

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Gabriela Dias Dezorzi

**CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR EFLUENTES E  
MICROPOLUENTES: EFEITOS TOXICOLÓGICOS SOBRE PEIXES DA  
ESPÉCIE *Cyprinus carpio***

Santa Maria, RS  
2021

Gabriela Dias Dezorzi

**CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR EFLUENTES E MICROPOLUENTES:  
EFEITOS TOXICOLÓGICOS SOBRE PEIXES DA ESPÉCIE *Cyprinus carpio***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Bárbara Estevão Clasen  
Coorientador: Prof. Dr. Tadeu Luis Tiecher

Santa Maria, RS  
2021

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Dezorzi, Gabriela Dias

Contaminação ambiental por efluentes e micropoluentes: efeitos toxicológicos sobre peixes da espécie *Cyprinus carpio* / Gabriela Dias Dezorzi.- 2021.

99 p.; 30 cm

Orientadora: Bárbara Estevão Clasen

Coorientador: Tadeu Luis Tiecher

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, RS, 2021

1. Esgotos 2. Metais 3. Agrotóxicos 4. Fármacos 5. Biomarcadores I. Estevão Clasen, Bárbara II. Luis Tiecher, Tadeu III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

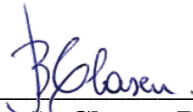
Declaro, GABRIELA DIAS DEZORZI, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

**Gabriela Dias Dezorzi**

**CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR EFLUENTES E MICROPOLUENTES:  
EFEITOS TOXICOLÓGICOS SOBRE PEIXES DA ESPÉCIE *Cyprinus carpio***

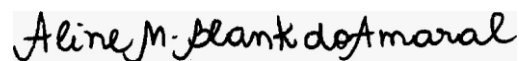
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

**Aprovada em 17 de dezembro de 2021.**



---

**Bárbara Estevão Clasen, Dra. (UFSM)**  
(Presidente/Orientadora)



---

**Aline Monique Blank do Amaral, Dra.**



---

**Ramiro Pereira Bisognin, Dr. (UERGS)**

## AGRADECIMENTOS

De todo o meu coração, à minha família, especialmente aos meus pais, por sempre estarem ao meu lado, vivenciando esta minha busca, abdicando de seu conforto e doando parte de sua existência para que este momento se tornasse realidade.

Ao Lucas, por apoiar sempre as minhas decisões, comemorar as minhas vitórias e me aguentar nos dias de desânimo.

À minha orientadora Bárbara E. Clasen, por toda a confiança, pela oportunidade, ensinamentos, incentivo, apoio e compreensão. E ao meu coorientador Tadeu L. Tiecher, pela disponibilidade em ajudar, por todo apoio e suporte nas idas a campo.

À Tamiris Storck e à Kelly Santos, não tenho palavras para agradecer por toda ajuda, explicação, correções, idas a campo e laboratório. Às meninas que me auxiliaram nos dias de coleta e laboratório, Andreli Piccoli e Ana Carolina Nedel.

Ao meu colega e amigo Yamil, pelo incentivo, sugestões, críticas e apoio de sempre.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEAmb), pelo ensino de qualidade

Ao Grupo de Pesquisa em Toxicologia Ambiental (GPTox).

Aos professores Elvis Carissimi, Delmira Wolff, Rutinéia Tassi e Daniel Allasia, pela parceria e empréstimos de materiais, reagentes e equipamentos.

À professora Vania Lucia Loro e ao LABTAQ (UFSM) pelo espaço para a realização das análises, pelos materiais, reagentes, instruções, apoio e suporte.

Ao Laboratório ENZITOX (UFSM), pelo empréstimo do leitor de placas.

Ao professor Renato Zanella do LARP (UFSM), ao professor Gustavo Brunetto e doutoranda Adriele Tassinari do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo (UFSM) pelo auxílio nas análises e suporte fornecido.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul e principalmente ao pessoal da Estação Experimental Agronômica, que me auxiliaram no primeiro experimento.

Aos membros da banca de defesa desta dissertação, Dr.<sup>a</sup> Aline M. B. do Amaral e Dr. Ramiro Pereira Bisognin (UERGS), pelas contribuições, sugestões e pela disponibilidade em avaliar este trabalho.

Ao Emir e ao pessoal da PROINFRA pelo corte da grama, auxílio e atenção.

À CEUA/UFSM pela autorização aos ensaios em peixes.

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

**Muito obrigada!**

## RESUMO

### CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR EFLUENTES E MICROPOLUENTES: EFEITOS TOXICOLÓGICOS SOBRE PEIXES DA ESPÉCIE *Cyprinus carpio*

AUTORA: Gabriela Dias Dezorzi  
ORIENTADORA: Bárbara Estevão Clasen  
COORDENADOR: Tadeu Luis Tiecher

A ausência de tratamento ou o tratamento ineficaz de efluentes é um dos maiores problemas sanitários brasileiros, visto que diversas substâncias potencialmente perigosas podem ser transportadas através destes, sendo constantemente descarregadas no meio ambiente. Nesse sentido, este estudo teve como objetivo determinar a influência da disposição final de efluentes domésticos e micropoluentes em solo na contaminação da Sanga Lagoão do Ouro na UFSM, utilizando peixes da espécie *Cyprinus carpio*. Para isso, no dia 07 de abril (outono) e 20 de julho (inverno) de 2021 foram realizadas coletas de água superficial do recurso hídrico que recebe o efluente doméstico (P1, P2, P3), assim como do efluente lançado pelas fontes pontuais de lançamento (P4, P5, P6, P7). Foram determinadas as características físico-químicas e microbiológicas, bem como os teores de metais nas amostras de água superficial e efluente e ainda as concentrações de fármacos e agrotóxicos nas amostras de água superficial. Posteriormente, a espécie *Cyprinus carpio* foi exposta a amostras da primeira coleta de água superficial e após 3, 7 e 10 dias de exposição em laboratório, foram avaliados parâmetros bioquímicos e toxicológicos através da atividade da catalase (CAT) e glutatona S-transferase (GST) em fígado e a atividade da acetilcolinesterase (AChE) em cérebro e músculo. Ainda, foi analisado o potencial dano oxidativo, com a determinação dos níveis de peroxidação lipídica e carbonilação de proteínas em intestino, brânquias, fígado, cérebro e músculo. Foi evidenciada a não conformidade do lançamento de efluentes de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, bem como a baixa qualidade das águas do recurso hídrico (águas doces Classe 4). A presença de metais no efluente e na água superficial indicam que há introdução destes compostos no ambiente aquático em virtude da ação antrópica. Foram detectados 11 agrotóxicos e 11 fármacos nas amostras de água superficial. Os agrotóxicos estão relacionados com a existência de lavouras de arroz irrigado, soja, milho e trigo em áreas próximas, enquanto que os fármacos estão associados com o descarte inadequado de medicamentos e com o lançamento de efluentes domésticos e hospitalares. Os contaminantes detectados neste estudo alteraram os parâmetros bioquímicos dos peixes, ocasionando estresse e dano oxidativo evidenciados pela ativação do sistema de defesa antioxidante e ocorrência de peroxidação lipídica e formação de proteína carbonil em todos os tecidos analisados, sendo que os maiores danos ocorreram nos organismos expostos a amostras coletadas em P2 (músculo, intestino, brânquias e fígado) e P3 (cérebro, músculo e brânquias). Com estes resultados, pode-se concluir que o lançamento de efluentes em solo e posterior escoamento até o recurso hídrico tem contribuído para a contaminação e toxicidade do mesmo. Desta forma, a utilização da espécie *Cyprinus carpio* como bioindicador se mostrou eficiente, indicando que medidas para a melhoria dos sistemas de tratamento e destinação de efluentes líquidos da UFSM devem ser buscadas, visando a proteção do ambiente aquático e da saúde humana.

**Palavras-chave:** Esgotos. Metais. Agrotóxicos. Fármacos. Biomarcadores.

## ABSTRACT

### ENVIRONMENTAL CONTAMINATION BY EFFLUENTS AND MICROPOLLUENTS: TOXICOLOGICAL EFFECTS ON *Cyprinus carpio*

AUTHOR: Gabriela Dias Dezorzi  
ADVISOR: Bárbara Estevão Clasen  
COADVISOR: Tadeu Luis Tiecher

The absence of treatment or the ineffective treatment of effluents is one of the biggest sanitary problems in Brazil, since several potentially dangerous substances can be transported through them, being constantly discharged into the environment. In this sense, this study aimed to determine the influence of the final disposal of domestic effluents and micropollutants on the contamination of Sanga Lagoão do Ouro at UFSM, using *Cyprinus carpio*. For this, on April 7 (autumn) and July 20 (winter) 2021, surface water samples were collected from the water resource that receives effluent (P1, P2, P3) and from the effluent points (P4, P5, P6, P7). The physicochemical and microbiological characteristics were determined, as well as the metal contents in the surface water and effluent samples, and the concentrations of drugs and pesticides in the surface water samples. Subsequently, *Cyprinus carpio* was exposed to samples from the first surface water collection and after 3, 7 and 10 days of exposure in the laboratory, biochemical and toxicological parameters were evaluated through the activity of catalase (CAT) and glutathione S-transferase (GST) in liver and acetylcholinesterase (AChE) activity in brain and muscle. Moreover, the potential oxidative damage was analyzed, with the determination of the levels of lipid peroxidation and protein carbonylation in intestine, gills, liver, brain and muscle. Non-conformity of effluent discharge was evidenced in accordance with CONAMA Resolution No. 357/2005, as well as the low quality of the water resource (Class 4). The presence of metals in the effluent and surface water indicate that these compounds are introduced into the aquatic environment due to human action. Eleven pesticides and also eleven pharmaceuticals were detected in surface water samples. Pesticides are related to the existence of irrigated rice, soy, corn and wheat crops in nearby areas, while pharmaceuticals are associated with the inadequate disposal of medicines and the release of domestic and hospital effluents. The contaminants detected in this study changed the biochemical parameters of fish, causing stress and oxidative damage evidenced by the activation of the antioxidant defense system and the occurrence of lipid peroxidation and protein carbonyl formation in all tissues analyzed, with the greatest damage occurring in the exposed organisms to samples collected in P2 (muscle, intestine, gills and liver) and P3 (brain, muscle and gills). With these results, it can be concluded that the release of effluents into the soil and subsequent runoff to the water resource has contributed to its contamination and toxicity. Thus, the use of *Cyprinus carpio* as a bioindicator proved to be efficient, indicating that measures for the improvement of UFSM's liquid effluent treatment and disposal systems should be pursued, aiming to protect the aquatic environment and human health.

**Keywords:** Sewage. Metals. Pesticides. Pharmaceuticals. Biomarkers.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Localização geográfica da Sanga Lagoão do Ouro, Casa do Estudante Universitário (CEU), Biblioteca Central (BC) e Restaurante Universitário (RU) na UFSM, Santa Maria/RS, Brasil. .... 32
- Figura 2 – Localização e sentido do escoamento das fontes pontuais (FP) de lançamento de efluentes (vermelho), bem como pontos de amostragem de efluente (verde) e água superficial (azul) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS). .... 33
- Figura 3 – Fontes pontuais de lançamento de efluentes: FP32 (a), FP31 (b), FP31A (c) e Canal de Drenagem (d), Campus Camobi, UFSM, Santa Maria/RS. .... 34
- Figura 4 – Peroxidação lipídica (a) e proteínas carboniladas (b) em intestino na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias. .... 59
- Figura 5 – Peroxidação lipídica (a) e proteínas carboniladas (b) em brânquias na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias. .... 59
- Figura 6 – Atividade da catalase (a), glutathione S-transferase (b), peroxidação lipídica (c) e proteínas carboniladas (d) em fígado na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias. .... 62
- Figura 7 – Atividade da acetilcolinesterase (a), peroxidação lipídica (b) e proteínas carboniladas (c) em cérebro na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias. .... 65
- Figura 8 – Atividade da acetilcolinesterase (a), peroxidação lipídica (b) e proteínas carboniladas (d) em cérebro na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias. .... 66



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Níveis de atendimento e tratamento de esgoto dos municípios brasileiros participantes do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), segundo macrorregião geográfica.....	17
Tabela 2 – Resultados das análises dos parâmetros de qualidade para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS), bem como para as amostras de efluente (P4, P5, P6, P7) das coletas realizadas em abril e julho de 2021.....	40
Tabela 3 – Classificação dos cursos d’água conforme os usos preponderantes segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 e concentração máxima permitida para cada parâmetro. ....	41
Tabela 4 – Resultados dos teores totais de metais para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS), bem como para as amostras de efluente (P4, P5, P6, P7) das coletas realizadas em abril e julho de 2021.....	45
Tabela 5 – Parâmetros para o lançamento de efluentes contemplados pela Portaria FEPAM nº 68, de 08 de julho de 2019, conforme as faixas de vazão. ....	46
Tabela 6 – Resultados dos valores de vazão para as amostras de efluente (P4, P5, P6, P7) das coletas realizadas em abril e julho de 2021. ....	46
Tabela 7 – Resultados das concentrações de resíduos de agrotóxicos para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS). ....	50
Tabela 8 – Resultados das concentrações de resíduos de fármacos para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS). ....	54

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Principais parâmetros para análise de qualidade de água superficial, de acordo com Jordão e Pessoa (2011) e Von Sperling (2014). .....	19
Quadro 2 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos utilizados para a caracterização de efluente e da água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS). .....	36
Quadro 3 – Análises e metodologias utilizadas para a espécie <i>Cyprinus carpio</i> expostas por 3, 7 e 10 dias na água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS). .....	38

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	14
2.1	OBJETIVO GERAL .....	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	15
3.1	GERAÇÃO E TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	15
3.2	QUALIDADE DE ÁGUA E LANÇAMENTO DE EFLUENTES .....	17
3.3	DINÂMICA DOS MICROPOLUENTES NO MEIO AMBIENTE .....	20
<b>3.3.1</b>	<b>Contaminação da água por micropoluentes</b> .....	20
<b>3.3.2</b>	<b>Desequilíbrio no ambiente aquático</b> .....	24
<b>3.3.3</b>	<b>Efeitos na saúde humana</b> .....	26
3.4	ECOTOXICOLOGIA .....	27
<b>3.4.1</b>	<b>Bioindicadores</b> .....	28
<b>3.4.2</b>	<b>Biomarcadores</b> .....	29
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	32
4.1	ASPECTOS GERAIS DA ÁREA DE ESTUDO .....	32
4.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	35
<b>4.2.1</b>	<b>Amostragem de água e efluente</b> .....	35
<b>4.2.2</b>	<b>Análises físico-químicas e microbiológicas</b> .....	36
<b>4.2.3</b>	<b>Análises de micropoluentes</b> .....	36
<b>4.2.4</b>	<b>Condições de exposição da espécie <i>Cyprinus carpio</i> à água superficial</b> .....	37
<b>4.2.5</b>	<b>Avaliações bioquímicas</b> .....	38
4.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	38
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	39
5.1	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS E DE METAIS .....	39
5.2	ANÁLISE DA PRESENÇA DE AGROTÓXICOS .....	49
5.3	ANÁLISE DA PRESENÇA DE FÁRMACOS .....	53
5.4	AVALIAÇÕES BIOQUÍMICAS .....	57
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	69
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	71
	<b>APÊNDICE A – COMPOSTOS ANALISADOS EM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL (P1, P2, P3) DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA</b>	

MARIA/RS, NO LABORATÓRIO DE ANÁLISE DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS (LARP) – AGROTÓXICOS.....	93
APÊNDICE B – COMPOSTOS ANALISADOS EM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL (P1, P2, P3) DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA/RS, NO LABORATÓRIO DE ANÁLISE DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS (LARP) – FÁRMACOS E HORMÔNIOS.....	94
APÊNDICE C – RESULTADOS DAS AVALIAÇÕES BIOQUÍMICAS, EXPRESSAS EM MÉDIA, REALIZADAS EM <i>Cyprinus carpio</i> EXPOSTOS DURANTE 3, 7 E 10 DIAS NA ÁGUA SUPERFICIAL DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA/RS.....	95
APÊNDICE D – RESULTADOS DA CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA, METAIS, FÁRMACOS, AGROTÓXICOS E BIOMARCADORES EM <i>Cyprinus carpio</i> .....	96

## 1 INTRODUÇÃO

De acordo com o diagnóstico do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2019a), a população urbana que é atendida por redes de esgotamento sanitário aproxima-se de 105,5 milhões de habitantes e o índice médio de atendimento é de 60,9% nas áreas urbanas das cidades brasileiras. Em relação ao tratamento de esgoto no país, o índice médio se estima em 46,3% para os esgotos gerados e 74,5% para os esgotos coletados. Destaca-se que no período entre 2017 e 2018, o volume de esgotos tratados sofreu um incremento de 2,9%, passando de 4,18 bilhões de m<sup>3</sup> para 4,30 bilhões de m<sup>3</sup>, respectivamente. Mesmo com esse aumento de coleta e tratamento de esgoto, a ausência de sistema de esgotamento sanitário ou de destinação correta do efluente gerado, tanto nas áreas urbanas quanto nas áreas rurais, ainda é um dos maiores problemas brasileiros, ainda que exista no país a compreensão de que o tratamento e o destino final dos efluentes tem conexão com a qualidade da água, bem como com o meio ambiente e seus benefícios (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2015).

Nesse sentido, diversas substâncias potencialmente perigosas podem ser transportadas através de efluentes, como fármacos, agrotóxicos, hidrocarbonetos, metais pesados (MOLOI *et al.*, 2019), entre outros, sendo constantemente descarregados no meio ambiente. Algumas consequências da presença destes produtos no meio aquático são os efeitos nocivos à comunidade aquática, a possível biomagnificação a partir do consumo dos animais expostos aos contaminantes (RICHARDSON; TERNES, 2018), a redução dos níveis de oxigênio e a proliferação de algas e plantas aquáticas (SILVA *et al.*, 2019). Além disso, com o efeito decorrente do lançamento de efluentes não tratados ou parcialmente tratados, acentua-se o surgimento de doenças de veiculação hídrica (MACHADO *et al.*, 2016a).

Nesse contexto, a realização de estudos para detecção, compreensão e monitoramento de efluentes sem tratamento ou oriundos de estações de tratamento ineficazes tem aumentado gradativamente, configurando-se como uma grande preocupação ambiental, visto que as substâncias presentes nos efluentes podem causar efeitos deletérios aos organismos, impactando diretamente a biota do local. Desta forma, a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005) foi instituída visando dirimir os problemas relacionados à presença de efluentes em recursos hídricos, além de propor a classificação destes considerando a qualidade das águas superficiais. Em 2019, a Portaria FEPAM nº 68 foi criada para definir os critérios de disposição final de efluentes líquidos

sanitários e industriais em solo no Estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2019).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 ainda determina que sejam efetuados ensaios toxicológicos ou ecotoxicológicos para avaliar possíveis interações entre as substâncias, bem como para investigar contaminantes não listados, mas que podem causar danos aos seres vivos (BRASIL, 2005). Desta forma, organismos bioindicadores são utilizados para a realização dos ensaios, visto que conseguem se adaptar para sobreviver, se reproduzir e realizar relações ecológicas. De acordo com Lijteroff, Lima e Prieri (2009), bioindicadores são indivíduos ou comunidades que fornecem informações sobre a condição de um ecossistema, demonstrando a presença de alterações ambientais. Algumas espécies de peixes, como *Cyprinus carpio*, servem como bons bioindicadores de poluição ambiental, devido principalmente à sua alta tolerância ao estresse ambiental (MAIZTEGUI *et al.*, 2016), crescimento rápido, alta fecundidade e maturação sexual precoce (VILIZZI; COPP, 2017). Além disso, para a realização da avaliação da qualidade da água em ambientes aquáticos, os parâmetros bioquímicos em peixes são frequentemente determinados através da análise de biomarcadores (MARTINEZ, 2006).

Por sua vez, os biomarcadores se relacionam com o metabolismo, desintoxicação e/ou a toxicidade provocada por algum poluente ou mistura de poluentes. Por meio da análise de biomarcadores, quando as alterações nos organismos são detectadas com antecedência, a identificação dos problemas pode ser possível antes que o ambiente como um todo seja afetado (BUCHELI; FENT, 1995). Sendo assim, dentre os biomarcadores mais utilizados encontram-se os de estresse oxidativo (através da geração de espécies reativas de oxigênio - ERO) e avaliação das enzimas antioxidantes (que agem em defesa do organismo) (BARBOSA *et al.*, 2010).

Como a espécie *Cyprinus carpio* é amplamente consumida pela população brasileira, os efeitos causados pela contaminação ambiental evidenciados pelos biomarcadores são de grande interesse para a pesquisa e para a saúde pública, visto que o consumo destes pode resultar em danos futuros à saúde humana. Além disso, áreas com aumento populacional e crescente geração de resíduos e efluentes merecem maior atenção, uma vez que podem conter diversos contaminantes, como fármacos, metais tóxicos e agrotóxicos.

Nesse sentido, em razão do crescimento populacional acelerado e da ampliação da estrutura física da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), *Campus Camobi*, os sistemas de tratamento de efluentes da Instituição encontram-se subdimensionados e obsoletos ao efetivo consumo de água e geração de efluentes líquidos.

Outros estudos efetuados por Moreira (2005), Marion (2009), Reckziegel (2012), Araújo (2013) e Lisbôa (2017) já investigaram alguns aspectos ambientais dentro do *Campus* da UFSM, como águas superficiais, águas subterrâneas e impactos no solo e em plantas. Logo, neste estudo propõe-se ampliar a investigação dos efeitos deletérios dos despejos de efluentes na área do *Campus*. No entanto, faz-se necessário avaliações ecotoxicológicas em peixes, visando a observação dos impactos sobre estes devido o lançamento dos efluentes no solo e seu decorrente escoamento para o recurso hídrico.

Nesse contexto, esta pesquisa teve como objetivo a determinação da influência da disposição final de efluentes domésticos em solo na contaminação de um recurso hídrico na UFSM por meio da avaliação do efeito ecotoxicológico em peixes da espécie *Cyprinus carpio*. Esta pesquisa justifica-se pela importância do monitoramento do lançamento de efluentes líquidos na área, bem como da investigação do risco de contaminação, para a preservação do meio ambiente e proteção da saúde humana e animal. Além disso, poderá contribuir para o entendimento de que soluções mais adequadas para o tratamento de efluentes líquidos da UFSM devem ser buscadas.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Determinar a influência da disposição final de efluentes domésticos e micropoluentes em solo na contaminação da Sanga Lagoão do Ouro na UFSM, utilizando peixes da espécie *Cyprinus carpio*.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Determinar as características físico-químicas e microbiológicas da água superficial e do efluente;
- b) Classificar e enquadrar os pontos de coleta de água superficial de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005;
- c) Determinar os teores totais de metais na água superficial e no efluente;
- d) Identificar a presença de fármacos e agrotóxicos na água superficial;
- e) Expor a espécie *Cyprinus carpio* em água superficial e determinar:
  - A atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) em cérebro e músculo;
  - A atividade das enzimas catalase (CAT) e glutathione S-transferase (GST) em fígado;
  - O possível dano oxidativo através da determinação da peroxidação lipídica (TBARS) e carbonilação de proteínas (CP) em intestino, brânquias, fígado, cérebro e músculo.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 GERAÇÃO E TRATAMENTO DE EFLUENTES

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011, efluente é o termo utilizado para os despejos líquidos oriundos de diversos processos ou atividades e esgoto sanitário refere-se à denominação genérica para despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, os quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos (BRASIL, 2011). Por sua vez, a Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) nº 355/2017 traz a definição de efluentes sanitários como sendo o despejo resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas; e efluentes industriais são os despejos resultantes de qualquer atividade produtiva, oriunda prioritariamente de áreas de transformação de matérias primas em produtos acabados (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

Observa-se, desde o início da década de 70, uma gradativa preocupação em relação aos efluentes produzidos pela ação humana em todo o mundo. O crescimento da geração desses efluentes pode ser justificado principalmente pelo aumento da urbanização, além do rápido desenvolvimento industrial, tecnológico e agrícola, e decorrente lançamento de esgoto sanitário e resíduos domésticos, quando não destinados adequadamente, em recursos hídricos e no solo.

Em todo o mundo, mais de 80% dos efluentes gerados retornam ao meio ambiente sem serem tratados. Por sua vez, a parte tratada é geralmente liberada em corpos receptores, enquanto o lodo e outros resíduos sólidos são enviados para aterros sanitários (UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2017). Em média, os países de alta renda tratam cerca de 70% do esgoto sanitário que geram. Essa proporção cai para 38% nos países de renda média alta e para 28% nos países de renda média baixa. Nos países de baixa renda, apenas 8% são submetidos a qualquer tipo de tratamento (UNITED NATIONS-WATER, 2015). Na Europa, 71% dos efluentes domésticos e industriais gerados são submetidos a tratamento, enquanto que apenas 20% são tratados nos países da América Latina e 51% no Oriente Médio e Norte da África (SATO *et al.*, 2013).

Os dados sobre coleta e tratamento de efluentes são escassos, principalmente (mas não apenas) nos países em desenvolvimento. De acordo com Sato *et al.* (2013), apenas 55 dos 181 países analisados tinham informações confiáveis sobre geração, tratamento e uso de esgoto sanitário, 69 países possuíam dados sobre um ou dois aspectos e 57 países não possuíam informações.

Em relação a África, um dos principais desafios relacionados aos efluentes é a falta de infraestrutura para coleta e tratamento, o que resulta na poluição de águas superficiais e subterrâneas. As cidades africanas estão crescendo rapidamente, e seus atuais sistemas de gerenciamento de água não conseguem acompanhar a demanda crescente. Nos Estados Árabes, durante o ano de 2013, 71% dos efluentes coletados foram tratados com segurança, sendo 46% em tratamento secundário e 23% em tratamento terciário (WWAP, 2017).

Na região da Ásia e do Pacífico, há uma mudança crescente na percepção da população quanto ao esgotamento sanitário como um produto desagradável e aos poucos está sendo reconhecido como um potencial recurso para diferentes setores. Entretanto, cerca de 80 a 90% de todos os efluentes gerados ainda são liberados sem tratamento, poluindo os recursos hídricos subterrâneos e superficiais, bem como os ecossistemas costeiros (UNESCAP, 2010). A porcentagem de liberação de efluentes sem tratamento foi estimada em 77% na Tailândia (2012), 82% no Paquistão (2011), 84% na Armênia (2011) e 81% no Vietnã (2012) (UNESCAP, 2015).

O nível de acesso ao saneamento básico na região da Europa e da América do Norte é relativamente alto (95%) e os níveis de tratamento de efluentes melhoraram nos últimos 15 a 20 anos. Porém, volumes significativos ainda são coletados e descartados sem tratamento, principalmente na Europa Oriental. Quanto a América Latina e Caribe, a cobertura do tratamento de efluentes quase dobrou desde o final dos anos 90, principalmente pela melhoria da situação financeira de muitos prestadores de serviços e pelo forte crescimento socioeconômico da região na última década (WWAP, 2017).

No Brasil, em termos de esgotamento sanitário, o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2019a) evidencia a quantidade de redes de coleta de esgoto existentes, sendo 325,6 mil quilômetros de redes para coleta, às quais se conectam a 32,5 milhões de ligações de esgotos. Ainda, juntamente com o SNIS 2018 (BRASIL, 2019b), o SNIS 2019 (BRASIL, 2019a) apresenta um panorama quanto aos índices de atendimento com rede de coleta e tratamento de esgoto para todas as regiões do país. A Tabela 1 mostra este panorama.

É possível perceber que em 2018, o índice de atendimento total com rede de esgotos é de 53,2% e o índice de atendimento urbano com rede de esgotos é de 60,9%, mostrando um crescimento quando comparados ao ano de 2017. Quanto às macrorregiões, o índice de atendimento total e na área urbana apresentam os maiores crescimentos no Sul e no Nordeste. Somente a região Centro-Oeste apresentou redução de atendimento com rede de esgotos em ambos os anos (BRASIL, 2019a).

Tabela 1 – Níveis de atendimento e tratamento de esgoto dos municípios brasileiros participantes do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), segundo macrorregião geográfica.

Macrorregião	Índice de atendimento com rede (%)				Índice de tratamento dos esgotos (%)			
	Coleta de esgotos 2017		Coleta de esgotos 2018		Esgotos gerados 2017		Esgotos gerados 2018	
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total	Total	Total
Norte	10,2	13,0	10,5	13,3	22,6	21,7	84,6	83,4
Nordeste	26,9	34,8	28,0	36,3	34,7	36,2	80,8	83,6
Sudeste	78,6	83,2	79,2	83,7	50,4	50,1	67,3	67,5
Sul	43,9	50,6	45,2	51,9	44,9	45,4	93,3	95,0
Centro-Oeste	53,9	59,5	52,9	58,2	52,0	53,9	92,6	93,8
<b>Brasil</b>	<b>52,4</b>	<b>60,2</b>	<b>53,2</b>	<b>60,9</b>	<b>46,0</b>	<b>46,3</b>	<b>73,7</b>	<b>74,5</b>

Fonte: Adaptado de Brasil (2019a) e Brasil (2019b).

Quanto ao índice de tratamento de esgotos, observa-se que 46,3% dos esgotos gerados tiveram tratamento em 2018. Em relação ao índice médio de tratamento de esgotos coletados, que se refere à parcela do volume de esgotos tratados em relação ao volume de esgotos coletados, em 2018 foi igual a 74,5%, tendo aumentado em comparação a 2017. Na comparação dos índices de tratamento de esgotos gerados, o Centro-Oeste e o Nordeste apresentaram crescimento em relação a 2017. Em contrapartida, houve uma redução nas macrorregiões Norte e Sudeste. Quanto ao índice de tratamento de esgotos coletados, o Norte apresenta redução e as demais macrorregiões aumentaram este índice (BRASIL, 2019a).

Nesse contexto, resume-se a importância de medidas de prevenção da contaminação dos recursos hídricos, visto que ações corretivas para limpeza e remediação de locais contaminados são, geralmente, muito mais caras do que medidas para impedir que o dano ocorra. Desta forma, abordagens para o controle, prevenção e minimização de esgoto sanitário devem ter prioridade, sempre que possível. Para que isso aconteça, é necessário que haja um ambiente propício, com políticas de apoio ativamente implementadas, incluindo a aplicação de regulamentos, legislações, normas e penalidades. Sendo assim, o monitoramento das descargas de efluentes no meio ambiente e na qualidade da água também são de fundamental importância para alcançar o progresso (WWAP, 2017).

### 3.2 QUALIDADE DE ÁGUA E LANÇAMENTO DE EFLUENTES

Em relação às normas ambientais brasileiras sobre qualidade de água e lançamento de efluentes, destacam-se a Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Resolução CONAMA nº 430/2011, em âmbito nacional. Enquanto a primeira dispõe sobre a classificação dos corpos

d'água e define critérios de enquadramento de acordo com o uso da água (BRASIL, 2005), a segunda dispõe sobre condições, parâmetros, diretrizes e padrões para o lançamento de efluentes, (BRASIL, 2011), complementando este quesito, também presente na CONAMA nº 357/2005.

No âmbito estadual, evidencia-se a Resolução CONSEMA nº 355/2017, que revoga a Resolução nº 128/2006 e dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem efluentes em águas superficiais no Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Em 2019, foi criada a Portaria FEPAM nº 68/2019 (RIO GRANDE DO SUL, 2019) para sanar a necessidade de uma legislação que regulamentasse a disposição de efluentes em solo, visto que as demais leis, normas e resoluções existentes, tanto federal quanto estadual, são voltadas para a disposição de efluentes em recursos hídricos. Nessa Portaria, os limites de substâncias e contaminantes a serem lançados em solo devem atender diversos padrões de qualidade conforme a faixa de vazão do efluente.

Diversos estudos referentes a qualidade da água são realizados mundialmente, como o realizado por Yunus *et al.* (2020), com a finalidade de avaliar a melhoria da qualidade da água superficial durante o período de quarentena da pandemia do coronavírus (COVID-19), no lago Vembanad, maior lago de água doce da Índia. Em outro estudo realizado, Acuña-Alonso *et al.* (2020), avaliaram a qualidade da água em três reservatórios na Espanha através da aplicação de índices de qualidade da água. Nong *et al.* (2020) analisaram a qualidade da água em um dos projetos de desvio de água mais importantes da China, onde 16 parâmetros foram avaliados.

No Brasil, Paula Filho *et al.* (2020) avaliaram a qualidade da água e o estado trófico do delta do rio Parnaíba, no nordeste brasileiro, sob diferentes condições hidrológicas. Portal *et al.* (2019) realizaram análises físico-químicas e avaliaram parâmetros bacteriológicos e resíduos de agrotóxicos em amostras de água coletadas de poços no Rio de Janeiro. Thompson *et al.* (2019) avaliaram os graves impactos da falha da barragem de Brumadinho (Minas Gerais) na qualidade da água do rio Paraopeba. Mello *et al.* (2018) avaliaram a cobertura florestal como um indicador da saúde dos riachos em bacias hidrográficas agrícolas tropicais, onde foram coletadas amostras de água para obter diversos parâmetros de qualidade.

Jordão e Pessoa (2011) definem parâmetros de qualidade como grandezas que indicam características da água, de esgotos e de recursos hídricos, quaisquer que sejam. Salienta-se que estes parâmetros podem ser físicos, químicos ou (micro)biológicos e a legislação ambiental atua como base quando a avaliação destes parâmetros é planejada. Desta forma, torna-se necessário o conhecimento da qualidade do efluente, bem como do corpo receptor onde será lançado, para que ambos estejam de acordo com as diretrizes dispostas em legislação. Na Resolução

CONAMA nº 357/2005 estão apresentados mais de 70 parâmetros de qualidade de água. Entretanto, neste item serão apresentados apenas os parâmetros que foram analisados no presente estudo (Quadro 1).

Quadro 1 – Principais parâmetros para análise de qualidade de água superficial, de acordo com Jordão e Pessoa (2011) e Von Sperling (2014).

PARÂMETROS	CARACTERÍSTICAS
<b>Temperatura</b>	Medida da intensidade de calor. Elevações da temperatura aumentam a taxa das reações físicas, químicas e biológicas, diminuem a solubilidade de gases e aumentam a taxa de transferência destes. Faixa ideal para atividade biológica de 25 a 35°C.
<b>Sólidos Totais (ST)</b>	É o conteúdo total de sólidos em uma amostra. É a matéria que permanece como resíduo após a evaporação a 103°C. Sólidos suspensos + Sólidos dissolvidos.
<b>Sólidos Suspensos Totais (SST)</b>	São os sólidos que ficam retidos quando um volume da amostra é filtrado através de uma membrana filtrante, geralmente filtro de fibra de vidro com poro igual a 1,2 µm.
<b>Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)</b>	É a fração que passa pelo filtro. Pode ser obtida pela diferença entre os valores de sólidos totais e sólidos em suspensão.
<b>pH</b>	Representa a concentração de íons hidrogênio H <sup>+</sup> , dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade.
<b>Dureza Total</b>	É a concentração de cátions multimetálicos em solução. Os cátions mais frequentemente associados à dureza são os cátions bivalentes Ca <sup>2+</sup> e Mg <sup>2+</sup> . Pode ter origem pela dissolução de minerais contendo cálcio e magnésio, entretanto, sua origem antropogênica é causada por despejos industriais.
<b>Condutividade Elétrica (CE)</b>	É a capacidade da água de conduzir corrente elétrica e depende da concentração dos íons presentes na solução.
<b>Oxigênio dissolvido (OD)</b>	É o parâmetro de melhor caracterização da qualidade de um recurso hídrico. É fundamental para a respiração dos microrganismos aeróbios que realizam a degradação da matéria orgânica. Com OD em torno de 4-5mg L <sup>-1</sup> morrem os peixes mais exigentes; com OD igual a 2 mg L <sup>-1</sup> praticamente todos os peixes estão mortos; com OD igual a 0 mg L <sup>-1</sup> tem-se condições de anaerobiose.
<b>Demanda química de oxigênio (DQO)</b>	Quantidade de oxigênio necessário para oxidar a fração orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida. O valor obtido indica o quanto de oxigênio um determinado efluente líquido consumiria de um corpo receptor após o seu lançamento, se fosse possível mineralizar toda a matéria orgânica presente. Altos valores de DQO podem indicar um alto potencial poluidor.
<b>Nitrogênio (N)</b>	Principal lançamento através de esgotos sanitários e despejos industriais. Em grande quantidade e associado a nutrientes, como o fósforo, causam crescimento excessivo das algas (eutrofização), que pode vir a prejudicar o abastecimento público, recreação e a vida aquática. Por outro lado, é indispensável para o crescimento de microrganismos responsáveis pelo tratamento do esgoto.
<b>Fósforo (P)</b>	O fósforo está presente nos esgotos sob forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Assim como o N, seu excesso em corpos d'água gera eutrofização.
<b>Coliformes Totais (CT)</b>	São bactérias indicadoras de poluição humana, sendo associadas à matéria fecal. Entretanto, também podem se desenvolver em vegetação, no solo e serem carreadas com água de lavagem. O esgoto bruto contém cerca de 10 <sup>6</sup> a 10 <sup>9</sup> NMP/100mL de CT, ou cerca de 10 <sup>9</sup> a 10 <sup>12</sup> org/hab.dia.
<b><i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)</b>	É o único coliforme que se desenvolve apenas na flora intestinal dos animais de sangue quente, sendo um indicador exclusivo da contaminação fecal. O esgoto bruto contém cerca de 10 <sup>9</sup> EC/g. fezes.

Fonte: Adaptado de Jordão; Pessoa (2011) e Von Sperling (2014).

É importante destacar a capacidade de autodepuração dos corpos receptores, que de acordo com Von Sperling (2014), refere-se ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático,

após as alterações induzidas pelos despejos. Desta forma, configura-se como um mecanismo natural para a melhoria das condições do corpo d'água, podendo a água ser considerada depurada quando as suas características não sejam mais conflitantes com o seu uso previsto nos trechos de curso d'água. Portanto, quando um efluente é descarregado no recurso hídrico, é necessário observar que a água à jusante do lançamento possuirá características de ambos os constituintes: do corpo receptor e do efluente lançado. Em vista disso, para a realização de uma avaliação de qualidade da água, as novas características devem ser analisadas, principalmente no que tange aos parâmetros avaliativos.

Ainda assim, os problemas referentes a qualidade da água perduram tanto em países desenvolvidos quanto nos países em desenvolvimento e incluem a extinção de recursos hídricos de qualidade inalterada, as consequências associadas a alterações na hidromorfologia, o aumento de poluentes emergentes e a dispersão de espécies invasoras (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2018), dentre outros. Além disso, a má qualidade prejudica diretamente as pessoas que dependem dessas fontes como principal suprimento (WWAP, 2019) e os organismos aquáticos, principalmente peixes.

### 3.3 DINÂMICA DOS MICROPOLUENTES NO MEIO AMBIENTE

Os impactos gerados pelo lançamento de efluentes de forma inadequada em corpos receptores são inevitáveis, tendo em vista que estas substâncias modificam as propriedades naturais do meio, provocando assim a sua contaminação. Devido ao lançamento destes efluentes, ocorrem diversas alterações no ambiente, como a redução do oxigênio, aporte na contribuição de sólidos, nutrientes e microrganismos patogênicos (CRIZEL; LARA, 2020), refletindo no ecossistema, na capacidade de autodepuração do corpo d'água (SANTIAGO *et al.*, 2020) e na saúde pública da população. Sendo assim, neste tópico serão destacados a dinâmica dos micropoluentes, o desequilíbrio no ambiente aquático (especificamente em peixes) e os efeitos nocivos para a saúde humana.

#### 3.3.1 Contaminação da água por micropoluentes

##### a) **Agrotóxicos**

Existem diversas maneiras de os agrotóxicos atingirem e contaminarem as águas superficiais. Através do processo de volatilização, que faz parte do ciclo hidrológico, os

agrotóxicos utilizados para a agricultura podem ser transportados a longas distâncias, principalmente agrotóxicos que são aplicados por pulverização. Estes, são volatilizados, condensados na atmosfera, transportados e precipitados com a chuva, contaminando vastas áreas incluindo rios e lagos (GLINSKI *et al.*, 2018). Além disso, nos locais em que os agrotóxicos foram aplicados, a água da chuva pode favorecer a remoção gradual dos agroquímicos do solo do campo para vários ambientes aquáticos, afetando os organismos (JÜRGENS *et al.*, 2016).

O movimento de agrotóxicos para regiões remotas é provavelmente facilitado por uma combinação de fatores, como: climáticos, luz solar e matéria orgânica; e propriedades dos agrotóxicos, como baixa solubilidade em água, por exemplo (MUIR; TEIXEIRA, WANIA, 2004). Além destas propriedades, a dissipação de agrotóxicos no meio aquoso também varia em termos de pH, temperatura, materiais suspensos, algas, zooplâncton, peixes e microrganismos. Quanto a solubilidade, os agrotóxicos altamente solúveis em água têm maior probabilidade escoarem em superfície e/ou percolarem durante a chuva ou irrigação. No entanto, os agrotóxicos adsorvidos nos compartimentos do solo também podem ser movidos por meio de partículas suspensas e movimento de sedimentos durante chuvas intensas (VRYZAS, 2018).

Ccancapa *et al.* (2016) avaliaram a presença de agrotóxicos em água superficial, sedimento e organismos em um rio da Espanha. Os resultados mostraram que os agrotóxicos clorpirifós, diazinon e carbendazim foram os compostos detectados com maior frequência na água (95, 95 e 70% das amostras, respectivamente), enquanto Imazalil ( $409,73 \text{ ngL}^{-1}$ ) e diuron ( $150 \text{ ngL}^{-1}$ ) foram detectados em maiores concentrações. Na Costa Rica, Carazo-Rojas *et al.* (2018) monitoraram diversos agrotóxicos em águas superficiais e sedimento em diferentes pontos de uma microbacia próxima a lavouras de arroz e cana-de-açúcar. Os autores relataram a presença de quatro herbicidas e dez inseticidas, sendo dois inseticidas detectados em águas superficiais e sedimentos. Em outro estudo, Montiel-León *et al.* (2019) identificaram a presença de tiametoxam e imidacloprido em amostras de água superficial do rio Saint Lawrence, em concentrações máximas de  $0,042 \text{ } \mu\text{gL}^{-1}$  e  $0,011 \text{ } \mu\text{gL}^{-1}$ , respectivamente.

## **b) Fármacos**

Dentre as principais classes de fármacos utilizados em humanos e animais estão os analgésicos, anti-inflamatórios, antibióticos, anticonvulsivos, reguladores lipídicos, anti-hipertensivos, meios de contraste, contraceptivos hormonais e outros (UNESCO; HELCOM,

2017). A contaminação do meio ambiente com produtos farmacêuticos e seus metabólitos acontece através de fontes antropogênicas pontuais e/ou difusas. As fontes pontuais envolvem lixiviado de aterros sanitários e lançamento de efluentes hospitalares, industriais e domésticos, cujos principais receptores são o solo e as águas subterrâneas e superficiais (LI, 2014). Por outro lado, as fontes difusas abrangem o descarte clandestino de efluentes domésticos, vazamento em redes de esgoto, dejetos de animais em virtude da exploração pecuária, aplicação dos dejetos em áreas agrícolas e o descarte inadequado de medicamentos (não usados ou vencidos) em diferentes locais (GAVRILESCU *et al.*, 2015)

De acordo com Verlicchi, Aukidy e Zambello (2012) outro fator relevante da contaminação por fármacos é que, por serem fabricados com o propósito de causar efeito biológico e terapêutico, possuem características prejudiciais ao ambiente, como estabilidade e persistência por longos períodos. Ainda não há uma comprovação exata sobre o caminho que os fármacos fazem no ambiente, entretanto, a literatura mostra que as águas superficiais são os compartimentos ambientais de maior contaminação, como rios e lagos (AUS DER BEEK *et al.*, 2016), realçando a ameaça intrínseca dos fármacos para o ecossistema, principalmente para os demais organismos da cadeia trófica.

De forma geral, o lançamento de efluentes configura-se como a principal fonte de contaminação de recursos hídricos com fármacos (MIRZAEI *et al.*, 2017), dado que as estações de tratamento de esgoto convencionais não possuem tecnologia ou equipamentos para dizimar integralmente os micropoluentes (KNOPP *et al.*, 2016). Dinh *et al.* (2017) verificaram a transferência de 23 antibióticos de origem doméstica e hospitalar em duas bacias hidrográficas que recebem descargas de estação de tratamento de águas residuais. No estudo pode-se observar que imediatamente a jusante da descarga, a ocorrência de antibióticos aumentou fortemente. Os autores concluíram que as concentrações de antibióticos no efluente das fontes hospitalares e domésticas eram muito mais elevadas do que os provenientes somente de fontes domésticas.

Em outro estudo, realizado por Campanha *et al.* (2015), a ocorrência e a distribuição espaço-temporal de alguns fármacos em águas superficiais do rio Monjolinho, São Paulo/Brasil, foram investigados. Os compostos mais frequentemente detectados em concentrações mais altas foram cafeína, paracetamol e atenolol (concentrações máximas 129,585, 30,421 e 8,199  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente). Os autores observaram uma tendência de aumento nas concentrações da maioria dos compostos ao longo do curso do rio, principalmente a jusante, onde ocorre o lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto e esgoto bruto de uma determinada região próxima a área de estudo. As concentrações de contaminantes foram maiores durante os períodos de seca, como resultado do declínio dos níveis de água. Ainda no Brasil, o paracetamol



foi detectado em águas superficiais do Córrego das Onças e do Ribeirão Anhumas, no período de seca, em concentrações de até  $13,44 \mu\text{g L}^{-1}$  (RAIMUNDO, 2007). Outros estudos também detectaram concentrações de atenolol (WILKINSON *et al.*, 2017), carbamazepina (HAN *et al.*, 2019), cafeína (FEKADU *et al.*, 2019) e outros compostos em águas superficiais de corpos receptores de efluentes tratados.

### c) **Metais**

Os metais podem ser naturalmente encontrados no meio ambiente e estão geralmente associados a componentes como minerais e rochas da superfície terrestre. Entretanto, são várias as fontes destes para o ambiente aquático, seja de forma natural, como o processo de intemperismo; ou por atividades antropogênicas, como despejos de esgoto doméstico ou industrial, agricultura, mineração, entre outros. Os metais que atingem o solo a partir de fontes antropogênicas, são transportados para os corpos hídricos por escoamento superficial e então persistem no meio aquático por estar na forma livre ou iônica (VINODHINI; NARAYANAN, 2008). Além disso, a grande preocupação referente aos metais pesados ocorre pelo fato destes apresentarem elevada resistência à degradação física, química ou biológica, o que facilita a sua persistência no ambiente e possibilita maior acumulação nos tecidos de organismos vivos, onde manifestarão sua toxicidade (XU *et al.*, 2018).

Quando presentes no ambiente aquático, os metais pesados se espalham por diversos compartimentos, como sedimentos, materiais em suspensão e água superficial e intersticial; que relacionam-se entre si por processos físicos e químicos. Além disso, estes processos influenciam na disponibilidade dos metais, bem como na composição química, que determina a capacidade de ligação dos metais nos corpos d'água (o que pode favorecer a autodepuração). Desta forma, a ação dos metais em sistemas aquáticos é bastante complexa, visto que estes elementos sofrem alterações químicas que os tornam mais tóxicos ao meio ambiente. (SALOMONS; FÖRSTNER, 1984).

Em um estudo realizado nas águas do Rio Aharchai (Irã), Jafarzadeh *et al.* (2019) revelaram a presença de chumbo e cádmio em concentrações acima do limite máximo permitido pelos padrões estabelecidos em lei, bem como analisaram a influência da temperatura nas concentrações de metais pesados em várias estações do ano. Da mesma forma, Islam *et al.* (2015) analisaram a influência do cromo, cobre, arsênio, níquel, chumbo e cádmio no rio Korotoa (Bangladesh) e concluíram que estes podem criar um efeito adverso no ecossistema aquático, pois os valores encontrados estavam superiores aos permitidos por lei. Setia *et al.*

(2020), no Rio Sutle (Índia), avaliaram as concentrações de dez metais e o efeito das chuvas pré e pós monções. Os autores concluíram que a maior concentração de metais ocorreu no período pré-moção em virtude de menor quantidade de água disponível para diluir a concentração dos metais, além da liberação de metais dos sedimentos para a água sob o efeito da alta temperatura.

No Brasil, Grieco *et al.* (2017) analisaram a presença de metais no Córrego do Tanquinho, uma área urbanizada e industrializada de São Paulo. Os autores relataram que a concentração de Cu e Mn na água estavam em desacordo com a legislação. Os metais detectados em maior concentração no sedimento foram Mn, Cr e Zn. Em outro estudo, Rabello *et al.* (2019) investigaram os riscos ecológicos por metais pesados em sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas, no Rio de Janeiro, e verificaram a contaminação por Zn, Cu e Pb. Na Paraíba, Rocha, Costa e Azevedo (2019) realizaram uma avaliação dos índices de contaminação por metais pesados na Bacia de São Mateus e detectaram a presença de Hg, Cu, Pb e Zn acima do limite pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Em todos os estudos citados para os metais, os autores afirmam que as atividades antrópicas, principalmente os despejos indevidos de esgotos nos recursos hídricos, contribuíram com efeitos negativos para biota local.

### **3.3.2 Desequilíbrio no ambiente aquático**

De acordo com as características físico-químicas da água e sua concentração no ambiente aquático, os efluentes não tratados adequadamente e posteriormente lançados em solo ou em corpos receptores podem ocasionar sérias alterações no ambiente e conseqüentemente, provocar uma série de danos a fauna aquática. Entre os organismos aquáticos, os peixes são os mais comuns bioindicadores de contaminação, pois eles representam diferentes níveis tróficos na cadeia alimentar (ALIPOUR *et al.*, 2015).

Segundo Pulatsü e Topçu (2015), os poluentes são incorporados pelos peixes por meio da respiração, alimentação e adsorção nas superfícies corporais. Quando incorporados, podem se concentrar nas brânquias, fígado, rim, intestino e músculo. É no fígado e no rim que ocorre o processo de biotransformação, onde, através da atividade de enzimas, uma boa parte destes poluentes se torna hidrossolúvel e pode ser excretada pela pele, intestino, rim ou brânquias (HEATH, 1995). Por outro lado, a exposição dos peixes a diversos poluentes, como metais pesados, fármacos ou agrotóxicos, pode causar disfunção do sistema imunológico; esgotamento de atividades enzimáticas; hiperglicemia; alterações histológicas, hematológicas e bioquímicas; fraqueza; vulnerabilidade a doenças e diminuição reprodutiva (ALI; KHAN, 2019).

Processos biológicos como bioacumulação e biomagnificação ocorrem no ambiente aquático e estão relacionados à toxicocinética de compostos xenobióticos absorvidos pelos peixes. O processo de bioacumulação ocorre por meio da difusão (pelas brânquias) ou ingestão (pelo trato digestivo) de agentes tóxicos suspensos ou dissolvidos no ambiente aquático e que não são excretados pelo organismo (MUTO *et al.*, 2011). Por sua vez, a biomagnificação acontece de forma gradual, onde, com o decorrer do tempo, os peixes concentram estes xenobióticos em seu corpo (bioacumulação) e posteriormente os transferem para outros organismos através dos níveis tróficos (KEHRIG *et al.*, 2011). Como consequência, os xenobióticos biomagnificados em órgãos vitais podem prejudicar o sistema nervoso central e circulatório (RAJESHKUMAR *et al.*, 2017).

Recentemente, diversos estudos relataram casos de contaminação em peixes através de bioacumulação de fármacos, agrotóxicos e metais. Grabicova *et al.* (2017), na República Tcheca, encontraram fármacos bioacumulados em peixes expostos a rios com despejo de efluentes. Da mesma forma, Arnnok *et al.* (2017) realizaram seu estudo no rio Niágara, encontrando antidepressivos. Simmons *et al.* (2017) relataram alterações em proteínas e metabólitos de peixes expostos a efluentes, no Canadá. Na Nigéria, Adeyeye *et al.* (2021) evidenciaram a ocorrência de bioacumulação em peixes *Clarias gariepinus* expostos a agrotóxicos. Deíú *et al.* (2021) analisaram a exposição de *Prochilodus lineatus* à fipronil a curto (1 dia) e longo prazo (21 dias). Os autores concluíram que a bioacumulação foi demonstrada principalmente no fígado e nas brânquias. Além disso, após a exposição de curto prazo, foi possível observar dano oxidativo e diminuição da capacidade oxidante nas brânquias. Já na exposição de longo prazo, essas alterações ocorreram no fígado, brânquias e cérebro dos peixes.

Leitemperger *et al.* (2019), no Brasil, avaliaram a bioacumulação de zinco em tecidos de peixes e seu efeito sobre os parâmetros bioquímicos. Lee *et al.* (2019), na Coreia do Sul, examinaram as consequências da exposição de peixes ao chumbo, incluindo bioacumulação, estresse oxidativo, neurotoxicidade, entre outros. Lakra *et al.* (2019), na Índia, encontraram acúmulo de metais em fígado, rim, brânquias, pele, cérebro e músculo de peixes em rios próximos a uma área de mineração de carvão. Dalzochio *et al.* (2017), Brasil, encontraram concentrações de cromo, cádmio e chumbo no músculo dos peixes acima do limite para consumo humano. Em todos os estudos citados, os autores salientam a possível biomagnificação caso as espécies estudadas sejam consumidas por seres humanos, bem como o grande risco de intoxicação, e até mesmo morte.

Dado que os contaminantes ambientais ocorrem como misturas, as interações químicas durante a exposição podem ter consequências profundas nos organismos aquáticos

(ADEOGUN *et al.*, 2016). Desta forma, com a utilização de peixes como organismos indicadores de toxicidade e com a abordagem de biomarcadores, a prática da ecotoxicologia configura-se como uma ferramenta extremamente importante para a avaliação de riscos que podem ser gerados, ao meio ambiente e ao ser humano, pela descarga de componentes tóxicos no meio. Com a utilização destes testes, diferentes tipos de amostras podem ser examinadas, incluindo efluentes destinados incorretamente (HYBSKÁ; SAMEŠOVÁ; OLLEROVÁ, 2015).

### 3.3.3 Efeitos na saúde humana

Embora as instalações sanitárias tenham melhorado gradativamente desde 1990, os riscos para a saúde pública permanecem (WWAP, 2019), uma vez que apenas uma fração muito pequena (em alguns casos menos de 5%) dos efluentes domésticos e urbanos é tratado antes de sua liberação no ambiente (WWAP, 2017). Além disso, estima-se que apenas 26% dos serviços urbanos e 34% dos serviços rurais efetivamente impedem o contato humano com excrementos ao longo de toda a cadeia de saneamento (HUTTON; VARUGHESE, 2016). Várias doenças relacionadas à água, incluindo cólera e esquistossomose, continuam generalizadas em muitos países em desenvolvimento, onde a produção de alimentos utilizando água sem o devido tratamento é alta, bem como onde é comum a dependência de águas superficiais contaminadas para uso potável e recreativo (WWAP, 2019).

Os peixes são uma importante fonte de alimento para os humanos, pois são abundantes em proteínas, vitaminas, minerais essenciais e ácidos graxos insaturados (MWAKALAPA *et al.*, 2019). Além disso, o consumo destes animais reduz o risco de doenças coronárias, diabetes, hipertensão e contribui para o desenvolvimento e crescimento fetal (FUENTES-GANDARA *et al.*, 2018). Entretanto, quando um peixe se apresenta contaminado por agrotóxicos, fármacos, metais pesados ou outro tipo de substância tóxica, mesmo em baixos níveis de exposição, há a possibilidade de bioacumulação e posterior biomagnificação, o que representa um grande risco à sustentabilidade ambiental e à saúde dos consumidores finais de peixes.

Basu *et al.* (2021) analisaram 16 agrotóxicos em peixes (*Harpadon nehereus* e *Pampus argenteus*) das águas da Ilha Sagar, visando analisar os riscos não carcinogênicos e carcinogênicos do consumo humano destes animais. Os autores concluíram que as concentrações de  $\alpha$ -HCH, aldrin e heptacloro nas amostras podem levar a população desenvolver câncer com o consumo regular destes peixes. Na China, Yin *et al.* (2020) determinaram as concentrações de 14 tipos de agrotóxicos organoclorados e sete tipos de bifenilos policlorados em quatro espécies de peixes (*Ctenopharyng don idella*, *Cyprinus carpio*,

*Hypophthalmichthys molitrix* e *Hypophthalmichthys nobilis*) coletados em nove lagos. As avaliações de risco à saúde demonstraram que o consumo dessas espécies apresenta riscos não cancerígenos e cancerígenos, especialmente para crianças.

Ahmed *et al.* (2019) avaliaram a concentração de metais em seis espécies de peixes que viviam em um rio em Bangladesh e encontraram cinco metais pesados em todos. Os autores ainda analisaram o risco do consumo destes peixes para adultos e crianças e concluíram que as crianças eram seis vezes mais vulneráveis aos riscos não cancerígenos e cancerígenos. Mehmood *et al.* (2020), no Paquistão, analisaram 30 peixes que viviam no Lago Keenjhar, que é utilizado como fonte de água potável pela população e recebe esgoto doméstico e águas residuais de indústrias. Neste estudo foi possível concluir que os peixes analisados estão acumulando metais pesados e que as atividades da região são, em grande parte, responsáveis pela degradação da água do lago, bem como representam uma séria ameaça para a população. Desta forma, os peixes presentes no ambiente não são considerados seguros para o consumo. Miao *et al.* (2020) determinaram os riscos à saúde associados ao consumo de peixes atribuídos à presença de metais tóxicos nas vias navegáveis de Liuzhou, China. Os resultados mostraram teores de zinco, cromo e cádmio relativamente altos. Para adultos, constatou-se que não havia risco de saúde significativo. Por outro lado, os resultados sugeriram grandes riscos às crianças.

Como observado, em diversas regiões do mundo os peixes são amplamente consumidos, pois representam uma fonte de proteína de alta qualidade (GALIMBERTI *et al.*, 2015). No entanto, apesar dos benefícios reconhecidos, os peixes estão sujeitos à contaminação e podem representar sérios riscos para a saúde humana (QIN *et al.*, 2014), especialmente ao se considerar os processos de bioacumulação e biomagnificação.

### 3.4 ECOTOXICOLOGIA

A palavra toxicologia, literalmente, significa “estudo dos venenos” e pode ser definida como a ciência que estuda as propriedades físicas, químicas e biológicas de agentes tóxicos, bem como seu modo de detecção, identificação, tratamento e preservação das condições produzidas por estes. Dentro da área da toxicologia, a toxicologia ambiental trata dos efeitos dos poluentes no meio ambiente (alimentos, água, ar, solo) e sua prevenção. Suas especialidades podem incluir ecotoxicologia, toxicologia aquática, entre outras. Por sua vez, a ecotoxicologia configura-se como uma área mais especializada de poluição ambiental em populações e comunidades de organismos vivos (GUPTA, 2016).

De forma geral, a ecotoxicologia considera os efeitos dos poluentes em organismos diferentes dos humanos e inter-relações no ecossistema, avaliando, de forma qualitativa e quantitativa, os efeitos nocivos dos compostos sobre o meio ambiente. Sendo assim, o objetivo da ecotoxicologia é entender os mecanismos de ação das substâncias tóxicas, avaliar os riscos e remediar os efeitos em seres vivos e comunidades naturais. As práticas são realizadas com o emprego de métodos de laboratório e em campo, com a utilização de bioindicadores e análise de biomarcadores em ensaios ecotoxicológicos e bioquímicos. Testes ecotoxicológicos vem sendo amplamente utilizados para avaliar o impacto ambiental de diversas fontes poluidoras, tais como, áreas contaminadas por agrotóxicos (WOO *et al.*, 2018), efluentes industriais (OLANIRAN *et al.*, 2019) e domésticos (PÉREZ-COYOTL *et al.*, 2017) e na determinação da eficiência de estações de tratamento (HYBSKÁ *et al.*, 2020), entre outros.

### **3.4.1 Bioindicadores**

Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas utilizados para a verificação da qualidade ambiental (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012). Em outras palavras, são organismos vivos cujo objetivo é identificar alterações ambientais, bem como determinar os efeitos que a poluição pode causar à saúde humana e ao ecossistema, antes que se agravem. Devido a adaptação das espécies para sobreviver, se reproduzir e realizar relações ecológicas, os bioindicadores podem caracterizar as condições passadas, presentes ou futuras de um ecossistema, revelando características físicas, químicas e biológicas de cada ambiente, bem como permitem determinar a concentração do poluente, o padrão de contaminação e a biodisponibilidade. Desta forma, a utilização de bioindicadores nos ensaios bioquímicos é uma alternativa para a análise e avaliação das condições e tendências de ambientes expostos a contaminantes.

A seleção de um organismo para ser indicador de toxicidade deve ocorrer seguindo os objetivos do estudo que será realizado e características importantes do ambiente e do próprio organismo devem ser levadas em consideração. Sendo assim, por apresentarem ampla diversidade ecológica e responderem de diversas maneiras à contaminação, como por mudanças no crescimento e reprodução, os peixes são considerados bioindicadores eficazes para a avaliação da qualidade aquática. Além disso, quando comparados a outros bioindicadores aquáticos, os peixes, muitas vezes, se encontram no topo da cadeia trófica aquática, o que os permite ter uma visão integrada de todo o ambiente, pois desta forma conseguem indicar efeitos crônicos, acumulativos e persistentes no nível em que está inserido (SOARES *et al.*, 2016).

Entre os peixes de água doce, a carpa, família Cyprinidae, gênero *Cyprinus*, espécie *Cyprinus carpio* L. 1758, é uma espécie exótica, originária da Europa Oriental e da Ásia Ocidental e utilizada como organismo bioindicador em ensaios de toxicidade principalmente com agrotóxicos (CLASEN *et al.*, 2018) e metais pesados (CASTALDO *et al.*, 2020; DEKANI *et al.*, 2019). É um animal onívoro, cuja dieta se baseia no consumo de plantas, algas, crustáceos e pequenos peixes (MABUCHI *et al.*, 2006). É a 3ª espécie mais produzida no mundo, com uma produção de 4.557 toneladas/ano (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA, 2018).

Apresenta tolerância a baixos níveis de oxigênio, resistência a ampla faixa de temperatura, boa adaptação aos sistemas de produção e boa aceitação a dietas comerciais (TANG *et al.*, 2013), configurando-se como um animal de grande potencial para ensaios ecotoxicológicos. Além disso, o sucesso da utilização de *Cyprinus carpio* está fortemente relacionado à sua alta tolerância ao estresse ambiental (MAIZTEGUI *et al.*, 2016); crescimento rápido, alta fecundidade e maturação sexual precoce (VILIZZI; COPP, 2017). Nesse contexto, diversos estudos já foram realizados utilizando a espécie *Cyprinus carpio* como organismo bioindicador (GASCA-PÉREZ *et al.*, 2019; HEREDIA-GARCIA *et al.*, 2019; SAKALLI *et al.*, 2018; RAMESH *et al.*, 2018; OROZCO-HERNÁNDEZ *et al.*, 2018; KIM; KIM, 2016).

### 3.4.2 Biomarcadores

Oga *et al.* (2014) definem biomarcadores como respostas biológicas a um ou a vários compostos químicos que fornecem dados sobre a exposição e relacionam-se com o metabolismo, desintoxicação e/ou a toxicidade provocada por algum poluente. De acordo com Coimbra *et al.* (2013), biomarcadores são medidas funcionais de exposição e fatores de estresse em nível molecular, fisiológico ou comportamental, englobando medidas moleculares, celulares, genéticas, imunológicas e fisiológicas. Dentre os biomarcadores, destacam-se a avaliação do estresse oxidativo (provocado por radicais livres e pela formação de espécies reativas) e a atividade das enzimas antioxidantes (que agem em defesa do organismo).

O termo radical livre refere-se a qualquer estrutura química (átomo ou molécula) que seja capaz de existir independentemente e que contenha um ou mais elétrons não pareados ocupando os orbitais atômicos ou moleculares (OGA *et al.*, 2014), o que confere uma alta reatividade à molécula. Por sua vez, o elétron livre pode estar centrado em um átomo de carbono, enxofre, nitrogênio ou oxigênio.

Especificamente, as espécies reativas de oxigênio (EROs) podem ser formadas durante a produção de energia, regulação do crescimento celular, biossíntese de substâncias biológicas, fagocitose, ou por alguma alteração metabólica, ocorrendo essa formação no citoplasma, mitocôndrias, retículo endoplasmático, membrana celular e núcleo de todas as células aeróbias (OGA *et al.*, 2014). A partir disto, são gerados diversos compostos, como o íon superóxido ( $O_2^-$ ), peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ), radical hidroxila (OH) e oxigênio livre. Em condições fisiológicas, a ação das EROs é minimizada pelo organismo através do sistema de defesa antioxidante. Essa defesa antioxidante, presente em todos os organismos aeróbios, é composta por antioxidantes não enzimáticos e enzimáticos, quelantes e proteínas. No primeiro grupo inclui-se a glutathiona reduzida (GSH), vitaminas (A, C e E) e carotenoides, entre outros. Dentre os enzimáticos estão presentes as enzimas superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathiona peroxidase (GPx) e redutase (GR). Ainda, existe a enzima glutathiona S-transferase (GST), que pertence a uma família de proteínas envolvidas na detoxificação celular.

Desta forma, quando a formação de espécies reativas é acentuada, o organismo possui um efetivo sistema antioxidante que consegue coordenar e resgatar o equilíbrio. Entretanto, quando em contato com agentes tóxicos, essa formação pode exceder a capacidade de defesa do organismo, caracterizando uma situação de estresse oxidativo (PISOSCHI; POP, 2015). Como consequência deste descontrole, ocorre a oxidação de biomoléculas e decorrente perda de suas funções biológicas (dano oxidativo em células e tecidos). Desta forma, as atividades das enzimas envolvidas neste meio são consideradas biomarcadores de estresse oxidativo que permitem estabelecer relações de causalidade entre o agente tóxico e o comprometimento de mecanismos de regulação fisiológica.

A enzima superóxido dismutase (SOD) é a primeira defesa contra as EROs e configura-se como uma das principais enzimas empregadas no combate ao dano oxidativo. A SOD catalisa a dismutação de dois radicais superóxidos ( $O_2^-$ ), originando  $H_2O_2$  e  $O_2$  (BRESCIANI *et al.*, 2015). O peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) resultante da reação da SOD pode ser decomposto pela atuação da catalase (CAT) e da glutathiona peroxidase (GPx). Desta forma, ocorre a inibição da formação do radical hidroxila, que é especialmente nocivo para a célula, pois para ele não há nenhum sistema enzimático de defesa (BARBOSA *et al.*, 2010).

A glutathiona S-transferase (GST) também apresenta papel importante no sistema e pertence a uma família multifuncional de proteínas envolvidas no processo de detoxificação celular (ZHU *et al.*, 2011). A GST pertence à fase II da biotransformação xenobiótica, a fim de minimizar a toxicidade de substâncias químicas, deixando-as mais solúveis em água e mais fáceis de serem degradadas e excretadas (AMARAL *et al.*, 2018).



A atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) é essencial na transmissão dos impulsos nervosos, atuando nas sinapses colinérgicas e na junção neuromuscular (ARAÚJO; SANTOS; GONSALVES, 2016). O neurotransmissor mais importante nas junções musculares é a acetilcolina, que é reconhecida como o principal desencadeador da contração muscular (KOENIG *et al.*, 2016), a qual é hidrolisada pela acetilcolinesterase (AChE) em colina e ácido acético. Uma mudança nesta enzima pode causar alterações no comportamento e na atividade neuromuscular, sendo considerada como um biomarcador de neurotoxicidade (GAGNE, 2014).

As enzimas catalase e superóxido dismutase atuam mutuamente na defesa antioxidante, portanto, se a atividade das mesmas for inibida ou a quantidade de espécies reativas ultrapassar o limite da capacidade de remoção, ocorrerá um desequilíbrio no sistema, acarretando em danos oxidativos nas células dos tecidos, caracterizando a peroxidação lipídica. (ZHOU *et al.*, 2016). A peroxidação lipídica configura-se como um conjunto de acontecimentos bioquímicos decorrentes da atividade dos radicais livres sobre os lipídeos insaturados presentes nas membranas celulares, podendo levar à morte celular em situações mais extremas (IONESCU *et al.*, 2011). A extensão desses danos pode ser medida através dos níveis das substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS), que corresponde ao malondialdeído (MDA) (RUSSO; BRACARENSE, 2016), sendo este o produto gerado na reação entre as EROs e os ácidos graxos. Desta forma, os níveis de MDA são largamente utilizados como biomarcador de estresse oxidativo em peixes, refletindo indiretamente o estágio da lesão celular e servindo como parâmetro sensível para a determinação do dano oxidativo celular (CHEN *et al.*, 2011).

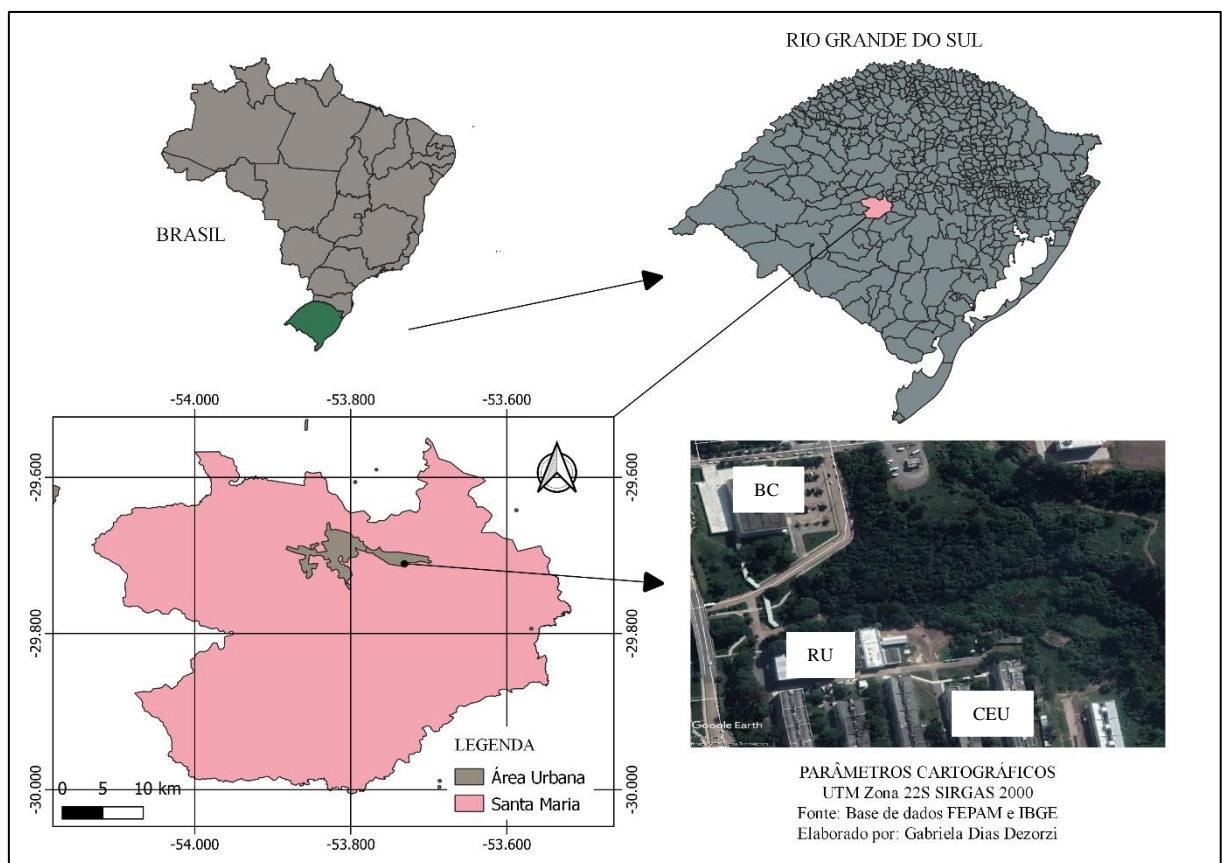
O dano oxidativo que ocorre nas proteínas pode ser avaliado através da proteína carbonil (PC) formada. Este dano acontece quando uma radical hidroxila remove um hidrogênio da cadeia lateral de um aminoácido, formando um radical de carbono, o qual pode levar a clivagem de ligações peptídicas (SMART; HODGSON, 2008). Além disso, os resíduos de aminoácidos podem ser oxidados por EROs, podendo também sofrer agregação e fragmentação, formando grupos carbonilas.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 ASPECTOS GERAIS DA ÁREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi realizada na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) Campus Camobi, em Santa Maria – RS (Figura 1), situada entre as coordenadas geográficas 29°43'00" latitude Sul e 53°42'45" longitude Oeste, próximo aos prédios da Casa do Estudante Universitário (CEU), Biblioteca Central (BC) e Restaurante Universitário (RU).

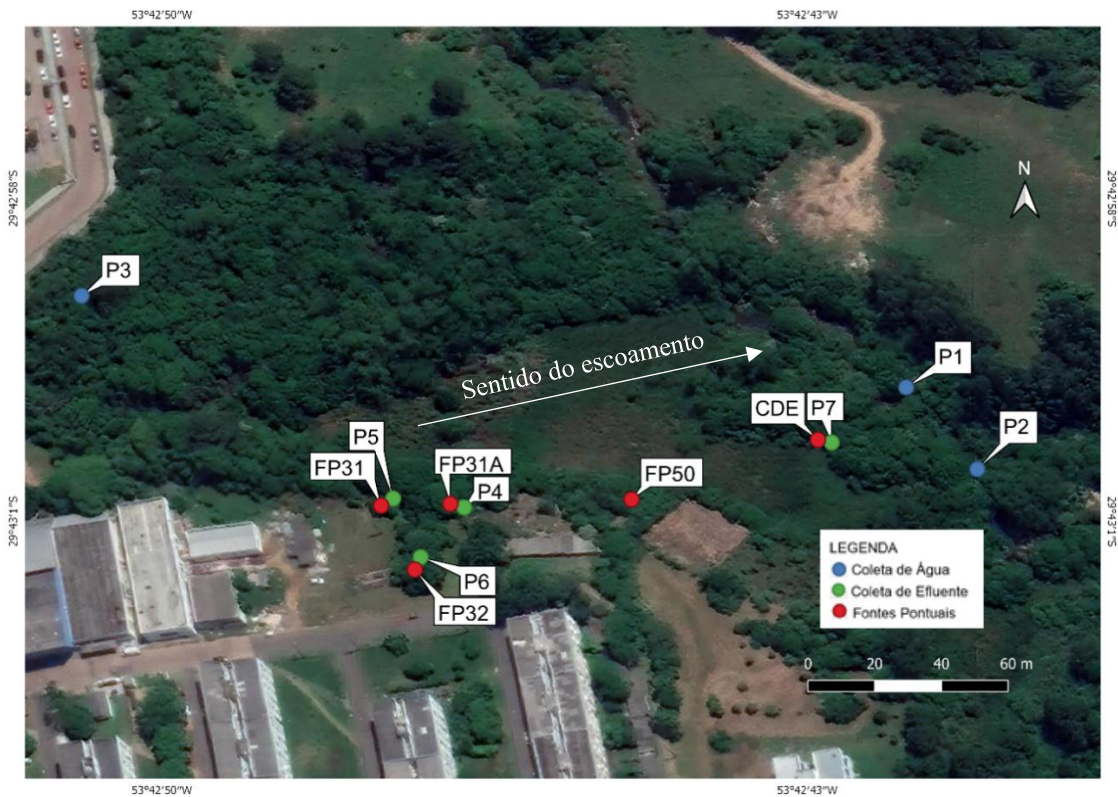
Figura 1 – Localização geográfica da Sanga Lagoão do Ouro, Casa do Estudante Universitário (CEU), Biblioteca Central (BC) e Restaurante Universitário (RU) na UFSM, Santa Maria/RS, Brasil.



Fonte: Autora (2021).

No local, existem quatro tubulações chamadas de fontes pontuais (FP) de lançamento de efluentes: FP31, FP31A, FP32 e FP50 (denominações dadas pela UFSM), onde ocorre o lançamento de efluentes líquidos diretamente no solo. Na Figura 2 é possível observar a localização das FP, bem como os pontos de amostragem de água e de efluente na área de estudo.

Figura 2 – Localização e sentido do escoamento das fontes pontuais (FP) de lançamento de efluentes (vermelho), bem como pontos de amostragem de efluente (verde) e água superficial (azul) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS).



Fonte: Adaptado de Google Earth (2021).

O efluente líquido lançado pela FP31 (Figura 3.b) constitui-se de esgoto doméstico proveniente da CEU e do Restaurante Universitário (RU). Por sua vez, o efluente da FP32 (Figura 3.a) tem origem em alguns prédios da UFSM (prédios 40, 42 e 44), da Reitoria, das instalações do Centro de Educação Física e Desporto (CEFD) e além disso, pode ter contribuições de efluentes de laboratórios de ensino e pesquisa da Instituição. Este efluente, juntamente com o efluente lançado pela FP31, é tratado por tanque séptico e filtro anaeróbio e logo após é lançado no solo, escoando em superfície até a Sanga Lagoão do Ouro.

Próxima a FP31 localiza-se a FP31A (Figura 3.c), que se apresenta como um canal de escoamento de efluente, pois encontra-se afogada. Conforme Araújo *et al.* (2015), a origem deste efluente é desconhecida, no entanto, apresenta características de esgoto sanitário sem tratamento, como elevada carga de matéria orgânica (DQO, DBO e sólidos elevados) e microrganismos patogênicos, por exemplo. Por fim, a FP50 compõe-se de duas tubulações de 100,0mm de diâmetro dispostas em paralelo e o efluente apresenta características de esgoto doméstico, tendo origem nos prédios da CEU. O efluente lançado pelas fontes pontuais esco

por fluxos preferenciais até chegar em um canal de drenagem (CDE) (Figura 3.d) e posteriormente, atinge um recurso hídrico denominado Sanga Lagoão do Ouro, tributário de 3ª ordem do Rio Vacacaí-mirim, que está localizado na microbacia hidrográfica do Vacacaí-mirim. A nascente da Sanga localiza-se no Residencial Novo Horizonte, percorrendo o Núcleo Habitacional Fernando Ferrari, Vila Santos Dumont, Vila Santa Tereza, Vila Assunção e o *Campus* da UFSM, até desaguar no Rio Vacacaí-mirim (CECONI *et al.*, 2018).

Figura 3 – Fontes pontuais de lançamento de efluentes: FP32 (a), FP31 (b), FP31A (c) e Canal de Drenagem (d), *Campus* Camobi, UFSM, Santa Maria/RS.

a.



b.



c.



d.



Fonte: Autora (2021).

## 4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

### 4.2.1 Amostragem de água e efluente

Para a análise quali-quantitativa de água superficial da Sanga Lagoão do Ouro, dois pontos foram escolhidos: um a montante (P1) e outro a jusante (P2) da interseção do CDE com a Sanga, visando posterior comparação e análise da consequência do escoamento de efluente no corpo receptor. Ainda, um terceiro ponto foi amostrado próximo à área de estudo (P3), ao noroeste da fonte FP31, sem a influência das fontes pontuais de efluentes consideradas neste estudo (Figura 2). Em relação a coleta de efluente, foram amostrados quatro pontos: um na saída de cada fonte pontual (P4, P5 e P6), onde os efluentes são despejados, infiltram e acumulam-se no solo; e um ponto no CDE (P7), a jusante das fontes de lançamento. Não foi possível realizar amostragem na FP50 em virtude da impossibilidade de acesso (Figura 2).

No total, foram realizadas duas coletas de água superficial e de efluente, nos dias 07 de abril (outono) e 20 de julho de 2021 (inverno). No dia 07/04 foram coletados 62 L de água superficial nos pontos P1, P2 e P3 e 2 L de efluente nos pontos P4, P5, P6, e P7. Já no dia 20/07 foram coletados 2 L de água superficial em P1, P2 e P3 e 2 L de efluente em P4, P5, P6 e P7.

Logo após foram separadas alíquotas para as análises físico-químicas, microbiológicas, de micropoluentes (agrotóxicos, fármacos e metais) e para a exposição dos peixes. Conforme o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da CETESB (2011), para as análises físico-químicas e microbiológicas, as amostras foram acondicionadas em frascos de plástico e mantidos refrigerados até a imediata execução da análise. Já para as detecções de agrotóxicos e fármacos, as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro de borossilicato âmbar. Para a análise dos metais, foram acondicionadas em frascos de vidro e refrigeradas a -20°C até a realização das análises, conforme o disposto em APHA (2017).

Além da amostragem, foi realizada medição de vazão para verificar se os parâmetros observados e analisados em laboratório atendem a Portaria FEPAM nº 68, de 08 de julho de 2019 (RIO GRANDE DO SUL, 2019). Para os pontos P1 e P2 utilizou-se o Método do Flutuador (EPA, 1997). Para P3, P5 e P6 foi utilizado o Método Volumétrico (PINTO, 1976). Não foi possível realizar a medição de vazão nas FPs que estavam afogadas (P4 e P7).

#### 4.2.2 Análises físico-químicas e microbiológicas

As análises dos parâmetros de qualidade das amostras de água superficial e efluente foram realizadas no Laboratório de Engenharia de Meio Ambiente (LEMA) da UFSM (com exceção de NT e PT, que foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UFSM) e estão apresentadas no Quadro 2, juntamente com suas respectivas metodologias. Todas as análises seguiram o disposto em APHA (2017).

Para a água superficial, os parâmetros analisados foram comparados com as variáveis contempladas pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e os pontos P1, P2 e P3 foram enquadrados conforme a classificação presente na referida Resolução, para águas doces. Para os pontos de lançamento de efluentes P4, P5, P6 e P7, a análise foi realizada verificando se os parâmetros atendem a Portaria FEPAM nº 68/2019 (RIO GRANDE DO SUL, 2019).

Quadro 2 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos utilizados para a caracterização de efluente e da água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS).

<b>PARÂMETROS FÍSICOS</b>	<b>MÉTODO</b>
Temperatura	Termométrico
Sólidos Totais (ST)	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Gravimétrico
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	Gravimétrico
Condutividade Elétrica (CE)	Condutivimétrico
<b>PARÂMETROS QUÍMICOS</b>	<b>MÉTODO</b>
pH	Eletrométrico
Dureza Total	Titulométrico
Oxigênio Dissolvido (OD)	Eletrométrico
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Colorimétrico
Nitrogênio Total (NT)	Titulométrico
Fósforo Total (PT)	Colorimétrico
<b>PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS</b>	<b>MÉTODO</b>
Coliformes Totais (CT)	Idexx-Colilert
<i>Escherichia coli</i> ( <i>E. coli</i> )	Idexx-Colilert

Fonte: Autora (2021).

#### 4.2.3 Análises de micropoluentes

Para a análise de agrotóxicos e fármacos, as amostras de água superficial dos pontos P1, P2 e P3 foram encaminhadas ao Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP) da UFSM. A determinação destes micropoluentes foi realizada empregando o método de extração em fase sólida (*Solid Phase Extraction*) e cromatografia líquida acoplada à espectrometria de

massas (LC-MS/MS) (DONATO *et al.*, 2015). Todos os compostos analisados estão dispostos nos Apêndices A e B.

As análises dos teores totais de metais para todos os pontos de coleta (P1 a P7) foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UFSM. Os metais analisados foram: Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Ferro (Fe) e Manganês (Mn). Os procedimentos analíticos seguiram os Métodos Padrão para Exame de Água e Esgoto (APHA, 2012), com algumas adaptações.

#### **4.2.4 Condições de exposição da espécie *Cyprinus carpio* à água superficial**

A exposição dos peixes foi realizada com amostras da primeira coleta de água superficial dos pontos P1, P2 e P3. Foram utilizados 60 peixes da espécie *Cyprinus carpio*, medindo entre 5,5 e 7 centímetros e pesando entre 1,0 e 4,0 gramas, obtidos de uma piscicultura localizada na cidade de Santa Maria/RS. Inicialmente, os peixes passaram por um processo de aclimação em caixas de 40 L, com 30 L de água decolorada, com filtragem e aeração constantes, permanecendo nestas condições por um período de quinze dias. Os peixes foram alimentados duas vezes ao dia com ração comercial.

Após o período de aclimação, os peixes foram separados em unidades experimentais de 40 L, com 30 L de água e dez peixes por caixa. O procedimento foi realizado em duplicata, totalizando seis caixas. Para P1, P2 e P3, os peixes foram expostos à água superficial de cada ponto de coleta, com filtragem, aeração e sem troca de água durante o período experimental.

Durante todo o procedimento experimental foi realizado fotoperíodo de 10/14 horas no ciclo claro/escuro, respectivamente, e parâmetros como pH (6,0 a 7,0), temperatura (24 °C) e amônia ( $0,1 \pm 0,09 \text{ mg L}^{-1}$ ) foram monitorados. Foram coletados três peixes de cada caixa após 3 dias, outros três peixes após 7 dias, e quatro peixes no 10º dia de exposição e realizada posterior eutanásia por secção de medula espinhal. O material biológico retirado foi mantido em refrigeração e armazenado em eppendorfs de 1,5 ml para as análises bioquímicas (cérebro, brânquias, fígado, intestino e músculo).

Este estudo recebeu aprovação da Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal de Santa Maria (CEUA/UFSM), protocolada sob CEUA nº 4281211021.

#### 4.2.5 Avaliações bioquímicas

As metodologias utilizadas para as avaliações bioquímicas em nível enzimático antioxidante e de estresse oxidativo estão apresentadas no Quadro 3 (modificadas para microplaca, com exceção da catalase). Estas avaliações foram realizadas no Laboratório de Toxicologia Aquática (LABTAQ) da UFSM. As análises foram realizadas em cérebro, brânquias, fígado, intestino e músculo dos peixes, homogeneizados com tampão Tris-HCl [50 mM] pH 7,5 e centrifugados a 3000 rpm durante 10 minutos. O conteúdo sobrenadante foi utilizado para todas as análises.

Quadro 3 – Análises e metodologias utilizadas para a espécie *Cyprinus carpio* expostas por 3, 7 e 10 dias na água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS).

<b>ANÁLISE</b>	<b>METODOLOGIA</b>
Atividade da Catalase (CAT)	Aebi (1984)
Atividade da Glutathione S-transferase (GST)	Habig <i>et al.</i> (1974)
Atividade da Acetilcolinesterase (AChE)	Ellman <i>et al.</i> (1961)
Proteína carbonil (PC)	Yan <i>et al.</i> (1995)
Substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS)	Draper e Hadley (1990)
Determinação de proteína	Bradford (1976)

Fonte: Autora (2021).

#### 4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados das avaliações bioquímicas em relação aos dias de exposição (3, 7 e 10 dias) foram verificados pela distribuição normal e a homogeneidade pelo teste de Shapiro-Wilk. Após confirmação, os dados seguiram com teste de ANOVA de duas vias, expressa em média  $\pm$  desvio padrão, e pós-teste de Tukey, para verificar se houve diferença significativa entre os pontos de coleta para um mesmo dia. Os testes foram realizados a nível de 5% de significância.

Posteriormente, empregou-se a análise bivariada por meio da determinação da correlação de Pearson utilizando o pacote estatístico R (R CORE TEAM, 2018). Nesta análise foram verificados o comportamento dos biomarcadores frente aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, metais, agrotóxicos e fármacos. Foram considerados correlacionados os atributos que apresentaram valor maior que 0,80.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS E DE METAIS

Ao total, foram mensurados 13 parâmetros distribuídos em físicos, químicos e microbiológicos para as amostras de água superficial e efluente (Tabela 2). A Tabela 3 apresenta a classificação dos cursos d'água em função de seus usos preponderantes, bem como mostra a concentração máxima permitida, para uma substância, para cada classe. Nas águas de classe especial, deverão ser mantidas as condições naturais do corpo d'água (BRASIL, 2005).

Para as amostras de água superficial, seguindo os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, pode-se observar que todos os pontos de coleta de água superficial apresentaram valores de pH entre 6,0 e 9,0, mantendo-se entre 7,23 (P2, coleta 2) e 6,55 (P3, coleta 2). As mudanças que ocorrem no pH da água, que deixam o P2 mais alcalino quanto comparado com os demais pontos, podem estar relacionadas com a composição do efluente despejado à montante deste ponto. Para este parâmetro, todos os pontos são Classe 1.

Conforme Von Sperling (1996), a consequência mais prejudicial da poluição de um recurso hídrico por matéria orgânica é a redução dos teores de Oxigênio Dissolvido (OD). Quando essa situação ocorre, toda a comunidade aquática é atingida e cada queda nos níveis de OD é seletiva para certos organismos. Na área de estudo, pode-se perceber uma melhora deste parâmetro do P1 para o P2 nas duas coletas realizadas. Supõe-se que essa melhora tenha ocorrido em virtude da degradação da matéria orgânica, visto que as bactérias utilizam oxigênio em seus processos respiratórios, o que causa uma redução no OD (CETESB, 2021). Desta forma, P2 e P3 correspondem a águas Classe 1 e P1 corresponde a Classe 2 para águas doces.

A concentração de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) foi satisfatória para classificar todos os pontos como Classe 1, com concentração máxima até 500 mg L<sup>-1</sup>. Entretanto, pode-se perceber que os maiores valores se encontram em P1 e P2. Naturalmente, a erosão das rochas e a lixiviação do solo propiciam a entrada de sólidos no corpo d'água, todavia, esse processo se intensifica em virtude das atividades antrópicas relacionadas à ocupação e mau uso do solo (REBELO, 2016).

Tabela 2 – Resultados das análises dos parâmetros de qualidade para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS), bem como para as amostras de efluente (P4, P5, P6, P7) das coletas realizadas em abril e julho de 2021.

PARÂ- METRO	ÁGUA						EFLUENTE							
	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7	
	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2
Temp.	24,0	10,0	24,0	11,5	22,0	12,0	24,7	12,8	24,0	14,9	26,2	11,5	22,0	11,0
OD	6,55	5,89	7,62	6,71	20,00	9,84	9,55	1,58	7,40	4,10	5,67	4,30	10,49	3,87
pH	6,90	6,88	6,97	7,23	6,72	6,55	7,02	7,28	7,2	7,74	7,37	7,39	6,79	5,91
Dur.	90,0	66,0	80,0	70,0	62,0	31,0	64,0	76,0	55,0	54,0	79,0	78,0	79,0	58,0
CE	0,424	0,375	0,412	0,384	0,198	0,090	0,516	1,013	0,747	1,154	0,768	1,005	0,323	0,400
ST	240,25	242,50	243,00	249,50	199,50	127,50	287,00	562,50	521,00	655,50	348,00	585,50	201,50	338,00
SDT	224,00	228,92	226,33	214,08	167,62	113,58	272,33	510,25	438,50	560,54	343,06	581,67	56,25	268,58
SST	16,25	13,58	16,67	35,42	31,87	13,92	14,67	52,25	82,50	94,96	4,94	3,83	145,25	69,42
DQO	102,52	35,81	103,08	64,70	25,73	9,65	85,42	62,15	349,19	260,26	85,42	52,57	112,52	59,14
CT	9,59E+06	4,94E+06	8,93E+07	3,85E+07	2,00E+04	3,00E+04	1,95E+05	2,59E+05	9,59E+06	3,84E+06	4,39E+05	6,30E+05	5,20E+04	2,00E+04
E. Coli	3,15E+05	1,14E+06	3,75E+05	2,22E+06	1,00+E04	2,00E+04	4,30E+05	1,02E+06	7,90E+05	6,00E+05	1,00E+04	2,00E+04	1,00+E04	3,00E+04
NT	240,43	716,47	395,00	736,50	44,65	48,95	237,00	2505,42	1057,90	4080,76	1133,46	2487,62	85,87	175,78
PT	2,50	1,32	2,82	1,53	0,74	1,00	3,19	11,03	5,66	17,94	6,95	12,14	4,71	0,62

P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3; P4 = ponto 4; P5 = ponto 5; P6 = ponto 6; P7 = ponto 7; Temp. = Temperatura da amostra (°C); OD = Oxigênio Dissolvido (mg L<sup>-1</sup>); pH = potencial hidrogeniônico; Dur. = Dureza Total (mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>); CE = Condutividade Elétrica (mS cm<sup>-1</sup>); ST = Sólidos Totais (mg L<sup>-1</sup>); SDT = Sólidos Dissolvidos Totais (mg L<sup>-1</sup>); SST = Sólidos em Suspensão Totais (mg L<sup>-1</sup>); DQO = Demanda Química de Oxigênio (mg L<sup>-1</sup>); CT = Coliformes Totais (NMP 100mL<sup>-1</sup>); *E. Coli* = *Escherichia Coli* (NMP 100mL<sup>-1</sup>); NT = Nitrogênio Total (mg L<sup>-1</sup>); PT = Fósforo Total (mg L<sup>-1</sup>).

Fonte: Autora (2021).

Tabela 3 – Classificação dos cursos d'água conforme os usos preponderantes segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005 e concentração máxima permitida para cada parâmetro.

CLASSES	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
<b>USOS E PARÂMETROS</b>	a) Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) Proteção das comunidades aquáticas; c) Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho - Resolução CONAMA n° 274/2000; d) Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e) Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.	a) Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) Proteção das comunidades aquáticas; c) Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho - Resolução CONAMA n° 274/2000; d) Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e) Aquicultura e atividade de pesca.	a) Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) Pesca amadora; d) Recreação de contato secundário; e) Dessedentação de animais.	a) Navegação; b) Harmonia paisagística.
<b>SDT</b>	≤ 500	≤ 500	≤ 500	-
<b>pH</b>	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
<b>OD</b>	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
<b><i>E. Coli</i></b>	200	1.000	1.000 <sup>1</sup> ; 2.500 <sup>2</sup> ; 4.000 <sup>3</sup>	-
<b>Cu</b>	0,009	0,009	0,013	-
<b>Fe</b>	0,3	0,3	5,0	-
<b>PT</b>	0,1	0,1	0,15	-
<b>Mn</b>	0,1	0,1	0,5	-
<b>Zn</b>	0,18	0,18	5,0	-
<b>NT*</b>	≤ 2,18	≤ 2,18	-	-

SDT = Sólidos Dissolvidos Totais (mg L<sup>-1</sup>); pH = potencial hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido (mg L<sup>-1</sup>); *E. Coli* = *Escherichia Coli* (NMP 100mL<sup>-1</sup>); Cu = cobre (mg L<sup>-1</sup> Cu); Fe = ferro (mg L<sup>-1</sup> Fe); PT = Fósforo Total (mg L<sup>-1</sup> P); Mn = manganês (mg L<sup>-1</sup> Mn); Zn = zinco (mg L<sup>-1</sup> Zn); NT = Nitrogênio Total (mg L<sup>-1</sup>). <sup>1</sup>para recreação de contato secundário; <sup>2</sup>para dessedentação de animais; <sup>3</sup>para demais usos; <sup>4</sup>para pH ≤ 7,5.

Fonte: BRASIL (2005).

Quanto ao Nitrogênio Total (NT), a Resolução CONAMA nº 357/2005 estipula valor máximo de  $2,18 \text{ mg L}^{-1}$  para Classes 1 e 2. Não há, na Resolução, concentrações máximas para Classes 3 e 4. Desta forma, considera-se que todos os pontos de amostragem são Classe 4, em virtude dos teores elevados deste parâmetro. A introdução do nitrogênio nos recursos hídricos decorre de uma gama de processos, como por exemplo pela biofixação realizada por bactérias e algas, que assimilam esse nutriente em seu tecido garantindo o nitrogênio orgânico nas águas. Entretanto, a maior preocupação para o equilíbrio ambiental é o descarte e lançamento inadequado de esgoto doméstico, que fornece altos teores de proteínas e nitrogênio amoniacal, principalmente, devido à presença de ureia hidrolisada (CETESB, 2016).

Naturalmente, o Fósforo Total (PT) pode ter origem pela deposição atmosférica, decomposição de rochas e de matéria orgânica. Pelas ações antropogênicas, o acesso desse nutriente aos corpos d'água se dá via esgoto sanitário, tendo como fonte produtos como agrotóxicos, fertilizantes, saneantes domésticos e outros (JORDÃO *et al.*, 2005). Desta forma, todos os pontos foram classificados como Classe 4, com valores de  $0,74$  até  $2,82 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$ , sendo o último 18,8 vezes maior que o permitido. Para fins de comparação, os valores usuais de fósforo para águas naturais estão entre  $0,01$  e  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  (PELLEGRINI, CAMMAROTA, 2016). Durante as coletas foi possível verificar a existência resíduos domésticos em decomposição (ricos em matéria orgânica), além do escoamento de efluentes no recurso hídrico através do CDE (P7), o que explica os níveis de fósforo mais elevados em P2 quando comparados a P1 nas duas coletas.

Os Coliformes Totais (CT) podem ocorrer em águas com alto teor de matéria orgânica e/ou decomposição de material vegetal e do solo (BRASIL, 2019<sup>a</sup>), porém, este parâmetro não está contemplado na Resolução CONAMA nº 357/2005. Para *Escherichia coli* (*E. coli*) os valores devem ser de até 4000 NMP/100 mL para águas Classe 3 (BRASIL, 2005). Sendo assim, em todos os pontos pode-se verificar a presença *E. coli* acima deste valor. Ainda, pode-se observar um aumento de CT e *E. coli* entre P1 e P2, evidenciando que o escoamento de efluentes ricos em matéria orgânica contribui para a contaminação do recurso hídrico.

De modo geral, para a área de estudo, ainda que existam parâmetros que classifiquem as águas como Classe 1, 2 ou 3, deve-se levar em consideração os parâmetros que apresentaram a maior classe. Desta forma, todos os pontos de coleta de água superficial classificam-se em águas doces Classe 4, destinadas apenas à navegação e harmonia paisagística (BRASIL, 2005).

Além dos parâmetros presentes na Resolução CONAMA nº 357/2005, foram avaliados outros que não estão contemplados pela mesma. A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um indicador importante no monitoramento ambiental e é amplamente empregada para avaliar

a quantidade de compostos orgânicos oxidáveis em águas residuais e superficiais (HUANG *et al.*, 2019), como carbono, hidrogênio de hidrocarbonetos, nitrogênio (de proteínas), enxofre e fósforo proveniente de detergentes (COPAM; CERH-MG, 2008). Alguns autores adotam um limite de 20 mg L<sup>-1</sup> de DQO como padrão de qualificação para corpos hídricos caracterizados como não poluídos (ALVES *et al.*, 2017). Neste contexto, a partir das concentrações de DQO obtidas nos pontos de amostragem, a Sanga Lagoão do Ouro pode ser classificada como um corpo hídrico poluído. Além disso, pode-se observar um aumento na concentração deste parâmetro ao longo da mesma, devido ao escoamento dos efluentes. Outro ponto a se observar é que a DQO apresentou variação entre os períodos de coleta, para um mesmo ponto. Deste modo, alguns fatores podem ter provocado esta variação, como a influência do comportamento hidrológico e as características do efluente (VASCO *et al.*, 2011).

Grande parte do território do Rio Grande do Sul possui clima do tipo Cfa, conforme a classificação de Köppen, ou seja, Subtropical Temperado. Sendo assim, o Estado exhibe vasta variação na temperatura em relação as estações do ano, com invernos e verões bem definidos (RIO GRANDE DO SUL, 2002). A Temperatura (Temp.) da água superficial apresentou valores mais elevados em todos os pontos da primeira coleta, com uma média de 23,3 °C. Já para a segunda coleta, esta média foi de 11,2 °C. Desta forma, os valores estão dentro do esperado conforme o clima da região.

Neste estudo, é possível observar uma progressão na massa de Sólidos Totais (ST) e de Sólidos Suspensos Totais (SST) apurados quanto mais à jusante se posiciona no corpo d'água. Esse aumento ocorre devido ao carreamento que a água exerce no fundo do leito (e na superfície, para SST), ao arraste de frações de solo pela precipitação e também devido ao escoamento de efluente que ocorre no corpo d'água. Para Carvalho (2008), o transporte de sólidos, principalmente SST, pode causar a degradação da qualidade de água para os usos humanos, além de impedir a penetração da luz e calor, reduzindo a atividade da fotossíntese necessária à salubridade dos corpos d' água, e alterar a vida aquática.

E relação a Dureza Total (Dur.), somente no P3 (coleta 2) a água foi classificada como mole, com valor em 31 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, sendo o restante considerado de dureza branda (50 a 150 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>), conforme Macêdo (2002). A dureza da água relaciona-se com a concentração de cátions multivalentes em solução, predominantemente cátions de cálcio e magnésio (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>), e em menor escala ferro (Fe<sup>2+</sup>), manganês (Mn<sup>2+</sup>), estrôncio (Sr<sup>2+</sup>) e alumínio (Al<sup>3+</sup>) (USEPA, 2015; BRASIL, 2006). De acordo com a UNEP (2008), a geologia da bacia de drenagem e as atividades antrópicas são os fatores que influenciam a dureza, através da dissolução de minerais contendo cálcio e magnésio e do despejo de efluentes industriais,

respectivamente (VON SPERLING, 2007). De acordo com a CETESB (2009), a Condutividade Elétrica (CE) representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Para amostras muito contaminadas por esgotos, a CE pode variar entre  $0,1 \text{ mS cm}^{-1}$  a  $10 \text{ mS cm}^{-1}$  (GASPAROTTO, 2011), sendo níveis superiores a  $0,1 \text{ mS cm}^{-1}$  considerados críticos para a biota aquática (CETESB, 2009). No presente estudo, todos os valores ficaram acima de  $0,1 \text{ mS cm}^{-1}$ .

Em relação aos metais presentes nas amostras de água superficial, a Tabela 4 apresenta os parâmetros analisados nos três pontos. Para águas doces, o Cobre (Cu) tem valores máximos permitidos de  $0,009 \text{ mg L}^{-1}$  para Classes 1 e 2 e de  $0,013 \text{ mg L}^{-1}$  para Classe 3, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Conforme detectado na área de estudo, todos os pontos estão acima de  $0,013 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo considerados Classe 4 para este parâmetro. Para o Zinco (Zn), os valores máximos são  $0,18 \text{ mg L}^{-1}$  e  $5 \text{ mg L}^{-1}$  para águas Classe 1 e 2 e Classe 3, respectivamente. Sendo assim, todos os pontos são considerados Classe 3. Uma vez que foram verificadas concentrações de Cu e Zn para todos os pontos de coleta, inclusive de efluentes, pode-se supor que a contaminação na água superficial ocorra, principalmente, pelo carreamento e lixiviação destes compostos. Em relação ao Ferro (Fe), os pontos P1 e P2 apresentaram valores acima de  $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo classificados em Classe 3. Por outro lado, P3 classifica-se como Classe 1. Para o Manganês (Mn), somente P3 pode ser considerado Classe 1 (abaixo de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ ) e para este parâmetro, P1 e P2 configuram-se como águas doces Classe 3 (até  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ). Nas águas superficiais, os níveis de Fe e Mn aumentam nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens (CETESB, 2018).

Alguns metais não estão regulamentados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces, como Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg). As maiores concentrações de K e Mg foram observadas em P2. Para o K, as concentrações em águas são usualmente menores que  $10 \text{ mg L}^{-1}$  (CETESB, 2018), entretanto os pontos P1 e P2 apresentaram concentrações acima deste valor, o que evidencia o efeito da atividade antrópica na área. Já as concentrações de Mg em águas doces variam na faixa entre 1 a  $100 \text{ mg L}^{-1}$  e dependem do tipo de rocha que forma a bacia (CETESB, 2018). Embora este elemento seja utilizado em atividades industriais, estas contribuem pouco para o encontrado na área de estudo. O maior teor de Ca foi detectado em P3 e pode estar relacionado com a aplicação de defensivos agrícolas aplicados em culturas próximas. Além disso, o tratamento e posterior lançamento de efluentes domésticos podem ter contribuído para a detecção deste elemento nos demais pontos.

Tabela 4 – Resultados dos teores totais de metais para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS), bem como para as amostras de efluente (P4, P5, P6, P7) das coletas realizadas em abril e julho de 2021.

PARÂ- METRO	ÁGUA						EFLUENTE							
	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7	
	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2
K	13,57	10,41	15,73	9,71	4,67	2,95	3,97	32,59	8,34	39,71	12,72	26,73	4,84	9,32
Ca	1,91	1,41	1,70	1,28	2,37	0,75	0,23	1,82	0,17	1,34	1,25	2,01	0,10	1,51
Mg	2,31	3,71	3,78	3,81	0,79	1,68	0,20	5,76	0,57	4,33	0,80	4,72	0,11	4,1
Cu	0,4097	0,0296	0,0300	0,0270	-	0,0496	-	0,0421	-	0,0361	-	0,0482	-	0,0217
Zn	0,0904	0,3340	0,6248	0,3093	0,0222	0,4107	0,0449	0,3453	0,0309	0,3133	0,0041	0,3293	0,0624	0,3720
Fe	0,3630	0,1800	0,3538	-	0,0608	-	0,0020	0,3240	-	0,0000	-	-	0,7980	-
Mn	0,1116	0,1336	0,3164	0,1920	-	-	-	0,0158	-	0,0021	-	0,0569	-	0,2309

P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3; P4 = ponto 4; P5 = ponto 5; P6 = ponto 6; P7 = ponto 7; K = potássio; Ca = cálcio; Mg = magnésio; Cu = cobre; Zn = zinco; Fe = ferro; Mn = manganês. Valores expressos em mg L<sup>-1</sup>.

Fonte: Autora (2021).

Em relação aos parâmetros de qualidade e lançamento de efluentes, considera-se que para estes, lançados no solo pelas fontes pontuais, devem ser observados os padrões apresentados na Portaria FEPAM nº 68/2019 (RIO GRANDE DO SUL, 2019). Desta forma, para os pontos deste estudo (P4, P5, P6 e P7), a análise foi realizada verificando se os parâmetros atendem a referida Portaria. A Tabela 5 apresenta os parâmetros contemplados.

Destaca-se que para a consulta na Portaria nº 68/2019, os valores de vazão foram utilizados. Entretanto, para os pontos P4 e P7, por estarem afogados e sem condições de medição, os valores de vazão utilizados foram os mesmos medidos por Araújo (2013), para a mesma área e fontes pontuais de lançamento de efluentes. Sendo assim, a Tabela 6 apresenta os valores de vazão para cada ponto de lançamento.

Tabela 5 – Parâmetros para o lançamento de efluentes contemplados pela Portaria FEPAM nº 68, de 08 de julho de 2019, conforme as faixas de vazão.

PARÂMETROS	PORTARIA FEPAM Nº 68/2019		
	Q < 200	200 ≤ Q ≤ 500	10.000 ≤ Q
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
SST	140	100	40
DQO	330	300	150
<i>E. Coli</i>	10 <sup>3</sup>	10 <sup>3</sup>	10 <sup>3</sup>
NT	25	25	25

Q = vazão (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>); pH = potencial hidrogeniônico; SST = Sólidos em Suspensão Totais (mg L<sup>-1</sup>); DQO = Demanda Química de Oxigênio (mg L<sup>-1</sup>); *E. Coli* = *Escherichia Coli* (NMP 100mL<sup>-1</sup>); NT = Nitrogênio Total (mg L<sup>-1</sup>).

Fonte: Rio Grande do Sul (2019).

Tabela 6 – Resultados dos valores de vazão para as amostras de efluente (P4, P5, P6, P7) das coletas realizadas em abril e julho de 2021.

Pontos de lançamento	P4	P5	P6	P7
Vazão (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	55,30	12.921,24	367,10	31,10

P4 = ponto 4; P5 = ponto 5; P6 = ponto 6; P7 = ponto 7.

Fonte: Autora (2021); adaptado de Araújo (2013).

Os maiores valores de pH foram detectados nos pontos P5 e P6, sendo 7,74 e 7,39, respectivamente. Estes valores corroboram com o estudo de Araújo (2013) e estão de acordo com a faixa típica indicada por von Sperling (2014), entre 6,7 e 8,0. Para o P7, o valor de pH encontrado foi de 5,91 na segunda coleta, estando em desacordo com a normativa da FEPAM (RIO GRANDE DO SUL, 2019). Para os SST, os pontos P7 (primeira coleta) e P5 encontram-



se acima do limite máximo permitido pela Portaria FEPAM, que são 140 e 40 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Todos os pontos estão de acordo com disposto na Portaria FEPAM para o parâmetro DQO, exceto o P5, que apresentou valores de 349,19 e 260,26 mg L<sup>-1</sup>. As coletas foram realizadas durante a pandemia do COVID-19. Desta forma, grande parte dos moradores da CEU estavam realizando suas atividades em casa, de modo a aumentar a taxa de geração de efluente doméstico oriundo de P5. Este fator também justifica os baixos teores de DQO nos demais pontos, visto que estes possuem suas fontes de efluentes em prédios de ensino, Reitoria e laboratórios, que estavam parcialmente desocupados durante a pandemia.

Em relação a *E. coli*, todos os pontos ultrapassaram o permitido pela Portaria FEPAM, sendo os maiores valores em P4 e P5. A determinação da bactéria *E. coli* é utilizada para indicar contaminação exclusivamente de origem fecal, visto que é oriunda do trato intestinal de animais de sangue quente. Nesse sentido, o P4 apresenta características de esgoto sanitário sem tratamento e ainda recebe o escoamento de P5 e P6. Já o P5 é composto por esgoto doméstico e industrial, e recebe tratamento antes de ser lançado ao solo.

Todos os pontos de coleta estão acima do limite máximo permitido para NT. Entretanto, conforme o efluente escoar no solo em direção à P7, os níveis de NT diminuem de forma significativa. Esta redução pode ser justificada pelo processo de remoção biológica do NT através de microrganismos. Analogamente à temperatura da água superficial, a temperatura das amostras de efluente apresentou valores elevados na primeira coleta e mais amenos para a segunda coleta, com média de 24,2 °C e 12,5 °C, respectivamente. Quanto ao OD, as amostras apresentaram teores variáveis, sendo o menor em P4 (1,58 mg L<sup>-1</sup>) e o maior em P7 (10,49 mg L<sup>-1</sup>).

Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de PT na faixa de 6,0 a 10,0 mg L<sup>-1</sup> (CETESB, 2018). Na área de estudo, os valores tiveram grande variação, com destaque para o P5 (17,94 mg L<sup>-1</sup>), que é composto por efluente doméstico. O transporte de PT de solos para ambientes aquáticos, via escoamento superficial por exemplo, pode criar condições nutricionais favoráveis ao crescimento excessivo de fito e zooplâncton, além de plantas aquáticas superiores, causando a eutrofização. Este crescimento exagerado causa alteração de pH, aumento na demanda biológica de oxigênio e na turbidez e liberação de toxinas, que podem causar morte de peixes e outros animais.

O P7 apresentou os menores valores para os parâmetros CE, ST, SDT e CT. Os maiores valores foram encontrados nos pontos de lançamento de efluentes P5 e P6. Os efluentes são lançados na parte superior do terreno e percolam no solo ou em plantas até serem coletados na

parte inferior (P7), o que pode favorecer a decomposição de substâncias de forma que não ocorra danos ao ecossistema. Isso acontece pois alguns processos naturais conseguem realizar o tratamento do esgoto desde que haja condições para a evolução, reprodução e crescimento dos microrganismos e que não ocorra sobrecarga (CAVINATTO; PAGANINI, 2007).

Na área de estudo, com o passar dos anos, novos cursos foram implementados e os prédios que já existiam foram ampliados. Além disso, com o crescimento da demanda hídrica e decorrente produção de esgoto, possivelmente pode ter ocorrido uma sobrecarga no sistema de tratamento e uma queda no controle e na remoção dos contaminantes presentes. Nesse contexto, o Art. 2º da Resolução CONAMA nº 430/2011 que dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, determina que a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não pode causar poluição ou contaminação de águas superficiais e subterrâneas (BRASIL, 2011). Considerando a entrada de efluentes no sistema pelo lançamento das FPs e a saída no P7 (CDE), verificou-se uma redução dos parâmetros CE, ST, SDT e CT, porém não o suficiente para que a qualidade do corpo d'água não seja afetada. Desta forma, o sistema de tratamento utilizado não se apresenta adequado para a realidade dos efluentes lançados, estando subdimensionado. Além disso, destaca-se que esta pesquisa foi realizada durante a pandemia do COVID-19, onde o local estava, em parte, desocupado.

Em relação aos metais presentes nas amostras de efluente, a Tabela 5, apresentada anteriormente, mostra as concentrações detectadas nos quatro pontos de coleta. O Cobre (Cu) apresentou concentrações entre 0,0217 e 0,0482 mg L<sup>-1</sup>. Já o Zinco (Zn) apresentou concentrações entre 0,0041 e 0,372 mg L<sup>-1</sup>. Segundo a CETESB (2018), o Cu no meio ambiente pode ter origem com o uso de algicidas, efluente de estações de tratamento de esgotos e uso de produtos agrícolas contendo este composto. Lisbôa *et al.* (2021) destacam que, no solo, o Cu e o Zn originam-se de fontes de poluição semelhantes e citam que o incremento do teor de Zn no solo foi influenciado pela adição do efluente lançado pelas FPs. Além disso, a disponibilidade do Cu no solo aumenta devido à baixa capacidade de retenção, o que pode resultar em um maior dano ambiental (GIROTTI *et al.*, 2014).

O Ferro (Fe) apresentou concentrações entre 0,002 e 0,7980 mg L<sup>-1</sup> e os teores de Manganês (Mn) foram observados na faixa de 0,0021 e 0,2309 mg L<sup>-1</sup>. Assim como constatado para Cu e Zn, Lisbôa *et al.* (2021) afirmam que existe uma correlação positiva entre os valores de Fe e Mn no solo da área de estudo, sendo ambos os metais provenientes de fonte natural em decorrência de seus níveis abundantes e, portanto, não afetados por atividades humanas. Entretanto, o Fe foi verificado apenas a partir de P4, o que sugere que este composto esteja sendo originado em outra fonte pontual de lançamento entre P4 e P7.

As concentrações de Potássio (K) foram as maiores detectadas, entre 3,97 e 39,71 mg L<sup>-1</sup>. De acordo com a CETESB (2018), o K é encontrado naturalmente em concentrações muito baixas, já que as rochas que contém K são relativamente resistentes às ações do tempo. Contudo, sais de potássio são amplamente utilizados nas atividades industriais e em fertilizantes de uso agrícola. O Cálcio (Ca) apresentou teores entre 0,1 a 2,01 mg L<sup>-1</sup>. Já o Magnésio (Mg) apresentou concentrações entre 0,11 e 5,76 mg L<sup>-1</sup>. A variação da concentração destes elementos nas amostras analisadas pode estar ligada com as variações litológicas presentes na área de estudo ou com a descarga de efluente. Ainda, o Ca pode ter relação com uso de produtos agrícolas ligados à atividade antrópica de cultivo na região.

Em outras pesquisas realizadas na área de estudo, já foram constatadas alterações no solo devido ao lançamento de efluentes. Lisbôa *et al* (2021) afirmam que a contaminação se torna maior nos pontos mais próximos às FPs ou ao CDE e destacam que mesmo em cotas mais altas ou em locais mais distantes do lançamento de efluentes, há o incremento da matéria orgânica e dos teores de metais pesados no solo. Conforme o trajeto do escoamento do efluente, de P5 e P6 até P7 (CDE), percebe-se um aumento nas concentrações de Zn, Mn e Fe. O contrário ocorre com K, Ca, Mg, Cu, sendo possível observar uma diminuição dos teores destes elementos. Desta forma, os solos podem ser considerados filtros naturais de contaminantes, podendo absorver e reter os metais pesados. No entanto, quando essa capacidade é reduzida, devido ao carregamento contínuo, os solos podem liberar os metais na solução e estes chegarem nas águas, se tornando disponíveis para serem assimilados por plantas e organismos (MAPANDA *et al.*, 2005)

## 5.2 ANÁLISE DA PRESENÇA DE AGROTÓXICOS

Na Tabela 7 estão apresentados os 11 agrotóxicos (herbicidas, fungicidas e inseticidas) detectados nas coletas realizadas nesta pesquisa. Foi possível detectar a presença de 2,4-D e clomazone em níveis quantificáveis pelo método em todos os pontos. Os ingredientes ativos de carbendazim, imazetapir e picoxistrobina também foram detectados em todos os pontos de coleta, entretanto, para alguns, os níveis foram menores que o limite de quantificação do método (< LOQ). Não foram detectados diuron e fipronil no P3. Por outro lado, somente neste ponto foi constatada a presença de imazapique (< LOQ), imidacloprido, tebuconazol (< LOQ) e tiametoxam.

Tabela 7 – Resultados das concentrações de resíduos de agrotóxicos para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFMS, Santa Maria/RS).

COMPOSTO	TIPO	CLASSIFICAÇÃO TOXICOLÓGICA (ANVISA)	P1	P2	P3	LOD	LOQ
2,4-D	Herbicida	Classe I – ET	0,143	0,208	0,116	0,012	0,040
Carbendazim	Fungicida	Classe III – MT	0,074	0,076	< LOQ	0,006	0,020
Clomazone	Herbicida	Classe III – MT	0,225	0,183	0,131	0,006	0,020
Diuron	Herbicida	Classe III – MT	0,085	0,098	n.d.	0,006	0,020
Fipronil	Inseticida	Classe III – MT	0,058	0,091	n.d.	0,006	0,020
Imazapirique	Herbicida	Classe II – AT	n.d.	n.d.	< LOQ	0,012	0,040
Imazetapir	Herbicida	Classe III – MT	< LOQ	< LOQ	0,076	0,006	0,020
Imidacloprido	Inseticida	Classe IV – PT	n.d.	n.d.	0,061	0,006	0,020
Tiametoxam	Inseticida	Classe III – MT	n.d.	n.d.	0,074	0,006	0,020
Picoxistrobina	Fungicida	Classe II – AT	< LOQ	< LOQ	< LOQ	0,006	0,020
Tebuconazol	Fungicida	Classe IV – PT	n.d.	n.d.	< LOQ	0,006	0,020

P1 = Ponto 1; P2 = Ponto 2; P3 = Ponto 3.

ET = Extremamente Tóxico; AT = Altamente Tóxico; MT = Moderadamente Tóxico; PT = Pouco Tóxico  
n.d. = não detectado ( $\leq$  LOD).

< LOQ = menor que o LOQ, ou seja, o composto está presente na amostra em nível de concentração que não pode ser quantificado pelo método.

LOD – Limite de detecção do método (do inglês *Limit Of Detection*) em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

LOQ – Limite de quantificação do método (do inglês *Limit Of Quantification*) em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Dentre os agrotóxicos encontrados, somente o herbicida 2,4-D possui um valor máximo permitido para águas superficiais de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, sendo  $4,0 \mu\text{g L}^{-1}$  para águas doces Classe 1 e 2 e  $30,0 \mu\text{g L}^{-1}$  para Classe 3. O 2,4-D é recomendado para as culturas de cana-de-açúcar, trigo, milho, soja e arroz (ARCAUTE; SOLONESKI; LARRAMENDY, 2016), sendo aplicado diretamente no solo ou sobre a folhagem da planta (PINTO, 2021). Devido ao seu intenso uso, aos baixos coeficientes de adsorção e alta solubilidade em água ( $600 \text{ mg L}^{-1}$ ) (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005), suas moléculas apresentam alta mobilidade em água e acabam atingindo facilmente os ecossistemas aquáticos (BOIVIN *et al.*, 2005). Estudos relataram que até  $860 \text{ mg/ha}$  de 2,4-D podem ser perdidos por escoamento após sua aplicação no campo (GONZALEZ *et al.*, 2016).

Assim como o 2,4-D, os herbicidas clomazone e imazetapir e os fungicidas carbendazim e picoxistrobina foram encontrados nos três pontos de água superficial. De acordo com a ANVISA, o clomazone está registrado no Brasil para o uso nas culturas de algodão, arroz, batata, cana-de-açúcar, eucalipto, fumo, mandioca, melão, milho, pimentão e soja. (ANVISA, 2020a) e o imazetapir é comumente utilizado nas culturas de amendoim, arroz, soja e feijão (ANVISA, 2020b). Já o carbendazim tem seu uso aprovado para aplicação foliar nas culturas de algodão, cevada, citros, feijão, maçã, milho, soja e trigo e para o tratamento de sementes de algodão, arroz, feijão, milho e soja (ANVISA 2021a) e a picoxistrobina para as culturas de algodão, arroz, batata, café, cana-de-açúcar, feijão, maçã, milho, soja, tomate e trigo e pós

colheita para mamão, manga e melão (ANVISA 2020c). Desta forma, a presença destes agrotóxicos nos pontos de água superficial provavelmente é decorrente da existência de lavouras de arroz, soja, milho e trigo em áreas próximas a área estudada.

Outros trabalhos também identificaram os compostos 2,4-D, clomazone, imazetapir, carbendazim, picoxistrobina, entre outros, como contaminantes em água superficial, corroborando com os dados encontrados nesta pesquisa. Siede (2018) encontrou resíduos de 2,4-D com concentração de  $0,423 \mu\text{g L}^{-1}$  e clomazone entre  $0,193$  e  $1,036 \mu\text{g L}^{-1}$  em amostras de água superficial em açudes próximos a lavouras de soja, milho, trigo e aveia, na Região Noroeste do estado do Rio Grande do Sul. A autora relacionou a presença destes compostos nas águas em decorrência do escoamento superficial e dos processos de deriva, que contribui para o carreamento dos resíduos para os açudes. A pluviosidade acentuada também pode ter contribuído para os resultados encontrados.

Em estudos realizados na região das nascentes do Rio Araguaia (divisa de Goiás e Mato Grosso), Morais (2009) relatou o potencial de contaminação de águas e solos decorrente do uso de imazetapir em culturas de soja e milho. Montagner *et al.* (2014) desenvolveram um método analítico para determinação em águas de 12 agrotóxicos comumente usados na agricultura. As análises foram realizadas em amostras de água superficial de 13 rios localizados no estado de São Paulo e em amostras de água tratada. Foram detectados nove agrotóxicos nas amostras de água superficial e os resultados evidenciaram a contaminação, principalmente, por carbendazim.

Nos pontos P1 e P2 foram encontrados somente os compostos diuron e fipronil, com concentrações entre  $0,058$  e  $0,098 \mu\text{g L}^{-1}$ . O diuron é um herbicida pré/pós emergente, utilizado para o controle de ervas daninhas nas culturas de abacaxi, alfafa, algodão, banana, cacau, café, cana-de-açúcar, citros, eucalipto, seringueira, soja e uva. Também é usado como dessecante para o algodão e aplicado em pós-emergência nas culturas de milho e trigo (ANVISA, 2020d). É considerado moderadamente tóxico e persistente no solo e na água e, dependendo das condições ambientais, seu tempo de meia vida pode variar entre 1 mês e 1 ano (BERNARDES *et al.*, 2011). Já o fipronil é um inseticida, formicida e cupinicida amplamente utilizado no controle de pragas nas culturas de batata, cana-de-açúcar, milho, algodão, arroz, soja, feijão, milho, trigo, entre outros (ANVISA, 2021b) e também utilizado no uso doméstico e veterinário contra baratas, formigas, pulgas e carrapatos, e na preservação da madeira contra cupins.

Pode-se observar que as concentrações de diuron e fipronil sofreram um aumento de P1 para P2, evidenciando a possível utilização destes compostos nas culturas próximas, bem como a persistência destes conforme o trajeto do corpo d'água. Para o fipronil, ainda há a

possibilidade de contribuição pelo seu uso doméstico e veterinário, onde o produto é eliminado pela população através dos efluentes sanitários e, conseqüentemente, está em maior teor em P2.

Ali *et al.* (2014) verificaram a presença de diuron em recifes de corais e na zona costeira ao redor da Península da Malásia, e relataram que a agricultura era o principal fator de contaminação, seguida de outros usos urbanos e atividades de navegação. Os autores ainda relataram que o diuron pode ser transportado durante a temporada de chuvas para o ambiente aquático, sendo necessário avaliar esse efeito acumulativo em longo prazo nas espécies aquáticas. Nos Estados Unidos, Demcheck e Skrobialowski (2003) analisaram os teores de fipronil e seus metabólitos em águas de superfície e sedimentos do rio Mermentau, em áreas próximas a culturas de arroz. As concentrações máximas encontradas foram de 5,29  $\mu\text{g L}^{-1}$  e 5,19  $\mu\text{g L}^{-1}$  em março e abril, respectivamente. Bobé *et al.* (1998) avaliaram a degradação do fipronil em matriz aquosa, na ausência de luz, a 22°C e em diferentes níveis pH. O inseticida se manteve estável em solução ácida ( $\text{pH} \leq 7$ ) e neutra ( $\text{pH} = 7$ ), sendo que 80% do composto permaneceu na água após 100 dias.

Somente no P3 foram encontradas concentrações de imazapique, tebuconazol, imidacloprido e tiametoxam, todos com possível utilização em culturas de arroz, sendo somente os dois últimos quantificados pelo método. O imidacloprido pode ter sua entrada nos corpos d'água tanto pela sua aplicação na agricultura quanto pelos usos urbanos (HLADIK; KOLPIN, 2016), através do lançamento de esgotos devido ao uso como medicamento para tratamentos veterinários (WANG *et al.*, 2018). Já o tiametoxam é considerado moderadamente persistente no solo e possui baixo potencial de transporte em água quando associado a sedimento, entretanto, um alto potencial quando dissolvido na mesma.

A presença de imazapique, tebuconazol, imidacloprido e tiametoxam no P3 pode ser atribuída pela existência das lavouras de arroz, principalmente arroz irrigado, visto que há uma lavoura deste tipo a uma distância de aproximadamente 900 metros da área de estudo. No Rio Grande do Sul (RS), o arroz irrigado é uma importante atividade agrícola e econômica, com área total na safra de 2020/2021 de 945.972 hectares no estado, sendo destes 12.770 hectares cultivados e produção de 105.127 toneladas no município de Santa Maria/RS (INSTITUTO RIOGRANDENSE DE ARROZ, 2021). Além disso, pelo P3 escoo o efluente tratado de áreas agrícolas próximas a área de estudo, incluindo o efluente da lavoura de arroz.

Durante 12 campanhas de monitoramento, Britto *et al.* (2017) constataram a presença de tebuconazol nas águas superficiais do rio Betume, no Sergipe. Os autores explicaram a sua presença em virtude de sua maior solubilidade em água e aplicação mais frequente que os demais princípios ativos na área. Na presente pesquisa, o tebuconazol foi encontrado abaixo do

limite de quantificação, o que também pode ser justificado por sua maior solubilidade e tempo de meia vida em água relativamente curto – entre 7 e 28 dias (CALDAS; SOUZA, 2010).

Sánchez-Bayo, Goka e Hayasaka (2016) evidenciaram a presença de seis dos sete neonicotinóides em corpos d'água em todo o mundo. Os maiores teores encontrados foram para o imidacloprido e para o tiametoxam, com valores de 320 e 225  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. No estado do Paraná, De Souza *et al.* (2019) avaliaram a presença de 14 agrotóxicos em água superficial e água de abastecimento público. Os agrotóxicos de maior frequência foram o carbendazim, imidacloprido, atrazina, diuron e azoxistrobina em concentrações que variaram entre 0,0071 e 0,265  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Na água de abastecimento público, a frequência de detecção foi de 95% para o imidacloprido, 58% para o azoxistrobina, 79% para o atrazina, 83% para o diuron e 8% para o carbendazim.

Em todos os pontos do presente estudo foi possível observar a presença de pelo menos um agrotóxico. A ocorrência de resíduos de agrotóxicos em águas superficiais de rios, córregos, arroios e lagoas, que recebem o aporte de água de drenagem de lavouras de arroz irrigado ou que estão perto de outras lavouras configura-se como um indicador de que práticas de manejo mais adequadas devem ser adotadas, com o objetivo de dirimir ou mitigar a contaminação do ecossistema.

### 5.3 ANÁLISE DA PRESENÇA DE FÁRMACOS

A concentração de resíduos de fármacos na água superficial está apresentada na Tabela 8. Nos três pontos é possível observar a presença de albendazol, cafeína e diclofenaco em níveis quantificáveis pelo método. Atenolol, clindamicina, lincomicina, propranolol, paracetamol, sulfametoxazol e trimetoprim não foram detectados em P3. Em contrapartida, somente neste ponto foi detectada a presença de albendazol-sulfóxido.

Dos 11 fármacos detectados neste estudo, dez estão presentes em P1. Os quatro antibióticos (clindamicina, lincomicina, sulfametoxazol e trimetoprim), os dois anti-hipertensivos (atenolol e propranolol) e o paracetamol foram observados em P1 e P2. Além destes compostos, o albendazol, a cafeína e o diclofenaco também foram detectados nestes pontos, além de P3. Sugere-se que a presença destes compostos em P1 seja proveniente da região onde se encontra o Hospital Universitário de Santa Maria (HUSM), visto que os efluentes do HUSM são tratados e posteriormente lançados em um córrego (Arroio Mariano da Rocha), que se une com a Sanga Lagoão do Ouro à montante de P1.

Tabela 8 – Resultados das concentrações de resíduos de fármacos para amostras de água superficial (P1, P2, P3) da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS).

COMPOSTO	TIPO	P1	P2	P3	LOD	LOQ
Albendazol	ANTP	0,061	0,062	0,037	0,003	0,010
Albendazol-sulfóxido	ANTP	n.d.	n.d.	0,023	0,006	0,020
Atenolol	AHP	0,184	0,183	n.d.	0,012	0,040
Clindamicina	ATM	0,411	0,345	n.d.	0,003	0,010
Cafeína	EST	69,361	65,609	1,652	0,012	0,040
Diclofenaco	AINE	0,202	0,229	0,033	0,006	0,020
Lincomícida	ATM	0,162	0,135	n.d.	0,012	0,040
Propranolol	AHP	0,013	0,015	n.d.	0,003	0,010
Paracetamol	AINE	23,630	21,349	n.d.	0,030	0,100
Sulfametoxazol	ATM	0,186	0,186	n.d.	0,003	0,010
Trimetoprim	ATM	0,074	0,071	n.d.	0,012	0,040

ANTP = Antiparasitário; AHP = Anti-hipertensivo; ATM = Antimicrobiano; EST = Estimulante; AINE = Anti-inflamatório não esteroide; P1 = Ponto 1; P2 = Ponto 2; P3 = Ponto 3; n.d. = não detectado ( $\leq$  LOD).

LOD – Limite de detecção do método (do inglês *Limit Of Detection*) em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

LOQ – Limite de quantificação do método (do inglês *Limit Of Quantification*) em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Os antibióticos são utilizados no tratamento de infecções causadas por diferentes bactérias, o que pode explicar a sua maior diversidade e a variação nas concentrações detectadas. A menor concentração foi de  $0,071 \mu\text{g L}^{-1}$  (trimetoprim), enquanto que a concentração máxima, entre os antibióticos, foi de  $0,411 \mu\text{g L}^{-1}$  (clindamicina). Kong *et al.* (2021) investigaram a distribuição, abundância e o risco relacionado a presença de 39 antibióticos em um lago na China. Os resultados mostraram que 19, dos 39 antibióticos foram detectados em pelo menos um dos locais de amostragem. A lincomícida foi encontrada em 76,6% das amostras, seguida pela clindamicina (72,7%). Chaib *et al.* (2019) determinaram a ocorrência de sete antibióticos em 96 amostras de água superficial na cidade de Fez no Marrocos, o sulfametoxazol estava presente com concentrações entre  $0,0019 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $0,553 \mu\text{g L}^{-1}$  e o trimetoprim com concentrações entre  $0,002 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $0,264 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Apesar do predomínio de antibióticos, foram evidenciadas concentrações significativas de paracetamol e cafeína em P1 e P2, com valores de acima de  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $65 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. A cafeína ainda foi encontrada em pequena concentração em P3, o que sugere a ocorrência de outras fontes de lançamento de efluentes neste ponto. As quantidades elevadas de cafeína podem ser um indicativo do amplo uso pela população, seja pelo consumo generalizado de produtos, como alimentos, bebidas e medicamentos, até mesmo para fins veterinários. Além disso, a cafeína está presente na erva mate, produto utilizado para preparo do chimarrão e, devido aos hábitos culturais do Rio Grande do Sul, o efluente acaba por se tornar rico em cafeína (MACHADO *et al.*, 2016b). Esta substância é amplamente utilizada



como indicador de atividade antropogênica em ambientes naturais, uma vez que sua ocorrência está diretamente associada à entrada de esgoto doméstico não tratado nos compartimentos ambientais (IDE *et al.*, 2017). Campanha *et al.* (2015) relataram a presença de cafeína em concentração de até 129,58  $\mu\text{g L}^{-1}$  no rio Monjolinho, em São Paulo. Ide *et al.* (2017) constataram que a cafeína foi o produto farmacêutico com maior frequência de detecção (58%), com concentração máxima de 27  $\mu\text{g L}^{-1}$  na Bacia do Alto Iguaçu, em Curitiba/PR.

O paracetamol é amplamente utilizado devido as suas propriedades analgésicas e antipiréticas. Após ingerido, 80 a 90% do composto é transformado em metabólitos, que são eliminados através da urina (MAZALEUSKAYA *et al.*, 2015). K'oreje *et al.* (2012) reportaram que o paracetamol é a terceira droga mais consumida no Quênia, apresentando concentrações de até 16  $\mu\text{g L}^{-1}$  em águas superficiais. Ghiselli (2006) constatou a ocorrência de paracetamol em esgoto sanitário e em efluente de ETE nas respectivas concentrações de 18,1  $\mu\text{g L}^{-1}$  e 59  $\mu\text{g L}^{-1}$ . O paracetamol também foi encontrado em águas superficiais em um estudo realizado em Pernambuco, com concentrações entre 3  $\mu\text{g L}^{-1}$  e 42  $\mu\text{g L}^{-1}$  (VERAS *et al.*, 2019). As concentrações relativamente altas dos estudos apresentados podem ser comparadas com a presente pesquisa e podem ser explicadas pelo uso comum e facilidade de acesso (medicamento isento de prescrição médica) desse analgésico.

As concentrações dos dois anti-hipertensivos detectados neste estudo, atenolol e propranolol, foram similares em P1 e P2, com uma média de 0,1835 e 0,014  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Ambos os medicamentos pertencem a uma classe de remédios preventivos para a enxaqueca, denominada  $\beta$ -bloqueadores, sendo amplamente consumidos e chegando ao meio ambiente, onde também exercem suas ações, como o bloqueio de atividades adrenérgicas (GOODMAN *et al.*, 2012). Atenolol, propranolol, metropolol e sotalol, de acordo com Godoy, Kummrow e Pamplin (2015), são os anti-hipertensivos encontrados com maior frequência em ambientes aquáticos, por serem da classe de medicamentos mais consumidos em todo o mundo. Resultados semelhantes aos obtidos no presente estudo também são descritos por De Souza (2015) ao detectar concentrações de atenolol entre 0,0152 e 0,67  $\mu\text{g L}^{-1}$  nos rios Jundiá e Ribeirão Pirai, em São Paulo/Brasil. Para propranolol, os valores encontrados ficaram entre 0,005 e 0,053  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Ainda, as concentrações detectadas para o atenolol foram similares ao achado por Kim *et al.* (2009), nas águas do Rio Mankyun, Coreia do Sul, de 0,16  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Além disso, o propranolol também tem sido relatado com baixas concentrações em estudos realizados no Brasil (THOMAS *et al.*, 2014), Portugal (MADUREIRA *et al.*, 2009), e Coreia do Sul (KIM *et al.*, 2009), com valores médios inferiores a 0,05  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Além da cafeína, todos os pontos apresentaram teores de diclofenaco e albendazol. O diclofenaco é muito utilizado para eliminação de dor e inflamação em doenças reumáticas, podendo ser administrado por via oral, retal e intramuscular. É eliminado principalmente pelo metabolismo hepático e apresenta excreção urinária e biliar. (TODD; SORKIN, 1988). A presença de diclofenaco foi observada em amostras de rios na Espanha com concentração máxima de  $0,61 \mu\text{g L}^{-1}$  (FARRÉ *et al.*, 2001) e em um lago na Alemanha, com concentração máxima de  $0,272 \mu\text{g L}^{-1}$  (QUINTANA; REEMTSMA, 2004). No Brasil, Mizukawa (2016) realizou a quantificação de substâncias emergentes em Curitiba, especialmente nas águas superficiais dos rios Atuba, Belém e Palmital, detectando concentrações entre  $0,01$  e  $4,88 \mu\text{g L}^{-1}$ . Essa região apresenta descargas de efluentes domésticos e é utilizada para abastecimento humano. O diclofenaco também foi detectado em amostras de água dos ribeirões Pinheiros ( $0,096 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e Anhumas ( $0,11 \mu\text{g L}^{-1}$ ) no município de Campinas, São Paulo (MONTAGNER; JARDIM, 2011), e no Rio Iguazu ( $0,285 \mu\text{g L}^{-1}$ ), no município de Curitiba, Paraná (KRAMER *et al.*, 2015), valor que está mais próximo do que os detectados no presente estudo.

Já o albendazol é um anti-helmíntico amplamente utilizado na medicina humana e veterinária. Além disso, para a medicina veterinária o uso de seu metabólito albendazol-sulfóxido é comum, dado que este mantém as características do medicamento original (PRCHAL *et al.*, 2016). Nesse contexto, os medicamentos veterinários são introduzidos em ambientes aquáticos após serem eliminados por vias de excreção de animais, descarte inadequado de embalagens, aplicações de estrume em terras agrícolas e acesso dos animais aos recursos hídricos (GAO *et al.*, 2013), o que explica a presença do albendazol e seu metabólito, albendazol-sulfóxido em P3, dado que este ponto recebe os efluentes tratados de uma lavoura de arroz irrigado. Em um estudo realizado nas águas superficiais do rio Tuojiang, na China, Chen *et al.* (2021) relataram concentrações de albendazol entre  $0,0004$  a  $0,011 \mu\text{g L}^{-1}$ . Mooney *et al.* (2021) analisaram amostras de águas superficiais e subterrâneas por todo o território da Irlanda e detectaram concentrações médias de albendazol de  $0,0207 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $0,0031 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Para o albendazol sulfóxido, as concentrações foram de  $0,0063 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $0,0056 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Estes estudos ainda estão abaixo do encontrado na presente pesquisa, cuja concentração média para o albendazol foi de  $0,053 \mu\text{g L}^{-1}$  e para o albendazol sulfóxido foi de  $0,023 \mu\text{g L}^{-1}$ , o que evidencia ainda mais a problemática da contaminação da área por estes compostos.

Uma vez que são ingeridos, os fármacos podem ser excretados como composto original, conjugados ou em forma de metabólitos, chegando ao ambiente aquático através do esgoto

doméstico. A principal preocupação é que, mesmo em quantidades muito baixas, os fármacos podem apresentar efeitos indesejáveis e deletérios a diversos organismos.

Desta forma, com base nos valores encontrados na presente pesquisa, sugere-se que a ocorrência dos fármacos detectados na água superficial esteja relacionada com os fatores acima supracitados. Além disso, houve pouca ou nenhuma variação nas concentrações dos compostos entre P1 e P2, o que demonstra a contribuição pelo lançamento de efluentes, a permanência e o carreamento destes ao longo do trajeto do rio e a tentativa do corpo d'água em realizar sua autodepuração.

#### 5.4 AVALIAÇÕES BIOQUÍMICAS

No Apêndice C estão apresentados os resultados das avaliações bioquímicas realizadas para cada tecido biológico dos peixes. No intestino, os níveis de peroxidação lipídica diferiram significativamente em todos os pontos no 3º e no 7º dia de exposição (Figura 4). No 10º dia, P2 diferiu significativamente dos demais pontos. Na Figura 4 pode-se observar que os organismos expostos a amostra de P2 apresentaram o maior dano por peroxidação lipídica no intestino com o passar do tempo. De acordo com a correlação presente no Apêndice D, a peroxidação lipídica no intestino está relacionada com os valores encontrados de CT (0,98), Zn (0,97), Mn (0,89) e 2,4-D (0,91), que para o P2 são os maiores valores observados quando comparado com os demais pontos. Além disso, este ponto apresenta os piores valores de qualidade da água, bem como a presença de agrotóxicos, metais e fármacos, que provavelmente estão influenciando este resultado.

O aumento dos níveis de TBARS em peixes é um indicativo de estresse oxidativo e diversos autores já demonstraram este comportamento em seus estudos (CLASEN *et al.*, 2018; CHEN *et al.*, 2011). Kaya *et al.* (2015) verificaram os efeitos de óxido de zinco na bioacumulação e estresse oxidativo em tilápias (*Oreochromis niloticus*) e relataram um aumento nos níveis de TBARS no intestino no decorrer do estudo, que durou 14 dias. Rajeshkumar *et al.* (2017) investigaram os efeitos de diversos metais no intestino e outros órgãos de *Cyprinus carpio* durante 30 dias. Os autores relataram um aumento nos níveis de peroxidação lipídica com o passar o tempo e mostraram uma comparação entre a exposição dos peixes em um só metal e em múltiplos metais, evidenciando que a mistura destes compostos acarretaram em danos lipídicos que quase duplicaram em comparação com o grupo controle.

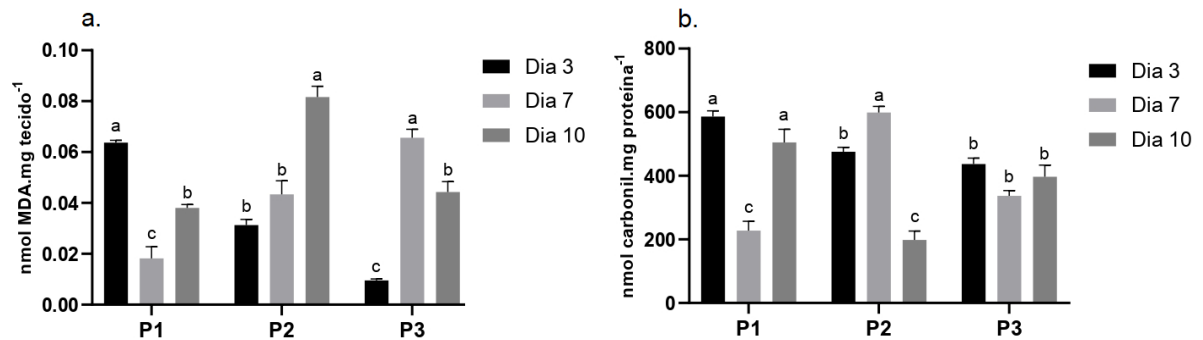
Em relação aos níveis de proteína carbonil no intestino, no 3º dia o P1 diferiu significativamente dos demais e apresentou o maior nível quando comparado com P2 e P3. Nos

dias 7 e 10, todos os pontos diferiram significativamente. Entretanto, do dia 3 para o dia 7 é possível observar uma diminuição nos níveis de proteína carbonil em P1 e P3, e um aumento em P2. Já no 10º dia de exposição, ocorreu o inverso: os níveis em P1 e P3 aumentaram e em P2 diminuíram. Pode-se constatar ainda que os pontos P1 e P3, conforme a Figura 4, apresentaram um comportamento semelhante para este dano. Este comportamento pode ser explicado pelos menores níveis de CT, Zn e 2,4-D detectados nestes pontos, evidenciando e corroborando com o encontrado pela correlação de Pearson, que mostra uma relação inversa entre estes parâmetros e a formação de proteínas carboniladas no intestino, sendo -0,90, -0,90 e -0,80 para CT, Zn e 2,4-D, respectivamente. Novamente, o P2 apresentou os maiores níveis (dia 7), evidenciando a contaminação pelos poluentes detectados neste ponto.

Assim como o aumento dos níveis de TBARS, a formação de proteína carbonil também é um resultado do estresse oxidativo. Entretanto, nesse caso, as EROs promovem alterações em proteínas do grupo amino, modificando sua estrutura e função (REQUENA; LEVINE; STADTMAN, 2003) e ocasionando danos à integridade dos tecidos (DA COSTA *et al.*, 2021), inclusive o intestino. Li, Li e Randak (2010) avaliaram os efeitos da exposição de *Oncorhynchus mykiss* em um agrotóxico através da análise das enzimas antioxidantes e índices de estresse oxidativo. Os resultados mostraram que a exposição do organismo por 30 dias ocasionou estresse oxidativo, com níveis elevados de peroxidação lipídica e carbonilação de proteínas no intestino em comparação com o grupo controle. Os autores ainda associaram que o dano oxidativo ocorreu pela geração das EROs frente ao agrotóxico.

No presente estudo, os níveis de peroxidação lipídica nas brânquias não apresentaram diferença significativa entre os pontos no 3º e no 10º dia de exposição (Figura 5). No 7º dia, é possível observar um aumento significativo no P3 em relação aos demais pontos, que não diferiram significativamente entre si. Ainda, a Figura 5 mostra que P1 e P2 apresentaram um comportamento semelhante, com redução do dano no 7º dia e posterior aumento no 10º dia. Já P3 apresentou o comportamento inverso: aumento do dano no 7º dia e redução no 10º.

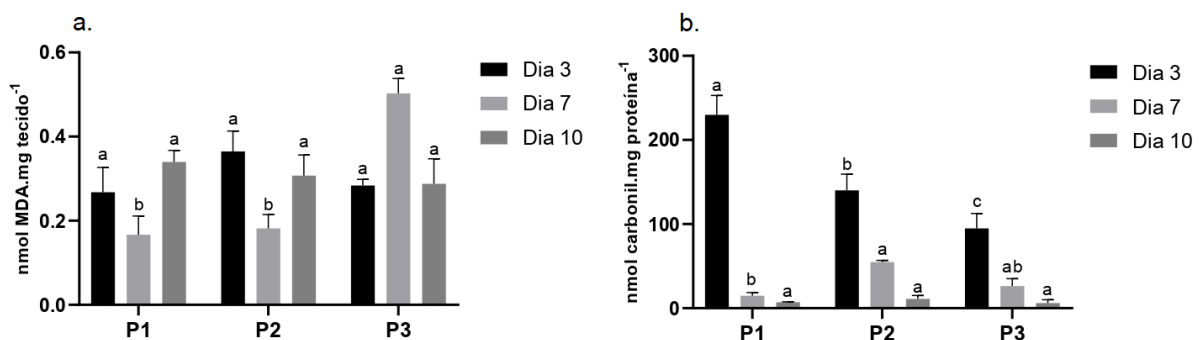
Figura 4 – Peroxidação lipídica (a) e proteínas carboniladas (b) em intestino na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias.



P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3. Letras diferentes correspondem a diferença significativa entre os pontos em um mesmo dia em uma significância de 95% ( $p \leq 0.05$ ).

Fonte: Autora (2021).

Figura 5 – Peroxidação lipídica (a) e proteínas carboniladas (b) em brânquias na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias.



P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3. Letras diferentes correspondem a diferença significativa entre os pontos em um mesmo dia em uma significância de 95% ( $p \leq 0.05$ ).

Fonte: Autora (2021).

As brânquias exercem um papel importante na regulação osmótica e iônica dos peixes, dado que são o primeiro órgão de contato destes animais com o ambiente (VENTURA-LIMA *et al.*, 2009). Além disso, as mesmas exercem funções vitais, tais como respiração, osmorregulação, excreção e ainda constituem o local de entrada e de depuração de contaminantes ambientais (KOEHLER, 2004). Dessa forma, por estarem em contato direto com o ambiente aquático, as brânquias são consideradas indicadoras no que diz respeito à contaminação das águas superficiais, sendo o primeiro órgão a reagir às condições desfavoráveis de um ambiente (BARRETO, 2007). Diversos estudos indicam que as brânquias são o tecido mais sensível à indução de peroxidação lipídica por agrotóxicos devido à sua menor capacidade antioxidante em comparação a outros órgãos (SAYEED *et al.*, 2003). Nesse sentido,

no P3 foram identificados nove dos 11 agrotóxicos detectados neste estudo, corroborando com o encontrado por Baldissera *et al.* (2018), Gonçalves *et al.* (2020) e Sachi *et al.* (2021), que também obtiveram níveis elevados de TBARS nas brânquias em organismos expostos a locais contendo resíduos de agrotóxicos.

Clasen *et al.* (2018) investigaram o estresse oxidativo causado pela mistura de pesticidas em *Cyprinus carpio* criados em um sistema de rizipiscicultura. No estudo, a peroxidação lipídica foi evidenciada pelos níveis aumentados de TBARS nas brânquias, bem como em outros órgãos, possibilitando que os autores identificassem o dano lipídico e relacionassem este com o uso combinado de pesticidas na área. Dragun *et al.* (2017) analisaram os níveis de MDA em intestino e brânquias na espécie *Squalius vardarensis* expostos em dois rios (um contaminado por metais e outro contaminado por agrotóxicos) durante a primavera e o outono. Os resultados mostraram que os peixes expostos no rio com agrotóxicos apresentaram maiores níveis de MDA no período do outono quando comparado com o segundo rio, indicando maior suscetibilidade da espécie ao desenvolvimento do estresse oxidativo após a exposição a compostos orgânicos do que a metais. Além disso, devido ao contato direto e constante com os contaminantes da água, as brânquias se mostraram um órgão-alvo mais sensível para o monitoramento do estresse oxidativo do que o intestino.

Em relação aos níveis de proteína carbonil nas brânquias, no 3º dia houve um aumento massivo nos níveis de proteínas carboniladas em todos os pontos, o que indica a ocorrência de oxidação proteica, mostrando um cenário de estresse oxidativo (SHAETER *et al.*, 1994). Para os peixes, essa situação é irreversível, levando a alterações conformacionais nas proteínas, diminuindo a atividade catalítica das enzimas e/ou aumentando a susceptibilidade das proteínas à ação de proteases, resultando em quebra de cadeias polipeptídicas (ALMROTH *et al.*, 2005). No 7º dia, P1 e P2 diferiram significativamente e P3 foi semelhante aos demais pontos. Ainda neste dia, pode-se observar que P2 apresenta o maior nível de proteína carbonil, evidenciando a decorrente formação de proteínas pela presença dos metais Mg (0,95), Zn (1,00) e Mn (0,99), bem como pelos agrotóxicos 2,4-D (1,00) e fipronil (0,89), dado que há uma correlação positiva destes parâmetros com os níveis de proteína carbonil nas brânquias. No 10º dia não houve diferença significativa deste dano entre os pontos. Estudos anteriores relatam que, de fato, o fipronil pode ser responsável pela formação de EROs e promover danos em macromoléculas, como lipídios, proteínas e DNA (WANG *et al.*, 2016; GRIPP *et al.*, 2017).

Outro ponto a se observar é que P3 não apresentou danos significativos no 7º e no 10º dia, possivelmente por sua alta concentração de Ca (2,37mg L<sup>-1</sup>), que apresenta correlação negativa para este tecido (-0,86), ou seja, quanto maior o valor da concentração, menor a

ocorrência do dano. Mohanty e Samanta (2016) investigaram o estresse oxidativo e o dano nas proteínas em brânquias e outros tecidos de *Notopterus notopterus* expostos a concentrações de Zn e outros metais. Os autores relacionaram os altos níveis de peroxidação lipídica e proteína carbonil nas brânquias com a presença de grande produção de EROs nos peixes coletados na área de estudo, bem como pelo resultado da redução da defesa antioxidante pela exposição aos metais, principalmente ao Zn. Em outro estudo, Dolci (2016) constatou danos às proteínas e a inibição de enzimas antioxidantes nas brânquias de jundiás expostos ao Mn.

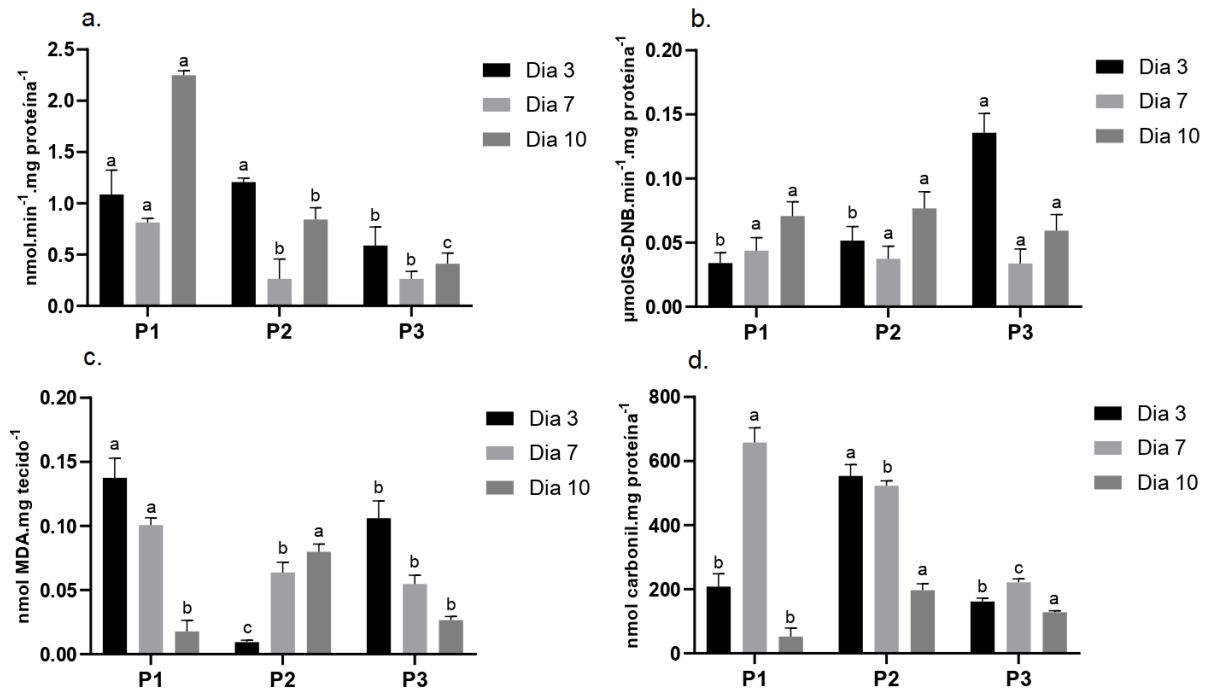
Os níveis aumentados de peroxidação lipídica e proteína carbonil nas brânquias de *Cyprinus carpio* relatados neste estudo corroboram os achados de Javed *et al.* (2016), que mostraram este tecido com os níveis também altos devido à exposição a metais pesados em *Channa punctatus* de um canal alimentado com efluente industrial na vila de Satha, distrito de Alligarh (Índia). Assim, independentemente da espécie de peixe, esses dois parâmetros são significativamente elevados nos tecidos dos peixes em resposta aos metais.

Enquanto a brânquia é o órgão de entrada dos contaminantes, cujo efeito pode acarretar em danos e distúrbios na sua função, o fígado configura-se como um órgão de grande importância para os peixes, uma vez que faz parte dos processos de biotransformação e eliminação de poluentes e, por isso, é amplamente utilizado em biomonitoramentos em virtude de sua alta sensibilidade (FARREL *et al.*, 2011). Os níveis de peroxidação lipídica no fígado (Figura 6), no 3º dia de exposição, foram significativamente diferentes em todos os pontos, com os maiores níveis em P1 e P3. No 7º dia, somente o P1 apresentou diferença significativa em relação aos demais pontos, que não diferiram entre si. Já no 10º dia, houve um aumento dos níveis de peroxidação lipídica em P2 e os demais pontos sofreram uma redução. Já os níveis de proteína carbonil no fígado, no 3º dia foram significativamente maiores no P2 quando comparado com os demais pontos. Já no 7º dia, todos os pontos diferiram entre si e P1 apresentou o maior valor. No 10º dia, os níveis diminuíram em todos os pontos, entretanto, somente P1 foi significativo.

Neste órgão, no 3º dia de exposição houve diferença significativa da atividade da catalase entre P3 e os demais pontos, que não diferiram significativamente entre si. No 7º dia, a atividade enzimática no P1 foi significativamente maior em comparação aos outros pontos. Já no 10º dia, houve diferença significativa entre todos os pontos, com maior atividade enzimática em P1. O ponto P1 apresenta os maiores níveis de dureza, Cu e clomazone, estando a atividade da catalase correlacionada positivamente com estes fatores. Desta forma, o aumento da atividade desta enzima evidencia a ativação do sistema de defesa antioxidante contra estes contaminantes, na tentativa de dirimir ou minimizar a formação de EROs no tecido (ATLI;

CANLI, 2010), ocasionando em uma redução nos níveis de peroxidação lipídica e na formação de proteínas carboniladas em P1.

Figura 6 – Atividade da catalase (a), glutatona S-transferase (b), peroxidação lipídica (c) e proteínas carboniladas (d) em fígado na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias.



P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3. Letras diferentes correspondem a diferença significativa entre os pontos em um mesmo dia em uma significância de 95% ( $p \leq 0.05$ ).

Fonte: Autora (2021).

Em um estudo realizado por Pereira, Fernandes e Martinez (2013), foram analisados os possíveis efeitos do clomazone em *Prochilodus lineatus*, usando indicadores de toxicidade. Os resultados mostram que, em concentrações de 5 e 10 mg L<sup>-1</sup>, a atividade da CAT aumentou significativamente e os autores associaram esse aumento pela intensa produção de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, provavelmente proveniente da metabolização do clomazone. Outros estudos também relataram a atividade da CAT em *Cyprinus carpio* (MENEZES *et al.*, 2013) e em outras espécies de peixes, como o *Leporinus obtusidens* (MORAES *et al.*, 2007) e *Rhamdia quelen* (MIRON *et al.*, 2008), expostos a clomazone. Em relação ao cobre, o estudo de Carvalho, Bernusso e Fernandes (2015) relatou um aumento na atividade da CAT em *Prochilodus lineatus* expostos a este metal, quando comparado ao grupo controle. Corroborando com o encontrado no presente trabalho, Bui *et al.* (2016) também concluíram que, mesmo em baixas concentrações, o Cu provocou alterações em organismos do rio Mekong. O Cu também



contribuiu para o aumento da atividade da CAT nos estudos de Atli *et al.* (2006), Ransberry *et al.* (2015) e Abdel-Khalek *et al.* (2015).

A CAT é responsável pela degradação do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, molécula formada em organismos vivos durante o metabolismo oxidativo e produto da geração de EROS (GHISI *et al.*, 2017) e sua alteração é uma resposta frente à possível toxicidade de contaminantes. Desta forma, a atividade da CAT não foi eficaz contra o dano de proteína carbonil em P2, que apresentou um aumento nos níveis de peroxidação lipídica com o passar do tempo, tendo os maiores níveis no 3º e 7º dias. A ocorrência de metais, fármacos e agrotóxicos, bem como a má qualidade da água pela contribuição do lançamento de efluentes pode ter influenciado este resultado. Em P3, a atividade da CAT se manteve baixa, em comparação ao comportamento nos demais pontos, aparentemente não foi preciso que a enzima atuasse tão fortemente neste ponto. Isso pode ser observado pelo decréscimo dos teores de MDA com o tempo, bem como pela atuação em conjunto com a GST, que foi eficaz já no 3º dia de exposição. Além disso, os níveis de proteínas carbonil em P3 se mantiveram baixos e pode-se constatar que no 7º dia o maior dano ocorreu quando a atividade da CAT e GST foram menores.

Conforme supracitado, foi possível observar uma grande atividade da GST no fígado em P3 no 3º dia de exposição. Durante o 7º e 10º dias, não houve diferença significativa entre os pontos e os níveis da atividade da GST se mantiveram similares. Para esta enzima, os níveis em P1 mostraram-se inversamente proporcionais aos níveis de peroxidação lipídica, ou seja, quanto maior foi a atividade da GST nesse ponto, menor foi o dano ocorrido. Este resultado corrobora os estudos de Martins (2018) e Gabriel (2013), que também relacionam o aumento da GST com a redução dos níveis de TBARS em fígado. Entretanto, o maior nível de carbonilação de proteínas em P1 foi no 7º dia, juntamente com a baixa atividade da CAT. Posteriormente, houve um aumento na atividade desta enzima e, conseqüentemente, houve uma redução nos níveis de proteína carbonil e peroxidação lipídica.

O dano nas proteínas em P2 pode estar relacionado com a dificuldade da degradação dos metais, fármacos e agrotóxicos neste ponto, bem como pela contribuição do lançamento de efluentes à montante do mesmo. Desta forma, assim como a CAT, a GST já não apresentou eficiência em relação aos danos observados em P2. Já em P3, a atividade da GST foi eficaz no 3º dia, pois tanto a peroxidação lipídica quanto a carbonilação de proteínas foram observadas em níveis decrescentes ou baixos durante o presente estudo.

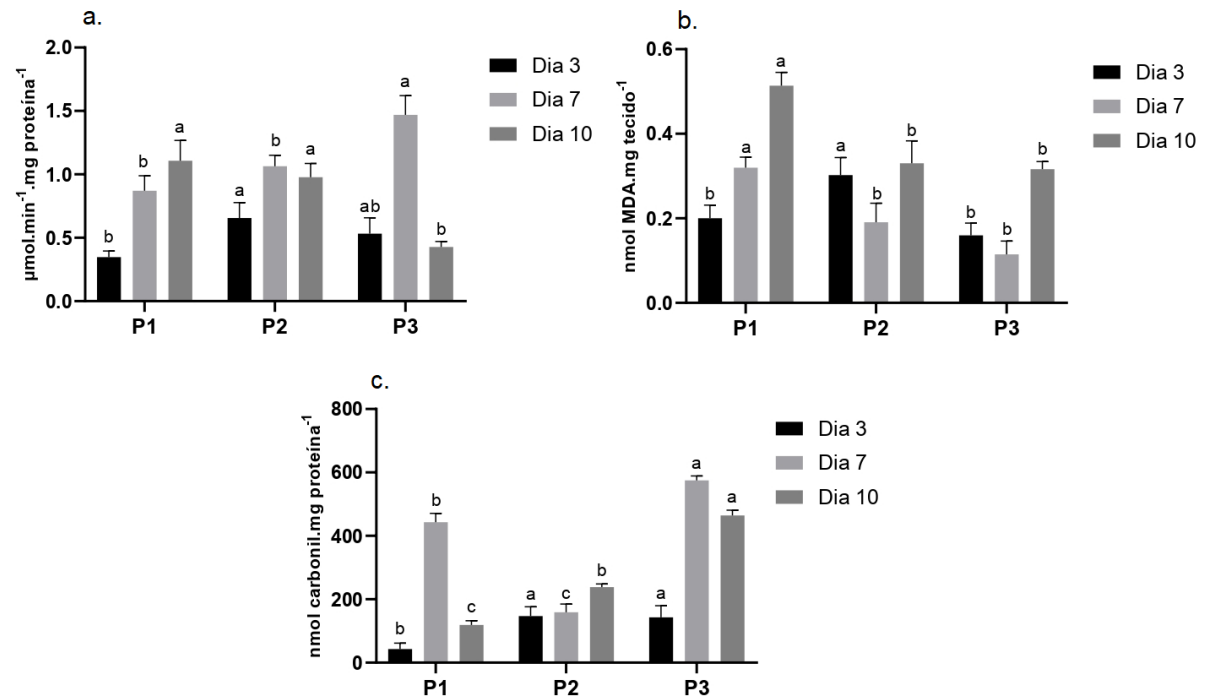
Um aumento na atividade hepática da GST já foi descrito em diversos estudos após a exposição de peixes a contaminantes, como, por exemplo, no peixe *Cyprinus carpio* exposto a metais pesados (RAJESHKUMAR *et al.*, 2017) e fármacos (ISLAS-FLORES *et al.*, 2013) e no

peixe neotropical *Prochilodus lineatus* exposto a agrotóxicos (VIEIRA; MARTINEZ, 2018), entre outros organismos e contaminantes. Outras pesquisas também já evidenciaram um crescimento significativo na atividade da GST em peixes expostos ao sedimento coletado em locais poluídos (ALMEIDA; MELETTI; MARTINEZ, 2005) e em peixes mantidos em locais impactados, quando comparados com animais mantidos em locais de referência (NUNES *et al.*, 2018). Esse comportamento da GST pode estar relacionado a uma tentativa de adaptação do organismo à uma variedade de compostos do ambiente (GALLAGHER; GROSS; SHEEHY, 2001). Contudo, também há estudos na literatura onde os autores relatam uma redução da GST em peixes expostos a agrotóxicos (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003), metais (PILLET *et al.*, 2019) e fármacos (GUILOSKI *et al.*, 2015), o que sugere que os resultados desta enzima devem ser analisados de forma cautelosa e, se possível, associados com os resultados de outros biomarcadores bioquímicos.

Outro parâmetro analisado neste estudo é a atividade da AChE, que é uma enzima importante para diversas funções fisiológicas dos peixes (DUTTA; ARENDS, 2003). Sua principal função é promover a hidrólise da acetilcolina (ACh) em acetato e colina nas sinapses colinérgicas e nas junções neuromusculares. Quando a atividade da AChE é inibida ocorre um bloqueio na transmissão dos impulsos nervosos, podendo afetar o crescimento, a sobrevivência, os hábitos alimentares e comportamento reprodutivo dos peixes expostos aos poluentes (CLASEN *et al.*, 2014).

No presente estudo, a atividade da AChE no cérebro dos peixes do P1, no 3º dia de exposição, foi significativamente menor que em P2 e não houve diferença significativa entre estes pontos e P3 (Figura 7). Já no 7º dia, os pontos P1 e P2 apresentaram atividade significativamente menor que P3. No 10º dia, ocorreu o contrário: o P3 se mostrou significativamente menor que os demais pontos. Os níveis de peroxidação lipídica no 3º dia foram significativamente maiores no P2 em relação aos outros pontos. No 7º e 10º dias, o P1 apresentou peroxidação lipídica maior em comparação com os demais. Os peixes expostos em P2 e P3 apresentaram níveis de proteínas carbonil significativamente superiores que em P1 no 3º dia. No 7º dia, houve um aumento das proteínas carboniladas em P1 e P3 e todos os pontos foram significativos entre si. No 10º dia, todos os pontos também foram significativos, com maior valor em P3.

Figura 7 – Atividade da acetilcolinesterase (a), peroxidação lipídica (b) e proteínas carboniladas (c) em cérebro na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias.

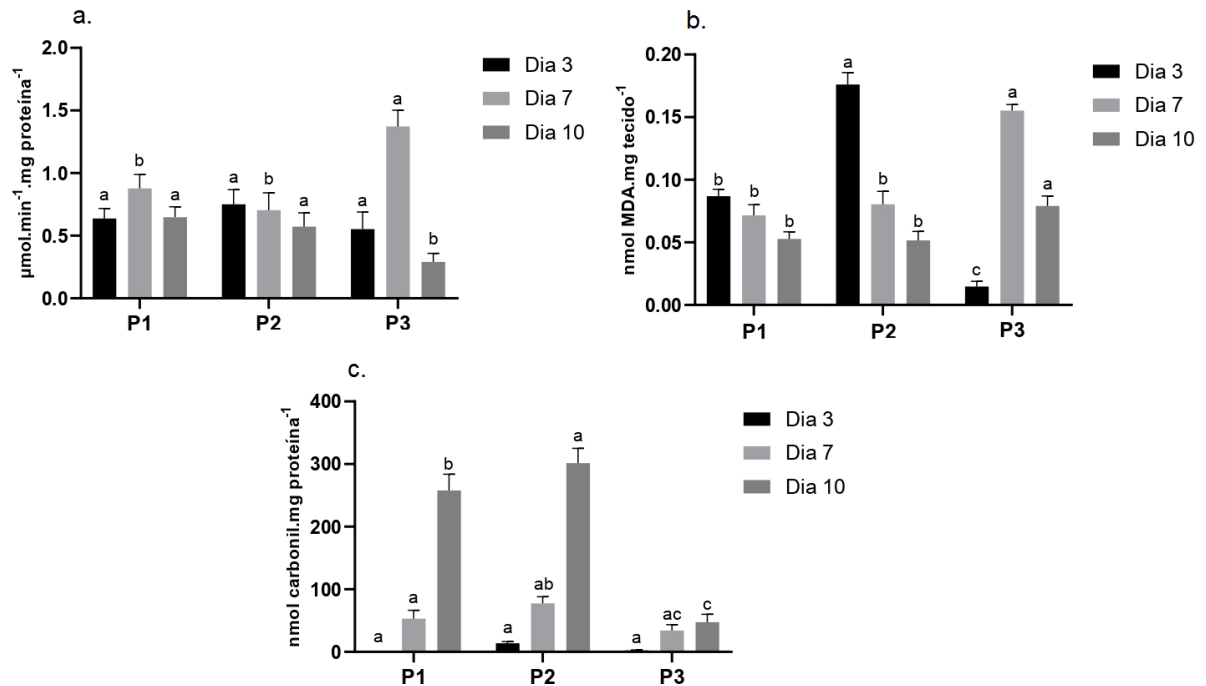


P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3. Letras diferentes correspondem a diferença significativa entre os pontos em um mesmo dia em uma significância de 95% ( $p \leq 0.05$ ).

Fonte: Autora (2021).

No músculo, a menor atividade da AChE no 3º dia de exposição foi observada em P3 (Figura 8). Nos dias 7 e 10, este ponto diferiu significativamente dos demais. Entretanto, no 7º dia o P3 apresentou a maior atividade observada e no 10º dia ocorreu um decréscimo nesse mesmo ponto, evidenciando possível inibição da enzima. Os níveis de peroxidação lipídica apresentaram diferenças significativas em todos os pontos de coleta no dia 3, sendo que o P2 foi o ponto de maior peroxidação observado. Nos dias 7 e 10, o P3 foi o único ponto que apresentou diferença significativa quando comparado com os demais. Além disso, foi o ponto que apresentou os maiores níveis de dano lipídico nestes dias. Quanto a proteína carbonil, no 3º dia não houve diferença significativa entre os pontos de coleta e os menores níveis foram observados neste dia. No 7º dia, houve um aumento nos níveis de proteínas carboniladas, mas somente P2 e P3 diferiam significativamente entre si. Já no dia 10, todos os pontos diferiram significativamente entre si e os maiores níveis de proteína carbonil foram observados em P2.

Figura 8 – Atividade da acetilcolinesterase (a), peroxidação lipídica (b) e proteínas carboniladas (d) em cérebro na espécie *Cyprinus carpio* expostos em água superficial da Sanga Lagoão do Ouro (UFSM, Santa Maria/RS) por 3, 7 e 10 dias.



P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3. Letras diferentes correspondem a diferença significativa entre os pontos em um mesmo dia em uma significância de 95% ( $p \leq 0.05$ ).

Fonte: Autora (2021).

De maneira geral, o P3 apresentou, tanto no cérebro quanto no músculo, um comportamento semelhante para a atividade da AChE. Esse fato pode estar relacionado com a ocorrência neste ponto de nove dos 11 agrotóxicos detectados neste estudo. Ainda, neste ponto o aumento dos níveis de TBARS no cérebro podem estar associados à inibição da AChE (ORUÇ; USTA, 2007, CLASEN *et al.* 2014). Na literatura, diversos estudos relatam a influência da contaminação por agrotóxicos sobre a atividade da AChE no cérebro e músculo de *Cyprinus carpio*. Na Turquia, Jebali *et al.* (2013) investigaram a atividade da AChE e outras enzimas no cérebro e músculo de espécies coletadas em três lagos submetidos a diversas condições ambientais adversas. Os resultados mostraram uma forte relação entre a inibição da AChE no cérebro de *C. carpio* com os resíduos de agrotóxicos existentes na água e no tecido adiposo da espécie.

Os resultados do presente estudo também estão de acordo com o encontrado por Gupta *et al.* (2014), que relataram redução da atividade da AChE em cérebro de *C. carpio* expostos a concentrações de fipronil. Woo e Chung (2020), Wang *et al.* (2015) e Cattaneo *et al.* (2011) também evidenciaram a inibição da AChE nesta espécie após exposição a agrotóxicos. Em

piavas (*Leporinus obtusidens*), os herbicidas clomazone e quinclorac ( $0,5\text{mg L}^{-1}$ ) inibiram a AChE cerebral após 30 dias de exposição (MORAES *et al.*, 2007). Ramsdorf (2011) verificou uma inibição da atividade da AChE muscular de tilápias expostas a concentrações de 0,05; 0,10 e  $0,23\ \mu\text{g.L}^{-1}$  de fipronil.

No cérebro, o ponto P1 apresentou maior peroxidação lipídica, que possui correlação positiva com a dureza (0,81), Cu (1,00) e clomazone (0,87), enquanto que os maiores níveis de proteína carbonil para este tecido foram observados em P3. Cruz (2020) relatou um aumento significativo nos níveis de TBARS em cérebro em *Danio rerio* expostos a formulações comerciais de clomazone. Em outro estudo, Ribeiro (2015) afirmou que o cérebro de *Myloplus rubripinnis* e *Cichla melaniae* apresentaram os maiores danos oxidativos nos pontos relacionados a atividades antropogênicas e de mineração, que apresentavam maior concentração de metais, como o cobre. Matés (2000) e Li *et al.* (2011) destacam que o cérebro é extremamente suscetível aos danos oxidativos, em virtude das altas taxas de produção de EROs associadas ao elevado metabolismo oxidativo, à presença e quantidade de ácidos graxos insaturados na membrana celular e à menor capacidade antioxidante.

Para o músculo, a peroxidação lipídica foi evidenciada de forma mais clara em P2, que possivelmente está associada à mistura de fármacos, agrotóxicos, metais e tem contribuição pelo escoamento de efluentes à montante. Esta mistura também está relacionada com os maiores níveis de proteína carbonil neste mesmo ponto. É conhecido da literatura estudos que mostram a peroxidação lipídica e/ou a formação de proteínas carboniladas em músculos de peixes em virtude da ocorrência de fármacos, agrotóxicos, metais e principalmente, pelo lançamento de efluentes (CLASEN *et al.*, 2018; GREANI *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2009; GLUSCZAK *et al.*, 2007). Singh e Pandey (2021) avaliaram parâmetros bioquímicos em *Heteropneustes fossilis* expostos a concentrações de efluentes industriais tratados e brutos, em músculo e outros tecidos. Os resultados indicaram maiores níveis de peroxidação lipídica em todos os tecidos nos peixes expostos ao efluente bruto em comparação com o tratado. Avci, Kaçmaz e Durak (2005) verificaram a contaminação pelo lançamento de efluentes ricos em metais, através de biomarcadores em *Silurus glanis* coletados no corpo receptor e constataram um aumento nos valores de MDA nos músculos dos peixes obtidos a jusante do lançamento do efluente, em comparação com os obtidos a montante.

Diante do exposto, o lançamento de efluentes sem tratamento ou com tratamento ineficiente favorece a contaminação de águas superficiais com fármacos, metais pesados e demais contaminantes, e configura-se um grande problema mundial (SOUSA *et al.*, 2018). Além disso, a consequente utilização de agrotóxicos em diversas culturas próximas a recursos

hídricos também aumentou nas últimas décadas, o que possibilita que organismos não-alvo, como os peixes, sejam atingidos e contaminados pelos ingredientes ativos, além de degradar a qualidade da água do recurso hídrico (SUDO; KUNIMATSU; OKUBO, 2002).

A contaminação dos recursos hídricos é um problema mundial e o controle ou redução desse problema é um dos grandes desafios, em nível global (VON SPERLING, 2014). Contudo, uma das formas de buscarmos esse controle ou redução é através da análise de biomarcadores, utilizando os bioindicadores, como os peixes. Mesmo que em baixas concentrações, os contaminantes detectados nesta pesquisa (e muitos outros que podem afetar o ecossistema) podem gerar efeitos nocivos, sinérgicos e potencializadores nos organismos, que poderão ser dirimidos ou minimizados pelo uso dos biomarcadores.

A análise de múltiplos biomarcadores fornecem dados sobre a exposição e relacionam-se com o metabolismo, desintoxicação e/ou a toxicidade provocada por algum poluente, proporcionando uma visão ampla dos efeitos produzidos no organismo. Desta forma, se as alterações nos organismos forem analisadas com antecedência, a identificação dos prováveis problemas pode ser possível antes que o compartimento ambiental como um todo seja afetado.

## 6 CONCLUSÃO

A caracterização físico-química e microbiológica realizada neste trabalho evidencia a não conformidade do lançamento de efluentes em solo de acordo com a legislação vigente, visto que, para todos os pontos de coleta, pelo menos um dos parâmetros apresentou-se acima do limite máximo permitido para efluentes. Em relação a caracterização da água superficial, todos os pontos de coleta apresentaram pelo menos um parâmetro de qualidade Classe 4, evidenciando a contaminação e a baixa qualidade das águas da Sanga Lagoão do Ouro.

A presença de teores de metais tanto no efluente quanto na água superficial indicam que há introdução de metais no ambiente aquático em virtude da ação antrópica e sua consequente contaminação do ambiente. Além disso, pode-se concluir que o solo da área não retém mais os contaminantes, uma vez que foram verificadas concentrações de K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe e Mn em todos os pontos de coleta, inclusive nos pontos de coleta de efluentes.

Os 11 agrotóxicos detectados nas amostras de água superficial dividem-se em herbicidas, fungicidas e inseticidas, e em todos os pontos foi possível observar a presença de pelo menos um destes. O 2,4-D, clomazone, imazetapir, carbendazim e picoxistrobina foram encontrados nos três pontos de coleta e podem estar relacionados com a existência de lavouras de arroz, soja, milho e trigo em áreas próximas. Somente em P1 e P2 foram detectados os compostos diuron e fipronil, que também podem ser utilizados em culturas próximas. Concentrações de imazapique, tebuconazol, imidacloprido e tiametoxam somente foram detectadas em P3 e podem estar associados a lavouras de arroz irrigado.

Em relação aos fármacos, foram detectadas concentrações de albendazol, cafeína e diclofenaco nos três pontos de coleta. Clindamicina, lincomicina, sulfametoxazol, trimetoprim, atenolol, propranolol e paracetamol foram observados em P1 e P2. Supõe-se que a ocorrência dos fármacos detectados na água superficial esteja relacionada com o descarte inadequado de medicamentos e com o lançamento de efluentes domésticos, hospitalares e industriais.

No que se refere aos biomarcadores avaliados no cérebro de *Cyprinus carpio*, o ponto de coleta P1 apresentou maior peroxidação lipídica, enquanto que os maiores níveis de proteína carbonil para este tecido foram observados em P3. Para o músculo, a peroxidação lipídica e os níveis de proteína carbonil foram evidenciadas de forma mais clara em P2. De maneira geral, o P3 apresentou, tanto no cérebro quanto no músculo, um comportamento semelhante para a atividade da AChE. Ainda neste ponto, o aumento dos níveis de TBARS no cérebro podem estar associados à inibição da AChE.

O ponto P2 apresentou o maior dano por peroxidação lipídica e proteína carbonil no intestino, além de possuir os piores valores de qualidade da água, bem como a presença de agrotóxicos, metais e fármacos. Ocorreu um aumento nos níveis de TBARS nas brânquias em P3 em relação aos demais pontos, onde foram observados nove dos 11 agrotóxicos. Já o P2 apresentou o maior nível de proteína carbonil, que está relacionada com a presença de metais e agrotóxicos neste ponto.

A alta atividade da CAT e da GST em P1, juntamente com a redução nos níveis de peroxidação lipídica e de formação de proteínas carboniladas evidenciaram a ativação do sistema de defesa antioxidante dos peixes contra os contaminantes. Entretanto, para P2 a atuação dessa enzimas não foi eficaz contra o dano oxidativo, que pode estar relacionado com a dificuldade da degradação contaminantes, bem como pela contribuição do lançamento de efluentes à sua montante. Em P3, a CAT não atuou tão fortemente, visto que a GST parece ter sido eficaz e reduziu os teores de MDA e carbonilação de proteínas com o tempo.

Em conclusão, as alterações observadas nos biomarcadores da espécie *Cyprinus carpio* estão relacionadas com a contaminação da água por metais, fármacos, agrotóxicos e principalmente, pelo lançamento de efluentes. Nesse sentido, o processo de tratamento de esgoto das fontes pontuais analisadas neste estudo encontra-se subdimensionado, não sendo eficiente para a inativação ou degradação destes compostos. Além disso, a utilização de agrotóxicos em lavouras próximas ao recurso hídrico favorece que organismos não-alvo sejam atingidos e contaminados, como é o caso dos peixes.

Os resultados encontrados nesta pesquisa podem servir como base, juntamente com os outros estudos já realizados na área, para que medidas e soluções mais adequadas para o tratamento e disposição final de efluentes líquidos da UFSM sejam buscadas. Ainda, é de caráter emergencial a elaboração e implementação de técnicas de remediação eficientes, dado o estado atual de contaminação da área, de forma a preservar o meio ambiente e a proteção da saúde humana e animal.

Para estudos futuros, sugere-se que sejam realizadas mais coletas de água e efluente durante o ano amostral, a fim de comparar os meses do ano e todos os períodos sazonais. Esse tipo de abordagem demonstrará melhor a presença ou ausência dos micropoluentes investigados (fármacos, agrotóxicos e metais) e dos parâmetros de qualidade do recurso hídrico. Essa perspectiva permitirá uma visão mais ampla e robusta da variabilidade de contaminantes e complexidade da contaminação ambiental da área.



## REFERÊNCIAS

- ABDEL-KHALEK, A. A. et al. Comparative toxicity of copper oxide bulk and nano particles in Nile Tilapia; *Oreochromis niloticus*: Biochemical and oxidative stress. **The Journal of Basic & Applied Zoology**, v. 72, p. 43-57, 2015.
- ACUÑA-ALONSO, C. et al. Assessment of water quality in eutrophized water bodies through the application of indexes and toxicity. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138775, 2020.
- ADEOGUN, A. O. et al. Fish condition factor, peroxisome proliferator activated receptors and biotransformation responses in *Sarotherodon melanotheron* from a contaminated freshwater dam (Awba Dam) in Ibadan, Nigeria. **Marine Environmental Research**, v. 121, p. 74-86, 2016.
- ADEYEYE, E. I. et al. Assesment of pesticides residues in water, sediment and fish partes: case study of fish pound in Ado-ekiti, Nigeria. **Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Science**, v. 23, n. 1, p. 42-50, 2021.
- AEBI, H. Catalase in vitro. **Methods in Enzymology**, v. 105, p. 121-126, 1984.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **C35 - Clomazona**. 2020a. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/c/4234json-file-1/view>. Acesso em 31 out. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **I10 – Imazetapir**. 2020b. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/g-h-i/4398json-file-1/view>. Acesso em 31 out. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **P50 - Picoxistrobina**. 2020c. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/g-h-i/4398json-file-1/view>. Acesso em 31 out. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **D25 – Diurom**. 2020d. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/d/4283json-file-1>. Acesso em: 31 out. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **C24 – Carbendazim**. 2021a. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/c/4227json-file-1/view>. Acesso em 31 out. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **F43 – Fipronil**. 2021b. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/f/4351json-file-1>. Acesso em: 31 out. 2021.

AHMED, A. S. S. et al. Bioaccumulation of heavy metals in some commercially important fishes from a tropical river estuary suggests higher potential health risk in children than adults. **PloS ONE**, v. 14, n. 10, e0219336, 2019.

ALI, H. R. et al. Contamination of diuron in coastal waters around Malaysian Peninsular. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, p. 287-291, 2014.

ALI, H.; KHAN, K. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/ webs - Concepts and implications for wildlife and human health. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, p. 1353–1376, 2019.

ALIPOUR H.; POURKHABBAZ A.; HASSANPOUR, M. Estimation of potential health risks for some metallic elements by consumption of fish. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 7, n. 2, p. 179–185, 2015.

ALMEIDA, J.S.; MELETTI, P.C.; MARTINEZ, C.B.R. Acute effects of sediments taken from an urban stream on physiological and biochemical parameters of the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 140, p. 356-363, 2005.

ALMROTH, B.C. et al. Oxidative damage in eelpout (*Zoarces viviparous*), measured as protein carbonyl and TBARS, as biomarkers. **Aquatic Toxicology**, v. 73, p. 171-180, 2005.

ALVES, W. S. et al. Avaliação da qualidade da água e estado trófico do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde - GO, Brasil. **Revista Geociência**, v. 36, n. 13, 2017.

AMARAL, A. M. B. et al. Seasonal implications on toxicity biomarkers of *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1835) from a subtropical reservoir. **Chemosphere**, v. 191, p. 876–885, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 22. Ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Edited by: Eugene W. Rice, Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton, Lenore S. Clesceri. 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 23. Ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Edited by: Eugene W. Rice, Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton. 2017.

ARAÚJO, C. R. M.; SANTOS, V. L. A.; GONSALVES, A. A. Acetilcolinesterase - AChE: Uma Enzima de Interesse Farmacológico. **Revista Virtual de Química**, v. 8, n. 6, p. 1818-1834, 2016.

ARAÚJO, R. K. **Dinâmica da contaminação por efluente sanitário em área de um campus universitário**. 2013. 159 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.

- ARAÚJO, R. K. et al. Dinâmica das contaminações do solo e água subterrânea por efluente sanitário em área de preservação permanente com macrófitas e gramíneas. **Ciência e Engenharia**, v. 24, n. 1, p. 115-123, 2015.
- ARCAUTE, R.; SOLONESKI, S.; LARRAMENDY, M. Toxic and genotoxic effects of the 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D)-based herbicide on the Neotropical fish *Cnesterodon decemmaculatus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 128, p. 222–229, 2016
- ARNNOK, P. et al. Selective Uptake and Bioaccumulation of Antidepressants in Fish from Effluent-Impacted Niagara River. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 18, p. 10652-10662, 2017.
- ATLI, G. et al. Response of catalase activity to  $Ag^+$ ,  $CD^{2+}$ ,  $Cr^{6+}$ ,  $Cu^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  in five tissues of freshwater fish *Oreochromis niloticus*. **Comparative Biochemistry and Physiology, Toxicology & Pharmacology: CBP**, v. 143, n. 2, p. 218-224, 2006.
- ATLI, G.; CANLI, M. Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 8, p. 1884-1889, 2010.
- AVCI, A.; KAÇMAZ, M.; DURAK, I. Peroxidation in muscle and liver tissues from fish in a contaminated river due to a petroleum refinery industry. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 60, p. 101-105, 2005.
- AUS DER BEEK, T. et al. Pharmaceuticals in the environment-Global occurrences and perspectives: Pharmaceuticals in the global environment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 4, p. 823–835, 2016.
- BALDISSERA, M. D. et al. Gill bioenergetics dysfunction and oxidative damage induced by thiamethoxam exposure as relevant toxicological mechanisms in freshwater silver catfish *Rhamdia quelen*. **Science of the Total Environment**, v. 636, p. 420-426, 2018.
- BARBOSA, J. S. et al. Genotoxicity assessment in aquatic environment impacted by the presence of heavy metals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 3, p. 320-325, 2010.
- BARRETO, T. R. **Alterações morfofuncionais e metabólicas no teleósteo de água doce matrinxã, *Brycon cephalus* (GÜNTHER, 1869) exposto ao organofosforado metil paration (Folisuper 600 BR®)**. 2007. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Fisiológicas)– Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, SP, 2007.
- BASU, S. et al. Organochlorine pesticides and heavy metals in the zooplankton, fishes, and shrimps of tropical shallow tidal creeks and the associated human health risk. **Marine Pollution Bulletin**, v. 165, 2021
- BERNARDES, A. A. et al. Materiais  $SiO_2-TiO_2$  para a degradação fotocatalítica de diuron. **Química Nova**, v. 34, n. 8, p. 1343-1348, 2011.

BOBÉ, A. et al. Kinetics and mechanisms of abiotic degradation of fipronil (hydrolysis and photolysis). **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, v. 46, p. 2834-2839, 1998.

BOIVIN, A. et al. 2,4- Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) sorption and degradation dynamics in three agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 138, p. 92–99, 2005.

BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 248-254, 1976.

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, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 maio, 2005. 27 p.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução 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, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 maio, 2011. 9 p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 23º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: SNS/MDR, 2019b. 225 p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Brasília: SNS/MDR, 2019a. 180 p.

BRASIL. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para o consumo**. Brasília, 2006. 212 p.

BRESCIANI, G.; DA CRUZ, I. B. M.; GONZÁLEZ-GALLEGOS, J. Manganese Superoxide Dismutase and Oxidative Stress Modulation. **Advances in Clinical Chemistry**, v. 68, p. 87-130, 2015.

BRITTO, F. B. et al. Swat model for in potential contamination a tributary of the rio São Francisco, Brazil. **Scientia Plena**, v, 13, n. 10, 2017.

BUCHELI, T. D.; FENT, K. Induction of cytochrome P450 as a biomarker for environmental contamination in aquatic ecosystems. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 25, n. 3, p. 201-268, 1995.

BUI, T. L. et al. Copper toxicity and the influence of water quality of Dongnai River and Mekong River waters on copper bioavailability and toxicity to three tropical species. **Chemosphere**, v. 144, p. 872-878, 2016.

CALDAS, E. D.; SOUZA, L. C. K. Avaliação de risco crônico da ingestão de resíduos de pesticida na dieta brasileira. **Saúde Pública**, v. 34, p. 529-537, 2010.

CAMPANHA, M. C. et al. A 3- year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 10, p. 7936-47, 2015.

CARAZO-ROJAS, E. et al. Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agroecosystem. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 800-809, 2018.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2. Ed. Rev atual e ampliada. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CARVALHO, C. S.; BERNUSSO, V. A.; FERNANDES, M. N. Copper levels and changes in pH induce oxidative stress in the tissue of curimbata (*Prochilodus lineatus*). **Aquatic Toxicology**, v. 167, p. 220-227, 2015.

CASTALDO, G. et al. Investigating the effects of a sub-lethal metal mixture of Cu, Zn and Cd on bioaccumulation and ionoregulation in common carp, *Cyprinus carpio*. **Aquatic Toxicology**, v. 218, p. 105363, 2020.

CATTANEO, R. et al. Toxicological Responses of *Cyprinus carpio* Exposed to a Commercial Formulation Containing Glyphosate. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology** v. 87, p. 597-602, 2011.

CAVINATTO, A. S.; PAGANINI, W. S. Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo – estudo de caso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 42-51, 2007.

CCANCCAPA, A. et al. Pesticides in the Ebro River basin: Occurrence and risk assessment. **Environmental Pollution** , v. 211, p. 414-424, 2016.

CECONI, D. E. et al. Composição florística e potencial de regeneração da mata ciliar remanescente de um tributário do Vacacaí-mirim, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1546-1558, 2018.

CHAIB, O. et al. Occurrence and Seasonal Variation of Antibiotics in Fez-Morocco Surface Water. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 15, p. 127–136, 2019.

CHEN, C. et al. Acute toxicity, biochemical and gene expression responses of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to polycycle musks. **Chemosphere**, v. 83, p.1147-1154, 2011.

CHEN, S. et al. Occurrence and risk assessment of anthelmintics in Tuojiang River in Sichuan, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 220, p. 112360, 2021.

CLASEN, B. et al. Carbofuran promotes biochemical changes in carp exposed to rice field and laboratory conditions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 101, p. 77-82, 2014.

CLASEN, B. et al. Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in *Cyprinus carpio* reared in a rice-fish system. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 737-743, 2018.

COIMBRA, R.S.C. et al. Biomarcadores como ferramentas na avaliação da qualidade do pescado contaminado com metais traço. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 7, n. 1, p. 153-172, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Apêndice E – Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/12/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>. Acesso em: 20 out. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. 2012. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2015/01/protocolobiomonitoramento-2012.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas doces no Estado de São Paulo**. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apêndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitário-das-Variáveis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 24 out. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2017**. São Paulo: CETESB, 2018, Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 29 out. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Oxigênio Dissolvido**. 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>. Acesso em: 20 out. 2021.

COPAM/CERH-MG. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: COPAM/CERH-MG, 2008. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 22 out. 2021.

CRIZEL, M. G.; LARA, A. C. Avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de efluentes instalada em uma universidade federal: questão de gestão ambiental. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 8, n. 3, p. 54-70, 2020.

CRUZ, T. K. T. **Efeitos de formulações contendo clomazone® sobre parâmetros bioquímicos, citogenéticos e comportamentais em peixe-zebra (*Danio rerio*)**. 2020. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Bioquímica Toxicológica)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2020.

DALZOCHIO, T. et al. Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the ilha river, southern brazil. **Chemosphere**, v. 189, p. 609-618, 2017.

DA COSTA, L. L. et al. Phytic acid in *Rhamdia quelen* nutrition: Antioxidant or antinutrient? **Animal Feed Science and Technology**, v. 276, p. 114915, 2021.

DE SOUZA, D. N. R. **Ocorrência e distribuição de contaminantes emergentes na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá – São Paulo**. Sensu Stricto, São Paulo, Brasil. Tese, UFSCar, 2015.

DE SOUZA, L. F. C. B. et al. Determination of pesticides in the source and drinking waters in Londrina, Paraná, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v.40, n. 3, 2019

DEIÚ, A. et al. Exposure to environmental concentrations of fipronil induces biochemical changes on a neotropical freshwater fish. **Environmental Science and Pollution Research** v. 28, n. 32, p. 43872-43884, 2021.

DEKANI, L.; JOHARI, S. A.; JOO, H. S. Comparative toxicity of organic, inorganic and nanoparticulate zinc following dietary exposure to common carp (*Cyprinus carpio*). **Science of the Total Environment**, v. 656, p. 1191-1198, 2019.

DEMCHECK, D. K.; SKROBIALOWSKI, S. C. **Fipronil and degradation products in the rice-producing areas of the mermantau river basin, Louisiana**. 2002. Disponível em: <http://la.water.usgs.gov/publications/pdfs/FS-010-03.pdf>. Acesso em 05 nov. 2021.

DINH, Q. T. et al. Occurrence of antibiotics in rural catchments. **Chemosphere**, v. 168, p. 483–490, 2017.

DOLCI, G. S. **Normóxia, hipóxia e reoxigenação em jundiás frente à exposição ao manganês**. 2016. 224 f. Tese (Doutorado em Farmacologia)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

DONATO, F. F. et al. Development of a multiresidue method for pesticide analysis in drinking water by solid phase extraction and determination by gas and liquid chromatography with triple quadrupole tandem mass spectrometry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 26, n. 10, p. 2077–2087, 2015.

DRAGUN, Z. et al. Malondialdehyde concentrations in the intestine and gills of Vardar chub (*Squalius vardarensis* Karaman) as indicator of lipid peroxidation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 20, p. 1697-1692, 2017.

- DRAPER, H. H.; HADLEY, M. Malondialdehyde determination as index of lipid peroxidation. **Methods in Enzymology**, v. 186, p. 421-431, 1990.
- DUTTA, H. M.; ARENDS, D. A. Effects of endosulfan on brain acetylcholinesterase activity in juvenile bluegill sunfish. **Environmental Research**, v. 91, n. 3, p. 157-162, 2003.
- ELLMAN, G. L. et al. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. **Biochemical Pharmacology**, v. 7, p. 88-95, 1961.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Stream flow**. In: ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Volunteer stream monitoring: a methods manual. Washington: EPA 1997. Cap. 1, p. 134-138.
- FARRÉ, M. et al. Determination of drugs in surface water and wastewater samples by liquid chromatography-mass spectrometry: methods and preliminary results including toxicity studies with *Vibrio fischeri*. **Journal of Chromatography A**, v. 938, n. 1-2, p. 187-197, 2001.
- FARREL, A. P. et al. Encyclopedia of fish physiology from genome to environment. **Elsevier**, v. 3, p. 2061-2083, 2011.
- FEKADU, S. et al. Pharmaceuticals in freshwater aquatic environments: a comparison of the African and European challenge. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 324-337, 2019.
- FUENTES-GANDARA, F. et al. Assessment of human health risk associated with methylmercury in the imported fish marketed in the Caribbean. **Environmental Research**, v. 165, p. 324–329, 2018.
- GABRIEL, D. **Bioacumulação e parâmetros de estresse oxidativo em Tambaqui (*Colossoma macropomum*) exposto a MnCl<sub>2</sub> em diferentes níveis de oxigênio dissolvido**. 2013. 80 f. Tese (Doutorado em Farmacologia)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.
- GAGNE, F. **Biochemical Ecotoxicology: principles and methods**. San Diego: Elsevier, 2014.
- GALLAGHER, E. P.; GROSS, T. S.; SHEEHY, K. M. Decreased glutathione S-transferase expression and activity and altered sex steroids in lake Apopka brown bullheads (*Ameiurus nebulosus*). **Aquatic Toxicology**, n. 55, p. 223-237, 2001.
- GALIMBERTI, C. et al. Evaluation of mercury, cadmium and lead levels in fish and fishery products imported by air in North Italy from extra-European Union Countries. **Food Control**, v. 60, p. 329–337, 2015.
- GAO, Y. et al. Gene expression responses in different regions of *Eisenia fetida* with antiparasitic albendazole exposure. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 89, p. 239-244, 2013.
- GASCA-PÉREZ, E. et al. Short-term exposure to carbamazepine causes oxidative stress on common carp (*Cyprinus carpio*). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 66, p. 96-103, 2019.



GASPAROTTO, F. A. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP**. 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado)–Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

GAVRILESCU, M. et al. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**, v. 32, n. 1, p. 147–156, 2015.

GHISELLI, G. **Avaliação da Qualidade das Águas Destinadas ao Abastecimento Público na Região de Campinas: Ocorrência e Determinação dos Interferentes Endócrinos (IE) e Produtos Farmacêuticos e de Higiene Pessoas (PFHP)**. 2006. 190 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

GHISI, N. C. et al. Multivariate and integrative approach to analyze multiple biomarkers in ecotoxicology: a field study in Notropical region. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 1208-1218, 2017.

GIROTTI, E. et al. Copper availability assessment of Cu contaminated vineyard soils using black oat cultivation and chemical extractants. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 12, p. 9051- 9063, 2014.

GLINSKI, D. A. et al. Anal-ysis of pesticides in surface water, stemflow, and throughfall in an agricultural area in South Georgia, USA. **Chemosphere**, v. 209, p. 496–507, 2018.

GLUSCZAK, L. et al. Acute effects of glyphosate herbicide on metabolic and enzymatic parameters of silver catfish (*Rhamdia quelen*). **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, n. 146, p. 519-524, 2007.

GODOY, A. A.; KUMMROW, F.; PAMPLIN, P. A. Z. Occurrence, ecotoxicological effects and risk assessment of antihypertensive pharmaceutical residues in the aquatic environment - A review. **Chemosphere**, v. 138, p. 281-291, 2015.

GONÇALVES, C. et al. Ecological impacts of pesticides on *Astyanax jacuhiensis* (Characiformes: Characidae) from the Uruguay river, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 205, p. 111314, 2020.

GONZALEZ, J. M. et al. Blind inlets: conservation practices to reduce herbicide losses from closed depressional areas. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, p. 1921–1932, 2016

GOODMAN, Lemon, et al. **As bases farmacológicas da terapêutica de Goodman & Gilman**. 12ª edição. Porto Alegre: McGraw-Hill Interamericana do Brasil, 2012. 2079 p.

GRABICOVA, K. et al. Bioaccumulation of psychoactive pharmaceuticals in fish in an effluent dominated stream, **Water Research**, v. 124, p. 654-662, 2017.

GREANI, S. et al. Effect of chronic arsenic exposure under environmental conditions on bioaccumulation, oxidative stress, and antioxidant enzymatic defenses in wild trout *Salmo trutta* (Pisces, Teleostei). **Ecotoxicology**, v. 26, n. 7, p. 930-941, 2017.

GRIECO, A. A. et al. Diagnóstico espacial e temporal de condições físico-químicas e microbiológicas do Córrego do Tanquinho, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 2, 2017.

GRIPP, H.S. et al. Biochemical effects of fipronil and its metabolites on lipid peroxidation and enzymatic antioxidant defense in tadpoles (*Eupemphix nattereri*: Leiuperidae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.136, p. 173–179, 2017.

GU, Y. et al. Heavy metal concentrations in wild fishes captured from the South China Sea and associated health risks. **Marine Pollution Bulletin**, v. 96, p. 508–512, 2015.

GUILOSKI, I. C. et al. Effects of trophic exposure to dexamethasone and diclofenac in freshwater fish. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 114, p. 204-211, 2015.

GUPTA, P. K. **Fundamentals of Toxicology**. 1. ed. Academic Press, 2016. 422 p.

GUPTA, S. K. et al. Haemato-biochemical Responses in *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) Fry Exposed to Sub-lethal Concentration of a Phenylpyrazole Insecticide, Fipronil. **Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences**, v. 84, p. 113-122, 2014.

HABIG, W. H.; PABST, M. J.; JAKOBY, W. B. Glutathione S-transferase, the first enzymatic step in mercapturic acid formation. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 249, p. 7130-7139, 1974.

HAN, Y. et al. Insight into the Generation of toxic products during chloramination of carbamazepine: kinetics, transformation, pathway and toxicity. **Science of the Total Environment**, v. 679, p. 221-228, 2019.

HEATH, A. G. **Water Pollution and Fish Physiology**. 2. ed. Boca Raton: C.R.C. Press, 1995. 374 p.

HEREDIA-GARCIA, G. et al. Alterations to DNA, apoptosis and oxidative damage induced by sucralose in blood cells of *Cyprinus carpio*. **Science of the Total Environment**, v. 692, p. 411-421, 2019.

HLADIK, M. L.; KOLPIN, D. W. First national-scale reconnaissance of neonicotinoid insecticides in streams across the USA, **Environmental Chemistry**, v. 13, p. 12–20, 2016.

HUANG, X. et al. A Self-Supported CuO/Cu Nanowire Electrode as Highly Efficient Sensor for COD Measurement. **Molecules**, v. 24, n. 17, p. 3132, 2019.

HUTTON, G.; VARUGHESE, M. **The Cost of Meeting the 2030 Sustainable Development Goal Targets on Drinking Water, Sanitation, and Hygiene**. Washington, DC, World Bank/Water and Sanitation Programme (WSP), 2016.

HYBSKÁ, H. et al. Biomonitoring and its in the assessment of the quality of wastewater treatment process. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, v. 13, p. 100292, 2020.

HYBSKÁ, H.; SAMEŠOVÁ, D.; OLLEROVÁ, H. **Impact of Organic Pollutants on the Environment**. Zvolen: Technical University in Zvolen, p. 52-69, 2015.

IDE, A. H. et al. Occurrence of pharmaceutical products, female sex hormones and caffeine in a subtropical region in Brazil. **Clean Soil Air Water**, v. 45, n. 9, p. 1-10, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Brasil: 2015, 351 p.

INSTITUTO RIOGRANDENSE DE ARROZ. **Produtividades municipais – safra 2020/2021**. 2021. Disponível em: <http://admin.irga.rs.gov.br/upload/arquivos/202107/07115654-produtividade-municipios-safra-20-21.pdf>. Acesso em 05 nov. 2021.

IONESCU, R. et al. Detection of multiple sclerosis from exhaled breath using bilayers of polycyclic aromatic hydrocarbons and single-wall carbon nanotubes. **ACS Chemical Neuroscience**, v. 2, n. 12, p. 687–693, 2011.

ISLAM, M. S. et al. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 282-291, 2015.

ISLAS-FLORES, H. et al. Diclofenac-induced oxidative stress in brain, liver, gill and blood of common carp (*Cyprinus carpio*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 92, p. 32-38, 2013.

JAFARZADEH, S. et al. Potential risk assessment of heavy metals in the Aharchai River in northwestern Iran. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 115, 102812, 2020

JAVED, M. et al. Studies on biomarkers of oxidative stress and associated genotoxicity and histopathology in *Channa punctatus* from heavy metal polluted canal. **Chemosphere**, v. 151, p. 210-219, 2016.

JEBALI, J. et al. Cholinesterase activity as biomarkers of neurotoxicity: utility in the assessment of aquatic environment contamination. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 13, n. 8, p. 525-537, 2013.

JORDÃO, C. P. *et al.* Influence of domestic and industrial waste discharges on water quality at Minas Gerais State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 16, n. 2, p. 241–250, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JÜRGENS, M. D. et al. The long shadow of our chemical past – high DDT concentrations in fish near a former agrochemicals factory in England, **Chemosphere**, v. 162, p. 333–344, 2016.

K'OREJE, K. et al. From multi-residue screening to target analysis of pharmaceuticals in water: Development of a new approach based on magnetic sector mass spectrometry and

application in the Nairobi River basin, Kenya. **Science of The Total Environment**, v. 437, p. 153-164, 2012.

KAYA, H. et al. Effects of zinc oxide nanoparticles on bioaccumulation and oxidative stress in different organs of tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 40, n. 3, p. 936-947, 2015.

KEHRIG, H. et al. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, n. 3, p. 37-384, 2011.

KIM, J. et al. Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in surface water from Mankyung River, South Korea. **Journal of Health Science**, v. 55, n. 2, p. 249-258, 2009.

KIM, J.; KIM, W. Use of the Integrated Biomarker Response to Measure the Effect of Short-term Exposure to Dibenz[a,h]anthracene in Common carp (*Cyprinus carpio*). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 96, n. 4, p. 496-501, 2016.

KNOPP, G. et al. Elimination of micropollutants and transformation products from a wastewater treatment plant effluent through pilot scale ozonation followed by various activated carbon and biological filters. **Water Research**, 43 p., 2016.

KOEHLER, A. The gender specific risk to liver toxicity and câncer of flounder (*Platichthys flesus* (L.)) at the German Waddem Sea coast. **Aquatic Toxicology**, v. 70, p. 36-60, 2004.

KOENIG, J. A. et al. Zebrafish as a model for acetylcholinesterase-inhibiting organophosphorus agent exposure and oxime reactivation. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1374, n. 1, p. 68-77, 2016.

KONG, M. et al. Distribution, abundance, and risk assessment of selected antibiotics in a shallow freshwater body used for drinking water, China. **Journal of Environmental Management**, v. 280, p. 111738, 2021.

KRAMER, R.D. et al. Determinação de anti-inflamatórios na água e sedimento e suas relações com a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 657-667, 2015

LAKRA, K. C.; LAL, B.; BANERJEE, T. K. Coal mine effluent-led bioaccumulation of heavy metals and histopathological changes in some tissues of the catfish *Clarias batrachus*. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 136, 2019.

LEE, J. et al. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 68, p. 101-108, 2019.

LEITEMPERGER, J. et al. The bioaccumulation of waterborne zinc in tissues of silver catfish (*Rhamdia quelen*) and its effect on biochemical parameters. **Biometals**, v. 32, p. 241-249, 2019.

LI, H. Z. et al. Antioxidant responses and plasma biochemical characteristics in the freshwater rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, after acute exposure to the fungicide propiconazole. **Czech Journal of Animal Science**, v. 56, n. 2, p. 61–69, 2011.

LI, W. C. Occurrence, sources, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil. **Environmental Pollution**, v. 187, p. 193–201, 2014.

LI, Z. et al. Physiological condition status and musclebased biomarkers in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), after long-term exposure to carbamazepine. **Journal of Applied Toxicology**, v. 30, p. 197-203, 2009.

LI, Z.; LI, P.; RANDAK, T. Ecotoxicological effects of short-term exposure to a human pharmaceutical Verapamil in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 152, p. 385-391, 2010.

LIJTEROFF, R.; LIMA, L.; PRIERI, B. Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica em la ciudad de San Luiz, Argentina. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 111-120, 2009.

LISBOA, R. de M. **Avaliação toxicológica de solo contaminado com efluente sanitário**. 2017. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2017.

LISBÔA, R. de M. et al. Parâmetros da contaminação do solo a partir da análise do descarte de um efluente sanitário. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 14, n. 2, p. 804-816, 2021.

MABUCHI, K. et al. Complete mitochondrial DNA sequence of the Lake Biwa wild strain of common carp (*Cyprinus carpio* L.): further evidence for an ancient origin. **Aquaculture**, v. 257, p. 68-77, 2006.

MACÊDO, J. A. B. **Introdução à química ambiental**. Química & Ambiente & Sociedade. Minas Gerais, CRQ-MG. 2002.

MACHADO, J. R. M. et al. Situação do Saneamento Básico no bairro Vila Mutirão na cidade de Goiânia (GO). **Revista Eletrônica de Educação da Faculdade Araguaia**, v. 8, n. 8, p. 104-113, 2016a.

MACHADO, K. C. et al. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 138-146, 2016b.

MADUREIRA, T. V. et al. Pharmaceutical trace analysis in aqueous environmental matrices by liquid chromatography–ion trap tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1216, p. 7033-7042, 2009.

MAIZTEGUI, T. et al. Invasion status of common carp (*Cyprinus carpio*) in inland waters of Argentina. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 417–430, 2016.

MAPANDA, F. et al. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 107, p. 151-165, 2005.

MARION, F. A. **Avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas por geoprocessamento, no Campus da UFSM – RS**. 2009, 94 f. Dissertação (Mestrado em Geomática)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2009.

MARTINEZ, C. B. R. **Parâmetros bioquímicos de peixes para avaliação da qualidade da água**. In: Ângela Teresa Silva-Souza (Org.). Sanidade de Organismos Aquáticos no Brasil. Maringá: ABRAPOA, p. 43-62, 2006.

MARTINS, M. T. S. **Ação antioxidante da vitamina C e do óleo de orégano (*Origanum vulgare*) em *Astyanax aff. bimaculatus* expostos ao ar**. 2018. 69 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal)–Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2018.

MATÉS, J. M. Effects of antioxidant enzymes in the molecular control of reactive oxygen species toxicology. **Toxicology**, v. 153, p. 83-104, 2000.

MAZALEUSKAYA, L. L. et al. PharmGKB summary: Pathways of acetaminophen metabolismo at the therapeutic versus toxic doses. **Pharmacogenet Genomics**, v. 25, n. 8, p. 416-426, 2015.

MEHMOOD, R. et al. Health risks associated with accumulation of heavy metals in fish of Keenjhar Lake, Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 24162-24172, 2020.

MELLO, K. et al. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, 2018.

MENEZES, C. et al. Comparative study on effects of dietary with diphenyl diselenide on oxidative stress in carp (*Cyprinus carpio*) and silver catfish (*Rhamdia* sp.) exposed to herbicide clomazone. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 36, n. 2, p. 706–714, 2013.

MIAO, X. et al. Analysis and health risk assessment of toxic and essential elements of the wild fish caught by anglers in Liuzhou as a large industrial city of China. **Chemosphere**, v. 243, p. 125337, 2020.

MIRON, D. S. et al. Biochemical effects of clomazone herbicide on piava (*Leporinus obtusidens*). **Chemosphere**, v. 74, p. 1-5, 2008.

MIRZAEI, A. et al. Removal of pharmaceuticals from water by homo/heterogonous Fenton-type processes - A review. **Chemosphere**, v.174, p. 665-688, 2017.

MIZUKAWA, A. **Avaliação de Contaminantes Emergentes na Água e Sedimento Na Bacia Do Alto Iguaçu/Pr**, 2016. 185 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental)– Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2016.

MOHANTY, D.; SAMANTA, L. Multivariate analysis of potential biomarkers of oxidative stress in *Notopterus notopterus* tissues from Mahanadi River as a function of concentration of heavy metals. **Chemosphere**, v. 155, p. 28-38, 2016.

MOLOI, M.; OGBEIDE, O.; OTOMO, P. V. Probabilistic health risk assessment of heavy metals at wastewater discharge points within the Vaal River Basin, South Africa. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 224, p. 113421, 2019.

MONTAGNER, C. C. et al. Trace analysis of pesticides and an assessment of their occurrence in surface and drinking Waters from the State of Sao Paulo (Brazil). **Analytical Methods**, v. 6, n. 17, p. 6668-6677, 2014.

MONTAGNER, C.C; JARDIM, W.F. Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1452-1462, 2011.

MONTIEL-LEÓN, J. M. et al. Widespread occurrence and spatial distribution of glyphosate, atrazine, and neonicotinoids pesticides in the St. Lawrence and tributary rivers. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 29-39, 2019.

MOONEY, D. et al. An analysis of the spatio-temporal occurrence of anthelmintic veterinary drug residues in groundwater. **Science of the Total Environment**, v. 769, p. 144804, 2021.

MORAES, B. S. et al. Effects of four rice herbicides on some metabolic and toxicology parameters, of teleost fish (*Leporinus otusidens*). **Chemosphere**, v. 68, p. 1597-1601, 2007.

MORAIS, L.S. R. **Desenvolvimento e validação de métodos para determinação de agrotóxicos em água e solo das áreas de recarga do aquífero Guarani, na região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO**. 2009. 157 f. Tese (Doutorado em Ciências)– Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2009.

MOREIRA, C. M. D. **Aspectos qualitativos da água subterrânea no Campus da UFSM**. 2005. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2005.

MUIR, D. C. G.; TEIXEIRA, C.; WANIA, F. Empirical and modeling evidence of regional atmospheric transport of current-use pesticides, **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, p. 2421, 2004.

MUTO, E. Y. et al. Biomagnificação de mercúrio na teia trófica marinha da baixada Santista (SP). **Oceanografia e Políticas Públicas**, v. 43, p. 12-17, 2011.

MWAKALAPA, E. B. et al. Heavy metals in farmed and wild milkfish (*Chanos canos*) and wild mullet (*Mugil cephalus*) along the coasts of Tanzania and associated health risk for humans and fish. **Chemosphere**, v. 224, p. 176–186, 2019.

NONG, X. et al. Evaluation of water quality in the South-to-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method. **Water Research**, v. 178, p. 115781, 2020.

NUNES, M. E. M. et al. Oxidative effects of the acute exposure to a pesticide mixture of cypermethrin and chlorpyrifos on carp and zebrafish – A comparative study. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 206-207, p. 48-53, 2018.

OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. O. **Fundamentos de Toxicologia**. 4 ed. São Paulo: Atheneu, 2014. 704 p.

OLANIRAN, E. I.; SOGBANMU, T. O.; SALIU, J. K. Biomonitoring, physico-chemical, and biomarker evaluations of abattoir effluent discharges into the Ogun River from Kara Market, Ogun State, Nigeria, using *Clarias gariepinus*. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 44, 2019.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. **Sustainable Development Goal 6: Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation**. New York, United Nations. 2018. Disponível em: [www.unwater.org/app/uploads/2018/07/SDG6\\_SR2018\\_web\\_v5.pdf](http://www.unwater.org/app/uploads/2018/07/SDG6_SR2018_web_v5.pdf). Acesso em: 15 jul. 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA (FAO). **El estado mundial de la pesca y la acuicultura**. Roma: FAO, 2018. 233p.

OROZCO-HERNÁNDEZ, L. et al. 17 $\beta$ -Estradiol induces cyto-genotoxicity on blood cells of common carp (*Cyprinus carpio*). **Chemosphere**, v. 191, p. 118-127, 2018.

ORUÇ, E. Ö.; USTA, D. Evaluation of oxidative stress responses and neurotoxicity potential of diazinon in different tissues of *Cyprinus carpio*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 23, p. 48-55, 2007.

PAULA FILHO, F. J. et al. Evaluation of water quality and trophic state in the Parnaíba River Delta, northeast Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 34, p. 101025, 2020.

PELLEGRINI, A. B. S.; CAMMAROTA, M. C. Estudo comparativo entre o crescimento populacional da Barra Da Tijuca e a degradação do Complexo Lagunar De Jacarepaguá nos últimos 30 anos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 10. ed., 2016, Porto Alegre. **Anais De Regulamentação Ambiental, Desenvolvimento e Inovação**. Porto Alegre: PUCRS, p. 12, 2016.

PÉREZ-COYOTL, I. et al. DNA damage and cytotoxicity induced on common carp by pollutants in water from an urban reservoir. Madín reservoir, a case study. **Chemosphere**, v. 185, p. 789-797, 2017.

PEREIRA, L.; FERNANDES, M. N.; MARTINEZ, C. B. R. Hematological and biochemical alterations in the fish *Prochilodus lineatus* caused by the herbicide clomazone. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 36, n. 1, p. 1-8, 2013.

PILLET, M. et al. Limited oxidative stress in common carp (*Cyprinus carpio*, L., 1758) exposed to a sublethal tertiary (Cu, Cd and Zn) metal mixture. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 218, p. 70-80, 2019.

PINTO, N. L. S. Hidrologia básica. São Paulo – SP, Edgard Blücher, 278p, 1976.



PINTO, T. J. da S. et al. Impact of 2,4-D and fipronil on the tropical midge *Chironomus sancticaroli* (Diptera: Chironomidae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 209, p. 111778, 2021.

PISOSCHI, A. M.; POP, A. The role of antioxidants in the chemistry of oxidative stress: A review. **European Journal of Medicinal Chemistry**, v. 97, p. 55-74, 2015.

PORTAL, T. P. et al. An integrated assessment of water quality in a land reform settlement in northern Rio de Janeiro state, Brazil. **Heliyon**, v. 5, e01295, 2019.

PRCHAL, L. et al. Albendazole in environment: faecal concentrations in lambs and impact on lower development stages of helminths and seed germination. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-8, 2016

PULATSÜ, S.; TOPÇU, A. Review of 15 Years of research on sediment heavy metal contents and sediment nutrient release in inland aquatic ecosystems, Turkey. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 7, p. 85–100, 2015.

QIN, D. et al. Determination of 28 trace elements in three farmed cyprinid fish species from Northeast China. **Food Control**, v. 50, p. 1–8, 2014.

QUINTANA, J.B.; REEMTSMA, T. Sensitive determination of acidic drugs and triclosan in surface and wastewater by ion-pair reverse-phase liquid chromatography/tandem mass spectrometry. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 18, n. 7, p. 765-774, 2004.

RABELLO, M. V. T. et al. Risco Ecológico Potencial por Metais Pesados em Sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro- RJ. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 41, n. 3, p. 363-374, 2018.

RAIMUNDO, C. C. M. **Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia**. 2007. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) –Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

RAJESHKUMAR, S. et al. Effects of exposure to multiple heavy metals on biochemical and histopathological alterations in common carp, *Cyprinus carpio* L. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 70,p. 461-472, 2017.

RAMESH, M. et al. Evaluation of acute and sublethal effects of chloroquine (C<sub>18</sub>H<sub>26</sub>CIN<sub>3</sub>) on certain enzymological and histopathological biomarker responses of a freshwater fish *Cyprinus carpio*. **Toxicology Reports**, v. 5, p. 8-27, 2018.

RAMSDORF, W. **Avaliação da toxicidade dos compostos fipronil, nitrato de chumbo e naftaleno em peixes**. 2001. 178 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)–Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2001.

RANSBERRY, V. E. et al. Oxidative stress and metabolic responses to copper in freshwater – and seawater – acclimated killifish, *Fundulus heteroclitus*. **Aquatic Toxicology**, v. 161, p. 242-252, 2015

- REBELO, L. P. **Diagnóstico da Qualidade da Água do Complexo Lagunar de Jacarepaguá de 2001 a 2015**. 2016. 129 f. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://docplayer.com.br/21767709-Diagnostico-da-qualidade-da-agua-do-complexo-lagunar-de-jacarepagua-de-2001-a-2015.html>. Acesso em: 28 abr. 2021.
- RECKZIEGEL, T. **Modelo conceitual de contaminação por emissão de efluente no solo – Bacia Escola Campus/UFSM**. 2012. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2012.
- REQUENA, J. R.; LEVINE, R. L.; STADTMAN, E. R. Recent advances in the analysis of oxidized proteins. *Amino Acids*, v. 25, p. 221–226, 2003.
- RIBEIRO, D. R. G. **Concentração de metais em distintos compartimentos ambientais e biomarcadores bioquímicos em peixes residentes para avaliação da qualidade ambiental de região do médio rio Xingu, Amazônia, Brasil**. 2015. 50f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)–Universidade Federal do Pará, Belém, PA, 2015.
- RICHARDSON, S. D.; TERNES A. T. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. *Analytical Chemistry*, v. 90, n. 1, p. 398-428, 2018.
- RIO GRANDE DO SUL. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. Resolução nº 355, de 13 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. *Diário Oficial do Estado*, Rio Grande do Sul, 19 jul., 2017. 7 p.
- RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. Portaria FEPAM nº 68, de 08 de julho de 2019. Dispõe sobre os critérios para disposição final de efluentes líquidos sanitários e efluentes líquidos industriais em solo no Estado do Rio Grande do Sul. *Diário Oficial do Estado*, Rio Grande do Sul, 24 jul., 2019.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Coordenação e Planejamento. **Atlas Socioeconômico: Estado do Rio Grande do Sul/** Rio Grande do Sul. Porto Alegre: SCP, 2002. 2. ed. rev. ampl. 112p.
- ROCHA, C. H. B.; COSTA, H. F.; AZEVEDO, L. P. Heavy metals in the São Mateus Stream Basin, Peixe River Basin, Paraíba do Sul River Basin, Brazil. *Revista Ambiente e Água*, v. 14, n. 3, e2329, 2019.
- RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbicidas**. Grafmarke. PR, Londrina, 2005.
- RUSSO, C.; BRACARENSE, A. P. F. R. L. Oxidative stress in dogs. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 37, p. 1431-1440, 2016.
- SACHI, I. T. C. et al. Biochemical and morphological biomarker responses in the gills of a Neotropical fish exposed to a new flavonoid metal-insecticide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 208, p. 111459, 2021.

SAKALLI, S. et al. The effects of sewage treatment plant effluents on hepatic and intestinal biomarkers in common carp (*Cyprinus carpio*). **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1160-1169, 2018.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the Hydrocycle**. Berlin Heidelberg New York Tokyo, 1984.

SÁNCHEZ-BAYO, F.; GOKA, K.; HAYASAKA, D. Contamination of the Aquatic Environment with Neonicotinoids and its Implication for Ecosystems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 4, p. 1–14, 2016.

SANTIAGO, D. R. et al. Convivência da cidade com seus rios: estudo da paisagem ribeirinha em Teresina, Piauí, Brasil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 11, e1209119582, 2020.

SATO, T. et al. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. **Agricultural Water Management**, v. 130, p. 1–13, 2013.

SAYEED, I. et al. Oxidative stress biomarkers of exposure to deltamethrin in freshwater fish, *Channa punctatus* Bloch. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, p. 295–301, 2003.

SETIA, R. et al. Impact assessment of metal contamination in surface water of Sutlej River (India) on human health risks. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114907, 2020.

SHAETER, E. et al. Differential susceptibility of plasma proteins to oxidative modification: examination by western blot immunoassay. **Free Radical Biology & Medicine**, v. 17, p. 429-437. 1994.

SIEDE, J. **Avaliação de resíduos de agrotóxicos em águas de açudes no município de Ajuricaba/RS**. 2018. 30 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas)–Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Ijuí, RS, 2018.

SILVA, L. A. M. et al. Uso sustentável de macrófitas no tratamento de efluentes: uma revisão sistemática. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 4, p. 228-238, 2019.

SIMMONS, D. B. D. et al. Altered expression of metabolites and proteins in wild and caged fish exposed to wastewater effluents in situ. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 17000, 2017.

SINGH, U.; PANDEY, R. S. Fertilizer industry effluent induced hematological, histopathological and biochemical alterations in a stinging catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch, 1794). **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 10, p. 100110, 2021.

SMART, R. C.; HODGSON, E. **Molecular and biochemical toxicology**. 4. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc. 2008.

SOARES, P. R. L. et al. Acute and chronic toxicity of the benzoylurea pesticide, lufenuron, in the fish, *Colossoma macropomum*. **Chemosphere**, v. 161, p. 412-421, 2016

SOUSA, J. C. G. et al. A review on environmental monitoring of water organic pollutants identified by EU guidelines. **Journal of Hazardous Materials**, v. 344, p. 146-162, 2018.

SUDO, M.; KUNIMATSU, T.; OKUBO, T. Concentration and loading of pesticide residues in Lake Biwa basin (Japan). **Water Research**, v. 36, n. 1, p. 315–329, 2002.

TANG, L. et al. Effect of tryptophan on growth, intestinal enzyme activities and TOR gene expression in juvenile Jian carp (*Cyprinus carpio* var. Jian): Studies *in vivo* and *in vitro*. **Aquaculture**, v. 412–413, p. 23–33, 2013.

THOMAS, K. V. et al. Screening for selected human pharmaceuticals and cocaine in the urban streams of Manaus, Amazonas, Brazil. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 2, p. 302-308, 2014.

THOMPSON, F. et al. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, v. 705, p. 135914, 2020.

TODD, P A ; SORKIN, E M. Diclofenac sodium. A reappraisal of its pharmacodynamic and pharmacokinetic properties, and therapeutic efficacy. **Drugs**, v. 35, n. 3, p. 244-285, 1988.

UNITED NATIONS - WATER. **Wastewater Management: A UN-Water Analytical Brief**. 2015. Disponível em: [www.unwater.org/fileadmin/user\\_upload/unwater\\_new/docs/UN-Water\\_Analytical\\_Brief\\_Wastewater\\_Management.pdf](http://www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/UN-Water_Analytical_Brief_Wastewater_Management.pdf). Acesso em: 15 jul. 2020.

UNITED NATIONS ECONOMIC AND SOCIAL COMMISSION FOR ASIA AND THE PACIFIC - UNESCAP. **Statistical Yearbook**. 2010. Bangkok, UNESCAP.

UNITED NATIONS ECONOMIC AND SOCIAL COMMISSION FOR ASIA AND THE PACIFIC – UNESCAP. **Eco-Efficient Infrastructure Development towards Green and Resilient Urban Future**. 2015. Disponível em: <https://www.unescap.org/resources/brochure-eco-efficient-infrastructure-development-towards-green-and-resilient-urban-future>. Acesso em: 15 jul. 2020.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO); BALTIC MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMISSION (HELCOM). **Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report**. 1. ed. 2017. Paris: UNESCO Publishing, 2017. Disponível em: <https://helcom.fi/helcom-at-work/publications/>. Acesso em: 13 out. 2021.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. **Vital water graphics: an overview of the state of the World’s Fresh and marine waters**. 2. Ed. Nairobi, 2008.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME - WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater – The Untapped Resource**. Paris, UNESCO. 2017.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME - WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2019: Wastewater – The Untapped Resource**. Paris, UNESCO. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Secondary maximum contaminant levels: a strategy for drinking water quality and consumer acceptability**. 2015. Disponível em: <http://www.waterrf.org/PublicReportLibrary/4537.pdf>. Acesso em: 24 out. 2021.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, n. 2, p. 57-149, 2003.

VENTURA-LIMA, J. et al. Effects of different inorganic species in *Cyprinus carpio* (Cyprinidae) tissues after short-time exposure: bioaccumulation, biotransformation and biological responses. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 3479-3484, 2009.

VASCO, A. N. et al. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 118, 2011.

VERAS, T. B. et al. Analysis of the presence of anti-inflammatory drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil. **Chemosphere**, v. 222, p. 961-969, 2019.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review. **Science of the Total Environment**, v. 429, p. 123-155, 2012.

VIEIRA, C. E. D.; MARTINEZ, C. B. R. The pyrethroid  $\lambda$ -cyhalothrin induces biochemical, genotoxic, and physiological alterations in the teleost *Prochilodus lineatus*. **Chemosphere**, v. 210, p. 958-967, 2018.

VILIZZI, L.; COPP, G. H. Global patterns and clines in the growth of common carp *Cyprinus carpio*. **Journal of Fish Biology**, v. 91, n. 1, p. 3-40, 2017.

VINODHINI, R.; NARAYANAN, M. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). **Institute Journal Environment Science Technology**, v. 5, n. 2, p. 179-182, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014, 452 p.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 2007, 452 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico e ao tratamento de águas residuárias**. Belo Horizonte: UFMG, 1996, 211p.

VRYZAS, Z. Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 4, p. 5-9, 2018.

WANG, X. et al. Fipronil insecticide toxicology: oxidative stress and metabolism. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 46, p. 876–899, 2016.

WANG, X. et al. Mechanism of Neonicotinoid Toxicity: Impact on Oxidative Stress and Metabolism. **Annual Review of Pharmacology and Toxicology**, v. 58, n. 1, p. 471-507, 2018.

WANG, Y. et al. Assessing joint toxicity of four organophosphate and carbamate insecticides in common carp (*Cyprinus carpio*) using acetylcholinesterase activity as an endpoint. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 122, p. 81–85, 2015.

WILKINSON, J. et al. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: Na overarching review of the field. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 954-970, 2017.

WOO, S. J. et al. Toxicological effects of trichlorfon on hematological and biochemical parameters in *Cyprinus carpio* L. following thermal stress. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 209, p. 18-27, 2018.

WOO, S. J.; CHUNG, J. K. Effects of trichlorfon on oxidative stress, neurotoxicity, and cortisol levels in common carp, *Cyprinus carpio* L., at different temperatures. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 229, p. 108698, 2020.

XU, J. et al. Assessment of Heavy Metal Pollution in the Sediment of the Main Tributaries of Dongtiake. China. **Water**, v. 10, n. 8, p. 1060, 2018.

YAN, L.J.; TRABER, M.G.; PACKER, L. Spectrophotometric method for determination of carbonyls in oxidatively modified apolipoprotein B of human low-density lipoproteins. **Analytical Biochemistry**, v. 228, p. 349-351, 1995.

YIN, J. et al. Potential Human Health Risks of Organochlorine Pesticides (OCPs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Associated with Fish Consumption in Anhui Province, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 104, n. 6, p. 840-845, 2020.

YUNUS, A. P.; MASAGO, Y.; HIJIOKA, Y. COVID-19 and surface water quality: Improved lake water quality during the lockdown. **Science of the Total Environment**, v. 731, p. 139012, 2020.

ZHOU, D. et al. Study on the influence al factors of CD2+ on the earthworm *Eisenia fetida* in oxidative stress based on factor analysis approach. **Chemosphere**, v. 157, p. 181-189, 2016.

ZHU, L. et al. DNA damage and effects on glutathione-S-transferase activity induced by atrazine exposure in zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental Toxicology**, v. 26, n. 5, p. 480-488, 2011.

**APÊNDICE A – COMPOSTOS ANALISADOS EM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL (P1, P2, P3) DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA/RS, NO LABORATÓRIO DE ANÁLISE DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS (LARP) – AGROTÓXICOS.**

Acetamiprido	Aldicarbe	Ametrina
Atrazina	Azaconazol	Azametifós
Azinfós-etílico	Azinfós-metílico	Azoxistrobina
Boscalida	Buprofenzina	Butóxido de piperonila
Carbaril	Carbendazim	Carbofurano-3-hidróxido
Carbofurano	Carboxim	Cianazina
Ciazofamida	Cimoxanil	Clofentezina
Clomazona	Clirantraniliprol	Clorfenvinfós
Clotianidina	Clorpirifós-etílico	Cresoxim-metílico
Demeton-S-metil-sulfona	Diazinona	Difenoconazol
Dimetoato	Diclosulam	Dicrotofós
Diflubenzurom	Dimoxistrobina	Diuron
Epoxiconazol	EPN	Etiofencarbe
Etoprofós	Etoxisulfurom	Famoxadona
Fempropimorfe	fentiona	Fenamidona
Fenamifós	Fenazaquina	Fenhexamida
Fenoxicarbe	Fipronil	Fluazifope-P-butílico
Flusilazol	Fluquinconazol	Flutolanil
Furatiocarbe	Hexitriazox	Imazapir
Imazaquim	Imazetapir	Imazalil
Imidacloprido	Iprovalicarbe	Linurom
Malationa	Mecarbam	Mepronil
Metalaxil	Metconazol	Metiocarbe sulfona
Metsulfurom-metílico	Mevinfós	Mefosfolam
Metidationa	Metiocarbe	Metoxifenoazida
Metribuzim	Miclobutanil	Monocrotofós
Monolunuron	Nicosulfurom	Nuarimol
Oxadixil	Paraoxom-etílico	Pencicrurom
Penconazol	Picoxistrobina	Piraclostrobina
Pirazofós	Piridafentiona	Pirimetanil
Pirimicarbe	Pirimifós-metílico	Pirimifós-etílico
Piriproxifem	Prometrina	Propanil
Procloraz	Profenofós	Propiconazol
Propoxur	Quinalfós	Quincloraque
Quinoxifeno	Saflufenacil	Simazina
Tebuconazol	Terbufós	Tebufenozida
Tebuempirade	Tetraconazol	Tiacloprido
Tiametoxam	Tiabendazol	Tiodicarbe
Tolifluanida	Tolclofós-metílico	Triciclazol
Trifloxissulfurom	Triflumurom	Triadimefom
Triazofós	Trifloxistrobina	Vamidotiona
2,4-D	Bromoconazol	Clorprofam
Clorpirifós-metílico	Clorimurom-etílico	Cialofope-b-butílico
Ciproconazol	Fenarimol	Flutriafol
Imazamoxi	Imazapique	Molinato
Penoxsulam	Quizalofope-p-etílico	Metomil
Oxamil	Parationa-etílica	Bitertanol
Diclorvós	Diniconazol	Fluroxipir
Florato	Triadimenol	

**APÊNDICE B – COMPOSTOS ANALISADOS EM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL (P1, P2, P3) DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA/RS, NO LABORATÓRIO DE ANÁLISE DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS (LARP) – FÁRMACOS E HORMÔNIOS.**

Ácido nalídixico	Clindamicina
Albendazol	Diclofenaco
Albendazol-2-amino	Lincomicina
Albendazol sulfóxido	Mebendazol
Albendazol sulfona	Paracetamol
Androstenediona	Progesterona
Atenolol	Propranolol
Cafeína	Sulfadiazina
Carbamazepina	Sulfadoxina
Cloranfenicol	Trimetoprim



**APÊNDICE C – RESULTADOS DAS AVALIAÇÕES BIOQUÍMICAS, EXPRESSAS EM MÉDIA, REALIZADAS EM *Cyprinus carpio* EXPOSTOS DURANTE 3, 7 E 10 DIAS NA ÁGUA SUPERFICIAL DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA/RS.**

<b>TECIDO</b>	<b>DIA 3</b>			<b>DIA 7</b>			<b>DIA 10</b>		
<b>Intestino</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>
Carbonil	586,351 <sup>a</sup>	475,923 <sup>b</sup>	436,757 <sup>b</sup>	227,583 <sup>c</sup>	599,266 <sup>a</sup>	337,159 <sup>b</sup>	505,061 <sup>a</sup>	198,096 <sup>c</sup>	397,272 <sup>b</sup>
TBARS	0,064 <sup>a</sup>	0,031 <sup>b</sup>	0,010 <sup>c</sup>	0,018 <sup>c</sup>	0,043 <sup>b</sup>	0,066 <sup>a</sup>	0,038 <sup>b</sup>	0,082 <sup>a</sup>	0,044 <sup>b</sup>
<b>Brânquias</b>									
Carbonil	229,845 <sup>a</sup>	140,199 <sup>b</sup>	94,933 <sup>c</sup>	14,829 <sup>b</sup>	54,818 <sup>a</sup>	26,461 <sup>ab</sup>	7,186 <sup>a</sup>	11,056 <sup>a</sup>	6,139 <sup>a</sup>
TBARS	0,268 <sup>a</sup>	0,365 <sup>a</sup>	0,284 <sup>a</sup>	0,167 <sup>b</sup>	0,182 <sup>b</sup>	0,503 <sup>a</sup>	0,340 <sup>a</sup>	0,307 <sup>a</sup>	0,288 <sup>a</sup>
<b>Fígado</b>									
CAT	1,087 <sup>a</sup>	1,206 <sup>a</sup>	0,589 <sup>b</sup>	0,814 <sup>a</sup>	0,264 <sup>b</sup>	0,264 <sup>b</sup>	2,250 <sup>a</sup>	0,842 <sup>b</sup>	0,411 <sup>c</sup>
GST	0,034 <sup>b</sup>	0,052 <sup>b</sup>	0,136 <sup>a</sup>	0,044 <sup>a</sup>	0,037 <sup>a</sup>	0,034 <sup>a</sup>	0,071 <sup>a</sup>	0,077 <sup>a</sup>	0,059 <sup>a</sup>
Carbonil	208,288 <sup>b</sup>	553,431 <sup>a</sup>	161,676 <sup>b</sup>	657,395 <sup>a</sup>	552,913 <sup>b</sup>	221,730 <sup>c</sup>	52,252 <sup>b</sup>	197,016 <sup>a</sup>	128,044 <sup>a</sup>
TBARS	0,138 <sup>a</sup>	0,009 <sup>c</sup>	0,106 <sup>b</sup>	0,101 <sup>a</sup>	0,064 <sup>b</sup>	0,055 <sup>b</sup>	0,018 <sup>b</sup>	0,080 <sup>a</sup>	0,027 <sup>b</sup>
<b>Cérebro</b>									
AChE	0,347 <sup>b</sup>	0,656 <sup>a</sup>	0,532 <sup>ab</sup>	0,871 <sup>b</sup>	1,065 <sup>b</sup>	1,470 <sup>a</sup>	1,108 <sup>a</sup>	0,978 <sup>a</sup>	0,428 <sup>b</sup>
Carbonil	43,202 <sup>b</sup>	147,204 <sup>a</sup>	142,704 <sup>a</sup>	442,823 <sup>b</sup>	158,726 <sup>c</sup>	575,162 <sup>a</sup>	119,001 <sup>c</sup>	238,513 <sup>b</sup>	464,319 <sup>a</sup>
TBARS	0,200 <sup>b</sup>	0,302 <sup>a</sup>	0,160 <sup>b</sup>	0,320 <sup>a</sup>	0,191 <sup>b</sup>	0,115 <sup>b</sup>	0,514 <sup>a</sup>	0,330 <sup>b</sup>	0,316 <sup>b</sup>
<b>Músculo</b>									
AChE	0,638 <sup>a</sup>	0,751 <sup>a</sup>	0,552 <sup>a</sup>	0,877 <sup>b</sup>	0,705 <sup>b</sup>	1,372 <sup>a</sup>	0,648 <sup>a</sup>	0,573 <sup>a</sup>	0,290 <sup>b</sup>
Carbonil	0,000 <sup>a</sup>	13,747 <sup>a</sup>	2,355 <sup>a</sup>	53,165 <sup>a</sup>	77,464 <sup>ab</sup>	34,259 <sup>ac</sup>	257,960 <sup>b</sup>	301,521 <sup>a</sup>	47,569 <sup>c</sup>
TBARS	0,087 <sup>b</sup>	0,176 <sup>a</sup>	0,015 <sup>c</sup>	0,072 <sup>b</sup>	0,080 <sup>b</sup>	0,155 <sup>a</sup>	0,053 <sup>b</sup>	0,052 <sup>b</sup>	0,079 <sup>a</sup>

P1 = ponto 1; P2 = ponto 2; P3 = ponto 3; Carbonil = proteína carbonil (nmol carbonil.mg proteína<sup>-1</sup>); TBARS = peroxidação lipídica, de acordo com os níveis de substâncias reativas ao TBA (nmol MDA.mg tecido<sup>-1</sup>); CAT = atividade da catalase (nmol.min<sup>-1</sup>.mg proteína<sup>-1</sup>); GST = atividade da glutatona S-transferase (μmolGS-DNB.min<sup>-1</sup>.mg proteína<sup>-1</sup>); AChE = atividade da acetilcolinesterase (μmol.min<sup>-1</sup>.mg proteína<sup>-1</sup>). Letras diferentes correspondem a diferença estatística entre os pontos em um mesmo dia, com nível de significância de 95% (p ≤ 0,05). Fonte: Autora (2021).

**APÊNDICE D – RESULTADOS DA CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA, METAIS, FÁRMACOS, AGROTÓXICOS E BIOMARCADORES EM *Cyprinus carpio*.**

CORRELAÇÃO	INTESTINO		BRÂNKUIAS		FÍGADO				CÉREBRO			MÚSCULO		
	TBARS	Carbonil	TBARS	Carbonil	CAT	GST	TBARS	Carbonil	AChE	TBARS	Carbonil	AChE	TBARS	Carbonil
Temp.	0,39	-0,17	0,78	0,66	0,68	0,94	0,38	-0,03	0,98	0,55	-0,94	0,98	-1,00	0,99
OD	-0,32	0,10	-0,82	-0,61	-0,73	-0,92	-0,31	0,10	-0,99	-0,61	0,96	-0,99	0,99	-0,97
pH	0,62	-0,43	0,58	0,84	0,46	1,00	0,62	0,25	0,90	0,31	-0,81	0,89	-0,97	0,99
Dur.	0,04	0,19	0,95	0,36	0,90	0,77	0,03	-0,38	0,98	0,81	-1,00	0,99	-0,92	0,87
CE	0,34	-0,12	0,81	0,63	0,72	0,93	0,34	-0,07	0,99	0,59	-0,96	0,99	-1,00	0,98
ST	0,44	-0,22	0,74	0,71	0,64	0,96	0,43	0,03	0,97	0,51	-0,92	0,97	-1,00	0,99
SDT	0,42	-0,20	0,76	0,69	0,66	0,96	0,41	0,01	0,98	0,52	-0,93	0,97	-1,00	0,99
SST	-0,37	0,15	-0,79	-0,65	-0,70	-0,94	-0,36	0,05	-0,99	-0,57	0,95	-0,98	1,00	-0,98
DQO	0,39	-0,18	0,77	0,67	0,68	0,95	0,38	-0,02	0,98	0,55	-0,94	0,98	-1,00	0,99
CT	0,98	-0,90	-0,06	0,99	-0,20	0,82	0,97	0,80	0,43	-0,35	-0,27	0,41	-0,61	0,71
<i>E. Coli</i>	0,57	-0,37	0,63	0,81	0,51	0,99	0,56	0,18	0,92	0,37	-0,85	0,92	-0,98	1,00
NT	0,75	-0,59	0,42	0,93	0,29	0,99	0,75	0,42	0,80	0,13	-0,69	0,79	-0,91	0,96
PT	0,51	-0,31	0,68	0,76	0,57	0,98	0,51	0,12	0,95	0,43	-0,88	0,94	-0,99	1,00
K	0,55	-0,35	0,65	0,79	0,53	0,99	0,54	0,16	0,93	0,39	-0,86	0,93	-0,99	1,00
Ca	-0,65	0,46	-0,55	-0,86	-0,42	-1,00	-0,64	-0,28	-0,88	-0,27	0,79	-0,87	0,96	-0,99
Mg	0,79	-0,63	0,37	0,95	0,23	0,98	0,79	0,47	0,77	0,07	-0,65	0,76	-0,89	0,94
Cu	-0,55	0,73	0,95	-0,25	0,99	0,25	-0,56	-0,85	0,70	1,00	-0,81	0,71	-0,53	0,42
Zn	0,97	-0,90	-0,05	1,00	-0,19	0,82	0,97	0,79	0,43	-0,35	-0,28	0,41	-0,61	0,71
Fe	0,36	-0,14	0,80	0,64	0,70	0,94	0,35	-0,05	0,99	0,58	-0,95	0,99	-1,00	0,98
Mn	0,89	-0,76	0,20	0,99	0,06	0,94	0,88	0,62	0,64	-0,10	-0,51	0,63	-0,79	0,86

Temp. = Temperatura da amostra (°C); OD = Oxigênio Dissolvido (mg L<sup>-1</sup>); pH = potencial hidrogeniônico; Dur. = Dureza Total (mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>); CE = Condutividade Elétrica (mS cm<sup>-1</sup>); ST = Sólidos Totais (mg L<sup>-1</sup>); SDT = Sólidos Dissolvidos Totais (mg L<sup>-1</sup>); SST = Sólidos em Suspensão Totais (mg L<sup>-1</sup>); DQO = Demanda Química de Oxigênio (mg L<sup>-1</sup>); CT = Coliformes Totais (NMP 100mL<sup>-1</sup>); *E. Coli* = *Escherichia Coli* (NMP 100mL<sup>-1</sup>); NT = Nitrogênio Total (mg L<sup>-1</sup>); PT = Fósforo Total (mg L<sup>-1</sup>); K = potássio; Ca = cálcio; Mg = magnésio; Cu = cobre; Zn = zinco; Fe = ferro; Mn = manganês. Foram considerados correlacionados os atributos que apresentaram valor maior que 0,80. Fonte: Autora (2021).

CORRELAÇÃO	INTESTINO		BRÂNQUIAS		FÍGADO				CÉREBRO			MÚSCULO		
	TBARS	Carbonil	TBARS	Carbonil	CAT	GST	TBARS	Carbonil	AChE	TBARS	Carbonil	AChE	TBARS	Carbonil
2,4-D	0,91	-0,80	0,13	1,00	-0,01	0,91	0,91	0,67	0,59	-0,17	-0,45	0,58	-0,75	0,83
Carbendazim	0,41	-0,19	0,76	0,68	0,66	0,95	0,40	0,00	0,98	0,53	-0,93	0,98	-1,00	0,99
Clomazone	-0,06	0,29	0,98	0,26	0,94	0,70	-0,07	-0,47	0,96	0,87	-0,99	0,97	-0,88	0,81
Diuron	0,50	-0,29	0,70	0,75	0,59	0,98	0,49	0,10	0,95	0,45	-0,89	0,95	-1,00	1,00
Fipronil	0,69	-0,51	0,50	0,89	0,37	1,00	0,69	0,33	0,85	0,22	-0,76	0,84	-0,94	0,98
Imazetapir	-0,39	0,17	-0,78	-0,66	-0,68	-0,94	-0,38	0,03	-0,98	-0,55	0,94	-0,98	1,00	-0,99
Imidacloprido	-0,39	0,17	-0,78	-0,66	-0,68	-0,94	-0,38	0,03	-0,98	-0,55	0,94	-0,98	1,00	-0,99
Tiametoxam	-0,39	0,17	-0,78	-0,66	-0,68	-0,94	-0,38	0,03	-0,98	-0,55	0,94	-0,98	1,00	-0,99
Albendazol	0,42	-0,20	0,76	0,69	0,66	0,96	0,41	0,01	0,98	0,52	-0,93	0,97	-1,00	0,99
Albendazol sulfóxido	-0,39	0,17	-0,78	-0,66	-0,68	-0,94	-0,38	0,03	-0,98	-0,55	0,94	-0,98	1,00	-0,99
Atenolol	0,38	-0,16	0,78	0,66	0,68	0,94	0,37	-0,03	0,98	0,56	-0,94	0,98	-1,00	0,99
Clindamicina	0,24	-0,02	0,86	0,55	0,78	0,89	0,24	-0,18	1,00	0,67	-0,98	1,00	-0,98	0,95
Cafeína	0,34	-0,12	0,81	0,63	0,72	0,93	0,33	-0,08	0,99	0,59	-0,96	0,99	-1,00	0,98
Diclofenaco	0,50	-0,29	0,69	0,75	0,58	0,98	0,49	0,10	0,95	0,44	-0,89	0,95	-1,00	1,00
Lincomicina	0,24	-0,01	0,87	0,54	0,79	0,88	0,23	-0,18	1,00	0,68	-0,98	1,00	-0,98	0,95
Propranolol	0,50	-0,29	0,70	0,75	0,59	0,98	0,49	0,10	0,95	0,45	-0,89	0,95	-1,00	1,00
Paracetamol	0,30	-0,08	0,83	0,60	0,74	0,91	0,30	-0,11	1,00	0,62	-0,97	0,99	-0,99	0,97
Sulfametoxazol	0,39	-0,17	0,78	0,66	0,68	0,94	0,38	-0,03	0,98	0,55	-0,94	0,98	-1,00	0,99
Trimetoprim	0,35	-0,13	0,80	0,64	0,71	0,93	0,35	-0,06	0,99	0,58	-0,95	0,99	-1,00	0,98

Foram considerados correlacionados os atributos que apresentaram valor maior que 0,80. Fonte: Autora (2021).