindo, uma interpretação completa das variações que foram observadas nos parâmetros monitorados.

Ao comparar os valores de pH (Figura 11) obtidos em ambas as campanhas de monitoramento com os limites estabelecidos pela resolução observou-se que a faixa permitida varia de 6,0 a 9,0 em todos os enquadramentos

Os valores de pH em todos os pontos se encontram dentro do limite estipulado, com exceção do P3 lado direito na primeira campanha, apresentando os valores superiores ao limite máximo, com uma condição alcalina. Podendo estar associado ao processo de fotossíntese que tem se intensificado pela flora aquática, com o consumo de CO₂ da água, vem reduzindo sua acidez e gerando a elevação do pH. Outro fator que pode gerar esse aumento na faixa está associado a descarga de efluentes com características básicas (Cavalcante, 2010).

Figura 11 – Gráfico da variação do pH nos pontos amostrais nas campanhas de coleta de água da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé



Fonte: Autoria Própria (2025).

A primeira campanha de coleta, foi identificada a presença de uma ligação clandestina no sistema de drenagem urbana, na MD do P3 (Figura 12). Mesmo em um período de estiagem, notou-se um escoamento contínuo de efluente, com o acompanhamento de odor desagradável e formação de espuma. Essa ligação foi posteriormente confirmada, uma vez que, dias após a coleta inicial, o Lago Igapó II (P3) apresentou sinais de eutrofização, caracterizados pela coloração esverdeada da água (Figura 13).

Posteriormente ocorreu a identificação do lançamento do efluente pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SEMA), sendo identificado o despejo de esgoto diretamente na rede pluvial, no Lago Igapó II (Figura 14).

Figura 12 – Ligação clandestina ocorrendo no ponto amostral 3 – Margem Direita.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 13 – Processo de eutrofização do Lago Igapó II.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 14 – Reportagem da ligação clandestina do Lago Igapó II.

Sema identifica lançamento de esgoto clandestino no Igapó

PUBLICAÇÃO
09/05/2025
09:00:00

Dejetos vêm de um condomínio da Gleba Palhano, de acordo com a secretaria do Ambiente de Londrina; multa pode chegar a R\$ 50 milhões

SECRETARIA
LONDRINA

FOLHA no Google News



Foto: Jéssica Sabbadini

Fonte¹: Folha de Londrina (2025).

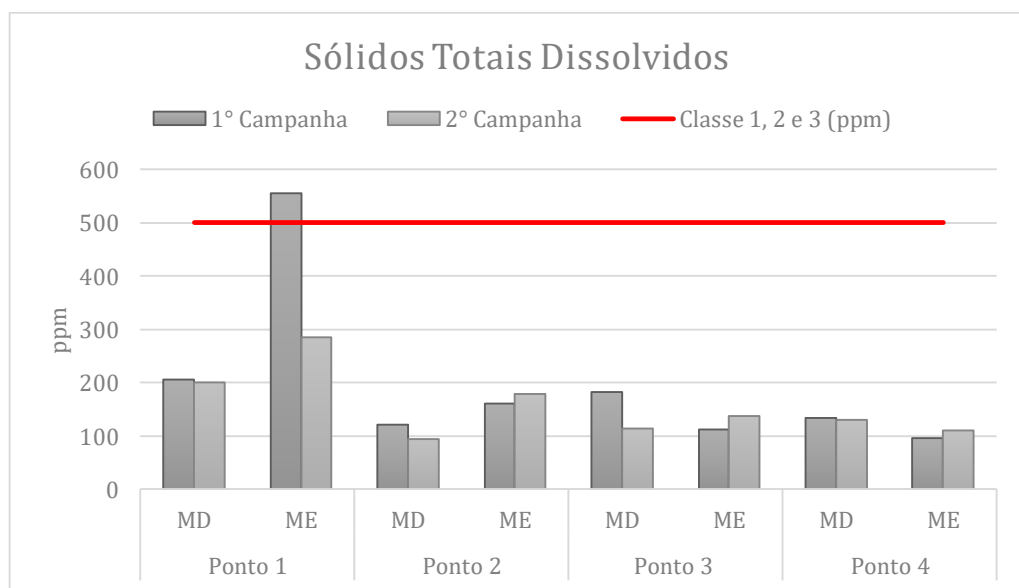
Por fim, na segunda campanha a ligação clandestina no P3 foi identificada e desligada pelas autoridades do município de Londrina, resultando na normalização de sua faixa de pH.

Já os valores de STD apresentaram variações entre os pontos e as duas campanhas de coletas. Destacando o P1 especialmente em sua ME, com os maiores valores de sólidos totais dissolvidos, ultrapassando o valor estipulado de no máximo de 500 mgL^{-1} estabelecido pela resolução CONAMA n° 357/2005, e os demais estão enquadrados nos valores da legislação (Figura 15).

Vale ressaltar que todos os pontos amostrais se encontram próximos de área urbana, que geram o aumento da presença de STD por conta das contribuições diretas

da drenagem urbana e o escoamento superficial pelas áreas impermeabilizadas em seu entorno, favorecendo o transporte de sais, nutrientes e materiais particulados para o corpo hídrico (Costa & Koide, 2013). A presença das barragens e dos lagos acabam promovendo um maior tempo de residência da água, e uma menor capacidade de diluição, sedimentação e amortecimento dos impactos antrópicos, tornando os valores homogêneos entre as suas campanhas.

Figura 15 – Gráfico da variação dos sólidos totais dissolvidos nas campanhas de coletas nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé



Fonte: Autoria Própria (2025).

Esse comportamento pode estar associado às características do trecho do P1, localizado a montante da formação dos lagos, onde o curso d'água consta uma menor capacidade de diluição e de decantação das partículas por conta de sua profundidade e largura serem menores. Além disso, durante a primeira campanha de coleta foi observada no local a presença de uma mancha com o aspecto oleoso (Figura 16), podendo contribuir para o aumento nos STD, por conta da presença de substâncias iônicas e lipídicas que colaboram para a elevação da carga de íons e sais no corpo hídrico (Monteiro, 2006; Schneider, 2023).

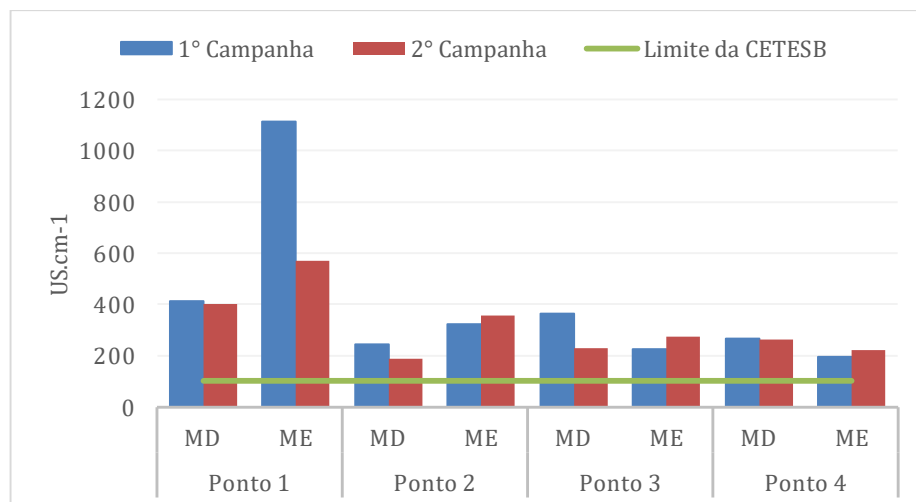
Figura 16 – Mancha com aspecto oleoso na margem direita (ME) do Córrego do Ribeirão Cambé (P1).



Fonte: Autoria Própria (2025).

A condutividade elétrica (Figura 17) apresentou um comportamento semelhante ao observado para os sólidos dissolvidos, com o P1 (ME) apresentando os maiores valores em ambas as coletas. Essa relação é esperada, já que, a tendência geral é que com o aumento dos valores dos sólidos totais dissolvidos sejam acompanhados pelo aumento da condutividade elétrica (Braga et al., 2021; Soares, 2023). E como citado anteriormente no estudo, nesse lado da margem foi constatada uma mancha oleosa (Figura 16) que pode ter influenciado na análise.

Figura 17 – Gráfico da variação da condutividade elétrica nas campanhas de coleta das amostras da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé.

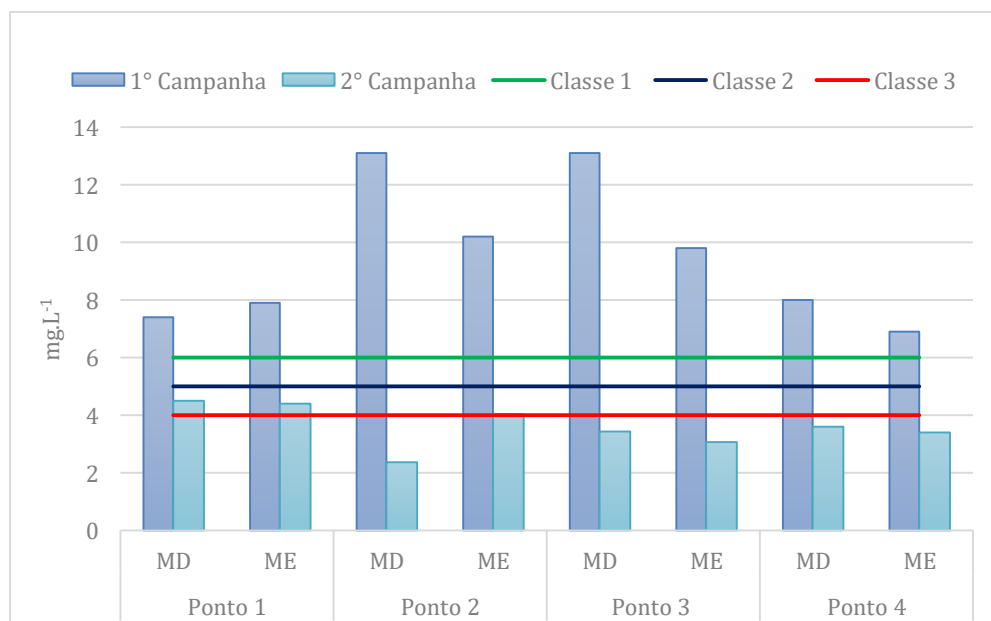


Fonte: Autoria Própria (2025).

O parâmetro de OD apresentou as maiores concentrações na primeira campanha de coleta (período de estiagem), possivelmente associados a uma maior transparência da água. Esse comportamento pode refletir a uma maior solubilidade do oxigênio em condições mais favoráveis de temperatura, em conjunto a intensificação da fotossíntese por macrófitas e fitoplâncton (Barbosa, 2011). Na segunda campanha, realizada em época de chuva, os valores diminuíram em todos os pontos, resultando em valores inferiores ao da resolução para o enquadramento de classe 3 da CONAMA 357/05 (Figura 18).

Outra possível explicação é à mudança no procedimento analítico entre as campanhas. Na primeira, a determinação foi realizada pelo método de destilação elaborado pelo Standard Methods of Examination Of Water and Wastewater (APHA, 2012), já que o sensor de calibração para o OD, no equipamento do multiparâmetro, encontrava-se desregulado. Na segunda campanha o sensor estava em pleno funcionamento e foi utilizado para a determinação do oxigênio. Portanto, pode ter gerado variações e incerteza no resultado final, principalmente referente a primeira campanha sendo ocasionado por erros no procedimento de análise.

Figura 18 – Gráfico do oxigênio dissolvido nos pontos amostrais da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé.

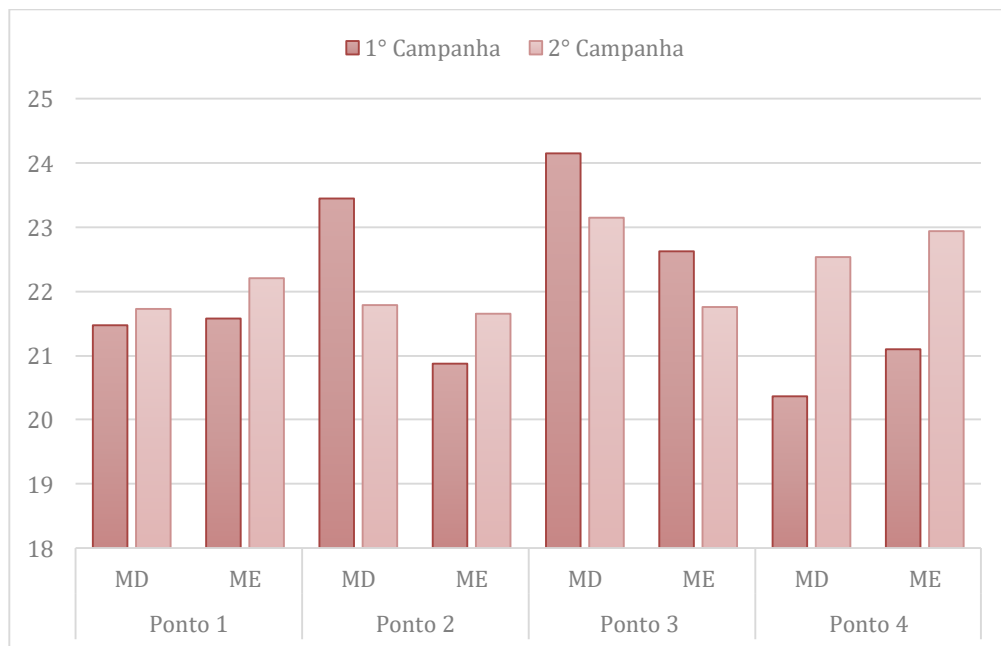


Fonte: Autoria Própria (2025).

Por fim, o último parâmetro físico-químico a ser considerado foi a temperatura da lâmina d'água em ambas as margens. Na primeira campanha, os valores menores foram observados nos pontos 1 e 4. No córrego do Ribeirão Cambé (P1), a menor temperatura pode estar associada à menor largura do curso d'água, favorecendo o sombreamento proporcionado pelo dossel arbóreo. Já o lago localizado no Parque Arthur Thomas (P4) apresenta uma ampla cobertura vegetal por conta da presença da área de conservação onde se encontra, mesmo não estando próximo das margens do córrego.

Mesmo com essas variações as mesmas não ocorreram de forma muito grande, permanecendo em torno dos valores de 20 a 24 °C, como demonstrado na Figura 19.

Figura 19 – Gráficos da temperatura nas campanhas de coletas dos pontos amostrais na bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé



Fonte: Autoria Própria (2025).

As análises microbiológicas foram conduzidas com o objetivo de avaliar a qualidade da água entre os diferentes períodos sazonais na bacia, sendo analisados à presença de *E. coli*, C. totais e as heterotróficas (Tabela 2).

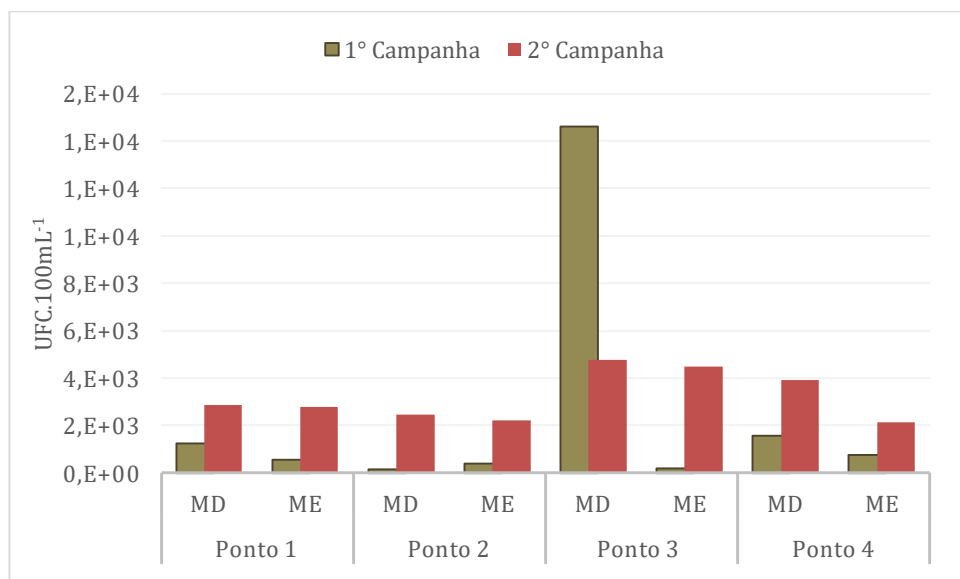
Tabela 2 – Média dos dados microbiológicos nos pontos amostrais analisados na bacia do Ribeirão Cambé

Parâmetros Analisados	Campanhas	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
		Média			
UFC.100 mL ⁻¹					
<i>Escherichia coli (E. coli)</i>	1°	9,0.10 ²	2,8.10 ²	7,4.10 ³	1, 2.10 ³
	2°	2,8.10 ³	2,3.10 ³	4,6.10 ³	3,0 .10 ³
Coliformes Totais	1°	6,7.10 ³	6,4.10 ³	1,8.10 ⁴	8,3.10 ³
	2°	1,3.10 ⁴	1,4.10 ⁴	2,6.10 ⁴	1,4.10 ⁴
heterotróficas	1°	2,9.10 ⁵	7,6.10 ⁵	5,6.10 ⁵	1,2.10 ⁵
	2°	4,5.10 ⁵	5,9.10 ⁵	6,5.10 ⁵	4,5.10 ⁵

Fonte: Autoria Própria (2025).

No gráfico referente aos dados de concentração de *E. coli* (Figura 20) demonstrou concentrações elevadas em todos os pontos amostrais, mas com destaque principalmente no P3, e como descrito anteriormente no estudo é o trecho associado à presença de uma ligação clandestina de esgoto doméstico no sistema de drenagem urbana (Figura 14). Dias após a coleta o lago apresentou uma coloração esverdeada e sinais do processo de eutrofização (Figura 13), reforçando o aporte de matéria orgânica e microrganismos de origem fecal (*E. coli*), já que essa bactéria se desenvolve no intestino de animais de sangue quente.

Figura 20 – Gráfico da concentração de *Escherichia coli (E. coli)* nas campanhas de coleta da bacia do Ribeirão Cambé



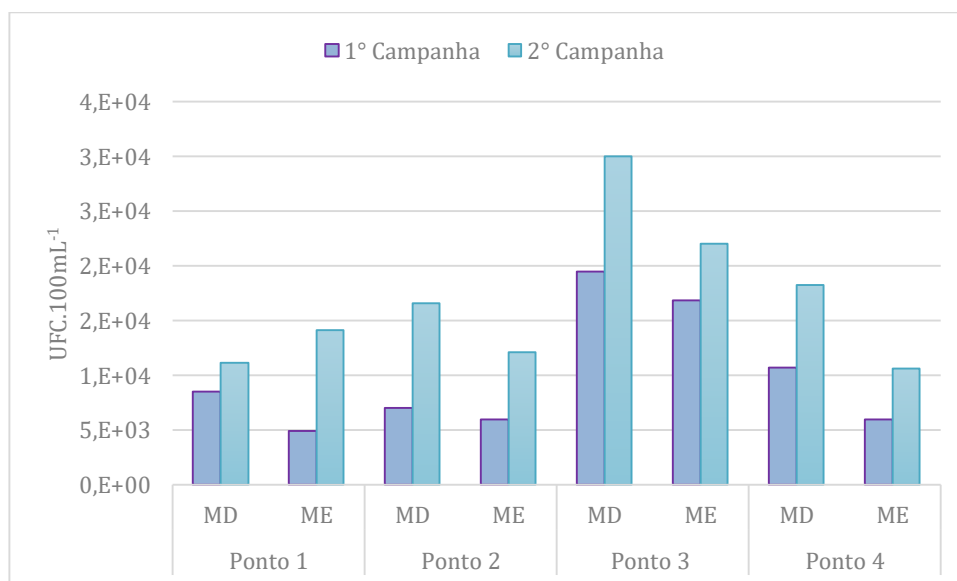
Fonte: Autoria Própria (2025).

Na segunda campanha de coleta ocorreu um aumento da concentração de *E. coli*, na época de chuva em todos pontos estudados, com exceção para o ponto 3 em que houve diminuição em relação com a primeira campanha, já que a ligação clandestina foi autuada e desligada.

O aumento das *E. coli* na segunda etapa de pode ter sido por consequência dos processos de carreamento superficial, com o escoamento das águas pluviais e o transporte de resíduos orgânicos, como as fezes de animais de sangue quente, materiais depositados nas superfícies e eventuais extravasamentos da rede de esgoto.

Já as C. totais apresentaram valores elevados, um forte indicativo da presença de matéria orgânica, resultado da influência antrópica, a matéria orgânica de origem difusa e o possível aporte contínuo de esgoto doméstico. Reparando um aumento principal a partir do P3 e progredindo em diante seguindo o processo do escoamento ao longo da bacia hidrográfica. Sendo ainda mais acentuada na segunda campanha, com suas concentrações aumentaram em todos os pontos, um reflexo do efeito do escoamento urbano, transporte da matéria orgânica e microbiológico para os corpos d' água (Figura 21).

Figura 21 – Gráfico da concentração de coliformes totais nas campanhas de coleta da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé

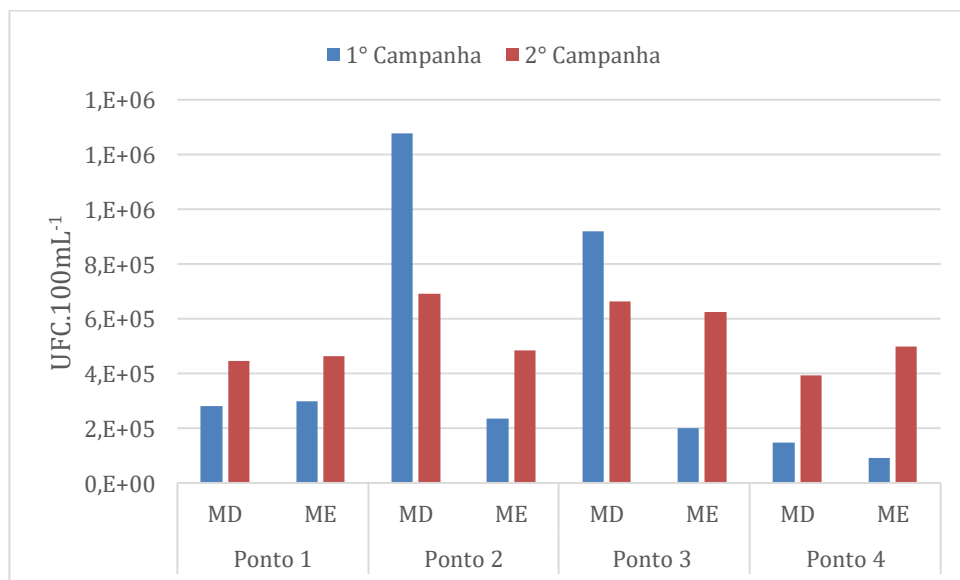


Fonte: Autoria Própria (2025).

Por fim as bactérias heterotróficas tem sua utilização como parâmetros de monitoramento da qualidade da água já que refletem a presença de matéria orgânica biodegradável e a atividade microbiana associada a aportes antrópicos (Freire, Lima, 2018; Nascimento, 2019)

Na segunda campanha ocorreu um aumento nas concentrações das bactérias heterotróficas, sendo intensificadas pelo escoamento superficial, carregando a matéria orgânica, sedimentos e microrganismos para os corpos hídricos (Figura 22).

Figura 22 – Gráfico da concentração de bactérias heterotróficas nas campanhas de coleta da bacia do Ribeirão Cambé



Fonte: Autoria Própria (2025).

A comparação entre as margens evidenciou a discrepância entre todos os trechos, sobretudo nos pontos 2 e 3. No P3, o comportamento observado era de ser esperado em função da presença da ligação clandestina de esgoto doméstico. Já no P2, a margem direita demonstrava um acentuado assoreamento, dificultando a passagem do escoamento e intensificou-se na segunda campanha (Figura 23). Além disso, foi constatado na MD, se encontrava mais turva, coloração mais barrenta, na qual recebia diretamente o aporte de águas por meio do sistema de drenagem pluvial, enquanto a margem oposta era predominantemente pelo fluxo do próprio córrego.

Figura 23 – Presença de assoreamento no Lago Igapó IV (P2), de sua margem direita (ME).



a) Presença de assoreamento na Margem Direita do Lago Igapó IV (P2)



c) Assoreamento da Margem Direita do Lago Igapó IV (P3)

Fonte: Autoria Própria (2025).

6.2 Análises de toxicidade

Os resultados quantitativos à germinação e ao seu crescimento radicular dos bioindicadores *L. sativa* (alface), *A. cepa* (cebola) e *C. sativus* (pepino), evidenciaram sua ampla variabilidade entre as três espécies. A avaliação da toxicidade leva três parâmetros propostos, estes sendo, o ICR, o IGN e o IER.

O ICR (Tabela 3) representa a alteração no crescimento radicular das sementes expostas às amostras em relação ao CN (água destilada). Permitindo identificar se ocorreu a inibição (0 ~ 0,8), a ausência de efeito (0,8 ~ 1,2) ou o estímulo do desenvolvimento radicular (maior que 1,2).

Tabela 3 – Média dos índices de crescimento relativo (ICR) dos bioindicadores nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé.

Bioindicadores	Campanha	Análise					
		P1	P2	P3	P4	CN ¹	CP ²
<i>L. sativa</i> (Alface)	1°	1,01	1,02	1,06	0,90	1,00	0
	2°	1,09	1,04	1,13	1,08	1,00	0
<i>A. cepa</i> (Cebola)	1°	1,04	1,00	1,06	1,03	1,00	0,13
	2°	0,96	0,93	0,95	0,77	1,00	0,09
<i>C. sativus</i> (Pepino)	1°	1,03	1,09	0,99	1,00	1,00	0
	2°	1,25	1,15	1,17	1,13	1,00	0

CN¹ -- Controle Negativo (água destilada).

CP² -- Controle Positivo (Sulfato de Cobre).

Fonte: Autoria Própria (2025).

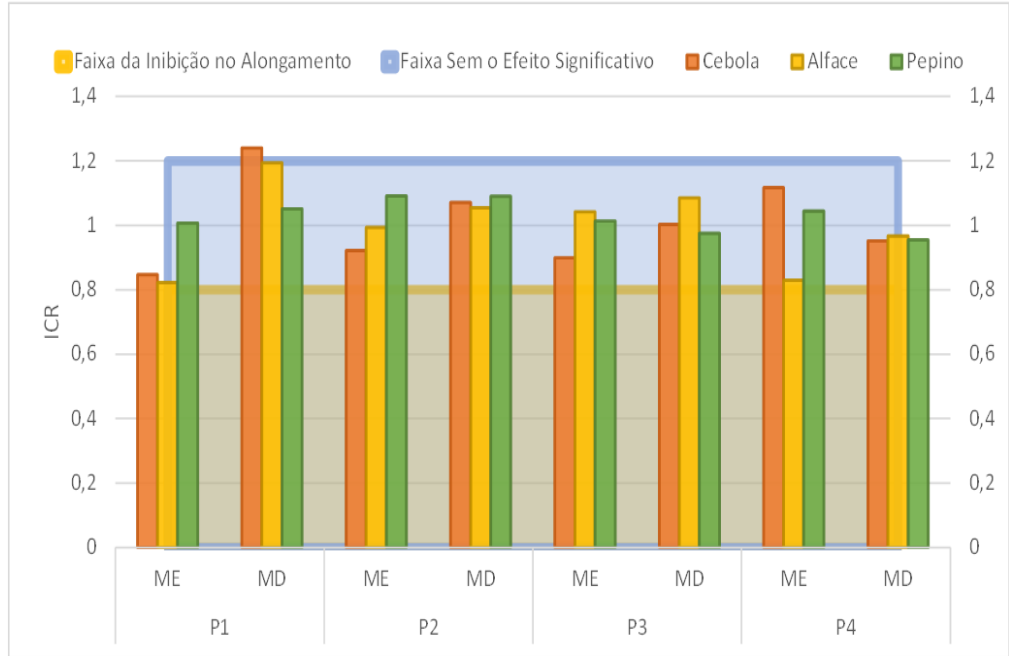
Na primeira campanha, os bioindicadores apresentaram valores de ICR dentro da faixa indicada a ausência de toxicidade significativa para influenciar em sua germinação, variando entre 0,90 e 1,09. Com destaque para *A. cepa*, no P1, onde as margens apresentaram respostas distintas, com a MD, com valores próximos ao estímulo à germinação, e a ME expressando o contrário, perto da inibição (Figura 24a).

Na segunda campanha foi observado, uma maior divergência entre os comportamentos dos bioindicadores. O *C. sativus*, se destacou pelo aumento do ICR em todos os trechos, especialmente o P1 em ambos os lados, como uma evidência do estímulo que sofreu o seu crescimento radicular. A comparação com os outros dois bioindicadores sugere que as sementes de *C. sativus* apresentaram menor sensibilidade às amostras testadas (Figura 24b).

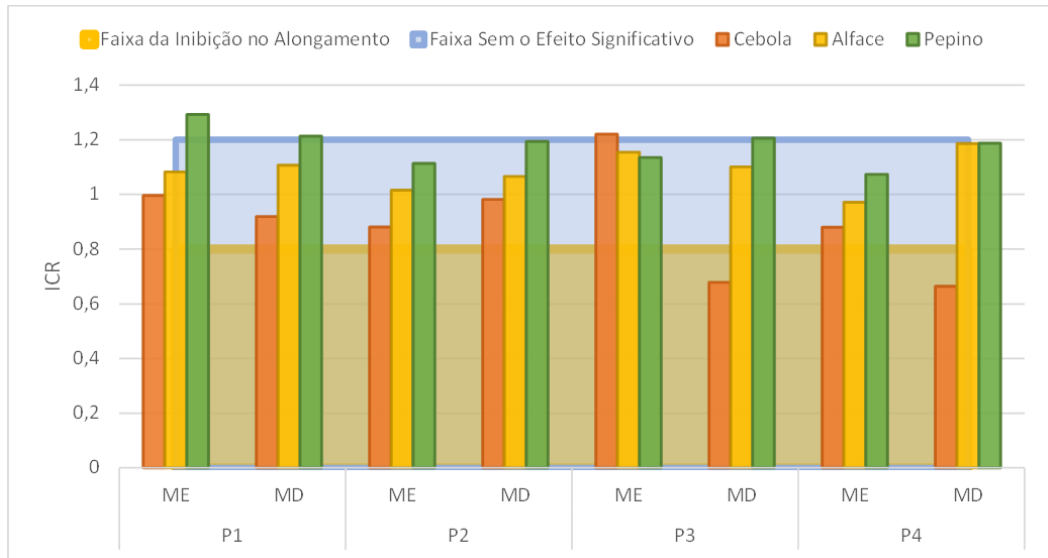
A *A. cepa* obteve as maiores reduções dos valores na segunda coleta, com exceção dos Pontos P1 (ME) e P3 (ME). Destacando que, nessas duas margens na primeira coleta foi observado a presença de uma mancha oleosa no P1, e a influência de uma ligação clandestina de esgoto doméstico no P3, e posteriormente interrompida após a primeira coleta, uma possível justificativa para a variação observada.

Por fim, a *L. sativa*, gerou um aumento do ICR em vários trechos de análise, com ênfase do P1 (ME). Entretanto, esse resultado poderia ser a representação de um falso aumento do índice, já que as fórmulas de toxicidade não consideram o apodrecimento das sementes, podendo comprometer a interpretação do desenvolvimento radicular. Como demonstrado pela Figura 25.

Figura 24 – Gráfico do índice de crescimento relativo (ICR) dos bioindicadores de toxicidade das margens dos pontos amostrais



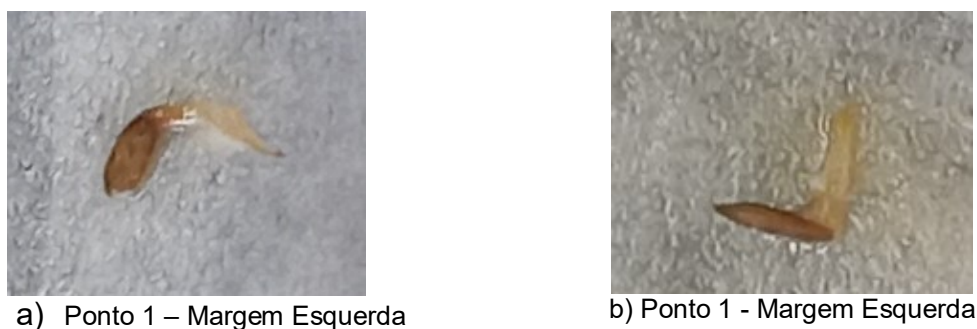
a) Análise da 1ª Campanha de coleta



b) Análise da 2ª Campanha de coleta

Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 25 – Semente apodrecida de *L. sativa* (alface), na campanha de análise.



Fonte: Autoria Própria (2025).

As Tabelas 4 e 5 apresentam as médias dos valores obtidos para cada margem do trecho calculadas para os índices de IGN e IER, respectivamente. Esses parâmetros expressam a capacidade da germinação das sementes em comparação ao CN (água destilada) e o desempenho do crescimento radicular das plântulas. Ambos sendo um reflexo do desenvolvimento inicial dos bioindicadores em frente às amostras analisadas. Os valores permanecem em termos de percentuais, variando em 5 parâmetros, esses sendo: hormese (valores maiores que zero), Toxicidade baixa (0 ~ -0,25), Toxicidade Moderada (-0,25 ~ -0,5), toxicidade alta (-0,5 ~ -0,75) e a toxicidade muito alta (-0,75 ~ -1,0)

Tabela 4 – Média dos índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) dos bioindicadores nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé.

Bioindicadores	Campanha	Análise					
		P1	P2	P3	P4	CN ¹	CP ²
<i>L. sativa</i> (Alface)	1°	-0,20	-0,13	-0,10	-0,10	0,00	-1,0
	2°	-0,23	-0,05	-0,10	-0,15	-0,05	-1,0
<i>A. cepa</i> (Cebola)	1°	-0,08	-0,17	-0,14	-0,11	0,00	-0,17
	2°	0,09	-0,03	0,03	0,00	0,00	-0,29
<i>C. sativus</i> (Pepino)	1°	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	-0,68
	2°	-0,05	-0,03	0,00	-0,03	0,00	-0,75

CN¹ -- Controle Negativo (água destilada).

CP² -- Controle Positivo (Sulfato de Cobre).

Fonte: Autoria Própria (2025).

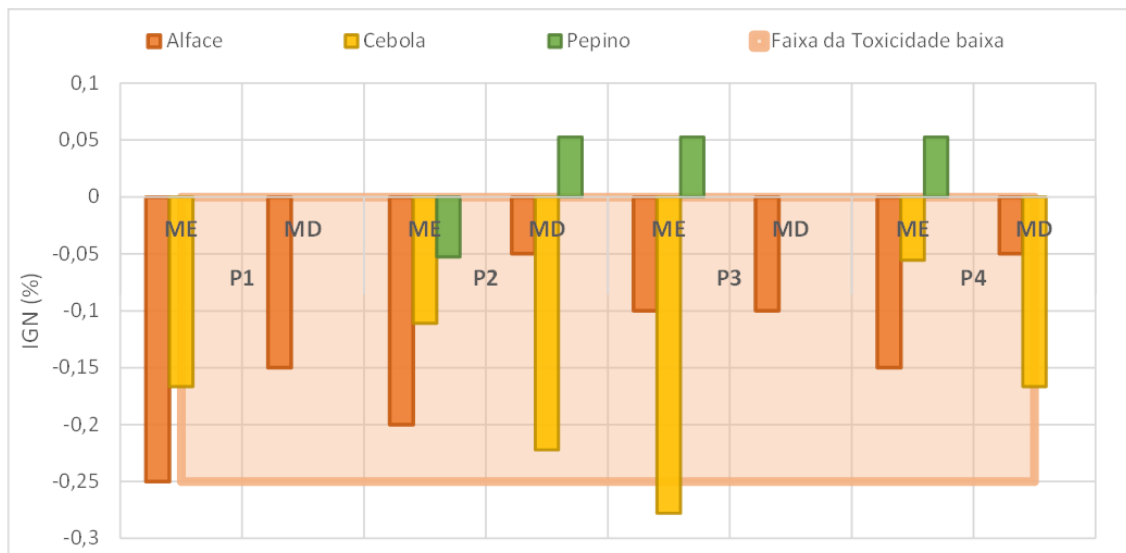
O ICR evidenciou as variações das respostas dos bioindicadores, com o *C. sativus* sendo o menos afetado em ambas as campanhas, com seus valores

característico permanecendo na hormese, indicando que nenhum dos trechos produziu um efeito tóxico em grande escala sobre a sua germinação e o seu crescimento radicular (Figura 26).

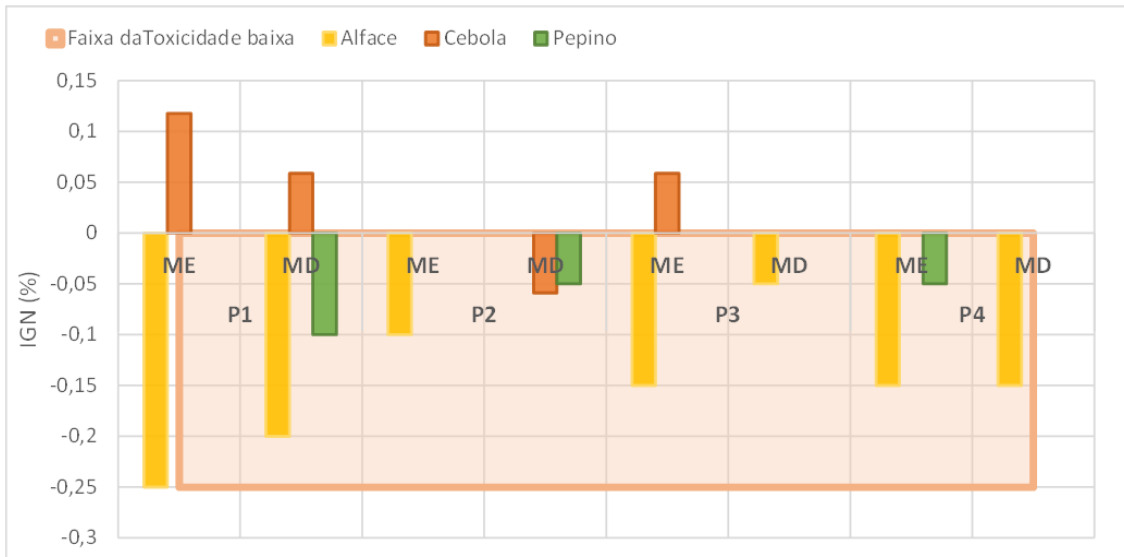
Os resultados dos outros dois bioindicadores, *A. cepa* e *L. sativa*, se enquadram predominantemente na faixa de toxicidade baixa, com uma variação entre -0,20 e -0,05. Com destaque para o P1 (ME) do bioindicador de *L. sativa*, onde ocorreu a presença da mancha oleosa nesse trecho, e a *A. cepa* no P3 (ME), localização da ligação clandestina de esgoto doméstico, resultando em ambos os casos uma toxicidade moderada (Figura 26a).

Na segunda campanha apenas no P2 (ME) a *A. cepa* apresentou presença de toxicidade baixa, já a *L. sativa* sofreu variação da toxicidade baixa em todos os pontos amostrais (Figura 26, b).

Figura 26 – Gráfico do índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) dos bioindicadores de toxicidade das margens dos pontos amostrais



a) Análise da 1 Campanha de coleta



b) Análise da 2ª Campanha de coleta

Fonte: Autoria Própria (2025).

Tabela 5 – Média do índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER) dos bioindicadores nos pontos amostrais da bacia do Ribeirão Cambé.

Bioindicadores	Campanha	Análise					
		P1	P2	P3	P4	CN ¹	CP ²
<i>L. sativa</i> (Alfaca)	1º	0,01	0,02	0,06	-0,10	0,00	-1,0
	2º	0,09	0,04	0,13	0,08	0,00	-1,0
<i>A. cepa</i> (Cebola)	1º	0,04	0,00	-0,05	0,03	1,00	-0,87
	2º	-0,04	-0,07	-0,05	-0,23	1,0	-0,91
<i>C. sativus</i> (Pepino)	1º	0,03	0,09	-0,01	0,00	0,00	-1,00
	2º	0,25	0,15	0,17	0,13	0,00	-1,00

CN¹ -- Controle Negativo (água destilada).

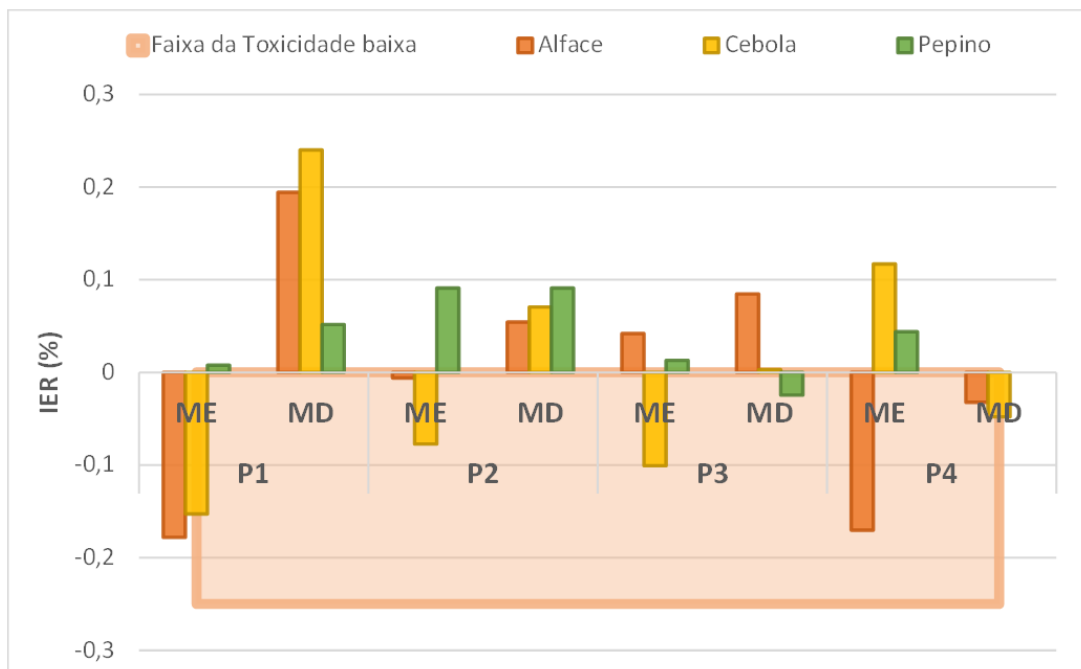
CP² -- Controle Positivo (Sulfato de Cobre).

Fonte: Autoria Própria (2025).

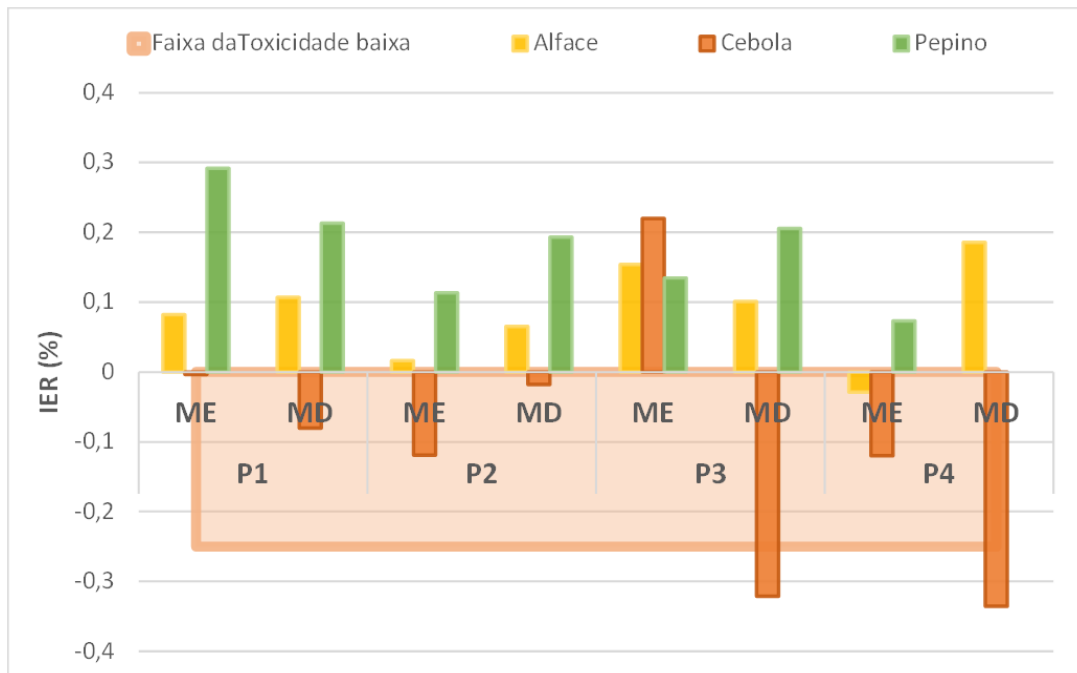
O resultado do IER na primeira campanha de coleta demonstrou que apenas as margens esquerdas dos pontos amostrais apresentaram toxicidade baixa para os bioindicadores de *A. cepa* e *L. sativa*, enquanto os valores das margens direitas permaneceram em hormese, com exceção apenas do último ponto (Figura 27a). O *C. sativus* em todos os pontos permaneceu em estado de hormese, não demonstrando sensibilidade a presença de toxicidades.

Na segunda campanha, as sementes de *L. sativa* apresentaram em todos os parâmetros o estado de hormese, apenas as sementes utilizadas como bioindicadores *A. cepa* obteve variação da toxicidade baixa a moderada em seus pontos amostrais, com maiores valores nos P3 e P4, das margens direita. Esse resultado pode estar associado ao transporte de substâncias ao longo do corpo hídrico, influenciando a distribuição da toxicidade (Figura 27b).

Figura 27 – Gráfico do índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER) dos bioindicadores de toxicidade



(c) Análise da 1 Campanha de coleta



(d) Análise da 2ª Campanha de coleta

Fonte: Autoria Própria (2025).

A análise conjunta dos índices evidenciou as respostas distintas das espécies testes. As sementes de *C. sativus* foram as únicas que permaneceram consistentes dentro da faixa considerada hermética, indicando sua baixa sensibilidade às possíveis variações de toxicidade nos corpos hídricos avaliados.

As sementes de *A. cepa* possuem uma maior amplitude de resposta, com os efeitos tóxicos evidentes, especialmente no ponto localizado no Lago Igapó II (P3), em sua MD, área que ocorreu a presença da ligação clandestina do esgoto doméstico. Contribuindo para o aumento da toxicidade detectada por esse bioindicador.

Já a *L. sativa*, apresentou um parâmetro de estabilidade na faixa de toxicidade baixa ao longo dos trechos analisados. Mas ainda demonstrou um comportamento mais sensível entre os bioindicadores, já que foi a única que ocorreu o apodrecimento de parte das sementes, reforçando o seu potencial como espécie bioindicadora capaz de detectar alterações ambientais.

7. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo demonstraram que a pressão urbana exerce uma influência direta e significativa sobre a qualidade da água nos corpos hídricos da bacia do Ribeirão Cambé. As análises físico-químicas demonstraram as variações importantes entre as campanhas de coletas, destacando a redução do OD na segunda coleta. O aumento dos STD e da condutividade em trechos sensíveis à impermeabilização do solo e ao escoamento superficial.

Os parâmetros microbiológicos reforçaram o cenário de impacto antrópico, especialmente pela elevação da concentração das coliformes totais e as *E. coli*, com o destaque para o Lago Igapó II (ponto 3), onde ocorreu a presença de uma ligação clandestina de esgoto confirmada. Comprometendo a qualidade da água e desencadeando a eutrofização do lago, demonstrando a vulnerabilidade dos corpos d'água em frente à ineficiência da gestão de efluentes.

Os bioensaios de fitotoxicidade contribuíram para uma compreensão da qualidade ambiental, embora a maioria das amostras não tenham apresentado uma toxicidade significativa, bioindicadores como *L. sativa* e *A. cepa* demonstraram uma sensibilidade a variações da qualidade, especialmente nos pontos com despejo clandestino.

Desse modo, o uso combinado das análises mostrou-se eficiente para a identificação de impactos e o fornecimento de uma avaliação ambiental completa, reforçando a importância da abordagem multidisciplinar em estudos de monitoramento. Assim, a urbanização desordenada, em conjunto com a falta de monitoramento e a ocupação inadequada das margens, compromete a integridade ambiental da bacia do Ribeirão Cambé. Ressaltando a importância do monitoramento contínuo, a proteção e conservação dos corpos hídricos urbanos, sendo essencial para a qualidade de vida da população e para a sustentabilidade do ecossistema local.

REFERÊNCIAS

3M do Brasil. **3M™ Petrifilm™ Aqua Heterotrophic Count**. Sumaré-São Paulo. 2021.

3M do Brasil. **3M™ Petrifilm™ para Contagem de E.coli e Coliformes (EC)**. Sumaré-São Paulo. 2021.

ABDURAHIMAN, B. **Acúmulo de resíduos e impactos ambientais na bacia do Ribeirão Cambé**. Monografia (Graduação) — Universidade / Repositório, 2021.

Disponível em:

<https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/27783/1/acumuloresiduosribeiraocambe.pdf>. Acesso em: nov. de 2025.

ARISTÓTELES. **Da Geração dos Animais**. Tradução de Maria de Fátima Sousa e Silva. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2006.

ALVES, V.R.E.; CAVALCANTI, C.G.B.; MATTOS, S.P. (1988) **Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos, em um período de 24 horas, no Lago Paranoá**, Brasília-DF, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 2, p. 119-218.

Disponível em: <https://actalb.org/journal/alb/article/6275bf56782aad02f04e6fb6>.

Acesso em: nov. de 2025.

ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. 2. ed. São Paulo; Brasília:

2023.CETESB 456 p. ISBN 978- 65- 88101- 50- 6.Disponível em: [Guia Nacional De coleta e Preservação De amostras | CETESB](#). Acesso em: jun. de 2025.

ANA. **Qualidade da água em corpos hídricos: uso de bioindicadores e bioensaios**. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2021.

Acesso em: mar. de 2025.

ANDRADE, R. C.; OLIVI, P.; BOTTA, C.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação**. Química Nova, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>.

Acesso em: mar. de 2025.

ANDRADE, Rodrigo da Costa. **Impacto ambiental de lixões e aterros sanitários em recursos hídricos**. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais do Cerrado) – Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, 2022. Disponível em: [TEDE: Impacto ambiental de lixões e aterros sanitários em recursos hídricos](#). Acesso em: mar. de 2025.

ANDRÉA, M. M.. **O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos**. Acta Zoológica Mexicana (n.s.), Número Especial 2: 95-107, 2010. Disponível em:

[O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos](#). Acesso em: mar. de 2025.

Acesso em: mar. de 2025.

ANDRETTA, Alessandra. **Análise da fitotoxicidade da atrazina após biodegradação fúngica**. 2022. 60 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Biotecnologia) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2022. Disponível em: [ANÁLISE DA FITOTOXICIDADE DA ATRAZINA APÓS](#)

[BIODEGRADAÇÃO FÚNGICA ALESSANDRA ANDRETTA Foz do Iguaçu 2022.](#)
Acesso em: jun. de 2025.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2023. DOI: 10.2105/smww.2882. Disponível em: [Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater](#). Acesso em: mar. de 2025.

ARIAS, A. H. P. et al. **Cytotoxic and genotoxic potential of surface water from the Pitimbu river**, northeastern/RN Brazil. *Genetics and Molecular Biology*, v. 30, n. 2, p. 390–396, 2007. Disponível em: [Cytotoxic and genotoxic potential of surface water from the Pitimbu river, northeastern/RN Brazil](#). Acesso em: mar. de 2025.

ARAÚJO, H., CASTRO, A., GERALDES, V., SILVA, T., & CASTRO, P. M. L. (2021). **Enhancement strategies for landfill leachate treatment: A review**. *Journal of Environmental Management*, 294, 112923.

Bagatini MD, Silva ACF, Tedesco SB. **Uso do sistema teste de Allium cepa como bioindicador de genotoxicidade de infusões de plantas medicinais**. *Rev Bras Farmacogn*. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-695X2007000300019>. Acesso em: mar. de 2025

BARBÉRIO, A.; VOLTOLINI, J. C.; MELLO, M. L. S. **Standardization of bulb and root sample sizes for the Allium cepa test**. *Ecotoxicology*, Londres, v. 20, n. 4, p. 927–935, 2011. DOI: 10.1007/s10646-011-0602-8. Acesso em: mar. de 2025.

BENINCA, André de Oliveira. **Quantificação de resíduos recicláveis na drenagem urbana do lago Igapó I em Londrina – PR**. 45 f. Monografia (Graduação) – Curso de Engenharia Ambiental Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina. 2021. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/27778/1/quantificacaoresiduosreciclaveis.pdf>. Acesso em: mar. de 2025.

BORBA, L.S.A. **Macroinvertebrados: Bioindicadores para avaliação de impactos ambientais e biomonitoramento em ecossistemas aquáticos**. Rio de Janeiro; 2020. <http://www.uezo.rj.gov.br/tcc/cb/Larissa-Soares-de-Almeida-Borba.pdf>. Acesso em: mar. de 2025.

BORTOLO, C. A. **A produção de um espaço público e os agentes produtores da cidade: o caso do Lago Igapó em Londrina-PR**. *Geo UERJ*, v. 21, n. 2, p. 287–311, 2014. Disponível em: [Vista do A PRODUÇÃO DE UM ESPAÇO PÚBLICO E OS AGENTES PRODUTORES DA CIDADE: o caso do Lago Igapó em Londrina - PR](#). Acesso em: mar. de 2025.

BORTOLO, C. A. . **A PRODUÇÃO DOS ESPAÇOS PÚBLICOS E A CIDADE: O CASO DO LAGO IGAPÓ EM LONDRINA/PR** . *Revista GeoUECE*, [S. I.], v. 2, n. 2, p. 29–49, 2021. Disponível em: [A PRODUÇÃO DOS ESPAÇOS PÚBLICOS E A CIDADE: O CASO DO LAGO IGAPÓ EM LONDRINA/PR | Revista GeoUECE](#). Acesso em: nov. de 2025.

BRAGA, Erika de Almeida Sampaio *et al.*. **Classificação da água subterrânea com base nos sólidos totais dissolvidos estimado**. *Águas Subterrâneas*, [S. I.], v. 35, n. 2, 2021. DOI: 10.14295/ras.v35i2.30051. Disponível em:

<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/30051>. Acesso em: nov. 2025.

BRASIL. 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58–63. Acesso em: mar. de 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 001**, de 23 de janeiro de 1986. Estabelece as diretrizes gerais para o uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 17 fev. 1986. Acesso em: nov. de 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 16 maio 2011. Acesso em: nov. de 2025.

BRASIL. **Lei nº 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. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 02 set. 1981.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O.; GARCIA, C. A. B.; MORAES, G. F. O.; SILVA, M. G. **Surface water quality assessment of the main tributaries in the lower São Francisco River, Sergipe**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 23, e28, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170061>. Acesso em: nov. de 2025.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NEISSIMIAN, F. A. **Procedimentos de diagnóstico eficientes para avaliação da qualidade hídrica como base para gestão ambiental**. Anais / Relatório ABRhidro, 2003. Acesso em: nov. de 2025.

CALLISTO, Marcos et al.. **Avaliação Ecológica Rápida de Qualidade de Água e Bioindicadores Bentônicos no Parque Nacional da Serra do Gandarela, Minas Gerais**. Sociedade e Natureza, v. 33, p. 1–9, 2023. DOI: [Avaliação Ecológica Rápida de Qualidade de Água e Bioindicadores Bentônicos no Parque Nacional da Serra do Gandarela, Minas Gerais](#). Acesso em: mar. de 2025.

CASADO, Letícia Ribeiro Bernardes et al. **Avaliação fitotoxicológica dos sedimentos do reservatório Rio Grande pertencente ao Complexo Billings**, São Paulo – SP. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 14., 2020, São Paulo. Anais [...]. São Paulo: ABRHidro, 2020. Disponível em: [AVALIAÇÃO FITOTOXICOLÓGICA DOS SEDIMENTOS DO RESERVATÓRIO RIO GRANDE PERTENCENTE AO COMPLEXO BILLINGS, SÃO PAULO, SP - ABRHidro - ANAIS](#). Acesso em: jun. de 2025.

CAVALCANTE, Davi D. H.; SÁ, Marcelo V. D. C. **Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo**. Revista Ciência Agronômica v. 41 n. 1. Fortaleza. 2010. Disponível em: [Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo1](#). Acesso em: nov. de 2025.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Bioindicadores – qualidade do solo**. 2018. Disponível em: [Bioindicadores – Qualidade do Solo](#). Acesso em: mar. de 2025.

CHARLES, J. et al. **Evaluation of the phytotoxicity of polycontaminated industrial effluents using the lettuce plant (*Lactuca sativa*) as a bioindicator**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 74, p. 2057–2064, 2011. Disponível em: [Evaluation of the phytotoxicity of polycontaminated industrial effluents using the lettuce plant \(*Lactuca sativa*\) as a bioindicator - PubMed](#). Acesso em: mar. de 2025.

CHAVES, A. C. A.; CARVALHO, I. M. R.; MACIEL, J. S. C. **Renaturalização de cursos d'água em Manaus/AM**. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v. 3, n. 3, p. 2332–2351, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34188/bjaerv3n3-145>. Acesso em: mar. de 2025.

CORREA, P. A. **O Parque Municipal Arthur Thomas para a prática do lazer**. Trabalho de Conclusão de Curso em Educação Física—Universidade Estadual de Londrina: 2009. Disponível em: <https://www.uel.br/grupo-estudo/cemidefel/tccs/bacharelado/2009/2009-tccedfbach035.pdf>. Acesso em: jun. de 2025.

CORREIA, Francisco Nunes. **Relação da demanda por água e disponibilidade hídrica do Rio Acre frente ao crescimento populacional do município de Rio Branco, Acre, Brasil**. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, n. 5, p. 2920–2940, 2023. DOI: [Relação da Demanda por Água e Disponibilidade Hídrica do Rio Acre Frente ao Crescimento Populacional do Município de Rio Branco, Acre, Brasil | Revista Brasileira de Geografia Física](#). Acesso em: mar. de 2025.

COSTA, Carla Regina *et al.*. **A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação**. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>. Acesso em: mar. de 2025.

COSTA, M. V. et al. **Avaliação da toxicidade de efluente de indústria têxtil por meio de bioensaios com sementes de alface (*Lactuca sativa* L.)**. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (REGETA)*, v. 20, n. 1, p. 15–21, 2016. Acesso em: mar. de 2025.

COSTA, Maria E. L.; KOIDE, Sérgio. **O impacto da poluição difusa oriunda do sistema de drenagem urbano no lago paranoá**. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves. 2023. Disponível em: [o impacto da poluição difusa oriunda do sistema de drenagem urbano no lago paranoá](#). Acesso em: 15 de nov. de 2025.

CUCHIARA, C. C.; BORGES, C. de S.; BOBROWSKI, V. L. **Sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador da citogenotoxicidade de cursos d'água**. *Tecnologia & Ciência Agropecuária*, João Pessoa, v. 6, n. 1, p. 33–38, mar. 2012. Disponível em: [Sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador da citogenotoxicidade de cursos d'água](#). Acesso em: mar. de 2025.

CUNHA, S. B. da. **Morfologia dos canais urbanos**. In: POLETO, C. (Org.). *Ambiente e Sedimentos*. Porto Alegre: ABRH, 2008. p. 329–360. Acesso em: mar. de 2025.

EPPO. PP 1/135 (4) – **Phytotoxicity assessment**. 4. ed., 2014. Disponível em: [PP1/135\(4\) - Phytotoxicity assessment](#). Acesso em: nov. de 2025.

Ferreira, M. C., & Lima, J. A. (2022). **Contaminação por cloretos em águas potáveis**: Análise e soluções. Revista Brasileira de Engenharia e Meio Ambiente. Acesso em: mar. de 2025.

FILHO, David Antonio. **Crescimento urbano e recursos hídricos: o caso de Rio Claro (SP)**. Estudos Geográficos, Rio Claro, v. 1, n. 1, p. 55–62, jun. 2003. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/estgeo/article/view/290>. Acesso em: jun. 2025.

FOTI, N. M.; BILLARD, C.; LALLANA, V. H. **Bioensayo de Germinación con Semillas de Eruca Sativa Mill. para la Detección de Salinidad y Presencia de Herbicida en Agua**. Revista Científica Agropecuaria, v. 9, n. 1, p. 47-53, 2005. Acesso em: mar. de 2025. Disponível em: [Bioensayo de Germinación con Semillas de Eruca Sativa Mill. para la Detección de Salinidad y Presencia de Herbicida en Agua](#). Acesso em: nov. de 2025.

FREIRE, Romero Correia; LIMA, Rafaela de Assis. **Bactérias heterotróficas na rede de distribuição de água potável no município de Olinda-PE e sua importância para a saúde pública**. JMPHC | Journal of Management & Primary Health Care | ISSN 2179-6750, [S. l.], v. 3, n. 2, p. 91–95, 2013. DOI: 10.14295/jmphc.v3i2.144. Disponível em: <https://jmpfhc.emnuvens.com.br/jmphc/article/view/144>. Acesso em: nov. 2025.

GARCIAS, Aluizio Bezerra Júnior; AFONSO, Olivier François Vilpoux. **Caracterização do uso e ocupação da terra em assentamentos rurais da região Centro-Oeste do Brasil**. Terr@ Plural, v. 16, p. 1–18, 2013. DOI: <https://doi.org/10.5212/TerraPlural.v.16.2219938.026>. Acesso em: mar. de 2025.

GARCIAS, Carlos Mello; AFONSO, Jorge Augusto Callado. **Revitalização de rios urbanos**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, n. 1, p. 131–144, mar. 2013. DOI: <https://doi.org/10.9771/gesta.v1i1.7111>. Acesso em: mar. de 2025.

GONÇALVES, Gelsy P. S. **Urbanização e Qualidade da Água**: Monitoramento em Lagos Urbanos de Londrina-PR. Dissertação do Programa de Pós-Graduação. Universidade Estadual de Londrina. 2008. Disponível em: <https://repositorio.uel.br/handle/123456789/12117>. Acesso em: mar. de 2025

GONZÁLEZ, M.G.B. et al. **Toxicity assessment using Lactuca sativa L.** bioassay of the metal (loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. Journal of soils and sediments, v. 11, n. 2, p. 281-289, 2011. DOI: [Toxicity assessment using Lactuca sativa L. bioassay of the metal\(loid\)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site](#). Acesso em: mar. de 2025.

GUEVARA, Miguel D. F.; et al.. **Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores**. Revista DAE. n° 216. vol. 67. 2018. DOI: 10.4322/dae.2019.014. Disponível em: [\(PDF\) Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores Phytotoxicity in domestic wastewater using seeds as bioindicators](#). Acesso em: jun. de 2025.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA – IAT. **Parque Municipal Arthur Thomas**. Londrina, 1994. In: IAT, relatório de unidades de conservação. Disponível em: [IAT](#). Acesso em: nov. de 2025.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA - IAT. Sistema de informações hidrológicas. Londrina. 2025. Disponível em: [Sistema de Informações Hidrológicas | Instituto Água e Terra](#). Acesso em: nov. de 2025.

JÚNIOR, Aluizio B., GUEDES, Josiel A.. **Caracterização e análise do uso e ocupação da terra no entorno do reservatório Santana, Rafael Fernandes/RN**. OKARA: Geografia em Debate, v. 10, n. 3, p. 1–12, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/352101396_CHARACTERIZACAO_E_ANALISE_DO_USO_E_OCUPACAO_DA_TERRA_NO_ENTORNO_DO_RESERVATORIO_SANTANA_RAFAEL_FERNANDES-RN. Acesso em: mar. de 2025.

KOHATSU, Marcio Yukihiro et al. **Avaliação da fitotoxicidade de águas e sedimentos superficiais da Represa Billings e de córregos adjacentes por meio de bioensaios com *Sinapis alba***. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 9., 2018, São Bernardo do Campo. Anais [...]. São Bernardo do Campo: IBEAS, 2018. Disponível em: [AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DE ÁGUAS E SEDIMENTOS SUPERFICIAIS DA REPRESA BILLINGS E DE CÓRREGOS ADJACENTES POR MEIO DE BIOE](#). Acesso em: jun. de 2025.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. **Allium cepa test in environmental monitoring**: A review on its application. Mutation Research, v. 682, n. 1, p. 71–81, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383574209000404?via%3Dihub>. Acesso em: mar. de 2025.

LOPES, Maria Clara dos Santos. **Efeitos da urbanização no uso e cobertura do solo e na temperatura de superfície da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé - Paraná**. 2024. Master Thesis - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, [s. l.], 2024. Disponível em: [Efeitos da urbanização no uso e cobertura do solo e na temperatura de superfície da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé - Paraná](#). Acesso em: jun. de 2025.

LOPES, Tereza Lopes Farias. **Urbanização, desmatamento marginal e a matéria orgânica alóctone em ecossistemas lênticos**. Revista Brasileira de Gestão Ambiental, v. 15, n. 3, p. 1–11, 2009. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RBGA/article/view/7367>. Acesso em: mar. de 2025.

LUNGHI, Valentina. **O controle da qualidade da água inclui inúmeros parâmetros indicadores entre os quais a toxicidade, que mede o eventual efeito nocivo de determinada substância no organismo, ou numa subestrutura deste**. Revista Ambiente & Água, v. 15, n. 5, 2020. doi:10.4136/ambi-agua.2569. Acesso em: mar. de 2025.

NASCIMENTO, Maria S. D. A. et al. **Bactérias heterotróficas na avaliação da água para consumo humano em escolas públicas municipais rurais de ensino fundamental de um município de pequeno porte**. Biblioteca virtual em saúde.

2019. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/fiocruz/resource/pt/biblio-1482327>. Acesso em: nov. de 2025.

MAEDA, Karenine Sayuri. **O “colar de esmeraldas” da paisagem londrinense**. 2008. Mestrado em Paisagem e Ambiente - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.16.2008.tde-01102010-111039>. Acesso em: mar. de 2025.

MANOEL, Luana F.. **Aplicabilidade de análise toxicológica e nucleásica para o monitoramento do biopolimento de efluente de mineração**. 2009. 54 f. TCC (Curso de Ciências Biológicas) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2009. Acesso em: mar. de 2025.

CÂMARA MUNICIPAL DE LONDRINA. Conheça Londrina. Disponível em: <https://www.cml.pr.gov.br/cml/site/historia_londrina.xhtml>. Acesso em: nov. de 2025.

MARGALHO, Geovana C. **Análise físico-químicas e microbiológicas da água mineral comercializada em galões de 20 litros na cidade de Belém-Pará**. Society and Development. v. 10, n. 14. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i14.17294>. Acesso em: 15 de nov. de 2025.

MATSUMOTO, S. T.; MARIN- MORALES, M. A. **Mutagenic potential evaluation of the water of a river that receives tannery effluent using the Allium cepa test system**. Cytologia, Tokyo, v. 69, n. 4, p. 399–408, 2004. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/ef0d7e77-f718-40b5-b044-1ceb943f126>. Acesso em: mar. de 2025.

MCGEOCH, M. A. **The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators**. Biological Reviews, v. 73, n. 2, p. 181-201, 1998. DOI:<https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1997.tb00029.x>. Acesso em: mar. de 2025.

MENDES, C. F. et al. **Avaliação da toxicidade de efluentes domésticos tratados por bioensaios com sementes de Lactuca sativa**. Revista de Ciências Ambientais, v. 10, n. 2, p. 35–43, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.47385/tudoeciencia.40.2022>. Acesso em: mar. de 2025.

MERTEN, G. H; MINELLA, J. P. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura**. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável: Porto Alegre, v. 3, n. 4, out./dez. 2002, p. 33-38. Disponível em: https://www.emater.tche.br/docs/agroeco/revista/ano3_n4/artigo2.pdf. Acesso em: mar. de 2025.

MONTEIRO, Maria I.. **Tratamento de efluentes oleosos provenientes da indústria metal-mecânica e seu reúso**. Tese de Doutorado em Biotecnologia Industrial. Universidade de São Paulo. Lorena. 2006. Disponível em: [Tratamento de Efluentes Oleosos Provenientes da Indústria –](#). Acesso em: 15 de nov. de 2025.

MORAES, Danielle Serra de Lima; JORDÃO, Berenice Quinzani. **Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana**. Revista de Saúde Pública, v. 36, n. 3, p. 370–374, junho 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-89102002000300018>. Acesso em: jun. de 2025.

MORAIS FILHO, José Zucca. **O Assoreamento nos Lagos Igapó I e II na cidade de Londrina – PR.** 2014. 78 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina, 2014. Disponível em: [Assoreamento dos Lagos Igapó | PDF | Erosão | Água](#). Acesso em: mar. de 2025.

MORSCH, M. R. S.; MASCARÓ, J. J.; PANDOLFO, A. **Sustentabilidade urbana: recuperação dos rios como um dos princípios da infraestrutura verde.** Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 17, n. 4, p. 305–321, out./dez. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1678-86212017000400199>. Acesso em: mar. de 2025.

OLIVEIRA, Camila Silva De. **Lago Igapó II, Londrina (PR): natureza, história e afeto no campo do patrimônio cultural.** 2018. Mestrado em História e Fundamentos da Arquitetura e do Urbanismo - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. Disponível em: [Lago Igapó II, Londrina \(PR\): natureza, história e afeto no campo do patrimônio ...](#). Acesso em: mar. de 2025.

PARK, J.; et al. (2018) **Testing the toxicity of metals, phenol, effluents, and receiving waters by root elongation in Lactuca sativa L.** – Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 149, p. 225–232. Disponível em: [Testing the toxicity of metals, phenol, effluents, and receiving waters by root elongation in Lactuca sativa L - PubMed](#). Acesso em: mar. de 2025.

PEDUTO, Thais A. G.; JESUS, Tatiane A.; KOHATSU, Marcio Y.. **Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade.** Revista brasileira de ciência, tecn. e inova. (RBCTI). vol. 4. n.º2. Uberaba - MG. 2019. DOI: <https://doi.org/10.18554/rbcti.v4i2.3698>. Acesso em: nov. de 2025.

PEREIRA, Anne R., et al.. **Avaliação da qualidade da água superficial na área afetada por um lixão.** Revista Ambiente & Água, v. 10, n. 4, 2013. Disponível em: [Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um lixão](#). Acesso em: mar. de 2025.

PIRES, Carlos E. D. S. et al. Controle de qualidade microbiológica da água para consumo humano no Brasil; Revisão sistemática. DOI: [Microbiological quality control of water for human consumption in Brazil: systematic review | Research, Society and Development](#). Acesso em: nov. de 2025.

Ribo, J. M. Interlaboratory comparison studies of the luminescent bacteria toxicity bioassay. Environmental Toxicology and Water Quality, 1997, vol. 12, no. 4, pp. 283-294. Acesso em: mar. de 2025.

RODRIGUES, Luiz C. de A. *et al.* **Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com Lactuca sativa.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, n. 6, p. 669–677, 2013. [Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com Lactuca sativa](#). Acesso em: mar. de 2025

ROSEGHINI, Luiz A. P. **Fitotoxidez por fungicidas em soja e relação com a produtividade.** Trabalho de conclusão de curso de graduação em agronomia. Dourados. 2016. Disponível em: [FITOTOXIDEZ POR FUNGICIDAS EM SOJA E RELAÇÃO COM A PRODUTIVIDADE](#). Acesso em 15 de nov. de 2025.

SCHNEIDER, Letícia. **Análise da Influência dos óleos de engraxe no efluente líquido do processamento do couro.** Barcharel em Engenharia Química. Universidade Feevale. Novo Hamburgo, 2023. Disponível em: https://biblioteca.feevale.br/Vinculo2/000070/00007079.pdf?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 15 de nov. de 2025.

SILVA, C. A. **Consumo de Pescado Proveniente do Lago Igapó (Londrina/PR) por Pescadores Amadores** - Uma Eventual Exposição à Contaminação por Chumbo 59 f. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2017. Disponível em: [Consumo de pescado proveniente do Lago Igapó \(Londrina/PR\) por pescadores amadores: uma eventual exposição à contaminação por chumbo](#). Acesso em: mar. de 2025

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA- FILHO, E. C. **Princípios de Toxicologia Ambiental: conceitos e aplicações.** Rio de Janeiro: Interciência, 2013. 198 p. Disponível em: [\(PDF\) Princípios de Toxicologia Ambiental](#). Acesso em: mar. de 2025.

SOARES, E. M.; FERREIRA, R. L. **Avaliação da qualidade da água e a importância do saneamento básico no Brasil.** *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 13, n. 6, 2017. DOI: 10.22292/mas.v13i6.762. Disponível em: [Avaliação da qualidade da água e a importância do saneamento básico no Brasil | Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade](#).

Soares, Bianca D. S. Caracterização do pH, total de sólidos dissolvidos, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido no baixo rio Tarumã-Açu (Amazonas, Brasil). *Revista Presença Geográfica*. vol. 10. n. 1. 2023. Disponível em: <https://portal.amelica.org/amei/journal/274/2744784010/>. Acesso em: nov. de 2025.

SOUZA, F. P.; AZEVEDO, J. P. S. **Panorama das lagoas urbanas no Rio de Janeiro:** aspectos relevantes na gestão das Lagoas Rodrigo de Freitas, Araruama e Complexo Lagunar de Jacarepaguá. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 1, p. 197–204, jan./fev. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020147571>. Acesso em: mar. de 2025.

SOUZA, J. R. de et al. **A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos:** Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. *REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA*, Fortaleza, v. 8, n. 1, abr. 2014. ISSN 1982-5528. Disponível em: <http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/217>. Acesso em: mar. de 2025.

SOUZA, M. M. de; GASTALDINI, M. do C. C. **Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, p. 263-274, 2014. Disponível em: [Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos](#). Acesso em: mar. de 2025.

STADLER, L. J. **Genetic effects of X-rays in maize.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 14, p. 69-75, 1928. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.14.1.69>. Acesso em: mar. de 2025.

SZYNKOWSKA, M. I.; PAWLACZYK, A. **The influence of mercury content on the structural changes of bioindicator surfaces.** *Polish Journal of Chemical Technology*, v. 9, n. 4, p. 115–120, 2007. DOI: <https://doi.org/10.2478/v10026-007-0103-y>. Acesso em: mar. de 2025.

- TELES, Renan Meira. **Diagnóstico de Canais Fluviais em Torno de Infraestruturas de Sistemas Hídricos nos Lagos Igapó, Londrina, Paraná: Análise dos Impactos Ambientais**. 2024. Master Thesis - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, [s. l.], 2024. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/35414/1/diagnosticoambientallagosigapo.pdf>. Acesso em: jun. de 2025.
- Trautmann, N., Krasny, M. (1997). **Composting in the Classroom**. Scientific Inquiry for High School Students. Ed. Cornell University. Disponível em: [Composting in the Classroom: Scientific Inquiry for High School Students](#). Acesso em: mar. de 2025.
- TUCCI, Carlos E. M. **Gerenciamento da drenagem urbana**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 7, n. 1, p. 5–27, 2002. DOI:[Gerenciamento da Drenagem Urbana - ABRHidro - REVISTAS - RBRH](#). Acesso em: mar. de 2025.
- VANZELLA, T.P. **Efeitos genotóxicos e mutagênicos da fração solúvel do óleo diesel em uma espécie de peixe neotropical**. 2006. 90 f. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular) - Universidade Estadual de Londrina/PR, Londrina. 2006. Disponível em: <https://repositorio.uel.br/items/aced5737-900b-468a-b681-b14205ca79bd/full>. Acesso em: mar. de 2025.
- VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / UFMG, 2005. 211 p. Acesso em: mar. de 2025.
- WALTER, I.; MARTÍNEZ, F.; CALA, V. **Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses**. Environmental Pollution, v. 139, p. 507-514. 2006. Disponível em: [Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses - ScienceDirect](#). Acesso em: mar. de 2025.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda. Geneva: WHO, 2022. Disponível em: <https://iris.who.int/handle/10665/352532>. Acesso em: nov. de 2025.
- YOUNG, B. J. et al. **Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on Lactuca sativa**. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 76, p. 182-186, 2012. DOI: [Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on Lactuca sativa - ScienceDirect](#). Acesso em: mar. de 2025.
- ZANON, E. R.; ATEM, C. G.; PRADO JUNIOR, I. **Lago Igapó: expressões do urbanismo contemporâneo**. Livros Editora UniFil. [S.l.]. fev. 2021. Disponível em: http://periodicos.unifil.br/index.php/livros_unifil/article/view/1480. Acesso em: mar. de 2025.