

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E TECNOLOGIAS
SUSTENTÁVEIS

JÉSSICA MEDEIROS

IMPACTO DOS AGROTÓXICOS EM PEIXES DE RIACHOS DO SUL DO BRASIL:
AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS E FISIOLÓGICOS

CERRO LARGO

2025

JÉSSICA MEDEIROS

**IMPACTO DOS AGROTÓXICOS EM PEIXES DE RIACHOS DO SUL DO BRASIL:
AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS E FISIOLÓGICOS**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito para obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte Tataje

Coorientador (a): Dr.^a Roberta Daniele Klein

CERRO LARGO

2025

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Medeiros, Jéssica

IMPACTO DOS AGROTÓXICOS EM PEIXES DE RIACHOS DO SUL DO BRASIL: AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS E FISIOLÓGICOS / Jéssica Medeiros. -- 2025.
72 f.:il.

Orientador: Doutor David Augusto Reynalte Tataje
Co-orientadora: Doutora Roberta Daniele Klein
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Cerro Largo, RS, 2025.

1. Estresse oxidativo. 2. Acetilcolinesterase. 3. Fator de condição. 4. Biomarcadores. 5. Agrotóxicos. I. Tataje, David Augusto Reynalte, orient. II. Klein, Roberta Daniele, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

JÉSSICA MEDEIROS

**IMPACTO DOS AGROTÓXICOS EM PEIXES DE RIACHOS DO SUL DO
BRASIL: AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS E
FISIOLÓGICOS**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito para obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Este trabalho foi defendido e aprovado pela banca em 18/03/2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **DAVID AUGUSTO REYNALTE TATAJE**
Data: 30/04/2025 14:40:28-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof.^a Dr. David Augusto Reynalte Tataje – UFFS
Orientador

Documento assinado digitalmente
 **VÂNIA LÚCIA LORO**
Data: 03/05/2025 17:19:55-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dra. Vânia Lúcia Loro – UFSM
Avaliador

Documento assinado digitalmente
 **SUZYMEIRE BARONI**
Data: 05/05/2025 10:19:40-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dra. Suzymeire Baroni – UFFS
Avaliador

Dedico este trabalho a todos que estiveram ao meu lado nessa caminhada: juntos construímos esta história. Além disso, estendo minha gratidão ao Universo por me fortalecer e a Deus por me guiar ao longo deste caminho.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de expressar minha profunda gratidão a Deus, por me guiar, iluminar e dar força nos momentos de incerteza e cansaço. A fé foi um refúgio e uma fonte de esperança durante toda esta jornada.

Aos meus pais, meu eterno agradecimento. Obrigada por cada sacrifício, por sempre acreditarem em mim, mesmo nos momentos mais difíceis, e por todo o amor e suporte incondicionais que me proporcionaram. Vocês são minha base e inspiração.

Ao meu marido, meu amor e companheiro, agradeço por estar sempre ao meu lado, apoiando-me em cada passo desta jornada. Sua paciência, compreensão e amor foram essenciais para que eu pudesse continuar perseverante e focada nos meus objetivos.

Aos meus filhos, que trouxeram alegria e leveza aos meus dias. Agradecer por sua compreensão nos momentos em que o estudo precisava ser priorizado é pouco. Vocês são a razão de eu buscar ser melhor a cada dia.

Um agradecimento especial ao meu Orientador, professor Dr. David Augusto Reynalt Tataje, por sua sabedoria, paciência e seriedade acadêmica. Suas orientações precisas foram fundamentais para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho. Obrigada por me guiar com tanto empenho e dedicação.

À minha coorientadora, Dr^a Roberta Daniele Klein, expresso minha gratidão por todas as contribuições e por compartilhar seu vasto conhecimento comigo. Suas perspectivas e sugestões enriqueceram enormemente minha pesquisa.

À equipe de coleta de dados, cuja colaboração foi imprescindível, meu sincero obrigado. Cada um de vocês desempenhou um papel essencial para o alcance dos nossos objetivos.

Também gostaria de agradecer aos amigos que fiz durante esse período, Taciéli, Daniela, Endi, Fabrício, João, Lisi por toda amizade, apoio e camaradagem. Nos momentos de stress e desafio, ter a companhia de vocês e colaboração fez toda a diferença. Essa parceria foi não apenas valiosa em termos acadêmicos, mas também essencial para tornar este caminho mais alegre e suportável.

Um agradecimento em especial aos técnicos do Laboratório 2 da UFFS- *Campus* Cerro Largo, pelo acesso às instalações e recursos que foram essenciais para a realização dos experimentos necessários à minha dissertação.

Por fim, mas não menos importante, agradeço à Universidade Federal da Fronteira Sul pela oportunidade de crescimento e aprendizado, pela infraestrutura oferecida e pelo ambiente acadêmico estimulante que foi o solo onde este trabalho pôde florescer.

“O homem é parte da natureza e a sua guerra contra a natureza é, inevitavelmente uma guerra contra si mesmo.” (Rachel Carson)

RESUMO

O uso de agrotóxicos tem aumentado gradativamente ao longo do tempo, impulsionado pela necessidade de ampliar a produção de alimentos para atender à demanda populacional e reduzir perdas nas lavouras. No entanto, o uso inadequado desses compostos pode resultar em sérios problemas à saúde humana e provocar desequilíbrios ambientais, com efeitos agudos e crônicos sobre os organismos vivos. Além disso, muitos desses produtos persistem no ambiente por longos períodos sem sofrer degradação significativa. Este estudo foi conduzido em 36 pontos de amostragem distribuídos em doze riachos pertencentes às bacias dos rios Comandá e Piratinim, regiões de intensa atividade agrícola, com o objetivo de avaliar o impacto dos agrotóxicos sobre a saúde de duas espécies de peixes. Para isso, foram coletadas e analisadas amostras das espécies *Bryconamericus iheringii* e *Mimagoniates inequalis*, a fim de investigar os efeitos do estresse oxidativo, a atividade da enzima acetilcolinesterase e o fator de condição. Paralelamente, amostras de água foram examinadas para a detecção da presença de agrotóxicos. Os resultados indicaram que os locais com maior atividade agrícola apresentaram concentrações mais elevadas desses compostos. Foram detectados pesticidas como atrazina, azoxistrobina e malationa em diferentes pontos de coleta, evidenciando a influência direta da agricultura na qualidade da água. De maneira geral, observou-se um aumento nos níveis de acetilcolinesterase e peroxidação lipídica, enquanto o fator de condição apresentou redução em ambientes com maior concentração desses contaminantes.

Palavras-chave: Poluentes emergentes; biomarcadores ambientais; conservação de espécies; biomonitoramento.

ABSTRACT

The use of pesticides has gradually increased over time, driven by the need to expand food production to meet population demand and reduce crop losses. However, the improper use of these compounds can lead to serious human health issues and cause environmental imbalances, with both acute and chronic effects on living organisms. Furthermore, many of these substances persist in the environment for long periods without undergoing significant degradation. This study was conducted at 36 sampling points across twelve streams within the Comandaí and Piratinim river basins, regions characterized by intense agricultural activity, with the objective of assessing the impact of pesticides on the health of two fish species. To achieve this, samples of *Bryconamericus iheringii* and *Mimagoniates inequalis* were collected and analyzed to investigate the effects of oxidative stress, acetylcholinesterase enzyme activity, and the condition factor. Additionally, water samples were examined to detect the presence of pesticides. The results indicated that sites with higher agricultural activity exhibited elevated concentrations of these compounds. Pesticides such as atrazine, azoxystrobin, and malathion were detected at different sampling points, highlighting the direct influence of agriculture on water quality. Overall, increased levels of acetylcholinesterase and lipid peroxidation, along with a decrease in the condition factor, were observed in environments with higher concentrations of these contaminants.

Keywords: Emerging pollutants; environmental biomarkers; species conservation; biomonitoring.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Pontos de amostragem das sub-bacias do rio Piratinim e do rio Comandai, RS, Brasil.	16
Figura 2 – Resposta Fisiológica dos peixes <i>Bryconamericus iheringii</i> em diferentes locais. Fígado: Peroxidação lipídica (A). Cérebro: Atividade da acetilcolinesterase (B).....	19
Figura 3 – Resposta Fisiológica dos peixes <i>Mimagoniates inequalis</i> em diferentes locais. Fígado: Valores do fator de condição relacionados ao estresse oxidativo (A). Cérebro: Atividade da acetilcolinesterase (B).....	20
Figura 4 – Fator de condição de <i>Bryconamericus iheringii</i> (A) e <i>Mimagoniates inequalis</i> (B) em diferentes riachos das bacias dos rios Piratinim e Comandai.....	46
Figura 5 – Relação do número de agrotóxicos detectados no ambiente com os marcadores bioquímicos e fisiológicos testados em <i>Bryconamericus iheringii</i> . Relação entre a quantidade de agrotóxicos detectados nos riachos e os níveis de peroxidação lipídica. (A). Variação da atividade da acetilcolinesterase em relação ao número de agrotóxicos presentes no ambiente (B). Relação entre o número de agrotóxicos e o fator de condição dos peixes. (C).....	47
Figura 6 – Relação do número de agrotóxicos detectados no ambiente com os marcadores bioquímicos e fisiológicos testados em <i>Mimagoniates inequalis</i> . Relação entre a quantidade de agrotóxicos detectados nos riachos e os níveis de peroxidação lipídica. (A). Variação da atividade da acetilcolinesterase em relação ao número de agrotóxicos presentes no ambiente (B). Relação entre o número de agrotóxicos e o fator de condição dos peixes. (C).....	49
Figura 7 – Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados de <i>Bryconamericus iheringii</i> capturados em diferentes riachos das bacias dos rios Comandai e Piratinim.....	50
Figura 8 – Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados de <i>Mimagoniates inequalis</i> capturados em diferentes riachos das bacias dos rios Comandai e Piratinim.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros físico-químicos analisados em 36 pontos de 12 riachos nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil

..... 16

Tabela 2 – Presença de agrotóxico detectados na água e porcentagem do uso do solo agrícola em diferentes trechos das bacias hidrográficas do rio Comandai e rio Piratinim, RS..... 17

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
UFFS	Universidade Federal da Fronteira Sul
EROS	Espécies Reativas de Oxigênio
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano
MDA	Malondialdeído
XI – N	Ximbocu Nascente
IT-I	Itú Intrmediário
CH-N	Chuni Nascente
LU-F	Luiza Foz
PE-N	Pessegueiro Nascente
PE-F	Pessegueiro Foz
CO-I	Comandaizinho Intermediário
GI-N	Giruí Nascente
GI-F	Giruí Foz
FU-N	Fundão Nascente
FU-F	Fundão Foz
SA-F	Santana Foz
GUA-F	Guaracapa Foz
IV-I	Ivaí Intermediário
CH- I	Chuni Intermediário
CH-F	Chuni Foz
GI-I	Giruí Intermediário
LA-I	Lambedor Intermediário
LA- F	Lambedor Foz
XI-N	Ximbocu Nascente

LISTA DE SÍMBOLOS

Σ	Somatório
$\neg$	Negação lógica
$\cap$	Intersecção

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	CONCEITO E EVOLUÇÃO DA ECOTOXICOLOGIA.....	17
2.2	PEIXES COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS.....	18
2.3	AGROTÓXICOS	19
2.3.1	CLASSIFICAÇÃO E USO DE AGROTÓXICOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS.....	19
2.3.2	EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS DOS AGROTÓXICOS EM ORGANISMOS AQUÁTICOS ²¹	
2.4	ESTRESSE OXIDATIVO E PEROXIDAÇÃO LIPÍDICA: MECANISMOS.....	22
2.5	PEROXIDAÇÃO LIPÍDICA: IMPACTOS NOS TECIDOS DOS PEIXES	24
2.6	ACETILCOLINESTERASE: EFEITOS DE SUA ATIVIDADE NOS PEIXES	25
2.7	ACETILCOLINESTERASE: IMPACTO DOS AGROTÓXICOS NA SUA PRODUÇÃO E ATIVIDADE	27
2.8	FONTES DE CONTAMINAÇÃO E RISCOS AMBIENTAIS	28
2.9	AGROTÓXICOS DETECTADOS NAS AMOSTRAS E SUAS CONCENTRAÇÕES	30
3	MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1	ÁREA DE ESTUDO	32
3.2	COLETA DE MATERIAL BIOLÓGICO	33
3.3	COLETA DE ÁGUA.....	34
3.4	CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE	34
3.5	PROCESSAMENTO DE AMOSTRAS DE TECIDO	37
3.6	ANÁLISE PEROXIDAÇÃO LÍPIDICA.....	37
3.7	ANÁLISE DA ACETILCOLINESTERASE.....	38
3.8	ANÁLISE DA ÁGUA.....	38
3.9	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	39
4	RESULTADOS.....	40
4.1	AGROTÓXICOS NOS RIACHOS	40
4.2	RESPOSTA FISIOLÓGICA DOS PEIXES	41
4.2.1	BIOMARCADORES	41
4.2.2	FATOR DE CONDIÇÃO DOS PEIXES	43
4.2.3	RELAÇÃO ENTRE OS AGROTÓXICOS PRESENTES NOS RIACHOS E A RESPOSTA FISIOLÓGICA DOS PEIXES	44
5	DISCUSSÃO	49
5.1	IMPACTOS DOS AGROTÓXICOS NOS BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS	

5.2	RELAÇÃO ENTRE O FATOR DE CONDIÇÃO E A CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL	51
5.3	CONSEQUÊNCIAS ECOLÓGICAS E ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO.....	53
6	CONCLUSÃO.....	56
	REFERÊNCIAS.....	57
	APÊNDICE A – RIACHOS	69
	APÊNDICE B – COLETA E MEDIDA DE PARÂMETROS DA ÁGUA.....	70
	ANEXO C – COLETA DAS AMOSTRAS DE PEIXES E ANÁLISES NO LABORATÓRIO.....	71

1 INTRODUÇÃO

A crescente degradação dos ecossistemas aquáticos tem sido amplamente atribuída às atividades humanas, especialmente àquelas relacionadas à agricultura (Albuquerque; Lopes, 2018). Entre os principais fatores de impacto, destaca-se o uso intensivo de pesticidas, cuja aplicação descontrolada afeta diretamente a qualidade da água e compromete a saúde da biota aquática. Esses contaminantes químicos são frequentemente detectados em corpos d'água, acumulando-se em diferentes compartimentos do ambiente e interagindo com organismos vivos (Freire, 2012). O uso de produtos químicos na agricultura, a precariedade na conservação do solo, a remoção de matas ciliares e a ocupação de sub-bacias afluentes por áreas urbanas e industriais têm contribuído significativamente para os desequilíbrios ecológicos (Peixoto, 2020). Nesse contexto, torna-se essencial a realização de estudos ecotoxicológicos que contribuam para avaliações de impactos ambientais, oferecendo subsídios para políticas públicas de preservação e manejo sustentável.

A agricultura moderna depende fortemente da aplicação de pesticidas, principalmente para proteger as culturas e maximizar os rendimentos (Bolaña et al., 2023). Esses compostos químicos representam um dos grupos mais relevantes de poluentes ambientais, especialmente em áreas agrícolas, devido ao seu uso contínuo e generalizado (Delamatrice, 2014). Tanto os pesticidas de uso corrente quanto aqueles já proibidos ou descontinuados podem persistir no ambiente, contaminando corpos hídricos e bioacumulando-se na biota aquática (Bolaña et al., 2023). Considerando isso, é importante padronizar o uso da terminologia “pesticidas” ao longo do texto, uma vez que se refere ao conjunto mais abrangente desses compostos.

Segundo Dellamatrice e Monteiro (2013), o uso de pesticidas é regulamentado e requer prescrição técnica emitida por engenheiro agrônomo, que especifica o tipo de produto, a dosagem, a frequência e a forma de aplicação adequadas para cada cultura. No entanto, a legislação frequentemente não é respeitada, e muitos produtos são aplicados em culturas não recomendadas ou em concentrações superiores às indicadas pelos fabricantes (Barbosa et al., 2021).

A presença de resíduos de pesticidas em níveis acima dos permitidos nas águas superficiais também pode resultar da lavagem inadequada de tanques de pulverização e de embalagens, práticas que deveriam prever a devolução dos resíduos às áreas cultivadas (Delamatrice, 2014). Conforme apontam Rebelo e Caldas (2014), o destino ambiental desses compostos é influenciado por suas propriedades físico-químicas, modo de aplicação, tipo de solo e condições climáticas, estando sujeitos a processos como lixiviação, escoamento superficial, sorção, degradação e volatilização. O meio aquático, frequentemente, torna-se o compartimento final de acúmulo

desses poluentes, seja por deposição atmosférica, seja por descarte direto ou indireto de resíduos urbanos e industriais (Garcia, 2016; Silva, 2019; Oliveira, 2020; Dores, 2015).

Peixes são amplamente utilizados como bioindicadores em estudos ambientais, pois respondem de forma sensível às alterações nos parâmetros físico-químicos da água e à presença de contaminantes (Ignácio, 2013). Sua distribuição ampla, diversidade ecológica e capacidade de bioacumular substâncias tóxicas os tornam organismos modelo eficazes para o biomonitoramento ambiental (Ignácio, 2013). As respostas bioquímicas e fisiológicas desses peixes, frente à exposição a diferentes tipos de contaminantes, fornecem dados valiosos sobre os efeitos da poluição aquática (Ignácio, 2013).

Dentre os biomarcadores utilizados na ecotoxicologia, destacam-se a peroxidação lipídica e a atividade da enzima acetilcolinesterase (Rodrigues, 2012). A peroxidação lipídica resulta do estresse oxidativo induzido por espécies reativas de oxigênio (EROS), que causam danos estruturais aos lipídios de membranas celulares, sendo fortemente associada à exposição a contaminantes ambientais, como pesticidas (Araújo, 2019). A atividade da acetilcolinesterase, por sua vez, é amplamente utilizada como biomarcador de neurotoxicidade, especialmente frente à exposição a pesticidas organofosforados e carbamatos. No entanto, estudos recentes mostram que outros tipos de pesticidas também podem afetar essa enzima, ampliando sua aplicabilidade como indicador de contaminação química (Osório, 2015).

Outro indicador importante é o fator de condição, que avalia a relação entre o peso e o comprimento dos peixes, refletindo seu estado nutricional e fisiológico (Camara; Caramaschi; Petry, 2011). Alterações nesse parâmetro podem indicar efeitos subletais da exposição a contaminantes, como comprometimento do metabolismo energético e da integridade fisiológica dos organismos (Dergan, 2015). Assim, a análise integrada desses biomarcadores permite uma compreensão mais abrangente dos impactos ambientais sobre a biota aquática (Ishikawa, 2020).

Diante disso, o presente estudo tem como objetivo avaliar os efeitos tóxicos de pesticidas em duas espécies de peixes de riachos localizados no sul do Brasil, utilizando biomarcadores bioquímicos como a peroxidação lipídica, a atividade da acetilcolinesterase e o fator de condição. Além disso, busca-se correlacionar os níveis de contaminação química da água com as alterações observadas nos biomarcadores, permitindo uma análise integrada dos possíveis efeitos ambientais decorrentes da exposição a esses contaminantes. Esses objetivos visam responder à seguinte hipótese: a maior presença de pesticidas no ambiente está associada à alteração nos níveis de peroxidação lipídica, atividade da acetilcolinesterase e fator de condição.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CONCEITO E EVOLUÇÃO DA ECOTOXICOLOGIA

A ecotoxicologia é uma área interdisciplinar da ciência que combina princípios de ecologia, biologia, química e toxicologia para estudar os efeitos de contaminantes no ambiente e nos organismos vivos. Este campo de estudo foca na identificação, análise e mitigação dos impactos causados por substâncias químicas tóxicas, como metais pesados, agrotóxicos, hidrocarbonetos e poluentes industriais, nos ecossistemas terrestres e aquáticos. A ecotoxicologia também busca compreender os mecanismos pelos quais esses contaminantes afetam os organismos e as interações ecológicas, além de prever os riscos associados à contaminação ambiental (Carvalho; Pivoto, 2011).

Ao longo das últimas décadas, a ecotoxicologia evoluiu significativamente, acompanhando o aumento das atividades humanas e a intensificação da degradação ambiental. Inicialmente, os estudos nessa área concentravam-se em casos isolados de poluição severa, como os desastres ambientais associados à contaminação por mercúrio na Baía de Minamata, no Japão, e por pesticidas organoclorados como o DDT (Harada, 1995). Esses eventos catalisaram o desenvolvimento da legislação ambiental e a necessidade de uma abordagem científica sistemática para monitorar e mitigar os impactos de contaminantes (Benfato, 2022).

Estudos modernos utilizam biomarcadores bioquímicos, como a peroxidação lipídica e a inibição da acetilcolinesterase, para avaliar os impactos em níveis moleculares, celulares e populacionais (Ferreira, 2015). Essa abordagem integrada permite identificar não apenas os efeitos diretos dos contaminantes, mas também os impactos indiretos, como alterações em cadeias tróficas e na biodiversidade (Rios; Batista; Crystello, 2024)

A interdisciplinaridade da ecotoxicologia a torna uma ciência essencial na atualidade, pois proporciona ferramentas para o desenvolvimento de estratégias de manejo ambiental e conservação (Walker *et al.*, 2012). Além disso, o campo tem evoluído para incorporar aspectos de ecotoxicologia preditiva, utilizando modelos computacionais e experimentais para prever os impactos potenciais de novos compostos químicos antes de sua introdução no mercado (Escher; Hermens, 2002). Essa evolução reflete a necessidade de uma ciência dinâmica, capaz de responder aos desafios impostos pela complexidade dos problemas ambientais contemporâneos. Assim, a ecotoxicologia desempenha um papel crucial na promoção do uso sustentável dos recursos naturais e na preservação dos ecossistemas para as gerações futuras (Giannini *et al.*, 2012).

2.2 PEIXES COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS

Os Peixes são reconhecidos como bioindicadores eficientes da qualidade ambiental devido à sua sensibilidade a alterações físico-químicas na água e à presença de contaminantes químicos (Freitas; Siqueira-Souza, 2009). Características como ampla distribuição geográfica, ocupação de diferentes níveis tróficos, além da capacidade de bioacumular e biomagnificar substâncias tóxicas, tornam esses organismos adequados para o monitoramento de ecossistemas aquáticos (Mwalikenga, 2020; Bistoni; Kelecom, 2022).

A exposição contínua a pesticidas e metais pesados pode causar efeitos fisiológicos, bioquímicos e comportamentais em peixes, muitas vezes antes que impactos populacionais sejam observados (Santos, 2019; Loureiro, 2017). Além disso, eles desempenham funções ecológicas relevantes, como controle de presas e ciclagem de nutrientes, sendo diretamente afetados por alterações antrópicas (Linde Arias et al., 2007; Peixoto, 2020). Essa sensibilidade, aliada ao custo relativamente baixo de amostragem e análise, justifica o uso de peixes em programas de biomonitoramento ambiental.

Neste estudo, foram escolhidas as espécies *Bryconamericus iheringii* e *Mimagoniates inequalis* por sua ampla ocorrência nos riachos do sul do Brasil e sua representatividade nos ambientes lóticos da região. *Bryconamericus iheringii* é uma espécie da família Characidae, de pequeno porte, com hábito onívoro, e amplamente distribuída na Bacia do Rio Uruguai. Já *Mimagoniates inequalis*, pertencente à família Gasteropelecidae, também ocorre com frequência em riachos de mata ciliar e apresenta fácil identificação morfológica, o que facilita seu uso como modelo em estudos ecotoxicológicos (Marinowic et al., 2012; Di Marzio; Sáenz, 2004)

Figura 1 - *Bryconamericus iheringii*



Fonte: Autora, 2025

Figura 2 - *Mimagoniates inequalis*

Fonte: Autora, 2025

Pesquisas realizadas em áreas de atividade agrícola apontam para a bioacumulação de pesticidas organofosforados e carbamatos nos tecidos dessas espécies, frequentemente associada à inibição da enzima acetilcolinesterase, um biomarcador de neurotoxicidade (Linde-Arias *et al.*, 2009). Outros biomarcadores amplamente utilizados, como a peroxidação lipídica, também têm demonstrado eficácia na detecção de estresse oxidativo causado pela exposição a contaminantes ambientais (Amorim, 2003).

Além dos efeitos moleculares e celulares, a composição das comunidades de peixes pode ser afetada por alterações ambientais, como mudanças nos níveis de oxigênio dissolvido, pH e presença de contaminantes, indicando perda de biodiversidade (Scherer Vieira, 2004). Em ambientes altamente degradados, os impactos podem ser agudos, com mortalidade imediata; já em situações de exposição prolongada ou subletal, são observadas alterações comportamentais e fisiológicas que comprometem a sobrevivência e o desempenho dos indivíduos (Gama, 2020; Silva, 2015).

Assim, a utilização de *B. iheringii* e *M. inequalis* como bioindicadores neste trabalho proporciona uma abordagem robusta para avaliar os impactos ambientais decorrentes do uso de pesticidas. A continuidade de pesquisas nessa área é essencial para subsidiar políticas públicas voltadas à conservação da biodiversidade e à mitigação dos efeitos da contaminação em ecossistemas aquáticos (Benfato, 2022).

2.3 AGROTÓXICOS

2.3.1 CLASSIFICAÇÃO E USO DE AGROTÓXICOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS

Segundo Savoy (2024), os agrotóxicos, também denominados pesticidas, são compostos químicos amplamente utilizados na agricultura para o controle de pragas, doenças e plantas

invasoras, com o objetivo de preservar e ampliar a produtividade das culturas. Esses compostos são classificados em diferentes grupos químicos, com propriedades e mecanismos de ação distintos. Dentre os principais, destacam-se os organofosforados, carbamatos e piretroides, que são amplamente empregados nas práticas agrícolas e estão entre os mais detectados em ecossistemas aquáticos devido à sua elevada solubilidade em água.

Os organofosforados são extensivamente utilizados no controle de insetos em culturas como grãos, frutas e vegetais. Eles atuam como inibidores da enzima acetilcolinesterase, essencial para a transmissão de impulsos nervosos. No entanto, sua ação não é seletiva, podendo comprometer a saúde de organismos não-alvo, como peixes. Apesar de apresentarem rápida degradação ambiental, resíduos desses compostos frequentemente atingem os corpos d'água por meio de lixiviação e escoamento superficial (Silva; Pereira; Dorta, 2022).

De modo semelhante, os carbamatos também inibem a acetilcolinesterase, mas apresentam menor toxicidade aguda para mamíferos. São comuns no controle de pragas em culturas como soja e cana-de-açúcar. Apesar disso, representam riscos relevantes para organismos aquáticos, pois afetam sistemas neuromusculares e podem causar efeitos subletais mesmo em baixas concentrações (Savoy, 2024).

Os piretroides, por sua vez, são pesticidas sintéticos derivados de compostos naturais de flores do gênero *Chrysanthemum*. São valorizados por sua eficácia em baixas doses e menor persistência ambiental. Contudo, sua toxicidade para organismos aquáticos é elevada, pois interferem nos canais de sódio dos sistemas nervosos, gerando efeitos neurotóxicos significativos (Savoy, 2024).

O uso intensivo e, muitas vezes, inadequado desses compostos em áreas agrícolas tem provocado impactos significativos sobre os ecossistemas aquáticos. A principal forma de contaminação ocorre via escoamento superficial, lixiviação e deposição atmosférica de partículas com resíduos químicos. Isso altera diretamente parâmetros físico-químicos da água, como o pH e o teor de oxigênio dissolvido, além de expor a biota aquática a substâncias tóxicas (Lopes; Albuquerque, 2018).

Estudos demonstram que a presença contínua de pesticidas nos corpos d'água pode levar à bioacumulação e biomagnificação ao longo das cadeias tróficas aquáticas, intensificando os efeitos ecológicos adversos e elevando os riscos à saúde humana (Zhang et al., 2024; Cattani et al., 2023). Organismos como os peixes são especialmente suscetíveis, apresentando alterações bioquímicas, comportamentais e reprodutivas que comprometem a manutenção populacional e a integridade ecológica dos ambientes (Lopes; Albuquerque, 2018).

Segundo Silva, Pereira e Dorta (2022), embora os agrotóxicos contribuam para o aumento da produção agrícola, seu uso desregulado, sem estratégias adequadas de manejo, constitui uma ameaça expressiva à biodiversidade e ao equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. A adoção de medidas mitigadoras, como a criação de zonas ripárias de proteção, o incentivo a boas práticas agrícolas e o monitoramento constante da qualidade da água, é fundamental para conter os efeitos negativos da contaminação ambiental.

2.3.2 EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS DOS AGROTÓXICOS EM ORGANISMOS AQUÁTICOS

Os agrotóxicos têm demonstrado efeitos tóxicos significativos sobre os organismos aquáticos. Ao alcançarem corpos d'água por meio de escoamento superficial, lixiviação e deposição atmosférica, esses compostos podem interferir em processos fisiológicos, bioquímicos e comportamentais de organismos não-alvo (Américo, 2015). Os impactos observados variam de acordo com a composição química de cada substância, mas envolvem, de forma geral, a alteração de vias metabólicas essenciais, danos neurológicos e estresse oxidativo.

Entre os principais mecanismos de toxicidade, destacam-se os efeitos neurotóxicos causados por organofosforados e carbamatos, que atuam inibindo a enzima acetilcolinesterase, responsável pela degradação do neurotransmissor acetilcolina nas sinapses. A inibição dessa enzima leva ao acúmulo de acetilcolina, resultando em disfunções neuromusculares, tremores, paralisia e, em casos extremos, morte. Além disso, os piretroides afetam os canais de sódio dos sistemas nervosos, prolongando a transmissão dos impulsos e provocando hiperatividade e convulsões em organismos aquáticos (Savoy, 2024).

Outro mecanismo amplamente relatado é o estresse oxidativo, comumente induzido por herbicidas e inseticidas. Esses compostos estimulam a produção de espécies reativas de oxigênio (EROS), que, ao se acumularem, desencadeiam danos em biomoléculas como lipídios, proteínas e DNA. A peroxidação lipídica, resultante da oxidação de lipídios de membrana, compromete a funcionalidade celular e está associada a efeitos subletais, como alterações comportamentais e reprodutivas, bem como a consequências letais, como a falência de órgãos (Amorim, 2003).

A bioacumulação é outro fator de relevância, caracterizando-se pela retenção de pesticidas lipofílicos nos tecidos dos organismos aquáticos em concentrações superiores às do ambiente. Em peixes, essa retenção ocorre com maior intensidade em órgãos como fígado e cérebro, onde os compostos tóxicos podem comprometer funções fisiológicas vitais (Lopes, 2023).

Os efeitos tóxicos dos agrotóxicos não se restringem aos indivíduos, mas também afetam populações e comunidades aquáticas. Alterações em parâmetros como crescimento, comportamento e capacidade reprodutiva podem reduzir significativamente o número de indivíduos de espécies sensíveis, contribuindo para a perda de biodiversidade e o desequilíbrio ecológico. Além disso, a exposição prolongada a concentrações subletais pode favorecer a seleção de organismos mais resistentes, o que modifica a estrutura das comunidades e altera as relações tróficas (López-Valcárcel et al., 2023).

Diante desses impactos, torna-se evidente a importância do monitoramento contínuo e da implementação de estratégias eficazes de manejo ambiental. Segundo Lionetto et al. (2021), a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e o uso de tecnologias para reduzir a contaminação hídrica são fundamentais para a conservação da biodiversidade aquática. Estudos que empregam biomarcadores bioquímicos e fisiológicos, como os realizados com peixes, oferecem ferramentas valiosas para compreender os danos provocados pelos agrotóxicos e subsidiar a formulação de políticas públicas voltadas à mitigação desses efeitos.

2.4 ESTRESSE OXIDATIVO E PEROXIDAÇÃO LIPÍDICA: MECANISMOS

As espécies reativas de oxigênio (EROS) são compostas por moléculas instáveis e altamente reativas que contêm elétrons desemparelhados, conhecidos como radicais livres, e por espécies não radicalares, as quais não possuem elétrons livres e são menos instáveis, mas também podem reagir com moléculas próximas. Quando um organismo é exposto a substâncias tóxicas, como certos pesticidas, o equilíbrio entre a produção de EROS e a atividade antioxidante pode ser perturbado. Isso pode resultar em um aumento significativo na geração de EROS, ultrapassando a capacidade do sistema antioxidante em neutralizá-los, resultando no que é chamado de estresse oxidativo. Essa produção excessiva de EROS pode causar danos oxidativos em macromoléculas celulares, como proteínas, lipídios e ácidos nucleicos. As EROS podem reagir com essas macromoléculas, provocando alterações em sua estrutura e função, levando a danos em proteínas, inativação de enzimas, quebra de DNA e peroxidação lipídica. Esse dano oxidativo pode levar a disfunções celulares, estresse do retículo endoplasmático, inflamação e até mesmo morte celular (Diniz, 2023). A peroxidação lipídica pode ser utilizada como um biomarcador, sendo uma das principais ferramentas para avaliar os efeitos de um poluente (Santos, 2010).

A peroxidação lipídica é um processo bioquímico desencadeado pelo ataque de EROS aos lipídios presentes nas membranas celulares, resultando em danos estruturais e funcionais

que podem comprometer a viabilidade celular. Esse processo ocorre em várias etapas e é particularmente relevante em organismos expostos a estresse oxidativo causado por contaminantes ambientais, como os agrotóxicos. As EROS, compostas por moléculas altamente reativas, incluem espécies como o radical hidroxila, o ânion superóxido e o peróxido de hidrogênio. Esses compostos podem ser gerados naturalmente no metabolismo celular ou aumentados pela presença de poluentes químicos (Damasceno *et al.*, 2002).

O mecanismo da peroxidação lipídica inicia-se com a geração de EROS, que atacam os lipídios poli-insaturados das membranas celulares, particularmente os ácidos graxos insaturados. O processo é dividido em três etapas principais: iniciação, propagação e terminação. Na fase de iniciação, as EROS abstraem um hidrogênio de uma molécula de ácido graxo, gerando um radical lipídico altamente reativo. Este radical, por sua vez, reage com o oxigênio molecular, formando um radical peroxil lipídico. Na fase de propagação, o radical peroxil reage com outros lipídios, formando hidroperóxidos lipídicos e novos radicais lipídicos, perpetuando a reação em cadeia. Por fim, na fase de terminação, os radicais são neutralizados por antioxidantes endógenos, como glutatona e tocoferóis, ou pela exaustão do substrato lipídico disponível (Ramalho; Jorge, 2006).

Os efeitos da peroxidação lipídica são amplos e incluem a perda de fluidez e integridade da membrana celular, comprometimento das funções celulares e, em casos extremos, morte celular por necrose ou apoptose. Esses danos podem afetar diretamente tecidos sensíveis, como o cérebro, onde a alta concentração de ácidos graxos poli-insaturados e a demanda metabólica tornam o órgão especialmente vulnerável ao estresse oxidativo (Barbosa *et al.*, 2014).

Os marcadores bioquímicos da peroxidação lipídica são amplamente utilizados em estudos ecotoxicológicos para avaliar o estresse oxidativo em organismos expostos a contaminantes ambientais. Dentre os marcadores mais comuns, destaca-se o malondialdeído (MDA), um subproduto gerado durante a degradação dos hidroperóxidos lipídicos. O MDA é altamente reativo e pode formar adutos com proteínas e DNA, ampliando os danos celulares. Sua quantificação é realizada por métodos bioquímicos, como o teste do ácido tiobarbitúrico (TBARS), que mede os níveis de MDA e outros subprodutos da peroxidação lipídica em tecidos biológicos (Lima; Abdalla, 2001).

Além do MDA, outros marcadores incluem os hidroperóxidos lipídicos e o etano exalado, que refletem diretamente os estágios iniciais e finais do processo de peroxidação. Esses marcadores permitem não apenas identificar a presença de estresse oxidativo, mas também quantificar a extensão do dano celular causado por EROS em diferentes tecidos (Miyamoto; Di Mascio, 2011).

A peroxidação lipídica é especialmente relevante no contexto de contaminação ambiental, pois está diretamente relacionada à exposição a poluentes como agrotóxicos, metais pesados e hidrocarbonetos. Esses compostos podem aumentar a produção de EROS por mecanismos como a disfunção mitocondrial, a ativação de enzimas produtoras de radicais livres ou a redução da capacidade antioxidante dos organismos. Assim, o estudo da peroxidação lipídica fornece insights importantes sobre os efeitos tóxicos de contaminantes em organismos aquáticos, contribuindo para a compreensão dos mecanismos subjacentes ao estresse oxidativo e para a avaliação de riscos ambientais (Peres *et al.*, 2005).

2.5 PEROXIDAÇÃO LIPÍDICA: IMPACTOS NOS TECIDOS DOS PEIXES

A exposição a contaminantes ambientais, como agrotóxicos, metais pesados e outros poluentes químicos, desencadeia a produção excessiva de espécies reativas de oxigênio (EROS) em organismos aquáticos, resultando em estresse oxidativo. Esse processo causa desequilíbrio entre a geração de radicais livres e a capacidade antioxidante celular, levando à oxidação de componentes celulares essenciais, como lipídios, proteínas e DNA. A peroxidação lipídica, em particular, constitui um dos principais efeitos desse estresse, sendo amplamente utilizada como biomarcador bioquímico de contaminação ambiental (Garcia; Almeida, 2016).

Em peixes, os tecidos mais afetados por esse processo são o cérebro, o fígado e as brânquias, órgãos metabolicamente ativos e altamente sensíveis. No cérebro, a elevada concentração de ácidos graxos poli-insaturados nas membranas neuronais, associada à alta demanda metabólica, torna esse órgão especialmente vulnerável. A oxidação desses lipídios prejudica a fluidez e a integridade das membranas celulares, afetando a transmissão de impulsos nervosos. Produtos da peroxidação, como o malondialdeído (MDA) e o 4-hidroxinonenal (4-HNE), contribuem ainda mais para o dano celular ao interagir com proteínas e DNA, gerando alterações funcionais que podem se manifestar em forma de comportamentos anormais, como dificuldades na natação e redução na resposta a estímulos (Santos; Sant'ana, 2009).

O fígado, responsável pela detoxificação e metabolismo de xenobióticos, também é um dos principais alvos da peroxidação lipídica. A presença contínua de agrotóxicos, especialmente organofosforados, pode levar à disfunção de organelas como mitocôndrias e retículo endoplasmático, comprometendo a capacidade do órgão em neutralizar toxinas. Estudos demonstram que peixes expostos a ambientes contaminados apresentam níveis elevados de MDA no fígado, evidenciando estresse oxidativo severo (González-Juárez *et al.*, 2014).

Para se proteger contra os efeitos das EROS, as células utilizam enzimas antioxidantes como superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathione peroxidase (GPx) e glutathione S-transferase (GST), que desempenham papéis cruciais na neutralização desses radicais e na biotransformação de compostos tóxicos em formas menos prejudiciais (Lassen, 2020). No entanto, em ambientes com alta carga de poluição, esses sistemas de defesa tornam-se insuficientes, favorecendo o acúmulo de danos oxidativos.

A literatura mostra uma correlação direta entre níveis elevados de poluição e o aumento da peroxidação lipídica em peixes. Poluentes como pesticidas podem induzir estresse oxidativo por diferentes vias, incluindo a inibição de enzimas antioxidantes, a disfunção mitocondrial e a ativação de processos inflamatórios, elevando os níveis de marcadores oxidativos em tecidos como fígado e cérebro.

Assim, o monitoramento da peroxidação lipídica em peixes representa uma ferramenta eficaz para avaliar os impactos da poluição aquática. A compreensão desses efeitos permite o desenvolvimento de estratégias de mitigação voltadas à preservação da biodiversidade e ao equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos.

2.6 ACETILCOLINESTERASE: EFEITOS DE SUA ATIVIDADE NOS PEIXES

A acetilcolinesterase (AChE) é uma enzima essencial para o funcionamento adequado do sistema nervoso em organismos vertebrados e invertebrados. Ela desempenha um papel central na transmissão de impulsos nervosos, sendo responsável por catalisar a hidrólise da acetilcolina (ACh), um neurotransmissor chave, em colina e acetato. Esse processo ocorre nas sinapses e nas junções neuromusculares, onde a acetilcolina é liberada pelos neurônios pré-sinápticos para ativar os receptores nos neurônios pós-sinápticos ou nas fibras musculares. Após cumprir sua função, a acetilcolina precisa ser rapidamente degradada pela acetilcolinesterase para encerrar o sinal nervoso e permitir que a célula pós-sináptica retorne ao seu estado de repouso (Assis, 2011).

O equilíbrio da atividade da acetilcolinesterase é crucial para a homeostase neuromuscular. A enzima garante que a acetilcolina não permaneça ativa nas sinapses por períodos prolongados, evitando estimulação excessiva dos receptores e prevenindo alterações na excitabilidade neuronal. Quando a atividade da AChE está normal, o sistema nervoso funciona de forma coordenada, permitindo respostas precisas e controladas a estímulos externos, essenciais para o comportamento, a locomoção e outras funções vitais (Fraga, 2010).

Alterações na atividade da acetilcolinesterase, especialmente sua inibição, têm consequências graves para a saúde neurológica e muscular. A inibição da AChE leva ao acúmulo de acetilcolina nas sinapses e junções neuromusculares, resultando em hiperestimulação dos receptores colinérgicos. Esse efeito pode causar uma série de disfunções, como contrações musculares involuntárias, tremores, paralisia e, em casos extremos, insuficiência respiratória devido à incapacidade dos músculos respiratórios de relaxarem. Além disso, a hiperatividade sináptica decorrente da inibição da AChE pode causar danos aos neurônios, comprometendo a integridade do sistema nervoso (Cavalcant *et al.*, 2016).

Nos peixes, a acetilcolinesterase é igualmente vital para a regulação do sistema nervoso e das funções musculares, sendo uma enzima amplamente estudada em ecotoxicologia devido à sua sensibilidade a contaminantes ambientais, como agrotóxicos organofosforados e carbamatos. Esses compostos químicos atuam como inibidores da AChE, ligando-se irreversivelmente ao seu sítio ativo e bloqueando sua atividade. Isso torna a AChE um importante biomarcador de exposição a esses poluentes, uma vez que a inibição da enzima está diretamente associada aos efeitos neurotóxicos causados por tais substâncias (Pereira, 2009).

A relevância da AChE para a homeostase neuromuscular também se estende à sua função em manter a comunicação eficiente entre os neurônios e os músculos. Em peixes, o controle preciso da atividade muscular é essencial para comportamentos básicos como natação, predação, fuga de predadores e reprodução. A regulação da acetilcolinesterase garante que esses comportamentos ocorram de forma eficaz, permitindo aos peixes responder rapidamente a estímulos ambientais e realizar suas atividades vitais (Rosa, 2012).

Quando a acetilcolinesterase é inibida, como ocorre em ambientes contaminados por organofosforados ou carbamatos, os efeitos sobre os peixes podem incluir disfunções motoras, redução da capacidade de locomoção e dificuldades em comportamentos essenciais para a sobrevivência. Estudos mostram que a exposição prolongada a contaminantes que inibem a AChE resulta em alterações comportamentais, como redução na habilidade de captura de presas, aumento da vulnerabilidade a predadores e comprometimento das interações sociais e reprodutivas. Esses impactos podem levar a uma diminuição na *fitness* das populações de peixes, afetando a dinâmica populacional e o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos. (Oliveira, 2014).

Além disso, a acetilcolinesterase desempenha um papel indireto na proteção contra os efeitos de neurotoxinas, pois sua atividade normal impede a acumulação descontrolada de acetilcolina, que poderia levar ao estresse oxidativo e à morte celular. A inibição prolongada da

AChE pode exacerbar o estresse oxidativo nos tecidos neurais, contribuindo para danos estruturais e funcionais no cérebro dos peixes, o que reforça a importância dessa enzima para a saúde do sistema nervoso (Vogel; Machado, 2019).

Assim, a acetilcolinesterase é não apenas uma enzima vital para o funcionamento do sistema nervoso, mas também um indicador sensível dos impactos ambientais em peixes. Monitorar sua atividade em estudos ecotoxicológicos é fundamental para entender como contaminantes químicos afetam os organismos aquáticos e para desenvolver estratégias de conservação e manejo sustentável. A análise da AChE oferece uma ferramenta poderosa para avaliar os impactos subletais da poluição química nos ecossistemas aquáticos e para identificar áreas críticas que requerem intervenção (Nascimento; Fossi; Leonzio, 2008).

2.7 ACETILCOLINESTERASE: IMPACTO DOS AGROTÓXICOS NA SUA PRODUÇÃO E ATIVIDADE

Os acetilcolinesterase (AChE) é uma enzima fundamental para o funcionamento do sistema nervoso, responsável pela degradação do neurotransmissor acetilcolina nas sinapses. A exposição a agrotóxicos pode alterar significativamente a atividade dessa enzima em organismos aquáticos, tornando-a um importante biomarcador bioquímico de contaminação ambiental (Assis; Bezerra; Carvalho, 2011).

Historicamente, os agrotóxicos mais associados à inibição da AChE são os organofosforados e os carbamatos, compostos amplamente utilizados na agricultura. Os organofosforados agem por fosforilação irreversível do sítio ativo da enzima, enquanto os carbamatos atuam por carbamidação reversível, ambos levando ao acúmulo de acetilcolina nas fendas sinápticas e à hiperestimulação dos receptores colinérgicos (Silva, 2015; Nogueira, 2015). Como consequência, os peixes podem apresentar alterações motoras como espasmos, tremores, paralisia e dificuldades na locomoção, que comprometem sua capacidade de fuga, alimentação e reprodução.

No entanto, estudos recentes têm demonstrado que outros grupos de agrotóxicos, como piretroides, triazinas e neonicotinóides, também podem interferir na atividade da AChE, seja inibindo ou, em alguns casos, provocando um aumento compensatório da atividade enzimática. Esse aumento pode ocorrer como uma resposta adaptativa do organismo à exposição crônica a níveis subletais de contaminantes, embora os mecanismos envolvidos ainda não estejam completamente elucidados (Khoshnood, 2024; Akter et al., 2020).

As consequências dessas alterações vão além da esfera neurológica. A disfunção da AChE pode afetar o comportamento alimentar, a migração reprodutiva e a resposta a predadores, impactando diretamente a dinâmica populacional dos peixes. Em nível celular, o acúmulo de acetilcolina pode induzir estresse oxidativo nos neurônios, provocar alterações morfológicas no tecido cerebral e reduzir a densidade sináptica funcional, prejudicando o desempenho cognitivo e a plasticidade neural (Akter et al., 2020).

Além disso, o comprometimento muscular decorrente da hiperestimulação colinérgica pode interferir em funções essenciais como a natação e a reprodução, dificultando a localização de parceiros e a desova. A inibição prolongada da AChE também pode suprimir a resposta imune, tornando os peixes mais vulneráveis a infecções e agentes patogênicos (Khoshnood, 2024).

A análise da atividade da acetilcolinesterase em peixes provenientes de ambientes contaminados tem se mostrado uma ferramenta eficaz para a avaliação de efeitos subletais da poluição química. Sua aplicação em programas de monitoramento ambiental permite identificar exposições crônicas mesmo quando os níveis de contaminação estão abaixo dos limites legais, contribuindo para a formulação de estratégias de manejo ambiental mais eficazes.

Portanto, os efeitos dos agrotóxicos sobre a AChE refletem não apenas os riscos à saúde dos peixes, mas também os desafios para a conservação dos ecossistemas aquáticos. A avaliação sistemática da atividade dessa enzima em estudos ecotoxicológicos é fundamental para entender a extensão dos danos causados pela poluição agrícola e propor medidas mitigadoras que promovam a proteção da biodiversidade aquática.

2.8 FONTES DE CONTAMINAÇÃO E RISCOS AMBIENTAIS

A contaminação de corpos d'água por agrotóxicos em áreas agrícolas pode ser atribuída a diferentes fontes, classificadas como pontuais ou difusas, dependendo da forma como os compostos chegam ao ambiente aquático. Nas sub-bacias dos rios Piratini e Comandaí, no sul do Brasil, ambas as fontes estão presentes e desempenham um papel importante na dispersão de resíduos químicos nos riachos estudados. A identificação dessas fontes é essencial para compreender os mecanismos de transporte de contaminantes e avaliar os riscos ecológicos associados à presença de agrotóxicos na água (Santos; Silva; Oliveira, 2020).

As fontes pontuais de contaminação incluem despejos diretos de resíduos agrícolas, vazamentos em locais de armazenamento de agrotóxicos e descarte inadequado de embalagens e

sobras de produtos químicos. Esses eventos frequentemente ocorrem em áreas próximas a corpos d'água, facilitando a entrada direta de contaminantes nos riachos. Um exemplo comum é o descarte de sobras de pulverização de agrotóxicos em canais de drenagem que desaguam nos rios. Apesar de menos frequentes em comparação às fontes difusas, as fontes pontuais podem resultar em concentrações localizadas extremamente altas de contaminantes, causando efeitos tóxicos agudos em organismos aquáticos (Lima; Almeida; Ferreira, 2012).

Já as fontes difusas são mais difíceis de monitorar e controlar, sendo caracterizadas pelo transporte de contaminantes através do escoamento superficial, lixiviação e deposição atmosférica. Durante períodos de chuva intensa, os agrotóxicos aplicados em plantações são carregados por enxurradas para os corpos d'água adjacentes, levando a uma contaminação generalizada e persistente. Esse tipo de contaminação é especialmente relevante nas sub-bacias estudadas, onde a agricultura intensiva, com o uso de herbicidas, inseticidas e fungicidas, domina a paisagem. Além disso, a falta de barreiras naturais, como matas ciliares, agrava o problema, permitindo que resíduos químicos atinjam os rios sem qualquer tipo de filtragem natural (Spadotto; Gomes; Luchini, 2004).

Além dos impactos ecológicos diretos, a contaminação por agrotóxicos também compromete os serviços ecossistêmicos prestados pelos corpos d'água, como a regulação da qualidade da água, o fornecimento de recursos hídricos para consumo humano, irrigação e pesca. A deterioração desses serviços pode ter implicações socioeconômicas significativas, especialmente para comunidades que dependem diretamente dos recursos hídricos das sub-bacias para sua subsistência. A presença de agrotóxicos acima dos limites recomendados para água potável, como observado no caso do malationa, representa um risco não apenas para a biota aquática, mas também para a saúde humana, ao potencialmente contaminar fontes de abastecimento de água e alimentos (Veiga; Silva; Veiga, 2006).

Além disso, os efeitos sinérgicos entre diferentes agrotóxicos presentes nos corpos d'água podem aumentar a toxicidade geral do ambiente aquático. Mesmo que os compostos estejam em concentrações individuais abaixo dos limites considerados seguros, a interação entre eles pode gerar efeitos adversos mais severos, dificultando a previsão e o controle de seus impactos. Esses efeitos podem incluir aumento do estresse oxidativo, alterações comportamentais em peixes e redução da biodiversidade (Silva; Souza; Pereira, 2023).

A ausência ou degradação de matas ciliares, associada à intensificação da agricultura e ao uso indiscriminado de defensivos agrícolas, agrava o problema, tornando essencial a implementação de estratégias de mitigação (Gomes; Spadotto; Luchini, 2012).

2.9 AGROTÓXICOS DETECTADOS NAS AMOSTRAS E SUAS CONCENTRAÇÕES

A contaminação dos corpos d'água por agrotóxicos é um dos principais problemas ambientais enfrentados no Brasil, sendo considerada a segunda maior causa de poluição dos rios, atrás apenas do esgoto doméstico, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A disseminação desses compostos no ambiente ocorre predominantemente por meio de águas superficiais e subterrâneas, seja dissolvidos em água ou adsorvidos em partículas de solo transportadas por escoamento. Em determinadas condições ambientais, como alta temperatura e variações de pH, esses compostos podem volatilizar-se, atingindo até mesmo a atmosfera e ampliando os riscos à saúde humana e ambiental (Chiarello et al., 2017; Utzig; Sottoriva, 2017).

A mobilidade dos agrotóxicos no ambiente está diretamente relacionada às características físico-químicas dos compostos, às propriedades do solo (como textura e matéria orgânica), ao regime pluviométrico, à topografia e às práticas de manejo agrícola empregadas. Em áreas agrícolas intensivas, a lixiviação e o escoamento superficial favorecem a chegada desses contaminantes aos cursos d'água, colocando em risco os ecossistemas aquáticos.

Apesar de haver um sistema de fiscalização bem estruturado no que diz respeito à presença de resíduos de agrotóxicos em alimentos — realizado pelos Laboratórios Federais de Defesa Agropecuária (LFDA) e consolidado pela ANVISA por meio do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA) —, os estudos voltados à detecção de resíduos no solo e na água ainda são esparsos, localizados e concentrados em regiões próximas a zonas de intensa atividade agropecuária (Silva et al., 2021). Isso compromete a elaboração de políticas públicas mais eficazes voltadas ao monitoramento ambiental.

Nesse contexto, torna-se essencial incluir variáveis ecológicas no planejamento de programas de vigilância ambiental, como a existência de áreas agrícolas nas bacias hidrográficas, o lançamento de efluentes industriais e agroindustriais, falhas no sistema de tratamento e distribuição de água, entre outros fatores. O conhecimento desses elementos é fundamental para orientar a escolha de parâmetros químicos que representem com fidelidade os impactos antrópicos sobre a qualidade da água (Silva et al., 2021).

Esses peixes foram analisados quanto à resposta a biomarcadores de estresse oxidativo (peroxidação lipídica), neurotoxicidade (atividade da acetilcolinesterase) e condição fisiológica geral (fator de condição), em paralelo à detecção de agrotóxicos na água. A associação entre os níveis de contaminação e as alterações nos biomarcadores biológicos reforça a relevância de

incluir bioindicadores aquáticos em estudos ambientais, possibilitando uma compreensão mais abrangente dos impactos da poluição sobre a fauna e sobre os ecossistemas como um todo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O material foi coletado em 36 pontos, incluindo nascente, intermediário e foz dos riachos das sub-bacias dos rios Piratinim e Comandai, no médio Uruguai, sul do Brasil, os quais cortam cidades e áreas agrícolas, com uma produtividade intensa na produção de grãos.

A Bacia Hidrográfica do Rio Piratinim (U040), inserida na Região Hidrográfica da Bacia do Rio Uruguai, abrange uma área de 7.656 km² e conta com uma população aproximada de 68.272 pessoas (SEMA, 2020). Deste total, 46.647 habitantes vivem em áreas urbanas, enquanto 21.625 residem em zonas rurais. Além disso, alguns municípios estão totalmente inseridos na bacia, como Garruchos e São Nicolau, que possuem 100% de seu território dentro dessa área (SEMA, 2020).

A sub-bacia do Rio Comandaí, localizada ao sul da Bacia U30, possui uma área de 1.431 km² e um curso principal de 199 km, com desnível de 1,51 m/km e uma rede de drenagem de 1.235 km. Ela abrange partes de 14 municípios, sendo que Giruá e Cândido Godói têm suas sedes municipais no divisor de águas, enquanto os municípios de Senador Salgado Filho, Sete de Setembro, Guarani das Missões, Ubiretama, Campina das Missões e São Paulo das Missões estão totalmente dentro da sub-bacia (FEPAM, 2004).

Na sub-bacia do rio Comandaí prevalecem às atividades agrícolas, especialmente o cultivo de soja, trigo e milho, além da pecuária, com destaque para a suinocultura (FEPAM, 2019). Enquanto na sub-bacia do rio Piratinim predominam campos de pastagem, favorecidos pelas características do Bioma Pampa, que são adequadas à pecuária.

A bacia do rio Piratini é composta pelos riachos Chuni, Ximbocu, Santana, Itu, Guara-capá e Ivaí (Figura 1).

Na bacia do rio Comandaí, encontram-se os riachos Luiza, Pessegueiro, Comandaizinho, Fundão, Lambedor e Giruá (Figura 1). Cada um desses riachos foi dividido em três trechos (alto, médio e baixo), totalizando 36 pontos de amostragem.

A coleta do material foi aprovada pela CEUA - Comissão de Ética no Uso de Animais, autorização N° 8041020524.

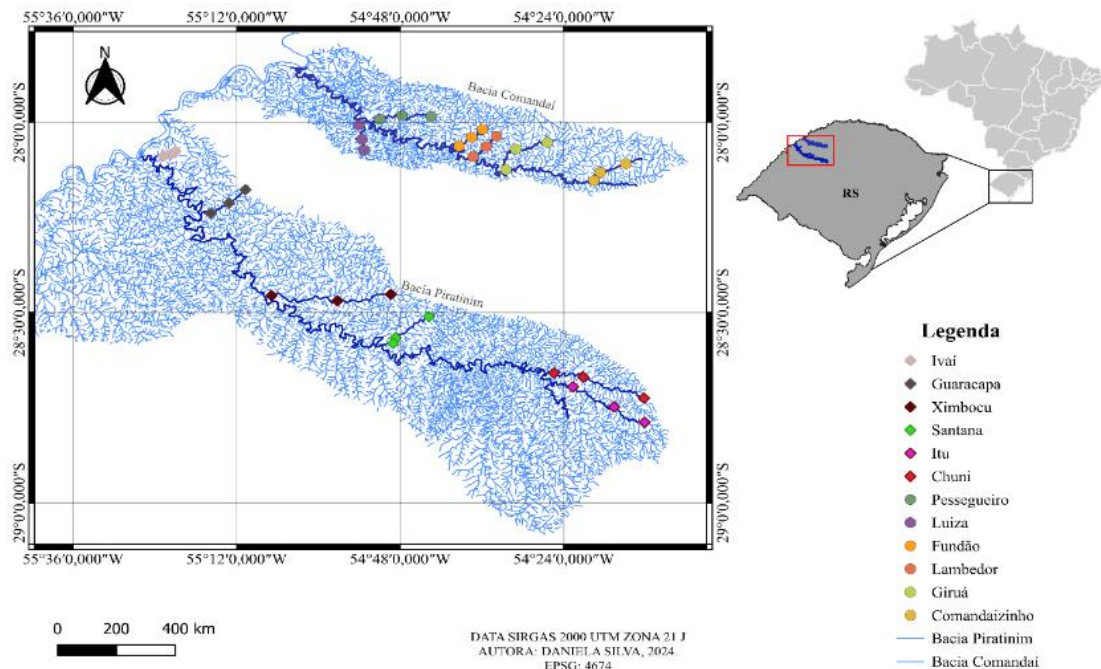


Figura 3. Pontos de amostragem das sub-bacias do rio Piratinim e do rio Comandai, RS, Brasil. Fonte: Silva, 2024.

3.2 COLETA DE MATERIAL BIOLÓGICO

Os exemplares de *Mimagoniates inequalis* (família Gasteropelecidae) e *Bryconamericus iheringii* (família Characidae) foram capturados em riachos das bacias hidrográficas dos rios Comandai e Piratinim utilizando rede de arrasto do tipo picaré. As duas espécies foram escolhidas por sua representatividade nos ambientes lóticos da região sul do Brasil, sendo comumente encontradas em riachos com diferentes graus de impacto antrópico. *M. inequalis* é uma espécie de pequeno porte, sensível a alterações ambientais, geralmente encontrada em áreas com vegetação ripária bem preservada. Já *B. iheringii* apresenta ampla distribuição e é considerada uma espécie tolerante, sendo amplamente utilizada em estudos ecotoxicológicos devido à sua capacidade de refletir alterações na qualidade da água.

Após a captura, os peixes foram submetidos à eutanásia conforme protocolo ético, e posteriormente congelados em nitrogênio líquido para garantir a integridade dos tecidos biológicos. Em seguida, os espécimes foram transportados ao laboratório e armazenados em ultrafreezer a -80°C até a realização das análises.

Cada indivíduo foi identificado taxonomicamente e submetido à medição do comprimento total, comprimento padrão e peso total. O cérebro e o fígado foram cuidadosamente dissecados, acondicionados separadamente e mantidos a -80°C em ultrafreezer para posterior análise dos biomarcadores bioquímicos e fisiológicos.

3.3 COLETA DE ÁGUA

Foi coletada uma amostra de água superficial em cada ponto de coleta, utilizando-se um frasco âmbar de 1 litro, previamente lavado em solução de Extran 5% por 24 horas antes da coleta. As amostras foram niveladas e armazenadas em caixas de isopor com gelo, a fim de mantê-las refrigeradas até a chegada ao laboratório. No laboratório, as amostras foram armazenadas na geladeira até o início da análise.

A coleta foi realizada em áreas de correnteza, a partir do meio da coluna de água e no centro do fluxo do rio, conforme descrito por Rodriguez et al. (2022).

Os parâmetros físico-químicos da água, como temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, oxigênio dissolvido (OD) foram avaliados em todos pontos da coleta através de um medidor de oxigênio dissolvido, modelo (YSI 550^a). Além disso, foi medido também o fluxo da água com o auxílio de um medidor de vazão, modelo (Modelo 2030R).

3.4 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

A caracterização do ambiente foi realizada nos 36 pontos distribuídos por riachos das sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, no Rio Grande do Sul, Brasil. Esses riachos, apresentam características específicas quanto aos parâmetros físico-químicos da água, como temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, turbidez e condutividade elétrica (CE), analisados em diferentes trechos: nascente, intermediário e foz (Tabela 1).

O riacho Comandaizinho apresentou valores elevados de turbidez na nascente (293 NTU), enquanto outros, como Lambedor, exibiram níveis baixos de turbidez em vários trechos. A condutividade elétrica variou amplamente, sendo mais alta no riacho Pessegueiro (166,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na nascente) e mais baixa no Comandaizinho (39,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na nascente).

O pH da água apresentou valores que oscilaram entre levemente ácido e alcalino, indicando diferenças nas características químicas locais. No riacho Santana, o pH variou de 5,94 na foz a 8,15 em trechos intermediários. Já no riacho Comandaizinho, os valores de pH foram mais consistentes, ficando entre 7,17 e 7,69.

O oxigênio dissolvido, essencial para a sobrevivência da fauna aquática, também apresentou diferenças significativas. No riacho Chuni, os níveis foram os mais elevados, alcançando até 9,10 mg/L nos trechos intermediários, o que pode indicar uma boa oxigenação em função das características de fluxo. Em contrapartida, no riacho Ivaí, os valores de OD foram mais baixos, chegando a 6,10 mg/L, possivelmente devido à maior carga orgânica ou menor circulação de água nesses pontos.

Além disso, o comprimento do riacho e a profundidade foram mensurados diretamente no local utilizando uma fita métrica. Para a determinação da área agrícola ao redor de cada ponto de amostragem, foi considerado um raio de 1 km. A análise foi realizada por meio do software Fragstats, versão 4.0.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos analisados em 36 pontos de 12 riachos nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil

BACIA	RIACHO	PONTO	TEMP	OD	pH	TURB	CE
Piratinim	Ximbocu	Nascente	24.6	7.81	6.17	36	88
	Ximbocu	Intermediária-		7.52	7.16		
		rio	24.7			39	81
	Ximbocu	Foz	25.7	7.21	6.34	44	81.6
	Santana	Intermediária-		8.76	8.15		
		rio	24.5			38	62,3
	Santana	Foz	25.6	8.30	5.94	34	61.5
	Guaracapa	Nascente	26.2	7.42	6.15	23	91.3
	Guaracapa	Intermediária-		8.35	6.65		
		rio	27.2			48	58.4
	Guaracapa	Foz	27.1	7.51	5.9	67	62
	Itu	Nascente	24.6	8.81	6.56	35	94.3
	Itu	Intermediária-		8.47	6.21		
		rio	26.2			23	54

	Itu	Foz	26.7	8.53	5.59	46	72.4
	Ivaí	Nascente	24.7	7.30	5.74	114	34.4
	Ivaí	Intermediária-		6.10	6.38		
		rio	25.4			62	107.5
	Ivaí	Foz	25.9	7.13	6.29	32	106.8
	Chuni	Nascente	24.4	9.01	6.45	34	83.8
	Chuni	Intermediária-		9.10	6.04		
		rio	27.5			34	61.5
	Chuni	Foz	28.3	8.05	6.28	33	59.8
Comandaí	Pessegueiro	Nascente	23.7	7.49	7.72	72	166.9
	Pessegueiro	Intermediária-		8.45	6.5		
		rio	24.2			16.6	128.8
	Pessegueiro	Foz	24.9	7.73	7.71	18.2	143.2
	Lambedor	Nascente	23.3	8.33	7.78	42	94.4
	Lambedor	Intermediária-		8.46	7.86		
		rio	24.4			30	82.1
	Lambedor	Foz	24.3	7.78	7.63	16.6	85.4
	Girua	Nascente	26.2	8.02	7.75	15.9	54.1
	Girua	Intermediária-		8.56	7.89		
		rio	24.6			27	59.5
	Girua	Foz	24.6	8.11	7.44	16.6	62.2
	Comandaizinho	Nascente		8.45	7.17		
			21.0			293	39.3
	Comandaizinho	Intermediária-		8.96	7.32		
		rio	21.6			26	43
	Comandaizinho	Foz		8.72	7.69		
			21.8			26	45.4
	Fundão	Nascente	24.0	7.87	7.96	29	112.9
	Fundão	Intermediária-		7.53	7.79		
		rio	24.9			40	103.2
	Fundão	Foz	24.6	8.03	8.07	30	112.7
	Luiza	Nascente	24.7	8.32	7.74	30	135.7

	Luiza	Intermediária	25.6	8.28	7.74	12.6	126.2
	Luiza	Foz	25.1	8.68	6.28	15.9	148.5

TEMP: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; pH: potencial hidrogeniônico; TURB: turbidez; CE: condutividade elétrica.

3.5 PROCESSAMENTO DE AMOSTRAS DE TECIDO

As espécies de peixes utilizadas neste estudo foram *Bryconamericus iheringii* e *Mimagoniates inequalis*, ambas onívoras e bentopelágicas. Para uma melhor avaliação apenas foram considerados para a análise os pontos de amostragem que apresentaram um número igual ou maior de 5 exemplares por espécie.

As amostras de tecido (cérebro e fígado) foram homogeneizadas na proporção 1:9 (peso/volume) em solução tampão fria (4 °C, pH 7.4) composta por 45,6 mM de NaCl, 0,9 mM de KCl, 2,7 mM de Na₂HPO₄, 0,4 mM de KH₂PO₄ e 1 mM de EDTA. Os homogeneizados foram então centrifugados a 1.600×g, a 4 °C, por 10 minutos. A concentração de proteína das amostras foi determinada através do método Biureto. O sobrenadante do homogeneizado das amostras foram usados para a análise da acetilcolinesterase e da peroxidação lipídica.

3.6 ANÁLISE PEROXIDAÇÃO LÍPIDICA

A determinação da peroxidação lipídica foi realizada por meio do método que analisa substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS), que se caracteriza pela reação entre o malondialdeído (MDA) e o ácido 2-tiobarbitúrico (TBA) (Diniz, 2023), seguindo os protocolos previamente estabelecidos por Ohkawa *et al.* (1979), modificado por Martins *et al.* (2012) e Oakes e Van Der Kraak (2003), adaptado.

A curva padrão de malondialdeído (MDA) foi elaborada para quantificar os níveis de MDA nas amostras, a partir de uma solução padrão de tetrametoxipropano (TMP).

Em resumo, em cada tubo (em duplicata) foram acrescentados 20 µL de amostra, 20 µL de hidroxitolueno butilado (BHT; 1,41 mM), 150 µL de solução de ácido acético a 20% (pH 3,5), 150 µL de ácido tiobarbitúrico (TBA) a 0,8%, e 20 µL de dodecil sulfato de sódio (SDS) a 8,1%. Os tubos foram aquecidos a 95°C por 30 minutos e 150 µL de cada amostra foram transferidos para uma placa de poliestireno com 96 poços. A absorbância foi medida a 532 nm no espectrofotômetro *Multiskan Go* (Thermo Scientific). A concentração de TBARS nas amostras foi expressa como µmol de MDA/mg de tecido.

3.7 ANÁLISE DA ACETILCOLINESTERASE

A análise de acetilcolinesterase foi realizada de acordo com o método de Ellman *et al.* (1961). A mistura de reação foi composta de amostra diluída (20x), tampão fosfato de K⁺ (0,1 M, pH7,5) e 1 mM de ácido 5-5-ditio-bis 2-nitrobenzóico (DTNB). A reação foi iniciada com a adição de iodeto de acetiltiocolina (ATCI, 5,25 mM). A atividade da enzima foi medida em espectrofotômetro (*Multiskan Go, Thermo Scientific*), a 405 nm. Todas as amostras foram testadas em duplicata, em 10 leituras consecutivas, com intervalos de 1 minuto. A atividade da acetilcolinesterase foi expressa como nmol/min/mg de proteína.

3.8 ANÁLISE DA ÁGUA

As análises foram realizadas em um Cromatógrafo Líquido *Shimadzu LC-MS2020®*, equipado com fonte de ionização por *eletrospray* (ESI), aplicador de massa do tipo Quadrupolo e sistema de aquisição de dados *LabSolutions®*. A separação cromatográfica ocorreu em uma coluna analítica *Agilent Poroshell EC-18* (50 mm x 3 µm) com porosidade de 2,7 µm. O tempo total de execução do método foi de 13 minutos. A fase móvel consiste em água ultrapura (A) e metanol (B), ambos contendo formato de amônio (5 mM) e ácido fórmico (1%) como modificadores, com uma vazão de 0,2 mL/min sob gradiente de eluição. O volume de injeção utilizado foi de 10 µL. A temperatura do forno da coluna foi ajustada para 40 °C, enquanto a temperatura do DL foi de 250 °C.

As amostras de água foram preparadas por meio da técnica de extração em fase sólida (SPE – *Solid Phase Extraction*). Inicialmente, uma alíquota da amostra foi filtrada utilizando membrana de acetato de celulose com porosidade de 0,45 µm e, em seguida, acidificada para pH 3. Após esse procedimento, 250 mL da amostra foram percolados em cartuchos SPE com sorvente C18 (3 mL /500 mg), previamente condicionados com 3 mL de metanol e 3 mL de água ultrapura. Os compostos foram eluídos com 2 mL de metanol, e o extrato resultante foi analisado por LC/MS.

As metodologias analíticas para a determinação de agrotóxicos em águas superficiais incluem a validação seguindo os critérios estabelecidos pela ANVISA (BRASIL, 2017) e pelo INMETRO (2020). O desempenho da metodologia foi avaliado considerando parâmetros como linearidade, sensibilidade, exatidão, efeitos de matriz e precisão. Durante o processo de validação, amostras de água ultrapura foram utilizadas para garantir a confiabilidade dos resultados.

Os valores de recuperação dos analitos foram determinados por meio da comparação entre as áreas de pico de amostras fortificadas e padrões metanólicos de concentrações equivalentes, resultando em índices de recuperação entre 70% e 120%. A precisão do método foi avaliada pelo desvio padrão relativo (RSD) das análises replicadas, apresentando valores inferiores a 20%. Os testes foram realizados em três dias distintos para assegurar a consistência dos resultados.

Os limites de detecção (LODs) e de quantificação (LOQs) foram calculados com base na relação sinal-ruído obtida por análises em LC-MS de amostras de água enriquecidas. Os LOQs para água variaram de 0,01 a 1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto os LODs foram estimados como sendo três vezes menores que os LOQs. As curvas de calibração, construídas com até doze pontos, apresentaram coeficientes de determinação (r^2) superiores a 0,99 para todos os analitos, garantindo a linearidade do método.

No estudo apenas foram considerados os dados de agrotóxicos dos pontos de amostragem dos riachos que apresentaram número suficiente de peixes.

3.9 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) unifatorial para avaliar as diferenças nas médias em relação aos fatores abióticos do ambiente. Posteriormente, utilizou-se o teste de *Tukey* para identificar desigualdades correspondentes. Todas as análises foram realizadas considerando um nível de significância de $p \leq 0,05$. Todas as análises foram realizadas no software *Statistica 7.0*.

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada para identificar padrões de variabilidade e segregação espacial entre os locais de amostragem, relacionando fatores abióticos e restrições fisiológicas dos peixes analisados.

4 RESULTADOS

4.1 AGROTÓXICOS NOS RIACHOS

As análises realizadas em diferentes pontos de coleta dos riachos das bacias hidrográficas do Comandaí e Piratinim apresentaram agrotóxicos em concentrações variadas (Tabela 2). O número de compostos detectados varia conforme a localidade, com destaque para o riacho PE-F, onde foram encontrados quatro compostos, incluindo atrazina (0,205 µg/L) e malationa (0,104 µg/L). Na bacia do rio Piratinim, observou-se que a concentração de agrotóxicos também variou entre os riachos, sendo CH- N, CH- I e IT- I exemplos de áreas com apenas um composto detectado, enquanto o riacho CH-F apresentou três agrotóxicos. Já em outros riachos da bacia do Comandai, o FU-F, GI- N e GI-I, os níveis são geralmente mais baixos, com a presença de até dois agrotóxicos. O significado de cada código está detalhado na Tabela 2.

Entre os agrotóxicos analisados, os mais detectados foram atrazina, azoxistrobina e malationa, cujas concentrações apresentaram variação entre <0,04 µg/L a 0,276 µg/L, indicando impacto significativo das atividades agrícolas próximas. A relação entre o solo agrícola e a presença de agrotóxicos também é evidente, já que as áreas com maior percentual de solo destinado à agricultura apresentaram maior incidência desses compostos químicos. É importante ressaltar que o agrotóxico malationa não foi encontrado na bacia do rio Comandaí, enquanto que o clomazone não foi detectado na bacia do rio Piratinim.

Tabela 2. Presença de agrotóxico detectados na água e porcentagem do uso do solo agrícola em diferentes trechos das bacias hidrográficas do rio Comandai e rio Piratinim, RS.

Riacho	TR*	Código	Solo (%)**	N° Agrot***	Tipos de agrotóxicos****					
					2,4-D (µg/L)	Atraz (µg/L)	Azoxist (µg/L)	Clomaz (µg/L)	Malat (µg/L)	Simaz (µg/L)
Bacia Comandaí										
Comandaizinho	I	CO-I	66	0						
Fundão	N	FU-N	72	0						
	F	FU-F	84	1	<1,0					
Giruá	N	GI-N	87	2			<0,04	0,05		
	I	GI-I	91	1			<0,04			
	F	GI-F	90	0						

Lambedor	I	LA-I	83	0				
	F	LA-F	78	0				
Luiza	F	LU-F	75	1	<1,0			
Pessegueiro	N	PE-N	76	0				
	F	PE-F	70	4	<1,0	0,205	0,162	0,104
Bacia Piratinim								
Chuni	N	CH-N	85	1				<0,2
	I	CH-I	90	1				0,276
	F	CH-F	96	3	<1,0		<0,04	<0,2
Guaracapa	F	GUA-F	74	0				
Ivaí	I	IV-I	89	1		0,08		
Itú	I	IT-I	87	1				<0,2
Santana	F	SA-F	97	1				<0,2
Ximbocu	N	XI-N	75	0				

*TR = Trecho; **Solo (%) = Solo agrícola (%); ***Nº Agrot = Número de agrotóxicos detectados;

****Tipos de agrotóxicos: Atraz = Atrazina; Azoxist = Azoxistrobina; Clomaz = Clomazone; Malat = Malationa; Simaz = Simazina.

Fonte: Autora (2025).

4.2 RESPOSTA FISIOLÓGICA DOS PEIXES

4.2.1 BIOMARCADORES

A Análise de variância (ANOVA) mostrou diferenças estatísticas nos valores de peroxidação lipídica nos *B. iheringii* nos diferentes locais de amostragem. Os maiores valores de peroxidação lipídica foram verificados no PE-F, IT-I e GI-F e o valor mais baixo foi detectado no XI-N (Tukey, $P < 0,05$; Figura 2A). Além disso a ANOVA também mostrou diferenças nos valores de acetilcolinesterase no *B. iheringii* nos locais amostrados. Os valores mais elevados foram registrados nos locais: CH-N, LU-F, PE-N, PE-F e GI-N e os menores valores foram detectados no XI-N e GI-F (Tukey, $P < 0,05$; Figura 2B).

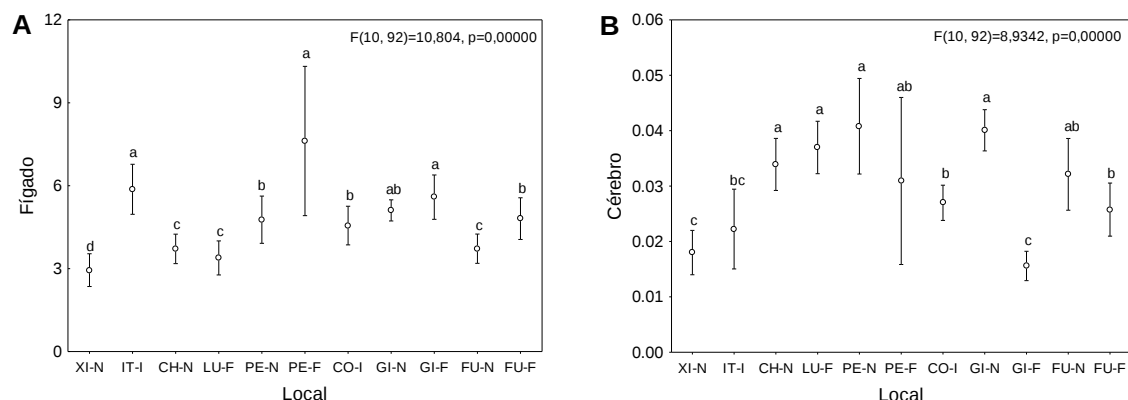


Figura 2. Resposta Fisiológica dos peixes *Bryconamericus iheringii* em diferentes locais. Fígado: Peroxidação lipídica (A). Cérebro: Atividade da acetilcolinesterase (B).

A Análise de Variância (ANOVA) indicou diferenças estatisticamente significativas nos valores avaliados para *Mimagoniates inequalis* em diferentes locais de coleta. Os valores mais altos do fator de condição no caso da peroxidação lipídica foram observados nos locais GUA-F e CH-F, enquanto o menor valor foi registrado no IV-I (Tukey, $P<0,05$; Figura 3A). Da mesma forma, a atividade da acetilcolinesterase também apresentou variações significativas entre os locais. Os maiores valores foram registrados em CH-F, e os menores valores ocorreram em IV-I (Tukey, $P<0,05$; Figura 3B).

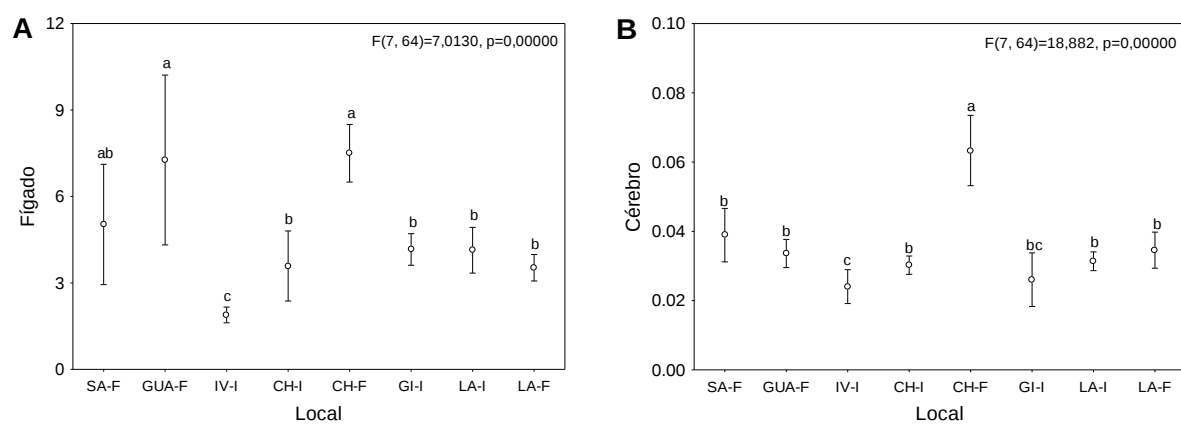


Figura 3. Resposta Fisiológica dos peixes *Mimagoniates inequalis* em diferentes locais. Fígado: Valores do fator de condição relacionados ao estresse oxidativo (A). Cérebro: Atividade da acetilcolinesterase (B).

4.2.2 FATOR DE CONDIÇÃO DOS PEIXES

O fator de condição (K) é um parâmetro amplamente utilizado na ecotoxicologia para avaliar o estado nutricional e fisiológico dos peixes, sendo calculado com base na relação entre o peso corporal (P) e o comprimento padrão (C) dos indivíduos, por meio da fórmula:

$$K = (P / C^3) \times 100,$$

onde P representa o peso em gramas e C o comprimento padrão em centímetros. Este índice fornece uma estimativa do bem-estar dos peixes, indicando se os indivíduos estão em boas condições corporais em relação ao seu tamanho. Valores mais elevados geralmente refletem ambientes favoráveis, enquanto valores reduzidos podem indicar estresse ambiental ou escassez de recursos.

As análises estatísticas realizadas por meio de Análise de Variância (ANOVA) revelaram variações significativas no fator de condição das duas espécies entre os diferentes pontos de amostragem (Figura 4).

Para *Bryconamericus iheringii* (Figura 4A), os maiores valores de K foram registrados no ponto XI-N, sugerindo melhores condições ambientais ou menor pressão de estressores. Em contraste, os menores valores foram observados nos locais IT-I, CH-N, LU-F, PE-N, PE-F, GI-N, FU-N e FU-F, o que pode refletir ambientes com maior exposição a contaminantes ou fatores adversos à saúde dos peixes.

De forma semelhante, *Mimagoniates inequalis* (Figura 4B) também apresentou variações significativas no fator de condição. Os maiores índices foram identificados nos pontos SA-F, GI-I, LA-I e LA-F, indicando boa condição corporal nesses ambientes. Por outro lado, os menores valores foram registrados nos locais GUA-F e IV-I, possivelmente associados a estressores ambientais mais intensos ou condições menos favoráveis à manutenção da homeostase fisiológica dos indivíduos.

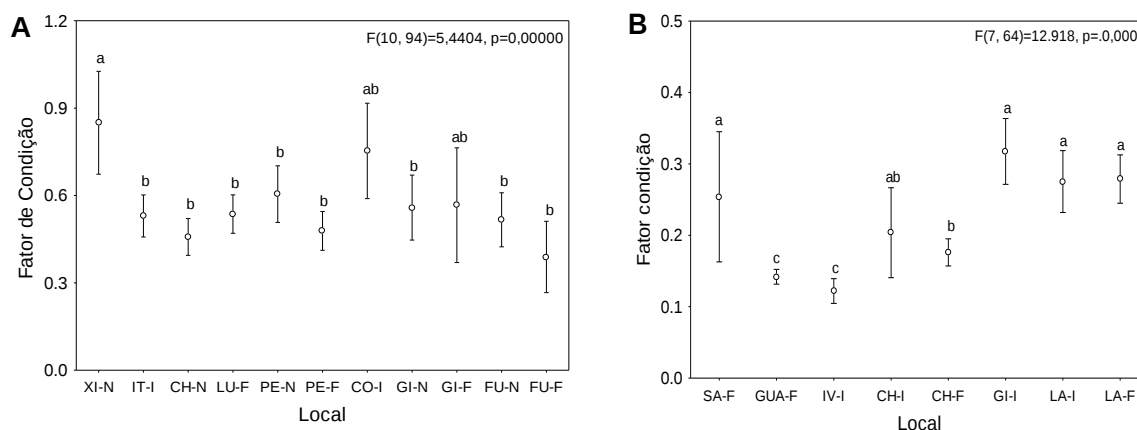


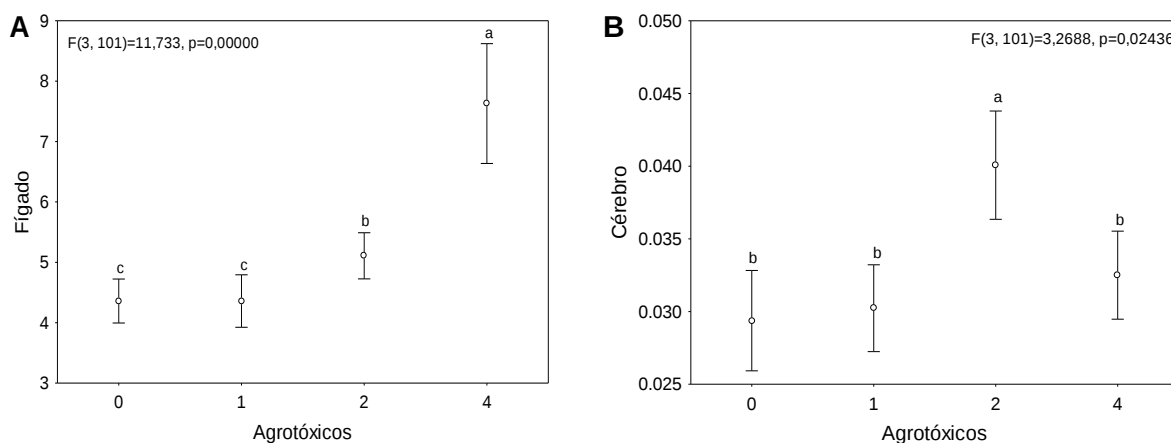
Figura 4. Fator de condição de *Bryconamericus iheringii* (A) e *Mimagoniates inequalis* (B) em diferentes riachos das bacias dos rios Piratinim e Comandaí.

4.2.3 RELAÇÃO ENTRE OS AGROTÓXICOS PRESENTES NOS RIACHOS E A RESPOSTA FISIOLÓGICA DOS PEIXES

A Análise de Variância (ANOVA) mostra que os valores de peroxidação lipídica variam de acordo com a quantidade de agrotóxicos presentes nos locais de amostragem. Os maiores valores de peroxidação lipídica foram encontrados nos locais que apresentaram a maior quantidade de agrotóxicos (Tukey, $P < 0,05$; Figura 5A).

A ANOVA nos mostra também que os valores de acetilcolinesterase variaram de acordo com o número de agrotóxicos presentes no local de amostragem. Os maiores valores desta molécula foram encontrados nos locais com a presença de dois tipos de agrotóxicos (Tukey, $P < 0,05$; Figura 5B).

O fator de condição também variou de acordo com o número de agrotóxicos presentes. Os menores valores de fator de condição foram encontrados nos locais com a presença de 1 e 4 tipos de agrotóxicos (Tukey, $P < 0,05$; Figura 5C).



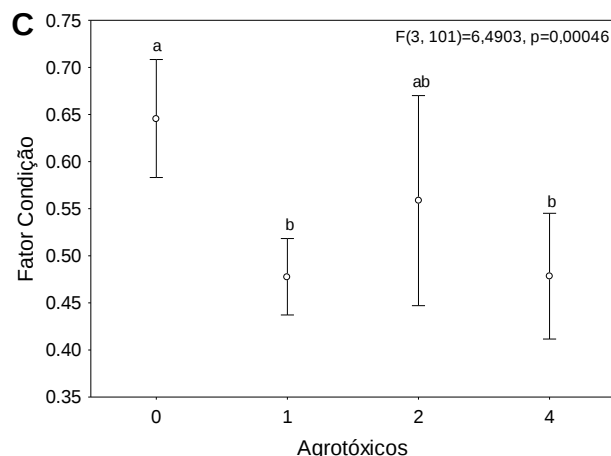


Figura 5. Relação do número de agrotóxicos detectados no ambiente com os marcadores bioquímicos e fisiológicos testados em *Bryconamericus iheringii*. Relação entre a quantidade de agrotóxicos detectados nos riachos e os níveis de peroxidação lipídica. (A). Variação da atividade da acetilcolinesterase em relação ao número de agrotóxicos presentes no ambiente (B). Relação entre o número de agrotóxicos e o fator de condição dos peixes. (C)

A ANOVA revelou que os valores da peroxidação lipídica variam significativamente conforme a quantidade de agrotóxicos presentes nos locais de amostragem. Os maiores valores foram registrados nos locais com três tipos de agrotóxicos, enquanto os menores valores foram observados nos locais sem agrotóxicos (*Tukey*, $P < 0,05$; Figura 6A).

Os valores de acetilcolinesterase também mostraram uma variação significativa em relação à quantidade de agrotóxicos. Os locais com maior concentração de três agrotóxicos apresentaram os maiores valores dessa enzima, enquanto os menores valores ocorreram em locais sem a presença de agrotóxicos (*Tukey*, $P < 0,05$; Figura 6B).

O fator de condição não apresentou diferenças estatísticas significativas entre os locais com diferentes quantidades de agrotóxicos ($P > 0,05$; Figura 6C). Embora tenha uma leve tendência de redução nos locais com três agrotóxicos, esses resultados podem indicar que outros fatores podem influenciar o estado fisiológico dos peixes.

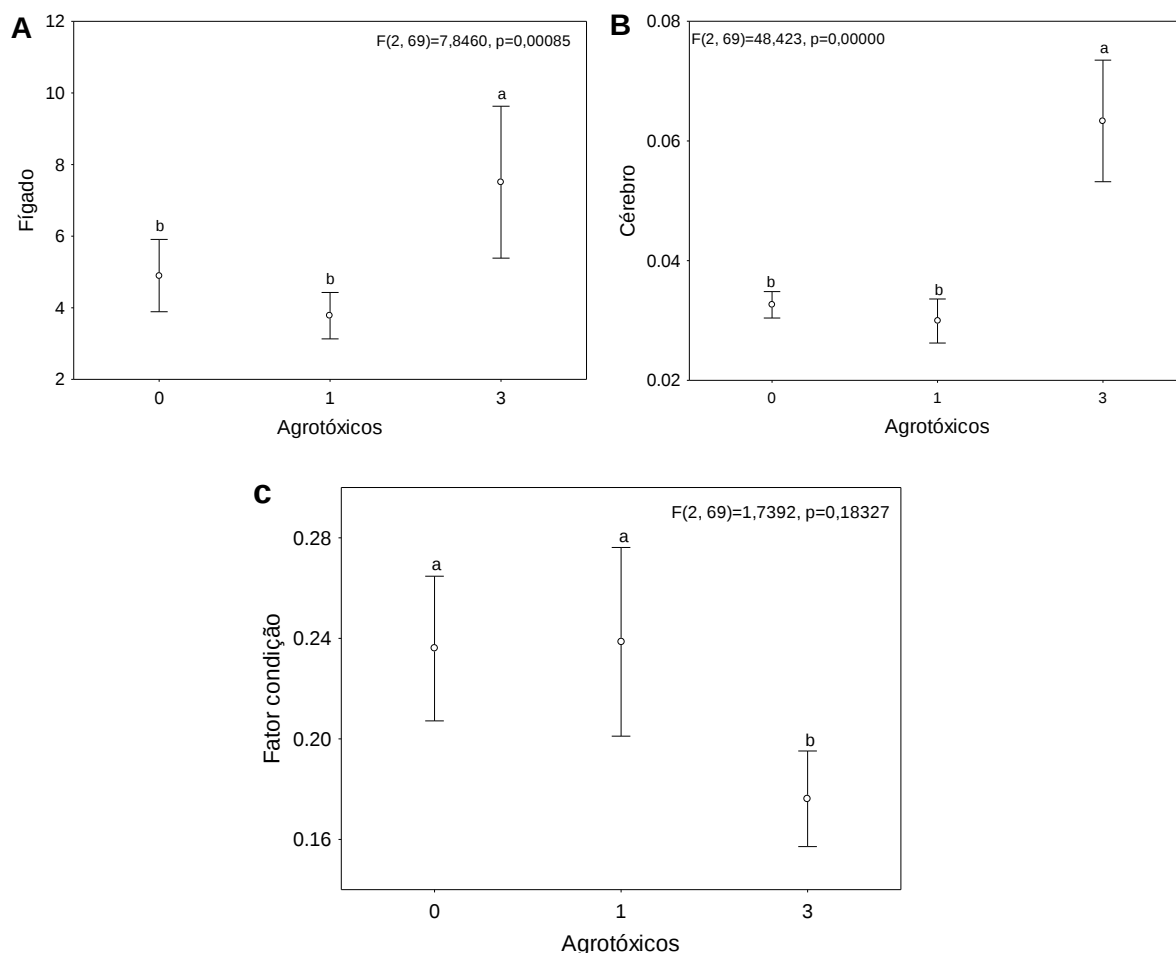


Figura 6. Relação do número de agrotóxicos detectados no ambiente com os marcadores bioquímicos e fisiológicos testados em *Mimagoniates inequality*. Relação entre a quantidade de agrotóxicos detectados nos riachos e os níveis de peroxidação lipídica. (A). Variação da atividade da acetilcolinesterase em relação ao número de agrotóxicos presentes no ambiente (B). Relação entre o número de agrotóxicos e o fator de condição dos peixes. (C)

A análise de componentes principais (PCA) aplicada aos dados abióticos e dos parâmetros fisiológicos do *B. iheringii* produziu dois eixos, que foram retidos para interpretação. O eixo 1 (PCA1) representou 45,9%, enquanto o eixo 2 (PCA2) descreveu 28,2% do total de variação dos dados (Figura 7).

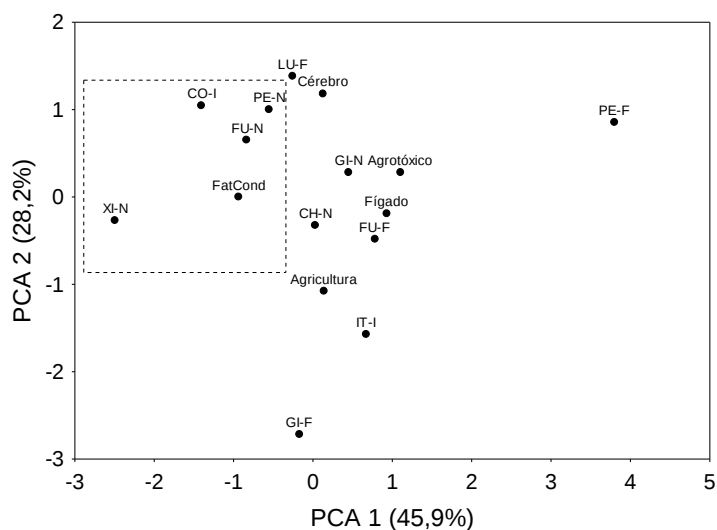


Figura 7. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados de *Bryconamericus iheringii* capturados em diferentes riachos das bacias dos rios Comandá e Piratinim.

Em relação à PCA1, foi possível observar uma segregação espacial dos locais de amostragem, no lado direito da *biplot* ficaram segregados os locais: CO-I, PE-N, FU-N e XI-N os quais estiveram relacionados com o aumento do Fator de Condição. No lado esquerdo da *biplot* ficaram separados os locais: PE-F, IT-I, FU-F, GI-N, GI-F, XI-N e LU-F que estiveram relacionados com a presença de agrotóxicos, uso da terra pela agricultura e maiores valores da acetilcolinesterase e peroxidação lipídica (Figura 7). A PCA2 apresentou uma maior correlação entre os valores da peroxidação lipídica e os valores de agrotóxicos e uso da terra pela agricultura (Figura 7).

Na Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com os dados abióticos e os parâmetros fisiológicos da espécie *Mimagoniates inequalis*, foram considerados os seguintes fatores abióticos: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez. Esses parâmetros são amplamente utilizados para caracterizar a qualidade da água e entender como variáveis ambientais podem influenciar a saúde da biota aquática.

Além disso, foram incluídos os parâmetros fisiológicos dos peixes, tais como atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE), níveis de peroxidação lipídica (MDA) e o fator de condição (K), com o objetivo de explorar possíveis correlações entre as condições ambientais e as respostas biológicas dos organismos.

A análise reteve dois eixos principais para interpretação. O primeiro eixo (PCA1) explicou 52,4% da variabilidade total dos dados, enquanto o segundo eixo (PCA2) representou

25,5% da variação (Figura 8). Esses dois componentes principais permitiram a visualização das associações entre os locais de coleta e as variáveis analisadas, fornecendo uma visão integrada da influência dos fatores ambientais sobre os biomarcadores fisiológicos em *M. inequalis*.

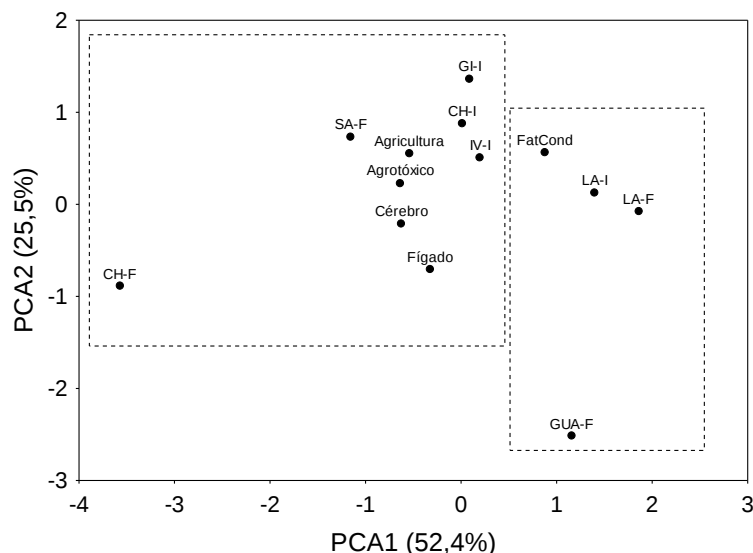


Figura 8. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados de *Mimagoniates inequalis* capturados em diferentes riachos das bacias dos rios Comandaí e Piratinim.

Observando à PCA1 foi possível detectar uma segregação espacial dos locais de amostragem, no lado direito da *biplot* ficaram segregados os locais: CH-I, CH-F, GI-F, SA-F e IV-I os quais estiveram relacionados com a presença de agrotóxicos, uso da terra pela agricultura e maiores valores da acetilcolinesterase e peroxidação lipídica. No lado esquerdo do *biplot* encontra-se os locais: LA-I, LA-F e GUA-F, os quais estiveram relacionados com o aumento do fator de condição (Figura 8). Já a PCA 2 da Figura 8, apresentou uma maior correlação entre os valores da acetilcolinesterase e os valores de agrotóxicos e uso da terra pela agricultura, e também mostrou uma certa segregação dos pontos da foz para a região inferior da *biplot*.

5 DISCUSSÃO

A presença de agrotóxicos em corpos d'água é uma preocupação crescente, principalmente em regiões de intensa atividade agrícola, como as bacias dos rios Piratinim e Comandáí, no sul do Brasil. Neste estudo, foram detectados pesticidas como atrazina, simazina e malationa em diferentes pontos de amostragem, corroborando a literatura que aponta a agricultura como uma das principais fontes de contaminação difusa em ecossistemas aquáticos (Rubbo, 2017).

Apesar da expectativa de níveis elevados desses compostos em todos os locais, foi observada baixa detecção de agrotóxicos em alguns pontos, o que pode estar relacionado à diluição provocada pelas chuvas no período da coleta, ou à variação no uso sazonal desses produtos nas lavouras próximas. Essa flutuação reforça a importância de considerar o regime hidrológico e o calendário agrícola nas interpretações ambientais.

Em relação aos biomarcadores, os dados de peroxidação lipídica indicaram níveis aumentados de estresse oxidativo em diversos pontos, sugerindo que os peixes foram expostos a condições ambientais adversas, possivelmente relacionadas à presença de contaminantes. Esse achado está de acordo com a hipótese do estudo, que previa maior geração de espécies reativas de oxigênio (EROS) em locais com contaminação química.

O fator de condição apresentou variações importantes entre os pontos, com valores mais baixos em áreas associadas à presença de agrotóxicos, o que pode refletir não apenas limitações nutricionais, mas também o comprometimento metabólico e fisiológico causado pela exposição crônica a poluentes. Esse indicador foi fundamental para avaliar o estado geral de saúde das espécies estudadas.

Um resultado inesperado foi a elevação da atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) em alguns pontos, contrastando com a inibição comumente observada em ambientes contaminados por organofosforados e carbamatos. No entanto, estudos recentes sugerem que esse aumento pode ocorrer em resposta à exposição a outras classes de agrotóxicos, como triazinas e piretroides, bem como a metais pesados, indicando uma resposta adaptativa do organismo ou mecanismos compensatórios enzimáticos (Silva et al., 2017; Lionetto et al., 2021). A ativação da AChE, portanto, pode refletir um ajuste fisiológico frente a diferentes tipos de estressores ambientais, o que reforça a complexidade da interpretação desse biomarcador em ambientes contaminados com múltiplos poluentes.

Dessa forma, os resultados obtidos neste estudo destacam a importância do uso de múltiplos biomarcadores para uma avaliação integrada da saúde dos organismos aquáticos, considerando tanto os efeitos esperados quanto as respostas inesperadas. A variabilidade observada

entre os pontos de coleta também evidencia a necessidade de monitoramentos contínuos e espacialmente abrangentes, especialmente em regiões com uso intensivo de pesticidas.

5.1 IMPACTOS DOS AGROTÓXICOS NOS BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS

Os resultados obtidos neste estudo demonstraram níveis elevados de peroxidação lipídica nos peixes analisados, indicando um quadro de estresse oxidativo significativo. Esse fenômeno está diretamente relacionado à exposição a agrotóxicos presentes nas bacias hidrográficas estudadas, uma vez que pesticidas são amplamente reconhecidos por induzirem a produção excessiva de espécies reativas de oxigênio (EROS) (Lushchak, 2009). Estudos em ambientes de água doce demonstram que a presença de contaminantes químicos, especialmente pesticidas organofosforados e piretroides, leva ao aumento da peroxidação lipídica devido à formação descontrolada de EROS, que danificam as membranas celulares e comprometem a integridade dos tecidos dos organismos aquáticos (Lushchak, 2022). A degradação lipídica causada por esse processo pode resultar em uma série de disfunções fisiológicas, como alterações no metabolismo energético, inibição de processos celulares essenciais e redução da capacidade de adaptação dos peixes ao ambiente (Silva; Ventura; Torres, 2020). Essas consequências biológicas podem impactar diretamente a sobrevivência das espécies analisadas, uma vez que o estresse oxidativo prolongado está associado à disfunção de órgãos vitais e ao aumento da vulnerabilidade a doenças e predadores.

Outro achado relevante foi a atividade inesperadamente elevada da enzima acetilcolinesterase em algumas amostras. Estudos apontam que essa enzima é comumente inibida pela exposição a organofosforados e carbamatos, uma vez que esses compostos bloqueiam sua função, resultando em acúmulo de acetilcolina e consequentes disfunções neuromusculares (Scott; Baughman; Middaugh, 2001). No entanto, os resultados deste estudo indicam um comportamento distinto, levantando a necessidade de formular hipóteses para explicar essa variação. Uma possível explicação é a exposição predominante a outros contaminantes que, em vez de inibir, estimularam a atividade da enzima. Além disso, fatores ambientais presentes em ambientes naturais, como variações de temperatura e composição química da água, podem ter influenciado a resposta bioquímica dos peixes, modificando a ação dos pesticidas sobre a acetilcolinesterase, estas condições de variação e múltiplos fatores que incidem na relação peixe-agrotóxico por exemplo não são encontradas geralmente em condições de laboratório onde nor-

malmente são feitos os estudos para verificar a influência do agrotóxico neste marcador (Mo-
raes *et al.*, 2017)). Outra hipótese considera que algumas espécies possam ter desenvolvido
mecanismos adaptativos para compensar a presença de agrotóxicos, aumentando a síntese da
enzima como forma de mitigar seus efeitos neurotóxicos (Yildirim; Benli; Selvi, 2006). Esse
pode ter sido por exemplo o caso observado em *B. iheringii* que apresentou um aumento de
acetilcolinesterase na presença de dois tipos de agrotóxicos (superior a 0 e 1) e depois uma
redução significativa na presença de quatro tipos de agrotóxicos.

Comparando esses achados com estudos anteriores em peixes de água doce, observa-se
que a resposta da acetilcolinesterase pode variar de acordo com a intensidade e a duração da
exposição aos contaminantes. Em um estudo sobre os efeitos do piretróide lambda-cialotrina,
Vieira *et al.* (2018) não observaram nenhuma mudança significativa na atividade da acetilcoli-
nesterase no cérebro do peixe *Prochilodus lineatus* expostos à diferentes concentrações deste
inseticida (Vieira *et al.*, 2018). Enquanto algumas pesquisas relatam inibição enzimática signi-
ficativa em ambientes com altas concentrações de pesticidas, outras apontam variações enzi-
máticas relacionadas à adaptação fisiológica dos organismos ao longo do tempo (Matoso *et al.*,
2022). Essas discrepâncias reforçam a necessidade de investigações adicionais para compreen-
der os mecanismos que regulam a atividade da acetilcolinesterase em diferentes condições am-
bientais e níveis de contaminação. Dessa forma, os biomarcadores bioquímicos avaliados neste
estudo não apenas refletem o impacto da poluição química nos organismos aquáticos, mas tam-
bém destacam a complexidade das interações entre fatores ambientais e respostas fisiológicas,
sendo essenciais para uma avaliação mais abrangente dos efeitos dos agrotóxicos nos ecossis-
temas aquáticos (Lushchak, 2022).

5.2 RELAÇÃO ENTRE O FATOR DE CONDIÇÃO E A CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

O fator de condição é um importante indicador do estado de saúde dos peixes, refletindo
seu equilíbrio metabólico e nutricional em resposta às condições ambientais. Neste estudo, os
baixos valores observados sugerem um comprometimento energético significativo, possivel-
mente associado à exposição contínua a agrotóxicos. Essa redução pode indicar que os peixes
enfrentam dificuldades para manter suas reservas energéticas, comprometendo seu crescimento
e desenvolvimento (Cla Sen *et al.*, 2018). A exposição a contaminantes químicos pode impactar
diretamente a assimilação e o aproveitamento dos nutrientes, interferindo em funções metabó-
licas essenciais. Isso ocorre porque a presença de substâncias tóxicas no ambiente aquático pode

gerar um aumento no gasto energético dos organismos para neutralizar os efeitos desses compostos, resultando na redistribuição dos recursos disponíveis para a manutenção das funções vitais em detrimento de processos como crescimento e reprodução (Santos; Martinez, 2014).

Além do impacto direto no metabolismo, a relação entre a contaminação ambiental e a redução do fator de condição também pode estar associada à disponibilidade e qualidade do alimento. Agrotóxicos podem afetar a cadeia alimentar ao comprometer a abundância de organismos que compõem a dieta dos peixes, tornando a alimentação inadequada e dificultando a manutenção do peso corporal (Santos; Martinez, 2014). Também, a toxicidade dos pesticidas pode levar a alterações comportamentais nos organismos aquáticos, reduzindo sua eficiência alimentar e influenciando sua capacidade de capturar presas ou explorar o habitat de forma eficiente (Samara *et al.*, 2024).

A distribuição espacial da contaminação ambiental revela um padrão diretamente relacionado aos índices do fator de condição. Regiões com maior concentração de agrotóxicos apresentaram os piores valores, reforçando a hipótese de que a poluição química afeta diretamente a condição corporal dos peixes (Clasen *et al.*, 2018). Essa relação sugere que a exposição contínua a pesticidas pode não apenas comprometer a fisiologia dos organismos individualmente, mas também gerar impactos em nível populacional, resultando em desequilíbrios ecológicos. Além disso, a degradação da qualidade da água nessas áreas pode comprometer ainda mais a capacidade dos organismos de compensar os efeitos da contaminação, tornando-os mais vulneráveis a doenças e predadores.

Ao analisar a relação entre os resultados obtidos e estudos conduzidos em outras bacias hidrográficas impactadas por atividades agrícolas, observa-se que padrões semelhantes são frequentemente relatados (Santos; Martinez, 2014; Lima; Oliveira; Vieira, 2017). A presença de agrotóxicos em ambientes aquáticos está diretamente associada a alterações no fator de condição dos peixes, confirmando que a exposição prolongada a esses compostos pode comprometer significativamente sua saúde e desempenho fisiológico. Esse impacto reforça a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade da água e de estratégias para minimizar a contaminação desses ambientes, garantindo a preservação da biodiversidade aquática e a sustentabilidade dos ecossistemas afetados.

5.3 CONSEQUÊNCIAS ECOLÓGICAS E ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO

Os padrões regionais de contaminação identificados nas sub-bacias dos rios Comandá e Piratinim destacam os impactos significativos das atividades agrícolas intensivas nos ecossistemas aquáticos. As análises das amostras de água mostraram que os locais próximos a áreas agrícolas apresentaram concentrações mais elevadas de agrotóxicos, como atrazina, malationa e azoxistrobina, evidenciando a influência direta do uso indiscriminado desses compostos na qualidade ambiental. Esses agrotóxicos incluem substâncias como atrazina, simazina e malationa, amplamente utilizados na agricultura local, que impactam diretamente os ecossistemas aquáticos (Silva, 2015).

A atrazina, um herbicida amplamente empregado no cultivo de milho e cana-de-açúcar, foi detectada em concentrações que variaram de 0,036 µg/L a 0,205 µg/L em diferentes pontos de coleta, como os riachos Pessegueiro e Luiza. Este composto é conhecido por sua persistência no ambiente e sua capacidade de infiltração em corpos d'água através do escoamento superficial e lixiviação, devido à sua solubilidade em água (Dias *et al.*, 2018). A atrazina está associada a efeitos disruptores endócrinos em organismos aquáticos, comprometendo processos reprodutivos e de desenvolvimento (Santos *et al.*, 2007).

Outro herbicida detectado foi a simazina, estruturalmente semelhante à atrazina, com concentrações de até 0,104 µg/L no riacho Pessegueiro. A simazina também apresenta alta estabilidade no ambiente e efeitos tóxicos em organismos aquáticos, sendo frequentemente utilizada no controle de ervas daninhas. Estudos indicam que mesmo em concentrações subletais, a simazina pode induzir alterações comportamentais e bioquímicas em peixes (Américo-Pineiro; Mercado, 2022).

Entre os inseticidas, destacou-se a presença do malationa, detectado em concentrações de até 0,276 µg/L no riacho Chuni Intermediário. O malationa é um organofosforado amplamente utilizado no controle de pragas agrícolas, com alta toxicidade para organismos aquáticos, devido à sua ação inibidora da acetilcolinesterase (Knapik, 2018). A presença do malationa em níveis significativos é preocupante, pois indica contaminação direta e contínua de corpos d'água, especialmente em regiões de intensa atividade agrícola.

As concentrações detectadas desses agrotóxicos foram comparadas aos limites recomendados por legislações ambientais, como os estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Para a atrazina, o limite máximo permitido para água potável é de 2,0 µg/L, enquanto para a simazina é de 1,0 µg/L, conforme a legislação brasileira. Embora as concentrações detectadas no presente estudo

estejam abaixo desses valores, é importante ressaltar que a exposição crônica a níveis subletais pode ter impactos significativos nos organismos aquáticos, devido à bioacumulação e à combinação de efeitos de múltiplos contaminantes (Silva, 2023; Carmo *et al.*, 2013).

No caso da malationa, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece o limite de 0,1 µg/L para água potável, o que demonstra que as concentrações encontradas em alguns pontos do estudo excedem os níveis considerados seguros, indicando risco elevado para a biota aquática e potencial contaminação de águas utilizadas para consumo humano.

A contaminação por agrotóxicos em ambientes aquáticos representa um grave risco à biodiversidade, podendo alterar significativamente a composição e a estrutura das comunidades biológicas. A exposição crônica a esses contaminantes afeta a diversidade de espécies, reduzindo a abundância de organismos mais sensíveis e favorecendo a proliferação de espécies mais tolerantes (Shin; Kim; Kang, 2023). Esse desequilíbrio pode comprometer a estabilidade ecológica, resultando na diminuição da resiliência do ecossistema frente a outros impactos ambientais. Além disso, a contaminação química pode levar à fragmentação de habitats, dificultando a migração e reprodução de diversas espécies de peixes, o que pode agravar ainda mais o declínio populacional de determinadas espécies (Lopes, 2023).

Os efeitos dos agrotóxicos não se limitam às espécies diretamente expostas, mas também impactam toda a cadeia alimentar aquática. Alterações fisiológicas nos peixes, como dificuldades reprodutivas e metabólicas, podem comprometer sua disponibilidade como presa para predadores naturais, afetando o equilíbrio trófico do ecossistema. Além disso, a bioacumulação de pesticidas nos organismos pode gerar um efeito cascata, atingindo níveis superiores da cadeia alimentar por meio do fenômeno da biomagnificação. Esse processo pode resultar em toxicidade crônica para organismos que ocupam posições tróficas mais elevadas, incluindo aves piscívoras e mamíferos aquáticos, comprometendo toda a dinâmica ecológica do ambiente (Martinez, 2019). Além disso, a degradação dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelos rios e lagos, como a manutenção da qualidade da água e a regulação biológica da fauna aquática, pode ter impactos diretos sobre populações humanas que dependem desses recursos para subsistência e atividades econômicas, como a pesca e o turismo (Belchior *et al.*, 2014).

Diante desses impactos, é essencial a adoção de estratégias eficazes para mitigar os efeitos dos agrotóxicos nos ecossistemas aquáticos. O controle do uso desses compostos, por meio da regulamentação mais rigorosa e da promoção de práticas agrícolas sustentáveis, é uma das medidas mais importantes para reduzir a contaminação dos ambientes aquáticos. A substituição de pesticidas altamente tóxicos por alternativas menos prejudiciais e o incentivo ao manejo integrado de pragas podem contribuir significativamente para minimizar os impactos sobre a

fauna aquática (Belchior *et al.*, 2014). Além disso, a restauração de matas ciliares desempenha um papel fundamental na contenção da dispersão de poluentes, funcionando como uma barreira natural que reduz o escoamento superficial de agroquímicos para os cursos d'água (Garcia-Galan *et al.*, 2020).

O monitoramento contínuo da qualidade da água e dos organismos aquáticos é outra estratégia essencial para avaliar os efeitos da poluição ao longo do tempo e possibilitar a implementação de políticas públicas baseadas em evidências científicas. A realização de estudos de longo prazo pode fornecer informações mais detalhadas sobre a evolução dos impactos ambientais, permitindo a adoção de medidas preventivas e corretivas mais eficazes. Além disso, o envolvimento da comunidade científica, de órgãos reguladores e da sociedade civil é fundamental para garantir a preservação dos recursos hídricos e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. Dessa forma, a integração entre ações de conservação, regulação ambiental e conscientização da população pode contribuir para a mitigação dos impactos dos agrotóxicos e para a proteção da biodiversidade em ambientes aquáticos.

6 CONCLUSÃO

Este estudo evidenciou a presença significativa de agrotóxicos nos riachos das bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandáí, localizados no sul do Brasil, destacando os impactos da intensa atividade agrícola na região no bem estar dos peixes. Uma análise dos biomarcadores em peixes das espécies *Bryconamericus iheringii* e *Mimagoniates inequalis* mostrou alterações bioquímicas e fisiológicas relevantes, como redução do peso, aumento da peroxidação lipídica e a variação na atividade da acetilcolinesterase, causando a ocorrência de estresse oxidativo e efeitos neurotóxicos.

Os resultados mostraram que as maiores concentrações de agrotóxicos foram registradas em áreas de intensa atividade agrícola, confirmando a relação entre o uso de defensivos agrícolas e os danos ambientais. Embora algumas concentrações estejam dentro dos limites permitidos pelas legislações ambientais, os efeitos da exposição a agrotóxicos foram observados, especialmente nas condições fisiológicas dos peixes, refletidas pelo baixo fator de condição em vários pontos.

Por fim, este trabalho destaca a relevância dos biomarcadores como ferramentas essenciais de avaliação ecotoxicológica e destaca a necessidade urgente de estratégias de manejo sustentável no uso de agrotóxicos. A implementação de práticas agrícolas mais responsáveis, aliada ao fortalecimento da legislação ambiental e ao monitoramento constante da qualidade da água, é fundamental para reduzir os impactos negativos nos ecossistemas aquáticos e garantir a preservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, D. S. P.; MONTEIRO, H. P.; OLIVEIRA, J. A.; BECHARA, E. J. H. **Peroxidação lipídica: mecanismos e avaliação em amostras biológicas**. Revista de Saúde Pública, São Paulo, v. 23, n. 6, p. 527-539, 1989. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/255635936_Peroxidacao_lipidica_mecanismos_e_a_valiacao_em_amostras_biologicas. Acesso em: 27 dez. 2024.
- AKTER, R. et al. **Toxic effects of an organophosphate pesticide, envoy 50 SC on the histopathological, hematological, and brain acetylcholinesterase activities in stinging catfish (*Heteropneustes fossilis*)**. The Journal of Basic and Applied Zoology, v. 81, n. 1, p. 47, 2020. Disponível em: <https://basicandappliedzoology.springeropen.com/articles/10.1186/s41936-020-00184-w>. Acesso em: 16 abr. 2025.
- ALBUQUERQUE, G. S.; LOPES, C. V. A. **Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática**. Saúde em Debate, v. 42, n. 117, p. 518-534, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sdeb/a/bGBYZvVVKMrV4yzqfwWkT/?lang=pt>. Acesso em: 27 jan. 2025.
- AMÉRICO, Juliana Heloisa Pinê. **O Uso de Agrotóxicos e os Impactos nos Ecossistemas Aquáticos**. Revista Científica ANAP Brasil, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/284903562_O_USO_DE_AGROTOXICOS_E_OS_IMPACTOS_NOS_ECOSSISTEMAS_AQUATICOS. Acesso em: 27 dez. 2024.
- AMORIM, L. C. A. **Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais**. Revista Brasileira de Epidemiologia, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 158-170, 2003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbepid/a/KBS5JKwW9CfhPT5MTfpbQv/>. Acesso em: 27 dez. 2024.
- ARAÚJO, C. R. M.; SANTOS, V. L. dos A.; GONSALVES, A. de A. **Acetilcolinesterase – AChE: Uma Enzima de Interesse Farmacológico**. Revista Virtual de Química, v. 8, n. 6, p. 1928-1945, 2016. Disponível em: <https://static.sites.sbq.org.br/rvq.sbq.org.br/pdf/v8n6a04.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2024.
- ARAÚJO, F. G.; VICENTINI, R. N. **Relação peso-comprimento e fator de condição de peixes da represa de Funil, Rio de Janeiro, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia, v. 18, n. 2, p. 421-426, 2001. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbzool/a/8xH8T8XwHHcTP6YhVV5B3TH/?lang=pt>. Acesso em: 27 jan. 2025.
- ARAÚJO, M. C. **Avaliação dos efeitos tóxicos de agrotóxicos em peixes: biomarcadores de estresse oxidativo e danos no DNA**. 2019. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/37915/1/TESE%20Marlyete%20Chagas%20de%20Ara%C3%BAjo.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.
- ASSIS, C. R. D. de. **Caracterização da acetilcolinesterase cerebral do tambaqui (*Colossoma macropomum*) e efeito de pesticidas organofosforados e carbamatos sobre sua atividade**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), 2011. Disponível em:

https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/1589/1/arquivo3083_1.pdf. Acesso em: 10 jan. 2025.

ASSIS, C. R. D.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO, L. B. **Fish cholinesterases as biomarkers of organophosphorus and carbamate pesticides.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 74, n. 4, p. 863–870, 2011. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/221917451_Fish_Cholinesterases_as_Biomarkers_of_Organophosphorus_and_Carbamate_Pesticides. Acesso em: 16 abr. 2025.

BARBOSA, A. B.; GONÇALVES, I. K. C.; MONTEIRO, P. H. T.; MAUR, M. de O.; MOREIRA, D. R. **Análise do perfil do uso de agrotóxicos no estado do Mato Grosso do Sul e considerações sobre a legislação vigente.** *Revista Mundi Engenharia, Tecnologia e Gestão*, v. 6, n. 1, p. 1-14, 2021. Disponível em: <<https://revistamaster.emnuvens.com.br/RM/article/download/264/179>>. Acesso em: 19 fev. 2025.

BARBOSA, M. R.; *et al.* **Geração e desintoxicação enzimática de espécies reativas de oxigênio em plantas.** *Ciência Rural*, v. 44, n. 3, p. 453-460, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/StM4DybRNLZwJbpPNZ7gbVvk/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

BENFATO, A.. 30 anos de ECOTOX: **Análise da evolução da pesquisa em ecotoxicologia nas regiões norte e nordeste do Brasil.** 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) — Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/35532>. Acesso em: 27 dez. 2024.

BISTONI, M. de I. A.; KELECOM, A. **Uso de peixes como indicadores biológicos: O estudo destes animais para o monitoramento dos recursos hídricos dentro da área das ciências ambientais.** ResearchGate, 2022. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/358642145>. Acesso em: 27 dez. 2024.

BORGES, Livia da Silveira; FERRAZ, Fernanda Martins; DOS SANTOS, Daniele da Silva; DOS REIS, Claudio; TREVISAN, Rinaldo; MATTOS, Martha Lin. **Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo.** *Química Nova*, São Paulo, v. 40, n. 2, p. 158–165, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/qn/v40n2/0100-4042-qn-40-02-0158.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2025. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20160180>. Acesso em: 16 abr. 2025.

CAMARA, E. M.; CARAMASCHI, E. P.; PETRY, A. C. **Fator de condição: bases conceituais, aplicações e perspectivas de uso em pesquisas ecológicas com peixes.** *Oecologia Australis*, v. 15, n. 2, p. 249-274, 2011. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8127>. Acesso em: 27 jan. 2025.

CARMO, D. A. do, Carmo, A. P. B. do, Pires, J. M. B., & Oliveira, J. L. M. (2013). **Comportamento ambiental e toxicidade dos herbicidas atrazina e simazina.** *Revista Ambiente & Água*, 8(1), 138-152. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/Z4RkMdjj4GXbmPZ9fpMj7wg/?format=pdf>. Acesso em: 24 fev. 2025.

CARVALHO, N. L.; PIVOTO, T. S. **Ecotoxicologia: conceitos, abrangência e importância agrônômica.** *Revista Monografias Ambientais*, Santa Maria, v. 2, n. 2, p. 176–192, 2011. DOI:

10.5902/223613082315. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/view/2315>. Acesso em: 27 dez. 2024.

CATTANI, D.; DE LIZ OLIVEIRA CAVALLI, V. L.; HEINZ RIEG, C. E. et al. **Long-Term Effects of Perinatal Exposure to a Glyphosate-Based Herbicide on Oxidative Stress and Neurodevelopment in Rats. Antioxidants**, [S.l.], v. 12, n. 10, 1825, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3921/12/10/1825>. Acesso em: 16 abr. 2025.

CAVALCANTI, L. P. A. N.; AGUIAR, A. P. de; LIMA, J. A.; LIMA, A. L. S. **Intoxicação por Organofosforados: Tratamento e Metodologias Analíticas Empregadas na Avaliação da Reativação e Inibição da Acetilcolinesterase**. Revista Virtual de Química, v. 8, n. 3, p. 739-766, 2016. Disponível em: <https://rvq-sub.sbq.org.br/index.php/rvq/article/download/1301/741>. Acesso em: 10 jan. 2025.

CHIARELLO, M., Graeff, R. N., Minetto, L., Cemin, G., Schneider, V. E., & Moura, S.. (2017). **Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo**. Química Nova, 40(2), 158–165. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20160180>. Acesso em: 10 jan. 2025.

DAMASCENO, F. C.; ANDRADE JUNIOR, V. C.; FERREIRA, A. L. A.; MATSUBARA, L. S. **Espécies reativas do oxigênio e as doenças cardiovasculares**. Ciência Rural, Santa Maria, v. 32, n. 6, p. 1091-1099, 2002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/Gw3txS7SVpcCCdLjf7BVPPg/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

DAMASCENO, H. C. R.; et al. **Espécies reativas do oxigênio e as doenças**. Ciência Rural, v. 32, n. 6, p. 1089-1097, 2002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/Gw3txS7SVpcCCdLjf7BVPPg/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

DERGAN, A. L. N. **Biomarcadores bioquímicos em duas espécies aquáticas do estuário amazônico: uma abordagem ecotoxicológica**. 2015. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2015. Disponível em: https://ppgeap.propesp.ufpa.br/ARQUIVOS/dissertacoes/2015/PPGEAP_Dissertação_ANTONIO%20LEONILDO%20NASCIMENTO%20DERGAN.pdf. Acesso em: 27 jan. 2025.

DIAS, A. C. L.; SANTOS, J. M. B.; SANTOS, A. S. P.; BOTTREL, S. E. C.; PEREIRA, R. de O. **Ocorrência de Atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática**. Revista Internacional de Ciências, 2018. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/view/34202>. Acesso em: 19 fev. 2025.

DINIZ, C. M. **Efeitos da exposição crônica de pais do peixe *Poecilia reticulata* (Peter, 1859) ao herbicida à base de glifosato, com ênfase em mortalidade e marcadores bioquímicos na prole**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agronomia) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Laranjeiras do Sul, 2023. Disponível em: <https://rd.uffs.edu.br/handle/prefix/7027>. Acesso em 23 fev. 2025.

DORES, E. F. G. C. **Contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em região agrícola do Brasil**. 2015. Dissertação (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista (UNESP), São Paulo, 2015. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/105654/dores_efgc_dr_araiq.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2025.

DORES, E. F. G. de C.; SPADOTTO, C. A. **Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos**. Embrapa Meio Ambiente, Documentos 78, p. 1-40, 2006. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/882588/1/Doc78.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.

ELLMAN, G. L.; COURTNEY, K. D; ANDRES, V; FEATHERSTONE, R. M. **A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity**, *Biochemical Pharmacology*, Volume 7, Issue 2, 1961, Pages 88-95, ISSN 0006-2952. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0006-2952\(61\)90145-9](https://doi.org/10.1016/0006-2952(61)90145-9). Acesso em: 23 fev. 2025.

ESCHER, B. I.; HERMENS, J. L. M. **Modes of action in ecotoxicology: their role in body burdens, species sensitivity, QSARs, and mixture effects**. *Environmental Science & Technology*, v. 36, n. 20, p. 4201-4217, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es015848h>. Acesso em: 27 jan. 2025.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. **Levantamento e análise de dados secundários relativos aos meios físico, biótico e antrópicos da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo**. Porto Alegre: PROFILL Engenharia e Meio Ambiente S.A., kkkm77778++2004. Disponível em: <https://ww2.fepam.rs.gov.br/doclics/uruguai/relatoriofinal/Cap%203.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2024.

FERREIRA, A. L. A.; MATSUBARA, L. S. **Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo**. *Revista de Nutrição*, Campinas, v. 10, n. 2, p. 123-135, 1997. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rn/a/Fvg4wkYjZPgsFs95f4chVjx/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

FERREIRA, A. L. A.; MATSUBARA, L. S. **Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo**. *Revista de Nutrição*, Campinas, v. 10, n. 2, p. 123-135, 1997. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rn/a/Fvg4wkYjZPgsFs95f4chVjx/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

FERREIRA, Talita. **Biomarcadores enzimáticos e ecotoxicidade por cobre em Eisenia andrei** (Bouché, 1972). 2015. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFSM_4e31d32964e7a76a16862b9dafaec8b0. Acesso em: 16 abr. 2025.

FRAGA, A.S. **Acetilcolinesterase, butirilcolinesterase, carboxilesterase e a resistência de peixes neotropicais aos pesticidas organofosforados**. Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), 2010. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/lil-597345>. Acesso em: 10 jan. 2025.

FREIRE, R. R. **Degradação ambiental, funções ecossistêmicas e perda de serviços ambientais: um estudo de caso no Baixo São Francisco**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/14227/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20Rafael%20Rodrigues%20Freire%20-%20MAASA%20-%20UFBA.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.

FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. **O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica.** Revista Agrogeoambiental, v. 1, n. 1, p. 39-45, 2009. Disponível em: <https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/download/75/73/93>. Acesso em: 27 jan. 2025.

FRIEDRICH, K.; GIRIANELLI, L. **Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática.** Saúde em Debate, v. 42, n. 117, p. 518-534, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sdeb/a/bGBYRZvVVKMrV4yzqfwKtP/>. Acesso em: 10 jan. 2025.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER – FEPAM. **Fragilidade ambiental e hídrica da região hidrográfica do rio Uruguai: diagnóstico ambiental.** Relatório da Etapa 2. Porto Alegre: FEPAM, 2019. Disponível em: https://ww3.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/pchcgh/Reg_Uruguai_fragilid_amb_hidr/FRAGRIO_relatorio_etapa_2.pdf. Acesso em: 20 dez. 2024.

GAMA, C. S. **Estudo acerca da mortandade de peixes no AHE Ferreira Gomes, rio Araguari, Ferreira Gomes, AP.** Revista Arquivos Científicos (IMMES), v. 3, n. 2, p. 129-136, 2020. Disponível em: <https://arqcientificosimmes.emnuvens.com.br/abi/article/download/471/131>. Acesso em: 27 jan. 2025.

GARCIA, D. P.; ALMEIDA, E. A. **Metabolismo do malondialdeído em peixes: implicações na avaliação da peroxidação lipídica como biomarcador de contaminação aquática.** 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/136744>. Acesso em: 27 dez. 2024.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; SANTOS, I. A. dos. **Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies.** Rodriguésia, Rio de Janeiro, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012. DOI: 10.1590/S2175-78602012000300017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/hdyTWhzSjpNY6vfj5zdcktr/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LUCHINI, L. C. Avaliação de risco ambiental de agrotóxicos no Ibama. **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis,** 2012. Disponível em: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/agrotoxicos/avaliacao/2017/2017-07-25-avaliacao_risco_ambiental_agrotoxicos_ibama_2012-ARA.pdf. Acesso em: 27 dez. 2024.

GONZÁLEZ-JUÁREZ, D. E.; *et al.* **Effect of Yerbimat herbicide on lipid peroxidation, catalase activity and histological damage in gills and liver of the freshwater fish Goodea atripinnis.** Chemosphere, v. 112, p. 237-244, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.104>. Acesso em: 27 dez. 2024.

HARADA, M. **Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution.** Critical Reviews in Toxicology, v. 25, n. 1, p. 1-24, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.3109/10408449509089885>. Acesso em: 27 jan. 2025.

IGNÁCIO, N. F. **Seleção de bioindicadores aquáticos pela toxicidade do fipronil.** 2013. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal, 2013.

Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstreams/8ae11733-65ff-4b2f-92dc-a2ac9c8e31f5/download>. Acesso em: 27 jan. 2025.

ISHIKAWA, C. M. **Uso de biomarcadores em peixe e boas práticas de manejo sanitário para a piscicultura**. Embrapa Pesca e Aquicultura (INFOTECA-E), 2020. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1127526/1/Ishikawa-Uso-biomarcadores-2020.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.

KHOSHNOOD, Z. **A review on toxic effects of pesticides in Zebrafish, Danio rerio and common carp, Cyprinus carpio, emphasising Atrazine herbicide**. Toxicology Reports, 2024. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC11314875/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

LASSEN, M. F. M. **Alterações histopatológicas, genotóxicas e estresse oxidativo em peixes submetidos a águas superficiais antropizadas**. 2020. Disponível em: <https://rd.uffs.edu.br/handle/prefix/3973>. Acesso em: 10 jan. 2025.

LIMA, É. S.; ABDALLA, D. S. P. **Peroxidação lipídica: mecanismos e avaliação em amostras biológicas**. Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas, v. 37, n. 3, p. 293-303, 2001. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Dulcineia-Abdalla/publication/255635936_Peroxidacao_lipidica_mecanismos_e_avaliacao_em_amostras_biologicas/links/57688ac708ae8ec97a424752/Peroxidacao-lipidica-mecanismos-e-avaliacao-em-amostras-biologicas.pdf. Acesso em: 27 dez. 2024.

LIMA, V. L. A.; ALMEIDA, L. S.; FERREIRA, M. E. **Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos**. Ciência Rural, v. 42, n. 11, p. 1974-1981, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/vdktPcvDVXJzWJdT8RnmSJg>. Acesso em: 27 dez. 2024.

LINDE ARIAS, A. R.; et al. **Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos**. Ciência & Saúde Coletiva, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/s7ghXwVLFHTGztkg3GBt4Lz/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

LINDE-ARIAS, A. R.; et al. **Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg)**. Oecologia Australis, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 642-653, 2009. Disponível em: <https://www.academia.edu/79233952>. Acesso em: 27 dez. 2024.

LIONETTO, Maria Giulia; CARICATO, Roberto; GIORDANO, Maria Elena. **Pollution Biomarkers in the Framework of Marine Biodiversity Conservation: State of the Art and Perspectives**. Water, v. 13, n. 13, p. 1847, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/13/1847>. Acesso em: 16 abr. 2025.

LOPES, L. F. de P. **Avaliação dos efeitos de agrotóxicos em ecossistemas aquáticos tropicais utilizando organismos zooplancônicos como bioindicadores**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2023. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-27032023-101637/pt-br.php>. Acesso em: 27 dez. 2024.

LÓPEZ-VALCÁRCEL, María Eugenia; DEL ARCO, Ana; PARRA, Gema. **Sublethal exposure to agrochemicals impairs zooplankton ability to recover from predation**. Science

of The Total Environment, v. 856, parte 2, 159001, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723006356>. Acesso em: 16 abr. 2025.

LOUREIRO, S. N. **Efeitos da poluição aquática e parasitismo na saúde de peixes da Amazônia**. 2017. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2017. Disponível em: https://ppgeap.propesp.ufpa.br/ARQUIVOS/teses/2017/PPGEAP_TESE_Satita%20Nunes%20Loureiro_2017.pdf. Acesso em: 27 jan. 2025.

MARTINS, D. B; MAZZANTI, C. M; FRANÇA, R. T; PAGNONCELLI, M; COSTA, M. M; SOUZA, E. M. de; GONÇALVES, J; SPANEVELLO, R; SCHMATZ, R; DA C, P; MAZZANTI, A; BECKMANN, D. V; CECIM, M. da S; SCHETINGER, M. R; LOPES, S.T. dos A. **17- β estradiol in the acetylcholinesterase activity and lipid peroxidation in the brain and blood of ovariectomized adult and middle-aged rats**. Life sciences volume 90, issues 9–10, 27 february 2012, pages 351-359. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.lfs.2011.12.006>. Acesso em: 23 fev de 2025.

MATA, J. F. **Contaminação de águas superficiais por resíduos de agrotóxicos**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco. Disponível em: <https://www2.ufac.br/ppgsc/dissertacoes/1a-turma/contaminacao-de-aguas-superficiais-por-residuos-de-agrotoxicos-joana-figueiredo-da-mata.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2024.

MATOSO, D.; SILVA, H. C. M. da; RIBEIRO, L. B.; NETO, A. M.; COSTA, M. dos S.; ZUANON, J.; ARTONI, R. F. **Toxicologia no ambiente aquático: efeitos dos organofosforados e contaminação por microplásticos em peixes de água doce**. In: Monitoramento Ambiental: metodologias e estudos de caso. 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/364421941_toxicologia_no_ambiente_aquatico_efeitos_dos_organofosforados_e_contaminacao_por_microplasticos_em_peixes_de_agua_doce. Acesso em: 19 fev. 2025.

MIYAMOTO, S.; DI MASCIO, P. **Lipid peroxidation and its biological implications**. Química Nova, v. 34, n. 4, p. 554-560, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/HWmsY9xKbc5L6kWqN8MfxmP/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

MORAES, G.; AVILA, L. A.; LORO, V. L.; PRETTO, A.; TONI, C.; MORSCH, V. M.; SPANEVELLO, R.; BALDISSEROTTO, B. **Efeito de diferentes formulações comerciais de pesticidas sobre a atividade da acetilcolinesterase em cérebro e músculo de carpas (Cyprinus carpio var. húngara) expostas em lavoura de arroz**. 2017. Disponível em: https://sosbai.com.br/uploads/trabalhos/efeito-de-diferentes-formulacoes-comerciais-de-pesticidas-sobre-a-atividade-da-acetilcolinesterase-em-cerebro-e-musculo-de-carpas-cyprinus-carpio-var-hungara-expostas-em-lavoura-de-arroz_935.pdf. Acesso em: 19 fev. 2025.

MWALIKENGA, M. K. **Perfil de contaminação das águas e peixes por metais pesados: uma revisão**. Revista Brasileira de Ciências Biomédicas, v. 1, n. 1, p. 1-10, 2020. Disponível em: <https://rbcbm.com.br/journal/index.php/rbcm/article/download/1/12/49>. Acesso em: 27 jan. 2025.

NASCIMENTO, M. L.; FOSSI, M. C.; LEONZIO, C. **Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental.** *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 4, p. 680-693, 2008. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/download/5756/4344>. Acesso em: 10 jan. 2025.

NDAM, Nana Njankouo; KENGNE, Andre Paul; NGO TACHOU, Leontine; MOUAFO, Tejiokem Rufin; NDAH, Augustin; TALLA, Eric; SIME-NGANDO, Théodore; BOURGEOIS, Yannick; TCHOUNWOU, Paul B.; EBAH, Justin. **Gestational exposure to pesticides induces oxidative stress and lipid peroxidation in female Wistar rats and their offspring at adult age.** *Toxics*, Basel, v. 7, n. 3, p. 47, 2019. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6629439/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

NOGUEIRA, P. R. R. B. **Imobilização de Acetilcolinesterase para Construção de Biossensores de Pesticidas.** 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal Fluminense, Campos dos Goytacazes. Disponível em: <https://portal1.iff.edu.br/o-iffuminense/pesquisa/pos-graduacao-stricto-sensu/mestrado-em-engenharia-ambiental/dissertacoes-de-mestrado/2015/imobilizacao-de-acetilcolinesterase-para-construcao-de-biossensores-de-pesticidas>. Acesso em: 27 dez. 2024.

OAKES, K. D., & Van Der Kraak, G. J. (2003). **Utility of the TBARS assay in detecting oxidative stress in white sucker (*Catostomus commersoni*) populations exposed to pulp mill effluent.** *Aquatic toxicology* (Amsterdam, Netherlands), 63(4), 447–463. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/s0166-445x\(02\)00204-7](https://doi.org/10.1016/s0166-445x(02)00204-7). Acesso em 23 fev. 2025.

OHKAWA, H; OHISHI, N; YAGI, K. **Assay for lipid peroxides in animal tissues by thiobarbituric acid reaction,** *Analytical Biochemistry*, Volume 95, Issue 2, 1979, Pages 351-358, ISSN 0003-2697. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(79\)90738-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(79)90738-3). Acesso em: 23 fev.2025.

OLIVEIRA, G. de. **Efeitos comportamentais e neuroquímicos do carbofurano em peixes-zebra (*Danio rerio*).** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), 2014. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/278679/001210223.pdf?sequence=1>. Acesso em: 10 jan. 2025.

OLIVEIRA, S. C. de. **Avaliação qualitativa do potencial de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos na bacia hidrográfica do Ribeirão das Cruzes, SP.** 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista (UNESP), São Paulo, 2020. Disponível em: https://www.feis.unesp.br/Home/Pos-Graduacao/profagua/dissertacoesdefendidas/aguacontaminacaoagrotoxicobacia_suellen-cristina.pdf. Acesso em: 19 fev. 2025.

OSÓRIO, F. H. T. **Avaliação da atividade da acetilcolinesterase em peixes expostos a pesticidas: implicações ecotoxicológicas.** 2015. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/bitstream/handle/1884/43529/R%20-%20T%20-%20FLAVIO%20HENRIQUE%20TINCANI%20OSORIO.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.

PEREIRA, A. **Uso da acetilcolinesterase e metalotioneína em peixes na avaliação do impacto ambiental na Baía de Guanabara.** Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), 2009. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/4730>. Acesso em: 10 jan. 2025.

PERES, F.; *et al.* **Desafios ao estudo da contaminação humana e ambiental por agrotóxicos.** Ciência & Saúde Coletiva, v. 10, n. 1, p. 27-37, 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/W4fzQTqCFyLhXF7V5rPy96S/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

PINHEIRO, J. A.; SILVA, A. G.; SANTOS, L. H. **O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos.** Revista Brasileira de Agroecologia, v. 10, n. 3, p. 123-134, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Juliana-Americo-Pinheiro/publication/284903562_O_USO_DE_AGROTOXICOS_E_OS_IMPACTOS_NOS_ECOSSISTEMAS_AQUATICOS/links/5693d45508ae425c689608c9/O-USO-DE-AGROTOXICOS-E-OS-IMPACTOS-NOS-ECOSSISTEMAS-AQUATICOS.pdf. Acesso em: 27 dez. 2024.

RAMALHO, V. C.; JORGE, N. **Oxidação lipídica em alimentos e sistemas biológicos: mecanismos gerais e determinação.** Revista de Nutrição, v. 19, n. 1, p. 67-76, 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rn/a/3fvHSvtHgbjXgYjRQqm8QKr/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. U040 - **Bacia Hidrográfica do Rio Piratinim.** Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/u040-bh-piratinim>. Acesso em: 23 dez. 2024.

RIOS, Beatriz; BATISTA, Paula Frassinetti da Silva; CRYSTELLO, Diego Cesar Bezerra. **Impactos da poluição e alteração de habitat em ecossistemas de água doce.** Revista Caderno Pedagógico, v. 21, n. 8, p. 01-15, 2024. Disponível em: <https://ojs.studiespublicacoes.com.br/ojs/index.php/cadped/article/download/6568/4173/17713>. Acesso em: 16 abr. 2025.

RODRIGUES, S. R. B. **Efeitos de contaminantes ambientais em peixes: biomarcadores bioquímicos e histológicos.** 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Coimbra, Coimbra, 2012. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/15568003.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.

ROSA, J.G. S. da. **Efeitos do organofosforado parationato metílico sobre o eixo hipotálamo-hipófise-gônadas de peixes-zebra (Danio rerio).** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/8986/ROSA%2C%20JOAO%20GABRIEL%20SANTOS%20DA.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2025.

RUBBO, J. P. **Avaliação dos controles de agrotóxicos na água para consumo humano dos sistemas de abastecimento de água do Rio Grande do Sul em 2016.** 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Saúde Pública) – Escola de Saúde Pública do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <https://www.cevs.rs.gov.br/upload/arquivos/201801/09100551-tcr-04102943-tcr-julianepastorellorubbo-2017.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2025.

SANDAHL, J. F. et al. **Comparative thresholds for acetylcholinesterase inhibition and behavioral impairment in coho salmon exposed to chlorpyrifos.** Environmental Toxicology

and Chemistry, v. 24, n. 1, p. 136–145, 2005. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/8049556_Comparative_Thresholds_for_Acetylcholinesterase_Inhibition_and_Behavioral_Impairment_in_Coho_Salmon_Exposed_to_Chlorpyrifos. Acesso em: 16 abr. 2025.

SANTOS, F. H. dos; SANT'ANA, L. S. **Oxidação lipídica em peixes: mecanismo de ação e prevenção**. Archives of Veterinary Science, v. 14, n. 2, p. 1-10, 2009. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/veterinary/article/view/13995>. Acesso em: 27 dez. 2024.

SANTOS, M. A.; SILVA, R. M.; OLIVEIRA, J. P. **Potencial de contaminação das águas por agrotóxicos: uma revisão de literatura**. Anais do Seminário de Meio Ambiente, 2020. Disponível em: <https://meioambientepocos.com.br/ANAIS%202020/606%20POTENCIAL%20DE%20CONTAMINA%C3%87%C3%83O%20DAS%20%C3%81GUAS%20POR%20AGROT%C3%93XICOS%20UMA%20REVIS%C3%83O%20DE%20LITERATURA..pdf>. Acesso em: 27 dez. 2024.

SANTOS, R. S. **Uso de peixe como bioindicador de poluição aquática: uma abordagem ecotoxicológica**. 2019. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, 2019. Disponível em: <https://www2.uesb.br/ppg/ppgca/wp-content/uploads/2019/02/Dissertação-Raul.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.

SANTOS, V. M. R. dos; DONNICI, C. L.; DACOSTA, J. B. N.; CAIXEIRO, J. M. R. **Compostos organofosforados pentavalentes: histórico, métodos sintéticos de preparação e aplicações como inseticidas e agentes antitumorais**. Química Nova, v. 30, n. 1, 2007, p. 159-169. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/bdm98jCvGnrDqt5dfqG6P3J/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 3.2.1.1 **Ictiofauna**. 2017. Disponível em: https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/511/Documentos/APAM_LS/3.2.1.1_MBio_Ictiofauna_APAMLS.pdf. Acesso em: 27 jan. 2025.

SAVOY, V. L. T. **Classificação dos Agrotóxicos**. São Paulo: Universidade de São Paulo. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/7611056/mod_resource/content/1/CLASSIFICACAO_AGROTOXICOS.pdf. Acesso em: 27 dez. 2024.

SCHERER VIEIRA, M. R. **Desenvolvimento de um índice de integridade biológica baseado em peixes para o rio dos Sinos, RS, Brasil**. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2004. Disponível em: https://repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/10322/Michela%20Regina%20Scherer%20Vieira_.pdf?sequence=1. Acesso em: 27 dez. 2024.

SILVA, J. de O.; LIMA, J. L. de; LOPES, M. de F. A.; NUNES, J. da S. **Monitoramento do estresse oxidativo e da atividade da acetilcolinesterase na avaliação da condição fisiológica de peixes do Baixo São Francisco**. 2017. Disponível em: <https://www.repositorio.ufal.br/bitstream/riufal/3806/1/Monitoramento%20do%20estresse%20oxidativo%20e%20da%20atividade%20da%20acetilcolinesterase%20na%20avalia%C3%A>

7%C3%A3o%20da%20condi%C3%A7%C3%A3o%20fisiol%C3%B3gica%20de%20peixes%20do%20Baixo%20S%C3%A3o%20Francisco.pdf. Acesso em: 19 fev. 2025.

SILVA, L. de B., Schimidt, F., & Santos, A. M. dos . (2021). **Ciência ambiental: reflexões sobre o monitoramento de resíduos de agrotóxicos em águas potável, superficial e subterrânea**. Engenharia Sanitaria E Ambiental, 26(2), 193–200. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190321>. Acesso em: 26 out. 2024.

SILVA, M. de S. **Perdas de agroquímicos por escoamento superficial em diferentes sistemas de manejo do solo**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto Federal Goiano, Rio Verde, 2019. Disponível em: https://sistemas.ifgoiano.edu.br/sgcursos/uploads/anexos_12/2021-05-28-12-54-33Disserta%C3%A7%C3%A3o%20Final%20Mailon.pdf. Acesso em: 19 fev. 2025.

SILVA, R. A.; SOUZA, T. M.; PEREIRA, L. C. **Efeito de agrotóxicos em fauna aquática no Brasil: uma revisão baseada em dados científicos**. Anais do Seminário de Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://meioambientepocos.com.br/Anais2023/60-EFEITO%20DE%20AGROT%C3%93XICOS%20EM%20FAUNA%20AQU%C3%81TICA%20NO%20BRASIL%20UMA%20REVIS%C3%83O%20BASEADA%20EM%20DADOS%20CIENT%C3%8DFICOS.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2024.

SILVA, S. **Intoxicações por Inibidores da Acetilcolinesterase: Etiologia, Diagnóstico e Tratamento**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) – Universidade de Coimbra, Coimbra. Disponível em: <https://estudogeral.uc.pt/bitstream/10316/30481/1/Inibidores%20ACh%202015%20Susana%20Silva.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2024.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C. **Avaliação de riscos ambientais de agrotóxicos em solos agrícolas**. Embrapa Meio Ambiente, 2004. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/15967/1/documentos58.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2024.

TAKAHASHI, D. Y. **Comportamento dos sistemas peroxidase e antioxidante, e produtos de peroxidação lipídica na saliva total de pacientes com diabetes mellitus 2 antes e após tratamento periodontal não cirúrgico**. 2015. Dissertação (Mestrado em Periodontia) – Faculdade de Odontologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/23/23146/tde-19012016-161906/pt-br.php>. Acesso em: 27 dez. 2024.

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. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6). Acesso em: 27 jan. 2025.

VEIGA, M. M.; SILVA, D. M.; VEIGA, L. B. E. **Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil**. Cadernos de Saúde Pública, v. 22, n. 11, p. 2391-2399, 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csp/a/44fYyBvXKj643Xcy59NFhTm>. Acesso em: 27 dez. 2024.

VIEIRA, C. E. D.; MARTINEZ, C. B. dos R. **The pyrethroid λ -cyhalothrin induces biochemical, genotoxic, and physiological alterations in the teleost *Prochilodus lineatus***, Chemosphere, Volume 210, 2018, Pages 958-967, ISSN 0045-6535. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.115>. Acesso em 23 fev. 2025.

VOGEL, C. I. G.; MACHADO, A. da C. **Avaliação de acetilcolinesterase em zebrafish (*Danio rerio*) expostos à atrazina**. Florianópolis: Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), 2019. Disponível em: https://www.udesc.br/arquivos/udesc/id_cpmenu/10568/2_Carla_Ivane_Ganz_Vogel____Alice_da_Cruz_Machado_15656257793256_10568.pdf. Acesso em: 10 jan. 2025.

WALKER, C. H.; SIBLY, R. M.; HOPKIN, S. P.; PEAKALL, D. B. **Principles of Ecotoxicology**. 4. ed. CRC Press, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/b12307>. Acesso em: 27 jan. 2025.

ZHANG, Y.; WANG, L.; LI, X. et al. **Mechanisms of Neurotoxicity of Organophosphate Pesticides and Their Impact on Cognitive Function**. Frontiers in Neuroscience, [S.l.], v. 18, 2024. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC11587806/>. Acesso em: 16 abr. 2025.

APÊNDICE A – RIACHOS



APÊNDICE B – COLETA E MEDIDA DE PARÂMETROS DA ÁGUA



ANEXO C – COLETA DAS AMOSTRAS DE PEIXES E ANÁLISES NO LABORATÓRIO

