

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS–CAV**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**SOLANGE ANTUNES BRANCO**

**AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS EM PEIXES DE PESQUE**  
**PAGUE DE LAGES-SC**

**LAGES**  
**2023**

**SOLANGE ANTUNES BRANCO**

**AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS EM PEIXES DE PESQUE  
PAGUE DE LAGES-SC**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Orientadora: Profa. Dra. Indianara Fernanda Barcarolli.

**LAGES**

**2023**

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática  
da Biblioteca Setorial do CAV/UDESC,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Branco, Solange Antunes  
AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS  
EM PEIXES DE PESQUE PAGUE DE LAGES-SC /  
Solange Antunes Branco. --2023.  
59 p.

Orientadora: Indianara Fernanda  
Barcarolli Dissertação (mestrado) --  
Universidade do Estado de  
Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências  
Ambientais, Lages, 2023.

1. Biomarcadores. 2. Atividade enzimática. 3.  
Agentes tóxicos. I. Barcarolli, Indianara Fernanda. II.  
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em  
Ciências Ambientais.

**SOLANGE ANTUNES BRANCO**

**AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS EM PEIXES DE PESQUE  
PAGUE DE LAGES SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Orientadora: Profa. Dra. Indianara Fernanda Barcarolli.

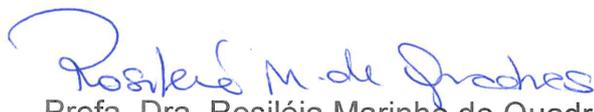
**BANCA EXAMINADORA**



Profa. Dra. Indianara Fernanda Barcarolli

Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC - CAV

Membros:



Profa. Dra. Rosiléia Marinho de Quadros

Universidade do Planalto Catarinense - UNIPLAC



Prof. Dr. Gilmar Conte

Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC - CAV

Lages, 27 de abril de 2023.

Aos estudantes da Universidade do Estado de Santa Catarina, pela inspiração de sempre.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por nos momentos turbulentos sempre me dar força para prosseguir firme na minha caminhada.

A minha família, em especial em memória de meu querido irmão Felipe, que hoje não se encontra mais conosco.

A minha querida amiga Glauce, e a todos os meus formadores em especial a Profa.Dra. Rosiléia Quadros que foi grande inspiradora durante a graduação.

A minha orientadora, Profa.Dra.Indianara Fernanda Barcarolli, que foi maravilhosa, para me conduzir com tranquilidade e determinação, me acalmando em dias difíceis.

O mestrado é uma conquista, com significado grandioso para mim, alavanco hoje não apenas minha carreira profissional, mas também a realização pessoal.

Agradeço a oportunidade oferecida pela instituição UDESC.

“Eu não falhei, encontrei 10 mil soluções que não davam certo.” (EDISON, [19--])

## RESUMO

Os peixes são particularmente sensíveis à contaminação ambiental devido à sua natureza de vida aquática, meio onde diversos agentes tóxicos geralmente ocorrem e expressam presença. Biomarcadores da presença desses agentes que sejam mensuráveis em peixes podem ser utilizados para avaliar a qualidade ambiental em locais de interesse, como no caso dos pesque-pagues. Assim, o objetivo principal do trabalho foi avaliar, por meio de biomarcadores, a presença de agentes tóxicos em jundiá (*Rhamdia quelen*), carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*), coletados em lagos de um pesque-pague localizado em Lages, Santa Catarina. Para isso, 10 peixes de cada espécie foram coletados vivos e, em seguida, dispostos em caixa térmicas refrigeradas com gelo e encaminhados para realização das análises. Amostras de tecidos de brânquias, fígados e cérebro dos peixes foram retiradas para determinação da atividade das enzimas catalase (CAT), glutathione-S-transferase (GST) e acetilcolinesterase (AChE). A atividade de CAT nas brânquias foi semelhante entre as espécies, entretanto, no fígado, foi maior em jundiá e carpa e menor em tilápias. A atividade de GST no fígado foi menor na carpa em relação à tilápia, enquanto nas brânquias, foi maior em carpas do que nas duas outras espécies que não diferiram entre si. A atividade da AChE no cérebro foi semelhante nas espécies jundiá e carpa. Não foram detectadas alterações expressivas nos biomarcadores bioquímicos avaliados.

**Palavras chaves:** Biomarcadores; Atividade enzimática; Agentes tóxicos.

## ABSTRACT

Fish are particularly sensitive to environmental contamination due to their aquatic life nature, where the presence of toxic agents is usually found and expressed. Biomarkers of the presence of these agents that are measurable in fish can be used to assess environmental quality in places of interest, such as in the case of fishing ponds. Thus, the main objective of the work was to evaluate, through biomarkers, the presence of toxic agents in catfish (*Rhamdia quelen*), common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), collected from lakes of a fishing pond located in Lages, Santa Catarina. For that, 10 fish of each species were collected and then placed in thermal boxes with ice and sent to the laboratory for analysis. Samples of gills, livers and brains tissues of the fish were collected to determine the activity of catalase (CAT), glutathione-S-transferase (GST) and acetylcholinesterase (AChE) enzymes. Cat activity in the gill was similar among species, however, in the liver, was larger in catfish and common carp and smaller in tilapia. The activity of GST in the liver was smaller in common carp than in tilapia, while in the gills, was larger in carp than in the two other species that did not differ from each other. The activity of the AChE in the brain was similar in catfish and common carp species. No significant changes were detected in the evaluated biomarkers.

**Key words:** Biomarkers; Enzymatic activity; Toxic agents.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Principais espécies exóticas de peixes produzidas no Brasil.....	18
Figura 2 - Produção (t) de tilápias do Nilo ( <i>Oreochromis niloticus</i> ) nos principais estados produtores no Brasil .....	19
Figura 3 - Produção das principais espécies de peixes de cultivo em Santa Catarina .....	20
Figura 4 – Áreas e aplicações da toxicologia ambiental.....	26
Figura 5 - Exemplar de Carpa comum ( <i>Cyprinus carpio</i> ) .....	32
Figura 6 - Exemplar de tilápia do Nilo ( <i>Oreochromis niloticus</i> ).....	33
Figura 7 - Exemplares de jundiá ( <i>Rhamdia quelen</i> ) .....	33
Figura 8 - Localização geográfica de pesque-pague, próximo à rodovia SC 114 .....	36
Figura 9 - Exemplares de tilápia após eutanasiados e retiradas amostras de tecidos para análise .....	37
Figura 10 - Amostras de tecidos de brânquias homogeneizadas e prontas para serem levadas à refrigeração .....	38
Figura 11 - Atividade da enzima CAT em tecidos de brânquias e fígado das espécies de peixes jundiá (1), carpa comum (2) e tilápia (3) coletados em pesque pague em Lages, SC .....	43
Figura 12 - Média e desvio padrão da enzima GST em tecidos de brânquias e fígado das espécies de peixes jundiá (1), carpa (2) e tilápia (3) coletados em pesque pague em Lages, SC .....	45
Figura 13 - Média e desvio padrão da atividade da enzima acetilcolinesterase AChE em exemplares de peixes carpa (1) e tilápia (2) coletados em pesque pague em Lages, SC .....	47

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -Atividades enzimática média e desvio padrão da enzima CAT em tecidos de brânquias e fígado de três espécies de peixes coletado em pesque pague em Lages, SC. ....	42
Tabela 2 - Atividades enzimática média e desvio padrão da enzima GST em tecidos de brânquias e fígado de três espécies de peixes coletado em pesque pague em Lages, SC. ....	44
Tabela 3 - Atividades média enzimática média e desvio padrão da enzima AChE GST em tecido cerebral de duas espécies de peixes coletado em pesque pague em Lages, SC. ....	46

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AChE	Acetilcolinesterase
AIA	Avaliação de Impacto Ambiental
CAT	Catalase
CAV	Centro de Ciências Agroveterinárias
EROs	Espécies Reativas de Oxigênio
GST	Glutathione-S-transferase
LAB	Alquilbenzenenos lineares
LABTOX	Laboratório de Toxicologia Ambiental
PH	Potencial Hidrogeniônico
PHA	Hidrocarboneto aromático policíclicos
SNC	Sistema Nervoso Central
SNP	Sistema Nervoso Periférico
UDESC	Universidade do Estado de Santa Catarina

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
1.1 OBJETIVOS .....	15
<b>1.1.1 Objetivo geral</b> .....	<b>15</b>
<b>1.1.2 Objetivos específicos</b> .....	<b>15</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>16</b>
2.1 ASPECTOS DA PISCICULTURA.....	16
2.2 PISCICULTURA EM SANTA CATARINA.....	20
2.3 PESCA RECREATIVA (PESQUE-PAGUE). .....	21
2.4 RISCOS AMBIENTAIS.....	22
2.5 TOXICOLOGIA.....	23
<b>2.5.1 Toxicologia ambiental</b> .....	<b>24</b>
<b>2.5.2 Biomarcadores</b> .....	<b>26</b>
2.5.2.1 <i>Catalase</i> .....	28
2.5.2.2 <i>Glutathione-S-transferase</i> .....	28
2.5.2.3 <i>Acetilcolinesterase</i> .....	29
2.6 PEIXES COMO BIOINDICADORES .....	29
<b>2.6.1 Carpa-comum</b> .....	<b>31</b>
<b>2.6.2 Tilápias do Nilo</b> .....	<b>32</b>
<b>2.6.3 Jundiá</b> .....	<b>33</b>
2.7 TECIDOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO TOXICOLÓGICA EM PEIXES.....	34
<b>3 MATERIAL E METÓDOS</b> .....	<b>36</b>
4.1 LOCAL DE ESTUDO.....	36
3.2 COLETA DOS PEIXES .....	37
3.3 PREPARAÇÃO DOS TECIDOS PARA ANÁLISE.....	37
3.4 ANÁLISE DE CATALASE.....	38
3.5 ANÁLISE DE GLUTATIONA-S-TRANSFERASE .....	39
3.6 ANÁLISE DA ACETILCOLINESTERASE.....	40
3.7 ANÁLISE DE PROTEÍNAS.....	41
3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	41
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>42</b>
5.1 CATALASE.....	42
4.2 GLUTATIONA-S-TRANSFERASE (GST).....	44

4.3 ACETILCOLINESTERASE (ACHE) .....	46
<b>5 CONCLUSÃO .....</b>	<b>49</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>49</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A piscicultura é uma atividade econômica importante, pois representa uma alternativa de geração de emprego e renda no meio rural (MORO *et al.*, 2013). Além disso, quando associada ao serviço de pesque-pague, a atividade também representa uma opção de lazer para a população (ESPÍNDOLA, 2008).

Entretanto, as águas utilizadas nos lagos de criação e manutenção de peixes podem ser afetadas pela contaminação por agentes tóxicos, derivados de efluentes urbanos e industriais e do uso de agrotóxicos na agricultura (COSTA *et al.*, 2008) ou, ainda, por toxinas geradas por microalgas que podem se multiplicar demasiadamente em ambientes aquáticos enriquecidos de nutrientes (BORTOLI; PINTO, 2022).

Em função de sua vida aquática, os peixes são particularmente expostos à contaminação, pois grande parte do descarte de efluentes e resíduos da sociedade moderna, acabam convergindo para os mananciais de águas, aportando agentes tóxicos que representam riscos à saúde animal e humana (AMORIM, 2003). A presença de agentes tóxicos na água, mesmo em concentrações abaixo daquelas que causam intoxicação aguda em organismos vivos, podem gerar alterações fisiológicas dos peixes que podem ser detectados através de avaliações de biomarcadores (CUNICO *et al.*, 2006).

Os chamados biomarcadores são sinalizadores das respostas biológicas que ocorrem em um organismo após sua exposição a um agente tóxico (LINS *et al.*, 2010). A avaliação de biomarcadores tem sido utilizada para avaliar o estado de saúde da ictiofauna e outros organismos aquáticos e na avaliação da qualidade ambiental, com resultados altamente promissores e eficazes, especialmente, na detecção preventiva de efeitos adversos de poluentes nas águas de rios e lagos (AMORIM, 2003; JESÚS; CARVALHO, 2008; LINS *et al.*, 2010).

Assim, a análise de biomarcadores para a presença de agentes tóxicos, que sejam mensuráveis em organismos vivos, pode ser utilizada para o monitoramento da qualidade ambiental e prevenir riscos toxicológicos em ambientes naturais e em locais de interesse da sociedade humana.

Vale destacar a importância dessas avaliações da presença de agentes tóxicos em peixes que são tradicionalmente utilizadas nas criações para consumo humano, especialmente em instalações do tipo pesque-pague, como as espécies

jundiá (*Rhamdia quelen*) carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*).

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar efeitos tóxicos em peixes das espécies jundiá (*Rhamdia quelen*), carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), coletados em pesque-pague localizado em Lages, Santa Catarina, por meio de alterações na atividade das enzimas catalase, glutamina-S-transferase e acetilcolinesterase nas brânquias, fígado e cérebro desses peixes.

### 1.1.2 Objetivos específicos

Determinar a atividade enzimática de catalase (CAT) e glutathione-S-transferase (GST) em brânquias e fígado em exemplares de peixes das espécies jundiá, carpa comum e tilápia do Nilo, coletados em lagos de pesque-pague de Lages, SC.

Determinar a atividade enzimática de acetilcolinesterase (AChE) no cérebro de exemplares de peixes das espécies, carpa comum e tilápia do Nilo, coletados em lagos de pesque-pague de Lages, SC.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 ASPECTOS DA PISCICULTURA

A piscicultura é a técnica de criar e multiplicar peixes que representa uma importante atividade econômica, como fonte de emprego e renda em praticamente todo o mundo, além de contribuir para aumentar a oferta de proteína para a população (PEIXE BR, 2022).

A arte da criação de peixes remonta ao período anterior à era cristã, pois existe registros sobre prática da piscicultura no período (3.500 a.C a 476 d.C), em vários continentes, destacando-se os povos chineses e egípcios (PEIXE BR, 2022). Espécies como carpas (*Cyprinus carpio*) e tilápias (*Oreochromis niloticus*), serviam como ornamentação e, principalmente, para o consumo e, mesmo tendo técnicas consideradas primitivas, esses povos consociavam a rizicultura com o cultivo de carpas, em várias regiões da Ásia (BRABO *et al.*, 2016).

O setor produtivo da piscicultura está em expansão, devido à escassez do pescado capturado em ambientes naturais e, com isso, essa atividade vem assumindo uma importância cada vez maior em todo o mundo (OLIVEIRA, 2017).

Os peixes constituem cerca de 53% de todas as espécies animais vertebrados conhecidos, o grupo mais diversificado de vertebrados. Segundo Nelson *et al.* (2016), das 60.000 espécies de vertebrados descritas, 32.000 são peixes, e esse número ainda não é definitivo. Com isso, existem espécies com variadas adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais, possibilitando sua ocorrência nos mais diversos tipos de ambientes (MORO *et al.*, 2013).

Os peixes são divididos em duas classes, os Condrictes, que incluem todos as espécies cartilaginosas, como tubarões e raias, e os Osteíctes que incluem todos as espécies ósseas. Estas estão distribuídos em subclasses e infra-classes e compreendem o maior número de espécies (20.812), distribuídas em 35 ordens, 409 famílias e 3.876 gêneros (NELSON *et al.*, 2016).

As ordens exploradas na piscicultura são Cypriniformes, Siluriformes e Perciformes. Os primeiros são peixes endêmicos dos continentes africanos e das Américas. A família Cyprinidae é considerada a mais ampla família de peixes de

água doce do mundo, pois congrega mais de 220 gêneros e 2.420 espécies (NELSON *et al.*, 2016).

Os peixes da ordem Siluriformes apresentam, de maneira geral, corpo nu, ou seja, coberto apenas por pele, ou placas ósseas. Entre outras características, possuem pelo menos um par de barbilhões, presença de um raio duro (espinho) nas nadadeiras dorsal e peitoral (com mecanismo de trava) e ausência de dentes, maxilares (NELSON, *et al.*, 2016).

Os Perciformes compõem a maior ordem e, de maneira geral, são reconhecidos por apresentarem boca protrátil, escamas ctenóides, nadadeiras peitorais localizadas nas laterais do corpo e nadadeiras pélvicas localizadas anteriormente no corpo, logo abaixo das nadadeiras peitorais. Além disso, apresentam nadadeira dorsal longa, adiposa ausente e presença de espinhos nas nadadeiras (NELSON, *et al.*, 2016). Conforme descrito por esses autores, os peixes dessa ordem ocupam tanto a água salgada quanto doce, possuindo atualmente a maior diversidade encontrada na região tropical, contando com 160 famílias e mais de 10.000 espécies de peixes.

Na piscicultura são utilizadas diversas espécies exóticas, assim denominadas por serem nativas de outro país ou, mesmo, espécies introduzidas que foram retiradas de outra área de distribuição natural (PROENÇA *et al.*, 2021). Já as denominadas nativas são as que ocorrem naturalmente nas bacias hidrológicas brasileiras (endêmicas). O tambaqui (*Colossoma macropomum*), por exemplo é um peixe nativo encontrado na Bacia Amazônica, embora seja considerado exótico na Bacia do Prata (Paraná-Paraguai-Uruguai-Prata). Algumas destas espécies ocorrem em praticamente em todos os continentes, como exemplo a tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*) (LATINI; PETRERE, 2004). Essa espécie possui grande adaptação, sendo considerada perigosa para a biodiversidade caso escape dos ambientes controlados (CASACA, 2020).

As espécies endêmicas apresentam grande variedade e potencial para a piscicultura, mas a realidade dos empreendimentos existentes no Brasil indica que há grande adesão por espécies exóticas, destacando-se as listadas na Figura 1 (PEIXE BR, 2022).

No Brasil, a piscicultura vem se expandindo a cada ano, em decorrência dos recursos hídricos abundante, clima que favorece a produção do pescado, e da

crescente procura pela proteína, tanto no mercado interno, quanto no externo (ZANIBONI-FILHO; PEDRON, J. S.; RIBOLLÍ, 2018).

Figura 1 - Principais espécies exóticas de peixes produzidas no Brasil

Nome popular	Espécie	Ocorrência
<b>Bagre africano</b>	<i>Clarias gariepinus</i>	África (Rio Nilo)
<b>Bagre americano</b>	<i>Ictalurus punctatus</i>	América do Norte
<b>Carpa cabeçuda</b>	<i>Aristichthys nobilis</i>	Ásia
<b>Carpa carpim</b>	<i>Ctenopharygodon idella</i>	Ásia
<b>Carpa comum</b>	<i>Cyprinus carpio</i>	Europa e Ásia
<b>Carpa prateada</b>	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Ásia
<b>Jundiá</b>	<i>Rhamdia quelen</i>	América do Sul
<b>Tilápia de moçambique</b>	<i>Oreochromis mossabius</i>	África
<b>Tilápia de Zanzibar</b>	<i>Oreochromis urolepis hornorum</i>	África
<b>Tilápia do Congo</b>	<i>Tilapia redalli</i>	África
<b>Tilápia do Nilo</b>	<i>Oreochromis niloticus</i>	África

Fonte: Adaptada de PEIXE BR (2022).

A produção de peixes no Brasil é diversificada, dependendo da região climática, pois o clima tem grande interferência nas escolhas das espécies utilizadas. Regiões Centro-Oeste e Norte, concentram-se em sua maioria, na produção de peixes nativos, o Sul e Sudeste optam pelo cultivo das tilápias e outras espécies como carpas, trutas e pangásius (*Pangasianodon hypophthalmus*) (SHULTER; VIEIRA-FILHO, 2017). Segundo esses autores, na região Nordeste, não há domínio absoluto de espécies, embora em alguns estados predomine a criação de tilápias (*Oreochromis niloticus*).

Entretanto, a introdução de espécies exóticas pode representar grande risco às populações de espécies locais, conforme relatado por Latini; Petrere (2004), sobre desequilíbrio do ecossistema local na bacia do Rio Doce, que resultou no desaparecimento de espécies endêmicas. Outro exemplo de impacto negativo da introdução de espécies exóticas foi a disseminação do peixe Perca-do-Nilo (*Lates niloticus*) no Lago Vitória, na África, ocasionou a extinção de grande número de espécies de peixes naturais daquele ambiente entre 1977 e 1986 (OGUTU-OHWAYO, 1990). A inserção de animais híbridos também pode levar à extinção de populações endêmicas, devido ao cruzamento entre híbridos e animais dito puros

contaminando a genética local consequentemente eliminando-os(LATINI; PETRERE, 2004).

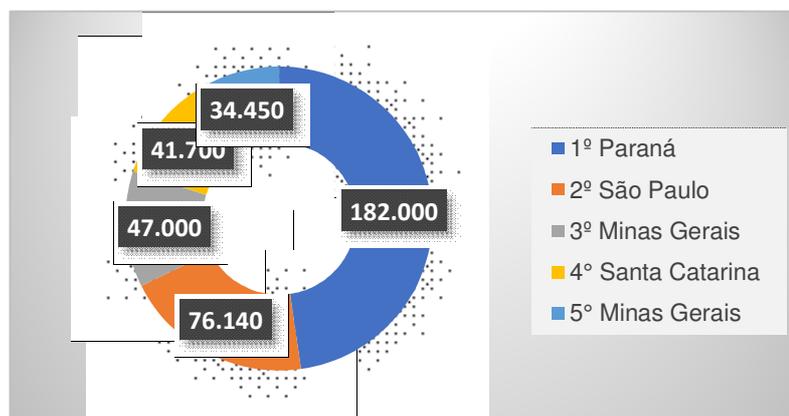
Dadas as diferenças nas características edafoclimáticas de cada região, persiste o grande potencial, mas com necessidade urgente de se gerar conhecimento sobre biologia e desenvolver tecnologia para a produção de peixes endêmicos (PEIXE BR, 2022).

A tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) se destaca nos dados pesqueiros brasileiros, sendo a principal espécie produzida no país (BRANDÃO, 2018). Conforme relatado por esse autor, a espécie é de fácil reprodução, resistente a doenças, tolerante a baixos teores de oxigênio na água, aceita altas taxas de densidade no viveiro e possui carne saborosa com poucos espinhos.

Os levantamentos por Associações Brasileiras de Piscicultura demonstram que o crescimento da produção de pescado vem se mantendo, com crescimento médio anual de 5,6% desde 2014. Esse crescimento da piscicultura nacional tem sido apoiado em uma variedade de espécies, com maior destaque para tilápia, seguida de tambaqui e seus híbridos, além de espécies tradicionais como as carpas e o pirarucu (SHULTER; VIEIRA-FILHO, 2017).

A produção brasileira de tilápia chegou a 534.005 toneladas, representando 63,5% da produção de peixes de cultivo como um todo no país (PEIXER BR, 2022). A produção total dessa espécie consolida a posição do Brasil como o quarto maior produtor de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) do mundo (PEIXE BR, 2022) Na Figura 2 estão representados os principais estados brasileiros produtores de tilápias.

Figura 2- Produção (t) de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) nos principais estados produtores no Brasil



Fonte: Elaborada pela autora, a partir de PEIXE BR (2022)

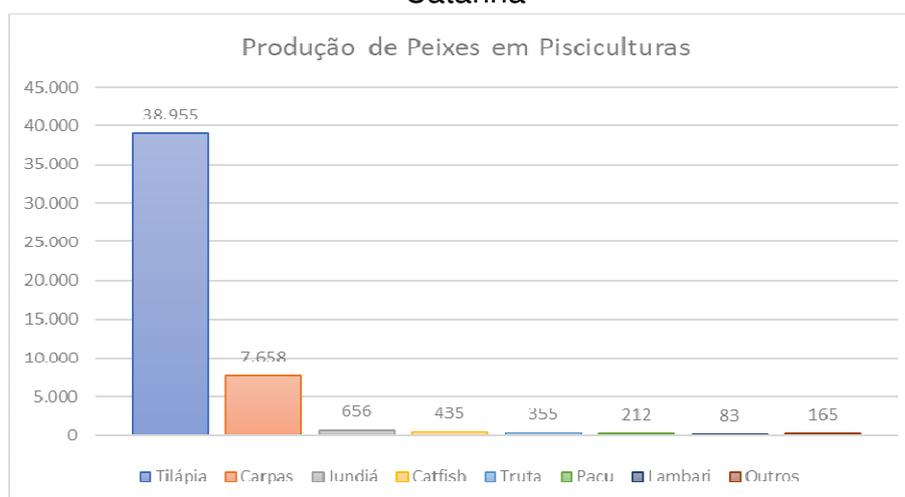
## 2.2 PISCICULTURA EM SANTA CATARINA

Os piscicultura catarinenses engloba produtores comerciais e amadores, sendo considerado amador aquele que produz para lazer e venda eventual, ao passo que o produtor comercial realiza a produção e venda sistemática e regular (SOUZA et al., 2022).

Entre os aspectos favoráveis para a piscicultura Em Santa Catarina, destacam-se o fato de ocupar áreas que não são adequadas para a agricultura e pecuária(CORRÊA; RIBEIRO, 2020). Conforme publicado por esses autores, o estado se caracteriza por apresentar a maioria de suas propriedades rurais com tamanhos inferiores a 50 hectares, que apresentam potencial para desenvolver a atividade de piscicultura.

A tilápia do Nilo também é a principal espécie produzida em Santa Catarina, conforme se observa na Figura 3. Destaca-se que a pisciculturarepresenta uma atividade econômica importante para esse estado, por sua capacidade de geração de renda, utilização de mão de obra familiar e oferta de peixes para o mercado de consumo (CASACA, 2020).

Figura 3- Produção das principais espécies de peixes de cultivo em Santa Catarina



Fonte: Adaptado de SOUZA et al. (2022).

A tilápia responde por mais de 90% da produção dos piscicultores catarinenses, enquanto as espécies de carpas são importantes na produção

amadora e de subsistência. Além da tilápia e da carpa, também são produzidos, em quantidades menores, outros peixes, como o bagre africano, jundiá, pacu e a truta (SOUZA *et al.*, 2022).

### 2.3 PESCA RECREATIVA (PESQUE-PAGUE).

A pesca recreativa realizada em propriedades particulares, conhecidos como “pesque-pague”, apareceram no Brasil na metade dos anos 80. O termo “pesque-pague”, foi adaptado da palavra “pesqueiros” utilizados em outras regiões do país, ou ainda do termo inglês “recreational fisher”, utilizado por instituições como FAO (*Food and Agriculture Organization*). A atividade é exercida por pessoa física ou jurídica que mantenha estabelecimento constituído de tanques ou viveiros com peixes para exploração comercial da pesca amadora (TORRES *et al.*, 2005).

A pesca é praticada em todo o mundo, desde a antiguidade, especialmente como atividade de subsistência. Entretanto, esse tipo de pesca, juntamente com a pesca industrial descontrolada tem provocado um aumento considerável no percentual de captura total de peixes em diferentes partes do mundo (COLEMAN *et al.*, 2004; SMITH, 2019).

A queda da qualidade e quantidade de pescado nas áreas públicas de pesca, principalmente devido à poluição e desmatamento, bem como alto custo de deslocamento e legislação pesqueira mais rígida, motivou o surgimento de pesque-pagues localizados próximos às cidades (TORRES *et al.*, 2005). Esses autores destacam que com essa atividade, tornou-se possível pescar com segurança, sem a necessidade de deslocamentos para grandes distâncias, além de ser uma atividade recreativa em família, pois muitos dos pesqueiros atendem tanto os pescadores quanto suas famílias (ESPÍNDOLA, 2008). A produção de peixes, no entanto, não seria a maior fonte de renda, mas sim os serviços prestados nos pesqueiros, visando populações urbanas de rendas média e baixa (TORRES *et al.*, 2005).

Nas pisciculturas recreativas observamos duas modalidades; a amadora onde os peixes são criados em aterros e lagoas de fundo irregular criadas pelo represamento de pequenos cursos d'água, usando alimentos produzidos pela produtividade natural desses ecossistemas (TORRES *et al.*, 2005).

## 2.4 RISCOS AMBIENTAIS.

As águas dos rios, lagos, aquíferos e mares acabam sendo o destino final de uma ampla gama de agentes tóxicos residuais das atividades antrópicas (COSTA *et al.*, 2008). Segundo esses autores, o ambiente aquático é extremamente dinâmico e os organismos que nele vivem enfrentam alterações ambientais dificilmente enfrentadas por animais terrestres, como mudanças rápidas ou extremas de temperatura, na concentração de oxigênio dissolvido, no pH, na concentração e nos tipos de íons. Assim, a contaminação dos corpos aquáticos é uma das consequências do crescimento populacional humano que acarreta graves alterações na qualidade da água, como a presença de metais pesados, mudanças no pH, na quantidade de oxigênio dissolvido e na transparência, além de outras características físico-químicas (LEIRA *et al.*, 2017; ROSA; SANTOS; FREITAS, 2018).

O descarte do efluente da piscicultura de maneira inadequada, também produz desequilíbrio ambiental em diversos níveis, nos campos social, ambiental e econômico (MOURA *et al.*, 2014).

Os impactos causados pela atividade pesqueira também necessitam cuidados e medidas imediatas, quando ocorrem alterações nas condições ambientais da área que é afetada diretamente e indiretamente. Segundo Silva; Camargo (2008), a piscicultura torna-se uma atividade degradante à medida que aumenta a produtividade intensificando os impactos causados no meio, o que requer monitoramento e a avaliação de impacto ambiental na área.

Nesse contexto, a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, define que as atividades que alteram as características físicas, biológicas e químicas no meio, que afetem direta ou indiretamente a saúde, bem-estar da população, circunstâncias sanitárias e estéticas, a qualidade dos recursos naturais e outros, causam impactos ambientais (CONAMA, 1986). Assim, a avaliação de impacto ambiental – AIA deve ser utilizada como instrumento imprescindível na gestão ambiental, pois define métodos para a minimização dos efeitos que atingem diretamente o meio de forma negativa, e corresponde à indicação de medidas de prevenção e precaução quando prognosticadas sua necessidade (LOPES; RIBEIRO, 2017).

A piscicultura também pode gerar poluição e afetar a própria produtividade do pescado, levando à mortalidade dos peixes e gerando um ciclo contínuo de poluição

local(SUCASAS, 2011). Segundo o autor, por possuírem uma alta concentração de material orgânico, o lançamento dos resíduos gerados na piscicultura em corpos hídricos pode proporcionar uma depleção na concentração de oxigênio dissolvido do curso d'água receptor. Sipaúba-Tavares *et al.* (2008) também destacam que o descarte desses resíduos nos recursos hídricos gera um aumento significativo na concentração de fósforo e nitrogênio, bem como um decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido, que é essencial para a manutenção da vida aquática.

A piscicultura requer a aplicação de técnicas de manejo adequada, incluindo informações básicas como sobre o peixe produzido, como: consumo de ração, taxa de crescimento, taxa de reprodução, que espaço ocupa na natureza e sua relação com outras espécies(GARUTTI, 2003).Conforme descrito por esse autor, em muitos casos há carência de tecnologia de gestão, orientação profissional e adequação da atividade às normas vigentes. O autor também destaca que a piscicultura geralmente depende de água circulante, ou seja, a água passa pelo processo e a água que sai do viveiro pode se tornar um problema problemas, pois pode não atender os requisitos necessários, tanto para seu reaproveitamento, quanto para o descarte no ambiente.

A introdução de espécies exóticas nos ambientes aquáticos brasileiros pela piscicultura também exige cuidados, à medida que altera os hábitos alimentares e as relações ecológicas da fauna aquática nativa, o pode causar impacto severo nos ecossistemas aquáticos (AMÉRICO *et al.*, 2012).Os autores salientam queo uso de antibióticos e outros agentes químicos também podem causar problemas, como propiciar o desenvolvimento de bactérias patogênicas resistentes aos antibióticos.

Portanto, tanto na produção tradicional, quanto nos pesque-pague a piscicultura deve buscar a sustentabilidade, empregando tecnologias com foco na proteção do meio ambiente para minimizar os impactos negativos e ao mesmo tempo otimizar o processo produtivo.

## 2.5 TOXICOLOGIA

A toxicologia é uma ciência que estuda os efeitos nocivos das substâncias químicas nos sistemas vivos. Considerando o conceito mais amplo, a toxicologia deve ser entendida como uma fonte multidisciplinar, que engloba os conhecimentos da farmacologia, bioquímica, química, fisiologia, genética, entre outros (JESUS;

SILVA, 2021). A área já foi considerada no século XIX como a “ciência dos venenos”, pois o termo “tóxico” deriva do latim *toxicus*, e também do termo grego antigo “*toxikon*”, que significam venenoso e extratos venenosos eram empregados nas flechas (PERPETUO *et al.*, 2019). Segundo esses autores, a humanidade conhece desde os tempos mais remotos os efeitos tóxicos dos venenos de animais e de plantas.

No século XX ocorreram grandes avanços tecnológicos no campo da síntese química. Milhares de novos compostos foram sintetizados para diversos fins, como fármacos, alimentares (conservantes, corantes, aromatizantes) e agrícolas (pesticidas e herbicidas) (PERPÉTUO *et al.*, 2019). De acordo com esses autores, a exposição humana a esses agentes resultou em numerosos casos de envenenamento e mortes, levando a que algumas muitas ainda os associem a poções mortais que causam danos quase imediatos ou a morte.

Entretanto, a toxicologia atual tem ênfase na avaliação da segurança e risco da utilização de substâncias químicas, como também à aplicação de dados gerados em estudos toxicológicos como base para o controle regulatório de substâncias químicas nos alimentos, ambientes, locais de trabalho entre outros (GALLO, 2008). Esses autores destacam que a toxicologia moderna estuda, em nível celular, bioquímico e molecular, os efeitos adversos de agentes químicos e físicos sobre organismos vivos, tanto na perspectiva de compostos exógenos quanto mecanismos de compostos endógenos gerados a partir de xenobióticos.

Estudos da carcinogenicidade, mutagenicidade, assim como aspectos preventivos e comportamentais de substâncias químicas são alguns exemplos de tópicos da toxicologia contemporânea (GALLO, 2008).

### **2.5.1 Toxicologia ambiental**

A toxicologia ambiental é a ciência que estuda os impactos de produtos químicos potencialmente perigosos sob organismos biológicos no meio ambiente (EATON; GILBERT, 2008; RAGAS, 2019). Segundo Costa *et al.* (2008) a toxicologia ambiental é a ciência que estuda o destino dos agentes tóxicos, seus metabólicos e produtos de degradação no ambiente e nas cadeias alimentares, bem como os efeitos destes contaminantes sobre a saúde e o bem-estar de humanos, animais e plantas, por meio de interação desses organismos.

Apesar da definição incluir os seres humanos como alvos dos poluentes ambientais, em muitos casos ocorre a condução de estudos sobre os impactos em organismos não humanos, como peixes, pássaros, animais terrestres e plantas (EATON; GILBERT, 2008). Diversos fatos envolvendo danos à saúde humana e contaminações ambientais causadas por substâncias químicas entraram no rol das grandes catástrofes da era moderna (SISINNO; FILHO, 2021).

O efeito letal ou subletal de um agente tóxico causado a um indivíduo pode afetar sua população como um todo, pois, altera a composição da comunidade a longo prazo, o que pode desestabilizar toda a cadeia ecológica e afetar a biodiversidade (BRITO *et al.*, 2018; RAGAS, 2019).

Embora a definição de toxicologia ambiental inclua produtos químicos tóxicos naturalmente presentes no meio ambiente, como venenos de animais e toxinas microbianas e vegetais, ela é frequentemente associada ao estudo de agentes químicos de origem antropogênica (AZEVEDO; CHASIN, 2003). A Figura 4 ilustra as principais áreas e aplicações da toxicologia ambiental.

A resposta biológica de determinada substância não se vale apenas do grau de concentração a que um organismo é exposto, mas sim a todas as transformações cinéticas e biológicas que o contaminante pode causar ao organismo (COSTA *et al.*, 2008).

A ecotoxicologia é uma área especializada em toxicologia ambiental, focada mais especificamente nos impactos de substâncias tóxicas sob os diferentes níveis de um ecossistema (NEWMAN; UNGER, 2003; FENT, 2004; RAGAS, 2019).

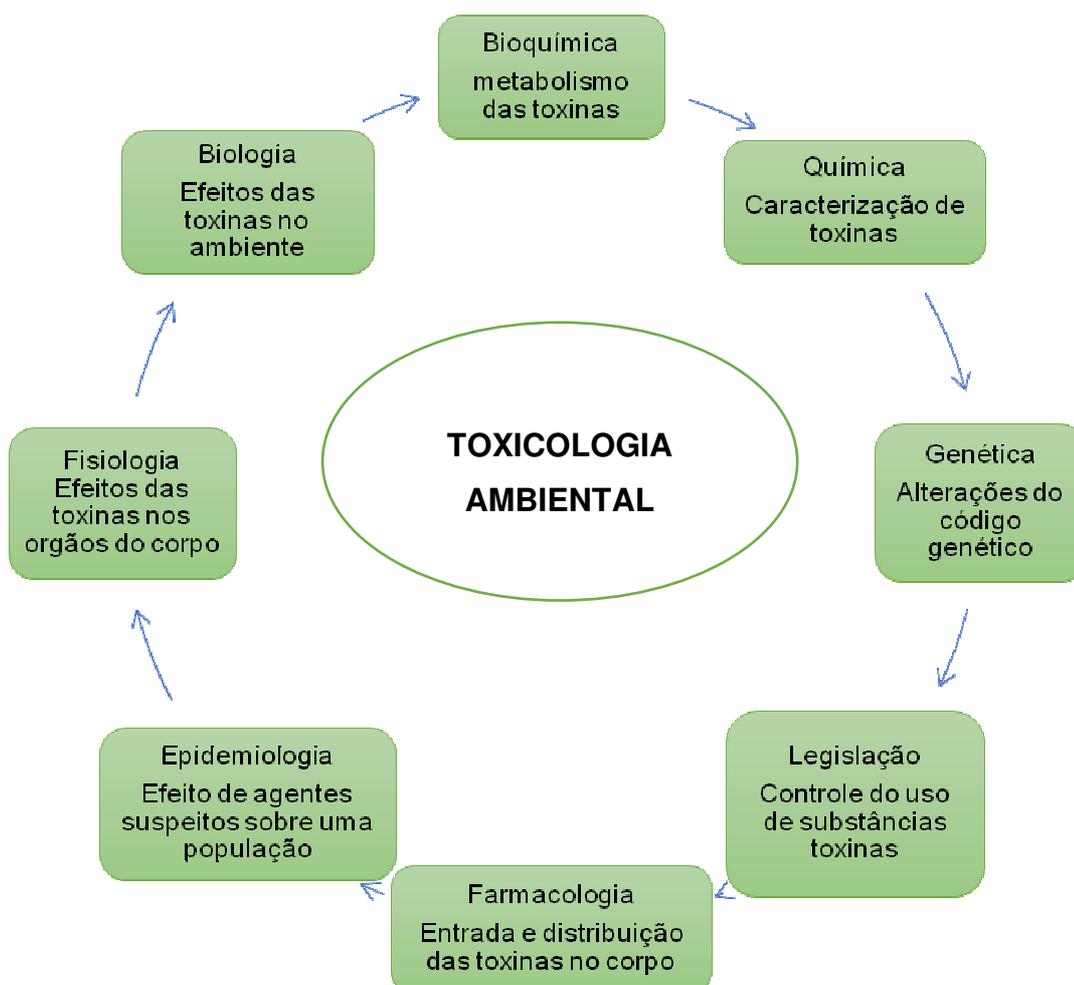
Segundo Blaise (1984), a ecotoxicologia estuda os efeitos dos poluentes e a forma como eles interagem nos organismos em seu habitat. Em contrapartida, a toxicologia analisa o mecanismo de ação que os efeitos tóxicos causam num determinado organismo (BLAISE, 1984; HOFFMAN, 2003; ZAGATTO, 2008).

Além dos impactos diretos sobre os organismos aquáticos, os impactos negativos sobre o meio ambiente do entorno dos corpos d'água, como os que incidem sobre os organismos terrestres, como aves piscívoras, também devem ser considerados. Assim, avaliar os efeitos potenciais de agentes tóxicos em peixes são um componente indispensável das estratégias integradas de teste de toxicidade para o ambiente (LAMMER *et al.*, 2009; SU *et al.*, 2021). Conforme descrito por esses autores o teste de toxicidade não deve ser um substituto da análise química tradicional, pois, essa identifica e quantifica as concentrações de substâncias

tóxicas, enquanto aqueles avaliam o efeito dessas substâncias sobre um determinado organismo.

Figura 4 – Áreas e aplicações da toxicologia ambiental

Fonte: Adaptado de Costa et.al (2008).



### 2.5.2 Biomarcadores

O gerenciamento dos ecossistemas aquáticos se baseia na verificação da qualidade da água, envolvendo fatores bióticos e abióticos (SILVEIRA,2004). O monitoramento das águas naturais através de bioindicadores é uma ferramenta indispensável para a prevenção da degradação de ecossistemas aquáticos e para a conservação da ictiofauna (MASESE *et al.*, 2013; NASCIMENTO *et al.*, 2020).

Os biomarcadores podem ser detectados precocemente, permitindo a adoção de medidas preventivas e reversíveis de degradação ambiental (SOGORB *et al.*, 2014). De forma geral, deve ser específico, preciso, válido e sensível (GUPTA, 2014). A sensibilidade refere-se a capacidade de mostrar diferenças marcadas mesmo em baixos níveis de exposição toxicológica (SOGORB *et al.*, 2014). Segundo Reddy; Rawat(2013), biomarcadores eficientes proporcionam a detecção rápida dos efeitos tóxicos diretos e indiretos de contaminantes nos indivíduos avaliados.

Os parâmetros biológicos avaliados como bioindicadores também são frequentemente utilizados na prática clínica, como hematologia, enzimologia e bioquímica para o diagnóstico de doenças e podem ser separados em diferentes grupos na elaboração de metodologias de monitoramento (AMORIM, 2003; JESÚS; CARVALHO, 2008).

Os biomarcadores são classificados em três grupos: de exposição, de efeito e de suscetibilidade(SOGORB *et al.* (2014).De acordo com esses autores, os biomarcadores de exposição servem para determinar se um organismo foi exposto a um determinado xenobiótico. Esses biomarcadores são representados por um composto exógeno em seu metabólito, ou ainda um produto da interação entre o xenobiótico, ou metabólito, e um componente endógeno (MANNO *et al.*, 2010).Nos peixes, por exemplo, a inibição da acetilcolinesterase é um biomarcador de exposição de agentes de neurotoxicidade, enquanto, peroxidação lipídica e enzimas antioxidantes são bioindicadores de agentes com reflexo oxidativo e as alterações nos níveis de estrogênio, refletem mudanças endócrinas (CONNON *et al.*, 2012).

Os biomarcadores de efeito possibilitam a determinação do efeito, ou resposta, do organismo exposto ao xenobiótico e, usualmente, indicam alterações em funções celulares, de tecidos ou no organismo como um todo (SOGORB *et al.*, 2014).

Os biomarcadores de suscetibilidade permitem prever a suscetibilidade ou resistência do organismo frente aos efeitos nocivos de um xenobiótico (SOGORB *et al.*, 2014). Vale lembrar que a predisposição genética, bem como fatores externos tais como a idade, dieta, espécie, habitat, podem influenciar a suscetibilidade de indivíduos expostos a substâncias químicas (AMORIM, 2003).

### 2.5.2.1 Catalase

Catalases (CAT) são enzimas presentes na maioria dos organismos aeróbicos e auxiliam a célula na detoxificação de espécies reativas de oxigênio (SWITALA; LOEWEN, 2002). Estas enzimas atuam na catálise da conversão de peróxido de hidrogênio em água e oxigênio e são presentes nos principais sítios de produção de  $H_2O_2$ , como mitocôndria, citosol e cloroplasto (plantas) (SWITALA; LOEWEN, 2002; BELO; SOUZA, 2016).

A catalase é uma enzima que possui estrutura tetramérica, composta por quatro grupos heme de ferro férrico e desempenha papel decisivo no processo de detoxificação e no mecanismo antioxidante celular pois impede a formação de EROs (KRYCH-MADEJ; GEBICKA, 2017). São prioritariamente encontradas nos peroxissomos e em mitocôndrias, por serem as organelas que sofrem a maior presença dessa espécie reativa (HERMES-LIMA, 2004).

Mudanças na atividade da CAT, após exposição a produtos químicos, são indicadores de produção de peróxido de hidrogênio nas células, que podem causar lesões celulares nos organismos, pois sua principal função é decompor peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) em água e oxigênio molecular (KRYCH-MADEJ; GEBICKA, 2017). Assim, a atividade da catalase é considerada um biomarcador de estresse ambiental aplicável na maioria dos casos (GAO *et al.*, 2008).

Os níveis de CAT em peixes da espécie *Astyanax bimaculatus* coletados em locais poluídos do rio Una, foram expressivamente maiores do que os valores encontrados nos peixes de local desse rio com baixa carga poluidora, indicando que essa enzima antioxidante pode ser utilizada como biomarcadora para mensurar os níveis de stress oxidativo causado por poluentes em bacia hidrográfica (BATISTA *et al.*, 2014).

### 2.5.2.2 Glutathione-S-transferase

A glutathione-S-transferase (GST) possui um papel determinante na mitigação do estresse oxidativo, pois é a principal enzima a catalisar a conjugação de eletrófilos com o tiol reativo hidrofílico da glutathione GSH, facilitando assim o mecanismo de excreção (WON *et al.*, 2011; BATHIGE *et al.*, 2014). Enzimas do

grupo GST compreendem uma família de enzimas com várias habilidades catalíticas que podem atuar em múltiplas funções dentro das células de seres vivos eucariontes, como micróbios, plantas e animais (BATHIGE *et al.*, 2014).

A GST atua na desintoxicação celular de compostos eletrofílicos que são importantes na proteção contra câncer e outras doenças degenerativas decorrentes da exposição a ambientes contaminados (OLIVEIRA *et al.*, 2016). A modulação de enzimas antioxidantes tem sido frequentemente empregada como biomarcadores bioquímicos para monitorar os efeitos tóxicos em organismos aquáticos (GLISIC, 2015; NATALOTTO *et al.*, 2015).

### 2.5.2.3 Acetilcolinesterase

A acetilcolinesterase (AChE) é uma enzima responsável pelo processo de degradação do neurotransmissor acetilcolina (ACh), presente nas sinapses nervosas, permitindo que o neurônio retome à sua condição de repouso após ser ativado (LIONETTO *et al.*, 2013; ARAÚJO; SANTOS; GONSALVES, 2016).

A acetilcolina é um neurotransmissor responsável por ativar as sinapses colinérgicas que estão amplamente distribuídas no sistema nervoso central (SNC) e periférico (SNP), sendo importante para o funcionamento de diversas funções do corpo (GUYTON; HALL, 2006). Esse neurotransmissor é sintetizado a partir da associação entre a acetilcoenzima e a colina que fica retido em vesículas citoplasmáticas até que ocorra a sua liberação na fenda sináptica e posterior ligação com os receptores do neurônio seguinte, para fornecer a resposta referente ao estímulo específico (GUYTON; HALL, 2006).

A liberação da acetilcolina nas fendas sinápticas permite sua ligação aos receptores pré e pós-sinápticos, classificados como nicotínicos e muscarínicos (BERTÉ, 2009). Alterações da atividade da enzima AChE também tem sido referidas como biomarcadores bioquímicos de efeitos tóxicos em organismos aquáticos (CARDOSO; POMPEO, 2022).

## 2.6 PEIXES COMO BIOINDICADORES

Entre as espécies aquáticas, os peixes se destacam como seres suscetíveis à contaminação por agentes tóxicos e, por isso, estão sendo amplamente utilizados

para a avaliação da qualidade do ambiente aquático, como bioindicadores de poluição ambiental (FIRAT *et al.*, 2011). Além disso, os peixes possuem alta capacidade de bioacumulação, biotransformação, compensação morfofisiológica e de regular a forma neuroimunoendócrina, servindo, também, como indicador preditivo de mutação e teratogênese (KLAASSEN, 2012).

Os peixes são indicadores biológicos de destaque, pois respondem a contaminação e sua utilização pode ter diferentes finalidades, dependendo do tipo de estudo (VAN DER OOST *et al.*, 2003). Segundo esses autores, os peixes podem ser usados para avaliar a exposição ou a absorção, avaliar poluentes no corpo, ou também podem ser usados para avaliar a suscetibilidade individual. Estudos apontam que estes animais apresentam mudanças fisiológicas, morfológicas e ecológicas frente ao impacto que o ambiente sofre pela ação do homem (CUNICO *et al.*, 2006).

Vários parâmetros bioquímicos podem ser avaliados como sinais indicativos de toxicidade, com destaque para enzimas envolvidas na desintoxicação e conversão de xenobióticos em moléculas e seus metabólitos mais facilmente excretados do corpo (CARDOSO; POMPEO, 2022). Algumas das enzimas e metabólitos mais estudados em peixes estão associadas ao estresse oxidativo, como a catalase (CAT), a glutathione S-transferase (GST) e a acetilcolinesterase (AChE) (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

Os peixes possibilitam a avaliação da intensidade de diversos impactos sobre a estrutura trófica dos ambientes aquáticos, já que permitem inferir acerca de respostas potenciais da ictiofauna às alterações desses ambientes, revelando aquelas espécies que conseguem sobreviver nas condições de degradação, enquanto outras se apresentam sensíveis (SILVA, 2016).

Um bom exemplo são as tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), espécie exótica muito citada na literatura como bioindicadora, a exemplo do estudo realizado por Linde-Arias *et al.*, 2008 na bacia do Rio Paraíba no Sul, onde a espécie foi utilizada para biomonitorar a genotoxicidade proveniente da contaminação por agrotóxicos, pesticidas e deposição irregular de esgoto sanitário.

Rocha *et al.*, 2022, também utilizaram a tilápia do Nilo para avaliar a toxicidade da progesterona sintética, hormônio muito utilizado em métodos anticoncepcionais femininos, como um agente tóxico em relação aos biomarcadores nos peixes, comprovando que o fármaco inibe a ação enzimática da AChE.

Além da tilápia, outras espécies podem ser boas indicadora de qualidade do ambiente, mas não tanto da degradação ambiental, como por exemplo a Carpa comum (*Cyprinus carpio*), que foi empregada no monitoramento de efluentes tratados e apresentou grande resistência a variações de temperatura e oxigênio dissolvido (PAZ; ALMEIDA; EL-DEIR, 2013).

Devido a facilidade de cultivo e relevância ecológica, o jundiá também tem sido utilizado, tanto na sua forma adulta, quanto no estágio embrião/larval em estudos ecotoxicológicos (BARRERA, 2013; SOUZA *et al.*, 2018). Segundo Gupta (2014), estudos do desenvolvimento embrionário permitem observar alterações em um período crítico do desenvolvimento de um organismo, uma vez que há alta taxa de proliferação de células e de diferenciação celular, além de um sistema de desintoxicação imaturo tornado o embrião/larva mais vulnerável a agentes externos.

A escolha de espécies de peixes para pesquisa também deve levar em consideração o fato de serem amplamente utilizadas na piscicultura e já terem referências, como bioindicadores de ambientes poluídos ou contaminados (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

### **2.6.1 Carpa-comum**

A Carpa comum, (*Cyprinus carpio*) (Linnaeus, 1758) (Figura 5) é uma espécie asiática, onde é cultivada há mais de 2000 anos, mas também há registro de ter ampla distribuição pela Europa, África e América (LATINI; PETREIRE, 2004).

A carpa comum tem escamas ciclóides, barbilhões, nadadeira dorsal que se estende pela maior parte do dorso, dentes faríngeos e ausência de dentes na mandíbula inferior (MORO *et al.*, 2013). As carpas são um dos peixes mais cultivados no mundo porque possuem qualidades ideais para uma piscicultura produtiva, como alta resistência e adaptabilidade a diferentes climas, do temperado ao tropical (MORO *et al.*, 2013). Conforme descrito por esses autores, entre as vantagens das carpas se destacam as características de serem precoces e fáceis de alimentar, pois podem ser classificados como planctônicos, herbívoros a onívoros, além de não serem agressivos.

As carpas reproduzem-se normalmente a temperaturas superiores a 20°C e o seu desenvolvimento máximo ocorre a uma temperatura de 28°C. (LIMA *et al.*, 2013).

Figura 5- Exemplar de Carpa comum (*Cyprinus carpio*)



Fonte: Autora (2022)

### 2.6.2 Tilápias do Nilo

A tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) (Peters, 1852) (Figura 6) se caracteriza por ser uma espécie natural das bacias de rios africanos que foi introduzida em várias bacias da América do Sul, sendo amplamente cultivada em pisciculturas e pesqueiros (MORO *et al.*, 2013), sendo considerada um dos animais há mais tempo criados em cativeiro. Segundo esses autores, essa espécie foi introduzida no Brasil na década de 1970, sendo que atualmente existem até exemplares modificados geneticamente. O fato de a tilápia ser atualmente um dos peixes de água doce mais cultivados no mundo tem a ver com sua fácil adaptação a temperaturas que variam de 14 a 33°C, sem contar que algumas espécies são tolerantes a águas salinas (SHULTER; VIEIRA FILHO, 2017). A tilápia do Nilo apresenta excelentes parâmetros de desenvolvimento, como crescimento acelerado e alta qualidade do filé, sem espinhas intramusculares e com cheiro e sabor suaves (MORO *et al.*, 2013).

Respostas relacionadas à exposição de vários compostos tóxicos têm sido observadas para esta espécie (CAMPOS *et al.*, 2019; FOLLE *et al.*, 2021). Por apresentar hábito nectônico, este peixe pode ser afetado tanto por partículas insolúveis, quanto por compostos solúveis em água, sendo assim uma espécie muito utilizada em modelos experimentais de estudo de ecotoxicologia (BEDIN, 2013).

Figura 6- Exemplar de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)



Fonte: Autora (2022)

### 2.6.3 Jundiá

O jundiá (*Rhamdia quelen*) (Quoy; Gaimard, 1824)(Figura 7)é um bagre de água doce pertencente à família Heptapteridae Siluriformes que tem despertado grande interesse na piscicultura, principalmente na região sul do Brasil. Destaca-se pela rusticidade, bom desempenho, tolerância a baixas temperaturas, carne saborosa e sem espinhas intramusculares e apresenta alto rendimento de carcaça(MORO *et al.*, 2013).

Figura 7 - Exemplares de jundiá (*Rhamdia quelen*)



Fonte:Autora (2022).

Peixes da espécie jundiá também têm sido utilizados em estudos ecotoxicológicos (BARRERA, 2013; SOUZA *et al.*, 2018).

## 2.7 TECIDOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO TOXICOLÓGICA EM PEIXES

As brânquias dos peixes são consideradas órgãos dominantes na captação e absorção de substâncias dissolvidas na água que podem causar alterações fisiológicas no organismo, porque apresentam características como: grande superfície de absorção, pequenas distâncias de difusão e grande fluxo contracorrente (GARCIA-SANTOS, *et al.*, 2007). Tecidos de brânquias de peixes tem sido utilizados em estudos como indicadores da presença de contaminantes em ambientes aquáticos (BATISTA *et al.*, 2018; CAMPOS; DAL-MAGRO *et al.*, 2018; DORIA *et al.*, 2017).

Santos *et al.* (2011) observaram alterações severas em brânquias de enxovas (*Trachinotus carolinus*) após exposição ao naftaleno, enquanto Altinok; Capkin. (2007), observaram danos do efeito do agrotóxico endossulfan sobre brânquias, fígado, rins, baço e cérebro de trutas arco-íris.

O fígado de organismos também é um dos principais órgãos utilizados para se avaliar o estado de saúde, ou de possível intoxicação por agentes tóxicos (YANCHEVA *et al.*, 2016; ONDARZA *et al.*, 2019; ROCHA *et al.*, 2022; CREMONINI; BARCAROLLI; 2022). Quando um organismo é exposto a agentes químicos, o metabolismo desse órgão sofre alterações, devido ao seu alto potencial de biotransformação, com alta concentração de glutatona-S-transferase, bioativação e excreção de xenobióticos, o que o torna um alvo eficiente para avaliações toxicológicas (YANCHEVA *et al.*, 2016).

Geralmente, o fígado é a principal fonte de GST em peixes, sendo esta enzima responsável por uma grande fração da proteína solúvel do fígado. A atividade da GST também foi descrita em órgãos extra-hepáticos de peixes, mas sua atividade nesses tecidos é geralmente menor que o fígado (MARTINEZ, 2004). A GST é a principal enzima da fase II do processo de desintoxicação celular, que catalisa a conjugação de eletrófilos aos tióis ativos hidrofílicos da glutatona (GSH), facilitando o mecanismo de excreção de xenobióticos (BATHIGE *et al.*, 2014).

Alterações no cérebro também tem sido avaliadas em estudos de exposição de peixes a agentes tóxicos, cuja ação se reflete em neurotoxicidade, que pode ser

detectada através de alterações da atividade da enzima da acetilcolinesterase (AChE) (CASTRO *et al.*, 2017;ROCHA *et al.*, 2022; CREMONINI; BARCAROLLI; 2022). Através dessa medida, podese identificada a presença de uma grande variedade de contaminantes ambientais, como inseticidas organofosforados e carbamatos e metais pesados (BEAUVAIS, 2000). O mecanismo de toxicidade traduz-se na inibição da enzima, resultando na acumulação de acetilcolina nas fendas sinápticas e a alterações da funcionalidade do SNC, levando a alterações de comportamento e mesmo à morte do organismo (SANTOS, 2009).

Em estudo com espécimes pirarucu (*Arapaima gigas*) realizado por Cruz *et al.* (2019), com triclorfon, foram observadas alterações comportamentais e mortalidade, devido a interação desse produto com o sistema nervoso central, onde o mesmo causa efeito inibitório a ação da acetilcolinesterase, incapacitando-a, provocandoacúmulo na fenda sináptica, gerando a interrupção do impulso nervoso e consequentemente a morte.

### 3 MATERIAL E METÓDOS

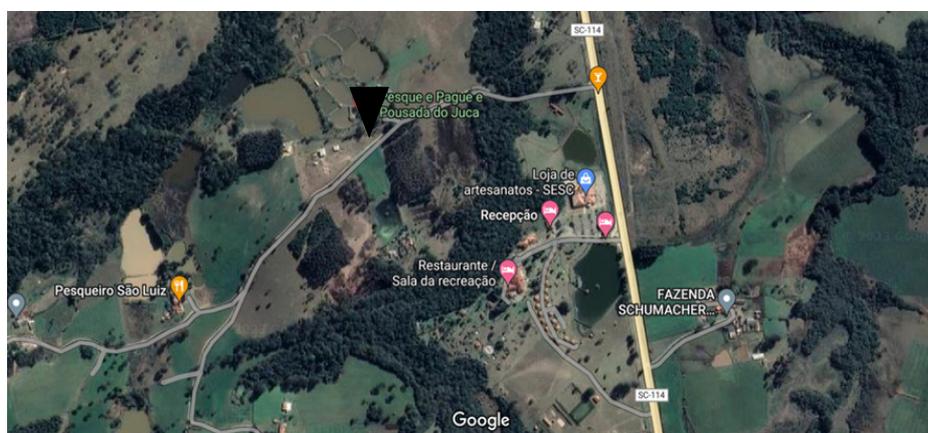
#### 4.1 LOCAL DE ESTUDO

As avaliações foram realizadas em exemplares de peixes das espécies carpa comum (*Cyprinus carpio*), tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*) e jundiá (*Rhamdia quelen*) coletadas no mês de outubro de 2022 em um pesque-pague localizado próximo à rodovia SC 114 (Figura 8), na localidade dos índios do município de Lages Santa Catarina.

O empreendimento, ilustrado pela Figura 9, está em atividade há mais de 25 anos e possui 16 lagos abastecidos por nascentes e riacho que são tributários do rio Canoas. Os dois maiores desses lagos possuem aeradores tipo chafariz, para melhor oxigenação da água. São criados e mantidos peixes jovens e adultos de espécies endêmicas, como jundiá e exóticas, como carpas e tilápias, a partir de alevinos periodicamente adquiridos de pesqueiros do Vale do Itajaí. Quando chegam ao pesque-pague, os alevinos são mantidos em lago separado dos demais por uma semana, para observação de seu estado de saúde.

O ambiente conta com espaço de restaurante, caso o cliente, opte por comer pescado no local e, a partir de 2022, também passou a oferecer estadia em cabanas.

Figura 8- Localização geográfica de pesque-pague, próximo à rodovia SC 114



Fonte: Google Maps – satélite (2022).

### 3.2 COLETA DOS PEIXES

Inicialmente, foram coletados de 3 lagos diferentes entre 15 e 20 exemplares de cada uma das espécies avaliadas. A coleta foi realizada no início da manhã, sob condições climáticas amenas e antes dos peixes serem alimentados, com auxílio de uma rede tarrafa de fionylon de 0,40mm e malha 30mm. Em seguida, foram selecionados 10 peixes de cada espécie, com tamanho de aproximadamente 20cm, e peso médio em torno de 600gr.

Após a coleta, os peixes foram imediatamente dispostos em caixas de isopor com gelo para manter a viabilidade das estruturas e transportados por cerca de 20 minutos até o Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX) da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), onde foram eutanasiados por ruptura cervical, em conformidade com parecer do comitê de ética da universidade. A técnica de eutanásia deve ser adequada, para que ocorra com insensibilização, evitando dor ou sofrimento aos peixes durante o procedimento. A Figura 9 mostra exemplares de peixes após a retirada dos tecidos para análise.

Figura 9- Exemplares de tilápia após eutanasiados e retiradas amostras de tecidos para análise



Fonte: Autora, 2022.

### 3.3 PREPARAÇÃO DOS TECIDOS PARA ANÁLISE

Logo após os peixes serem eutanasiados, foram retiradas porções dos tecidos das brânquias, cérebro e fígado, com emprego de tesoura e pinça de

inox. Amostras dessestecidos foram imediatamente colocados em micro tubos do tipo “Eppendorf” de polietileno, devidamente identificados (Figura 10). Em seguida, as amostras foram homogeneizadas com solução-tampão e dispostas sob refrigeração para evitar a degradação dos tecidos. Cabe ressaltar que para o jundiá não foi possível coletar o cérebro, pois os peixes já se encontravam em estágio com forte formação óssea.

Figura 10- Amostras de tecidos de brânquias homogeneizadas e prontas para serem levadas à refrigeração



Fonte: Autor, 2022.

### 3.4 ANÁLISE DE CATALASE.

O protocolo para determinação da atividade da enzima catalase (CAT) foi proposto por Beutler (1975). Os coeficientes utilizados na equação para estimar a atividade da enzima catalase foram obtidos a partir de dados experimentais realizados pelo autor do protocolo em condições específicas, reproduzidas nos métodos utilizados neste trabalho.

A solução-tampão da CAT foi preparada com a seguinte composição: Tris HCl  $1\text{ mol L}^{-1}$  (PM = 121,1), EDTA  $5\text{ mol L}^{-1}$  (PM = 372,24) e pH igual 8,0 e o substrato da reação foi preparado em uma proporção de  $100\ \mu\text{L}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% em  $100\ \text{mL}$  de água destilada.

As amostras foram colocadas em cubetas de quartzo, tendo-se utilizado uma cubeta para o branco que recebeu somente 2,0 mL da solução-tampão CAT.

As cubetas com amostras dos tecidos dos peixes, receberam 2,0 mL de solução-tampão CAT, 10 µL da amostra a ser analisada (fígados ou brânquias) e 10 µL de substrato de peróxido de hidrogênio H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. As leituras de absorbância foram feitas em espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado em 240 nm. Em cada amostra, foram efetuadas 5 leituras, separadas por intervalos de 30 segundos. Os valores obtidos foram transferidos para uma planilha para o cálculo final da atividade enzimática que foi realizado conforme estabelecido pela equação (1).

$$Ativ\ Cat = \frac{\Delta\ Abs\ amostra}{Q\ prot * 0,071 * 0,01} \quad (1)$$

onde *Ativ Cat* corresponde à atividade da enzima catalase (µmol H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> metabolizada min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>), *Δ Abs amostra* é a média dos valores de absorbância de cada amostra e *Q prot* = Quantidade de proteína para cada amostra (mg).

### 3.5 ANÁLISE DE GLUTATIONA-S-TRANSFERASE

O protocolo para determinação da atividade da enzima glutathione-S-transferase (GST) foi proposto por Keen; Habing; Jacob (1976). A solução tampão de GST foi preparada com a seguinte composição: 400 mL de água destilada, 3,4 g de fosfato de potássio monobásico (PM = 136,09), 4,35 g de fosfato de potássio dibásico (PM = 174,18) e pH igual 7,0. Foram preparadas duas soluções para substrato da reação. A primeira solução contendo 0,02 g de CNDB (1-cloro-2,4-dinitrobenzene) para 1,0 mL de álcool 100% e a segunda contendo 0,03 g de GSH para 1,0 mL de solução tampão de GST.

As leituras foram realizadas em espectrofotômetro ajustado no comprimento de onda 340 nm, utilizando-se cubetas de quartzo. Em uma cubeta preparou-se o branco com 2,0 mL de solução tampão de GSH, enquanto, nas cubetas para leituras, foram adicionados 2,0 mL de solução tampão, 10 µL de amostra (fígado ou brânquias), 10 µL de substrato de CDNB e 10 µL de substrato de GSH. Foram realizadas 5 leituras por amostra com um intervalo de 30 segundos entre elas.

Os valores obtidos foram transferidos para uma planilha eletrônica para o cálculo final da atividade da enzimática, conforme estabelecido pela equação (2).

$$Ativ\ GST = \frac{Q\ prot\ x\ 9,6}{\Delta\ Abs\ amostra} \quad (2)$$

onde *Ativ GST* corresponde à atividade da enzima glutationa-s-transferase (nmol CDNB conjugado mg<sup>-1</sup> de proteína min<sup>-1</sup>), *Q prot* é a quantidade de proteína para cada amostra (mg) e  $\Delta Abs amostra$  corresponde à média dos valores de absorvância de cada amostra.

### 3.6 ANÁLISE DA ACETILCOLINESTERASE

Na determinação da atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE), utilizou-se o método baseado em Ellman *et al.* (1961) que consiste na determinação da taxa de produção de tiocolina. O substrato, iodeto de acetilcolina, é hidrolisado pela enzima, liberando tiocolina e acetato. A tiocolina reage com o íon 5,5'-ditiois-(2-nitrobenzoato) para produzir o ânion âmarelho 5-tio-nitrobenzoato.

A solução tampão de fosfato foi preparada utilizando 8,5 g de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> dissolvido em 250 mL de água destilada e 2,5 g de hidróxido de sódio (NaOH) em 250 mL de água destilada. Foram misturadas 50 mL da solução de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> com 39,5 mL da solução de NaOH e o pH foi ajustado em 7,4.

O substrato foi preparado pesando 5,4 mg de iodeto de acetilcolina para 1 mL de água destilada. Como reagente de cor foi dissolvido 39,6 g de ácido 5,5'-ditiois-(2-nitrobenzoato) (DTNB) em 10 mL de tampão fosfato (0,1M) e após, adicionado 15 mg de bicarbonato de sódio (NaHCO<sub>3</sub>).

Em cubeta de quartzo, foram adicionados 2,0 mL de tampão fosfato, 100,0 µL de substrato, 100,0 µL de reagente de cor (DTNB) e 100,0 µL de amostra. Foram realizadas 4 leituras em cada amostra, com um intervalo de 30 segundos entre elas, em espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado em 412 nm. Os valores obtidos foram transferidos para uma planilha eletrônica para o cálculo final da atividade da enzimática, conforme estabelecido pela equação (3).

$$Ativ\ AChE = \frac{\Delta\ Abs\ amostra \times 73,03}{Q\ prot} \quad (3)$$

onde *Ativ AChE* corresponde à atividade da acetilcolinesterase ( $\mu\text{moles.mg}^{-1}$  de proteínas. $\text{min}^{-1}$ ),  $\Delta\ Abs\ amostra$  é a média dos valores de absorvância de cada amostra e *Q prot* corresponde à quantidade de proteína para cada amostra (mg).

Cabe registrar que para o jundiá não foi possível coletar o cérebro, pois os peixes já se encontravam em estágio com forte formação óssea.

### 3.7 ANÁLISE DE PROTEÍNAS

A determinação da quantidade de proteínas de cada amostra foi realizada pelo método do biureto. Para isso, foram adicionados 50  $\mu\text{L}$  de amostra, 1,5 mL do reagente de biureto e duas gotas de NaOH em cubetas de quartzo. Foi realizada uma única leitura por amostra em espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado em 550 nm. Os valores obtidos foram transferidos para uma planilha eletrônica para o cálculo final do teor de proteína de cada amostra, conforme estabelecido pela equação (4).

$$Q\ prot = \frac{\Delta\ Abs\ amostra}{\Delta\ Abs\ padrão} \times 40 \quad (4)$$

Onde *Q prot* corresponde à quantidade de proteína para cada amostra (mg),  $\Delta\ Abs\ amostra$  é a média dos valores de absorvância de cada amostra e  $\Delta\ Abs\ padrão$  corresponde à absorvância padrão do equipamento ( $Abs = 0,111$ ).

### 3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados foram submetidos a análise estatística descritiva seguidas da análise da variância (ANOVA) utilizando o software Jamovi(2021).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CATALASE

Na Tabela 1, encontram-se as médias da atividade enzimática de catalase (CAT) determinada nas brânquias e fígado das três espécies de peixes analisados, com o respectivo desvio padrão amostral.

Tabela 1 - Atividades enzimática média e desvio padrão da enzima CAT em tecidos de brânquias e fígado de três espécies de peixes coletado em pesque-pague em Lages, SC.

ESPÉCIES	BRÂNQUIAS	FÍGADO
	— $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$ metabolizada $\text{min}^{-1} \text{mg}^{-1}$ de proteína —	
<i>Rhamdia quelen</i>	0,00362 $\pm$ 0,00113	0,00628 $\pm$ 0,00163
<i>Cyprinus carpio</i>	0,00384 $\pm$ 0,00103	0,00527 $\pm$ 0,00133
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,00415 $\pm$ 0,00077	0,00218 $\pm$ 0,00089

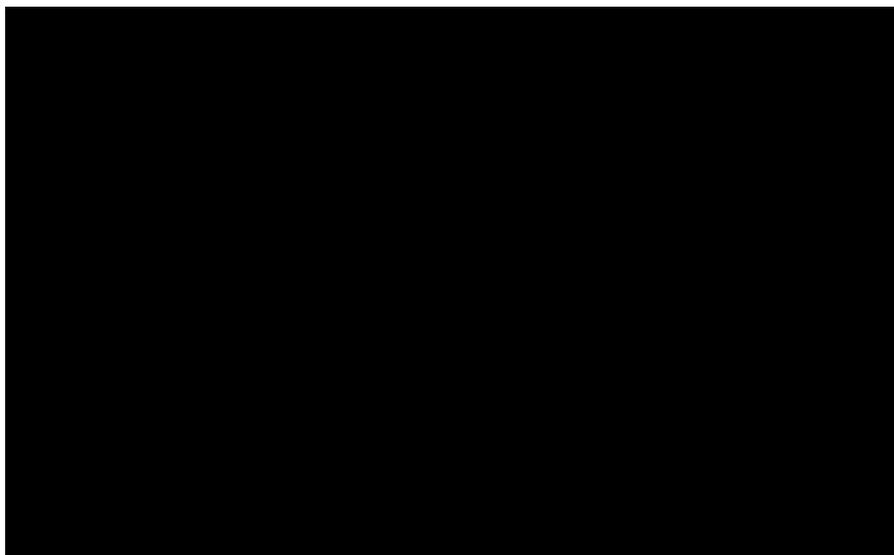
Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Os resultados da atividade enzimática de catalase nas brânquias e fígado das três espécies de peixes, e seu respectivo desvio padrão, encontram-se representados de forma gráfica na Figura 11.

Constatou-se que a atividade da catalase nas brânquias foi semelhante nas três espécies avaliadas, não tendo diferença estatística entre os peixes testados. No entanto, no fígado, a atividade dessa enzima também apresentou valor semelhante para jundiá e carpa, porém, nessas duas espécies a atividade da CAT foi maior do que observado para tilápia.

A enzima CAT está presente em ampla variedade de tecidos dos vertebrados, mas sua atividade geralmente é maior no fígado, rim, tecido adiposo e hemácias (SWITALA; LOEWEN, 2002) e sua atividade geralmente é alterada pela exposição a agentes, como amino triazóis, certos íons metálicos, pH ácido e altas concentrações de peróxido de hidrogênio e é sensível a cianeto e azida (GALLO, 2008).

Figura 11 - Atividade da enzima CAT em tecidos de brânquias e fígado das espécies de peixes jundiá (1), carpa comum (2) e tilápia (3) coletados em pesque pague em



Lages, SC

Elaborado pela autora (2023).

Cremonini; Barcarolli, (2022), observaram aumento na atividade da CAT nas brânquias de tilápia submetidas a um efluente do tratamento de resíduos do processamento de carne de frango, na diluição de 10% do resíduo, em relação à água potável, utilizada como controle. Os autores, atribuíram esse resultado à geração de peróxido de oxigênio nas células devido o contato dos peixes com compostos químicos presentes no efluente que provocou maior produção da enzima para decompor o peróxido, em água e oxigênio molecular. Com isso, o organismo evita que essas espécies reativas de oxigênio (EROs) causem lesões celulares. Ramos *et al.*,(2014), também relatam que um aumento da atividade CAT pode ser resultado da geração de maiores quantidades de peróxido de hidrogênio, que sua vez, é consequência de aumento de EROs.

Batista *et al.* (2014) ao avaliar os níveis de CAT em peixes *Astyanax bimaculatus* coletados em três locais do rio Una, observou que nas duas áreas com maior concentração de poluentes, a atividade dessa enzima foi 149% e 202% maior do que os valores encontrados nos peixes do local com baixo índice de poluição. Já,

Rocha *et al.* (2022), observaram aumento na atividade da CAT nas brânquias de tilápias submetidas a meio aquático enriquecido com doses subletais de progesterona.

Estudando efeito tóxico do herbicida atrazina, Silva *et al.* (2023) encontraram aumento da atividade das enzimas antioxidantes como a catalase (CAT) nos músculos de peixes lambari (*Astyanaxaltii paranae*), causada pela concentração de  $11,66 \mu\text{m L}^{-1}$  do composto na água em comparação como o controle, sem adição do produto.

Gallep *et al.*, (2018) em trabalho com exposição de *Danio rerio* a nanopartículas de óxidos de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (ferro), também constataram que a atividade enzimática da catalase, aumentou no fígado, confirmando o papel deste órgão no processo de desintoxicação e a capacidade do órgão de eliminar o peróxido de hidrogênio  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

Em estudo envolvendo carpas incubadas em águas contendo pesticidas utilizados em lavouras de arroz, Clasen *et al.* (2018) também observaram que a atividade da catalase aumentou no fígado dos peixes. Rocha *et al.* (2022), em estudo avaliando a toxicidade da progesterona sintética em tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), também observaram aumento na atividade enzimática de CAT nas brânquias dos peixes expostos em meio com concentração de  $600 \mu\text{g/L}^{-1}$  do composto.

## 4.2 GLUTATIONA-S-TRANSFERASE (GST)

Na Tabela 2, encontram-se descritos os resultados da atividade enzimática média, com respectivo desvio padrão amostral, de Glutaciona-S-transferase (GST) nas brânquias e fígado dos peixes avaliados.

Os resultados da atividade enzimática de glutaciona-S-transferase, com seu respectivo desvio padrão, nas brânquias e fígado dos peixes, encontram-se representados de forma gráfica na Figura 12.

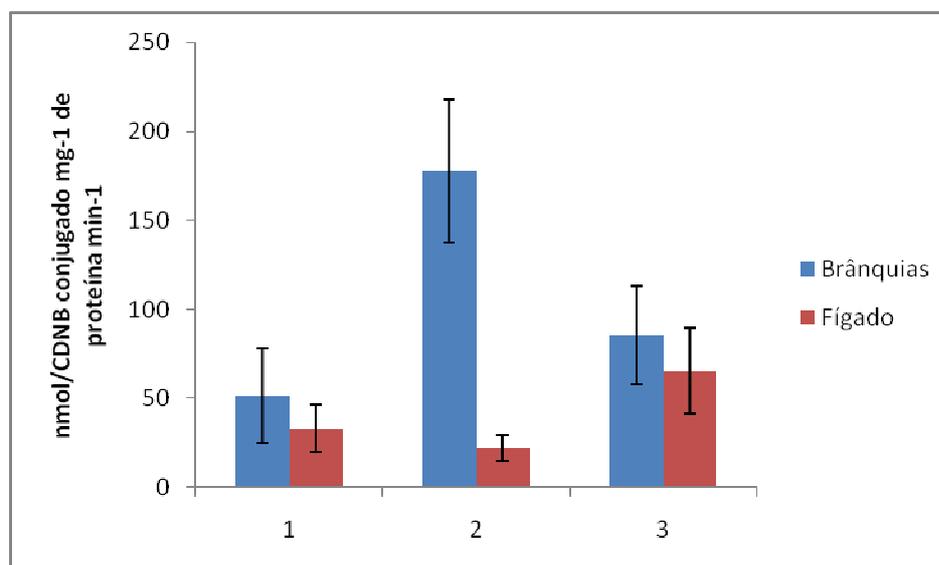
Nas brânquias, houve maior expressão da atividade enzimática de GST na Carpa em relação as demais espécies. Entretanto, no fígado, a atividade dessa enzima foi menor em carpa do que em tilápia, embora teve semelhante entre essa espécie e jundiá.

Tabela 2 - Atividades enzimática média e desvio padrão da enzima GST em tecidos de brânquias e fígado de três espécies de peixes coletado em pesque pague em Lages, SC

ESPÉCIES	BRÂNQUIAS	FÍGADO
	— nmol/CDNB conjugado mg <sup>-1</sup> de proteína min <sup>-1</sup> —	
<i>Rhamdia quelen</i>	51,447 ± 26,672	33,011 ± 13,309
<i>Cyprinus carpio</i>	177,37 ± 40,162	22,310 ± 7,293
<i>Oreochromis niloticus</i>	85,381 ± 27,483	65,360 ± 24,115

Fonte: Autora(2023).

Figura 12- Média e desvio padrão da enzima GST em tecidos de brânquias e fígado das espécies de peixes jundiá (1), carpa (2) e tilápia (3) coletados em pesque pague em Lages, SC



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Clasen *et al.* (2018) observaram que a atividade da enzima GST aumentou no fígado, brânquias e músculos em carpas incubadas em águas contendo pesticidas utilizados em lavouras de arroz. Silva *et al* (2023) também observaram aumento da atividade da enzima glutathione S-transferase (GST) no fígado de peixes lambari (*Astyanaxalt paranae*), provocada pela presença do herbicida atrazina na água

composto em comparação ao controle, mesmo em baixas concentrações, como 0,56  $\mu\text{g L}^{-1}$  do composto.

Em estudo realizado na área da Baía do Mucuripe, no estado do Ceará, onde há presença de compostos derivados de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PHA) e alquilbenzenos lineares (LAB) em seus sedimentos, Moreira *et al.* (2020), observaram que após 28 dias de análise, o sedimento não provocou efeito tóxico em *Anomalocardia flexuosa*. No entanto, foi observada bioacumulação desses poluentes nos tecidos dos organismos testados, o que a longo prazo causaria danos crônicos à sua fisiologia.

Estudos realizados por Girvan; Munro, 2016 e Srikanth *et al.*, 2013 também relataram maior atividade da enzima GST em organismos submetidos à presença de agentes tóxicos, destacando essa enzima como marcador da rota responsável pela desintoxicação xenobiótica, corroborando para sua importância com biomarcador de estresse ambiental.

#### 4.3 ACETILCOLINESTERASE (ACHE)

Na Tabela 4 encontramos os resultados obtidos para atividade enzimática e o desvio padrão amostral para Acetilcolinesterase (AChE) no cérebro das espécies de peixes carpa e tilápia.

Tabela 3 - Atividades enzimática média e desvio padrão da enzima AChE em tecido cerebral de duas espécies de peixes coletado em pesque-pague em Lages, SC

<b>Espécies</b>	<b><math>\mu\text{moles mg}^{-1}</math> de proteínas <math>\text{min}^{-1}</math></b>
<i>Cyprinus carpio</i>	0,159 $\pm$ 0,055
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,476 $\pm$ 0,361

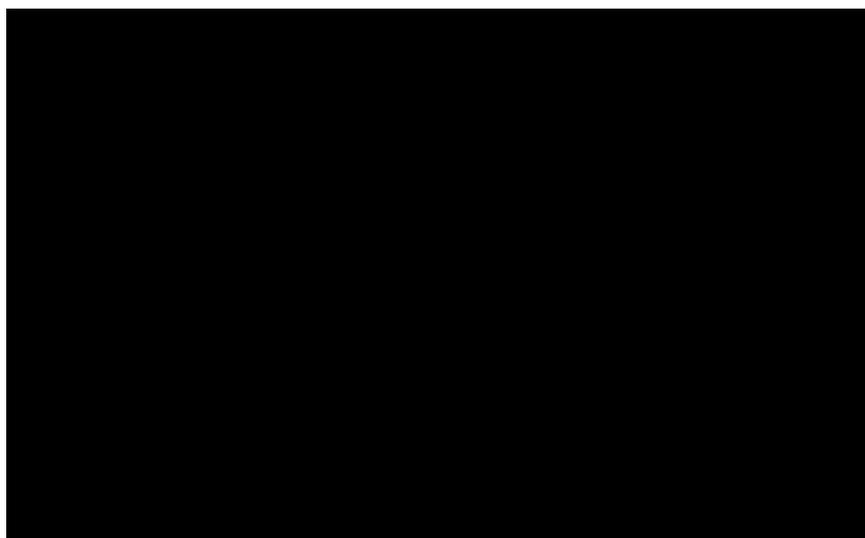
Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A Figura 13, apresenta de forma gráfica os resultados da atividade enzimática da AChE, com seu respectivo desvio padrão. Os resultados mostraram valores numéricos distintos de atividade da acetilcolinesterase no cérebro dos organismos testados, porém não houve diferença estatisticamente significativa. Essa

falta de efeito significativo, provavelmente, resultou do alto desvio padrão amostral observado na determinação dessa atividade enzimática no tecido cerebral da espécie tilápia.

Em estudo relatado por Gupta (2014), foi observada uma diminuição de 47% na atividade da AChE em relação ao controle, no cérebro de alevinos de carpas comum (*Cyprinus carpio*), após 15 dias de exposição ao produto fipronil. Entretanto, Antunes *et al* (2016) constataram um aumento inesperado da atividade da acetilcolinesterase em peixes truta arco-íris expostos a concentrações de Cloreto de benzalcônio a partir de 0,180 mg L<sup>-1</sup>.

Figura 13- Média e desvio padrão da atividade da enzima acetilcolinesterase AChE em exemplares de peixes carpa (1) e tilápia (2) coletados em pesque pague em Lag.



Elaborado pela autora (2023).

Em estudo sobre efeitos tóxicos do organofosforado Chlorpyrifos realizado por Kavitha; Rao (2008), os resultados mostraram que, em concentração de 297 µg L<sup>-1</sup>, esse agrotóxico causou efeito inibitório sobre a enzima AChE em peixes mosquito (*Gambusia affinis*).

Vale destacar que a enzima AChE ocorre principalmente no sistema nervoso central, nos músculos esqueléticos e na membrana dos eritrócitos, sendo responsável por hidrolisar o neurotransmissor acetilcolina (ACh) nas sinapses colinérgicas e atua transmitindo a mensagem de um neurônio a outro (ARAÚJO *et al.*, 2016). Essas sinapses colinérgicas estão amplamente distribuídas no sistema

nervoso central (SNC) e periférico (SNP), sendo importante para a manutenção de inúmeras funções fisiológicas(LIONETTO *et al.*, 2013).

## 5 CONCLUSÃO

A enzima catalase medida nas brânquias, apresenta atividade semelhante entre as espécies de peixes avaliadas, porém, no fígado, apresenta maior expressão em jundiá e carpa e menor em tilápia.

A atividade da enzima glutathiona-S-transferase variou entre as espécies avaliadas, tanto nas brânquias, onde é maior em carpa, quanto no fígado, onde é maior em tilápia.

A acetilcolinesterase, no cérebro não apresenta variação de atividade entre as espécies carpa e tilápia.

Não foram detectadas alterações expressivas nos biomarcadores catalase, glutathiona-S-transferase e acetilcolinesterase avaliados nos tecidos de peixes das espécies carpa (*Cyprinus carpio*), jundiá (*Rhamdia quelen*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*)

Dessa forma, com base nos biomarcadores analisados, não se pode avaliar com segurança, se meio onde os peixes foram coletados pode estar sofrendo alguma influência de substâncias potencialmente tóxicas.

## REFERÊNCIAS

AEBI, H. Catalase. In: Bergmeyer, H.U. (ed.). **Methods of Enzymatic Analysis**, vol. 2. New York: Academic Press, 1974. p. 673-677.

ALTINOKI, I.; CAPKIN, E. Histopathology of rainbow trout exposed to sublethal concentrations of methiocarborend osulfan. **Toxicologic Pathology**, v. 35, p. 405–410, 2007. DOI. 10.1080/01926230701230353.

AL-YOUSUF, M. H. *et al.* Trace metals in liver, skin and muscle of Lethrinus lentjan fish species in relation to body length and sex. **Science of the Total Environment**, v. 256, n. 2-3, p.87-94, 2000. Elsevier BV. DOI. 10.1016/s0048-9697(99)00363-0.

AMÉRICO, J.H.P.; CIGLIANO, G.D.; CARVALHO, S.L. Avaliação de alguns parâmetros físico-químicos da água de uma piscicultura com sistema de cultivo em tanques-rede. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v.8, n.2, p.60-71, 2012.

AMORIM, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 158-170, 2003.

ANTUNES, S. C. *et al.* Effects of chronic exposure to benzalkonium chloride in *Oncorhynchus mykiss*: cholinergic neurotoxicity, oxidative stress, peroxidative damage and genotoxicity. **Environ Toxicol Pharmacol**. v. 45, p. 115-122, 2016. DOI. 10.1016/j.etap.2016.04.016.

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

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RiMa, São Paulo: Intertox, 2003, 340p.

BARIŠIĆ, J. *et al.* Evaluation of histopathological alterations in the gills of Vardar chub (*Squalius vardarensis* Karaman) as an indicator of river pollution. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 118, p. 158-166, 2015. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.027>.

BARNI, M. F. S. *et al.* Persistent organic pollutants (POPs) in fish with different feeding habits inhabiting a shallow lake ecosystem. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 900-909, 2016.

BARRERA, E. A. L. **Avaliação dos efeitos da exposição de nanopartículas de prata em larvas de *Rhamdia quelen* e da coexposição com Benzo(a)pireno em indivíduos adultos**. 2013. 160p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Curitiba, 2013.

BATHIGE, S. D. N. K. *et al.* A muclassglutathione-S-transferase from Manila clam *Ruditapes philippinarum* (RpGST $\mu$ ): Cloning, mRNA expression, and conjugation assays. **Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 162, p. 85-95, 2014.

BATISTA, M. T. O. K. *et al.* Tissue level of the antioxidant enzyme superoxide dismutase and catalase in fish *Astyanax bimaculatus* from the Una River Basin. **Ambiente e Água**. v.9, n.4, p. 621-631, 2014. DOI. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1473>.

BATISTA, J.R. *et al.* Analysis of histopathological abnormalities in the gills of *Astyanax jacuhiensis* (Characidae) for assessment of water quality in the Ijuí River, Southern Brazil. **Acta Toxicológica Argentina**, v. 26, n. 3, p. 99-103, 2018.

BEAUVAIS, S. L. *et al.* Physiological measures of neurotoxicity of diazinon and malathion to larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and their correlation with behavioral measures. **Environ. Toxicol. Chem.** v. 19, n. 7, p. 1875-1880, 2000.

BEDIN, B. H. **Avaliação de biomarcadores bioquímicos em tilápias (*Oreochromis niloticus*) expostos a óleo diesel e biodiesel**. 2013, 56 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Química, São José do Rio Preto - SP, 2013.

BELO, M.F.R.F.; SOUZA, A. L. F. Estudo cinético da enzima catalase de extrato bruto de batata doce (*Ipomoea batatas*). **Scientia Plena**, vol. 12, n. 7, 2016. DOI. [10.14808/sci.plena.2016.071001](https://doi.org/10.14808/sci.plena.2016.071001).

BERTÉ, T. E. **Estudo da atividade anticolinesterásica dos compostos taraxerol e ácido ursólico: implicações sobre o processo de memória**. 2009. 100f. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Vale Itajaí, Itajaí – SC, 2009.

BEUTLER, E. **Red Cell Metabolism: a manual of biochemical methods**. Grune & Stratton, 1975.

BLAISE, C. **Introduction to ecotoxicological concepts**. In: BIOLOGICAL TESTING AND HAZARD ASSESSMENT ENVIRONMENTAL CANADA, 20-21, 1984. p. 11-47, **Proceedings**[...]. 1984.

BORTOLI, S.; PINTO, E. microcistina: a toxina mais comum produzida por cianobactérias. In: POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Org) **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: USP. 2022. p. 71-101.

BRABO, M. F.; FERREIRA, L. A.; VERAS, G. C. **Aspectos históricos do desenvolvimento da piscicultura no nordeste paraense: trajetória do protagonismo à estagnação**. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá. v.9, n. 3, p. 595-619, 2016. DOI. <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2016v9n3p595-615>.

BRANDÃO, C.S. **Perspectivas do desenvolvimento da piscicultura no Brasil: um enfoque na produção de tilápias nos últimos dez anos**. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2018.

BRITO, I. A. *et al.* Embryotoxicity assay in the fish species *Rhamdia quelen* (Teleostei, Heptaridae) to assess water quality in the upper Iguazu basin (Paraná, Brazil). **Chemosphere**, v. 208, p. 207-218, 2018.

CAMPOS, S. A. B.; DAL-MAGRO, J.; SOUZA-FRANCO, G. M. Metals in fish of different trophic levels in the area of influence of the AHE Foz do Chapeco reservoir, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 26330-26340, 2018.

CAMPOS, R. P. *et al.* Analysis of ZnO nanoparticle-induced changes in *Oreochromis niloticus* behavior as toxicity endpoint. **Science of the Total Environment**, v. 682, p. 561-571, 2019.

CARDOSO, R. L.; POMPÊO, M. Biomarcadores no contexto de avaliação ambiental. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Org) **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: USP. 2022. p. 102-113.

CASACA, J.M. **Manual do licenciamento ambiental da piscicultura de águas continentais de Santa Catarina – Autorização ambiental (AuA)**. Florianópolis, SC: Epagri, 2020. 91p. (Epagri. Documentos, 325).

CASTRO, A. A. *et al.* Organophosphorus degrading enzymes: Molecular basis and perspectives for enzymatic bioremediation of agrochemicals. **Ciencia e Agrotecnologia**, v. 41, n. 5, p. 471–482, 2017.

CLASEN, B. *et al.* Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in *Cyprinus carpio* reared in rice-fish system. **Sci. Total Environ.** 626, 737-743, 2018. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.154>.

COLEMAN, F. C. *et al.* The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. **Science**, v. 305, n. 5692, p. 1958-1960, 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Brasília: CONAMA, 1986.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução CONAMA N. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA: Brasília, 2011.

CONNOR, R. E. *et al.* Effect-based tools for monitoring and predicting the ecotoxicological effects of chemicals in the aquatic environment. **Sensors**, v. 9, n. 12, p. 12741-12771, 2012.

CORRÊA, L. F.; RIBEIRO, E. A. W. Diagnóstico da piscicultura com ênfase no clima e ambiente – Massaranduba-SC. **InterEspaço: Revista De Geografia E Interdisciplinaridade**, v. 6, p. 01-24, 2020. DOI: <https://doi.org/10.18764/2446-6549.e202038>.

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

CREMONINI, J.; BARCAROLLI, I. F. Análise de biomarcadores em tilápias submetidas ao efluente tratado de indústria de carne de frango. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.4, p.205-216, 2020. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0018>.

CRUZ, M. G. *et al.* **Toxicidade aguda e efeitos comportamentais de triclorfon em juvenis de pirarucu** *Arapaima gigas* Schinz, 2019. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA – CONBEP, 21. 2019, Manaus. **Anais[...]**, 21 a 24 de outubro de 2019. Manaus, 2019.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.

DORIA, H. B. *et al.* Metal pollution assessment in a Brazilian hydroelectric reservoir: *Geophagus brasiliensis* as a suitable bioindicator organism. **Revista Ambiente & Água**, v. 12 n. 4, p.575-590, 2017.

EATON, D. L., GILBERT S. G. Principles of toxicology. *In*: KLAASSEN CD. **Toxicology: the basic science of poisons**. 7th ed. New York: McGraw Hill, 2008. p.1331. DOI: 10.1036/0071470514.

ELLMAN, G. L. *et al.* A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. **Biochem Pharmacol**. v. 7, p. 88-95, 1961.

ESPÍNDOLA, E. A. **Os pesque-pagues da bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu: uma análise do perfil socioeconômico e da percepção ambiental de seus usuários**. 2008. 147f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS-FAO. **The state of world fisheries and aquaculture: contributing to food security and nutrition for all**. Roma: FAO, 2016. 200 p.

FENT, K. Ecotoxicological effects at contaminated sites. **Toxicology**. v. 205, p. 223-240, 2004.

FIRAT, O. *et al.* A comparative study on the effects of a pesticide (cypermethrin) and two metals (copper, lead) to serum biochemistry of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Fish Physiol Biochem.** V. 37, p. 657-666, 2011.

FOLLE, N. M. T. *et al.* 2,4,6-Tribromophenol is toxic to *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) after trophic subchronic exposure. **Chemosphere**, v. 268, p. 128785, 2021.

GALLEP, T. B. B. *et al.* Efeitos de nanopartículas comerciais de óxidos de ferro: citotoxicidade. **Química Nova.** V. 41, n. 9, p. 974-981, 2018.

GALLO, M. A. History and scope of Toxicology. In: KLAASSEN CD. **Toxicology: the Basic Science of Poisons.** 7th ed. New York: McGraw Hill; 2008. p.1331. DOI: 10.1036/0071470514.

GAO, Y. *et al.* Toxic effects of enrofloxacin on growth rate and catalase activity in *Eisenia fetida*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 26, n. 2, p. 177–180, 2008.

GARCIA-SANTOS, S.; MONTEIRO, J. C. A.; FONTAINHAS-FERNANDES, A. Alterações histológicas em brânquias de tilápia nilótica *Oreochromis niloticus* causadas pelo cádmio. **Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia.** v. 59, n. 2, p. 336-342, 2007.

GARUTTI, V. **Piscicultura ecológica.** São Paulo: UNESP; 2003.

GIRVAN, H. M.; MUNRO, A. W. Applications of microbial cytochrome P450 enzymes in biotechnology and synthetic biology. **Current Opinion in Chemical Biology**, v. 31, p. 136-145, 2016.

GLISIC, B. *et al.* Characterization of glutathione-S-transferases in zebrafish (*Danio rerio*). **Aquatic Toxicology**, v. 158, p. 50–62, 2015.

GUPTA, R. C. **Biomarkers in Toxicology.** Kentucky: Elsevier, 2014 eBook ISBN: 9780124046498.

GUYTON, A. C.; HALL, J. E. Female physiology before pregnancy and female hormones. In: **Textbook of Physiology.** 11a edição. Pennsylvania: Elsevier, p. 1011-1026, 2006.

HERMES-LIMA, M. Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals. In: Storey, K.B., Ed. **Functional metabolism: regulation and adaptation.** Hoboken: John Wiley & Sons, 2004. p. 319-368.

HOFFMAN, D. J. Wildlife toxicity testing. In: HOFFMAN, D. J. *et al.* (orgs.). **Handbook of Ecotoxicology.** 2. ed. Washington, DC.: Lewis Publishers, 2003. p. 76-110.

JAMOVI. The jamovi Project. *Jamovi.* (Version 1.6) [Computer Software], 2021. Disponível em: <https://www.jamovi.org>. Acesso em 17 janeiro 2023.

JESUS, S. S.; SILVA, D. S. Toxicologia Forense e sua Importância na Saúde Pública. **Revista Ibero – Americana de Humanidades, Ciências e Educação**. 7, n. 7, p. 767-781, 2021. DOI. doi.org/10.51891/rease.v7i7.1716.

JESÚS, T. B.; DE CARVALHO, C. E. V. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação descontaminação ambiental por mercúrio (Hg). **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 680-693, 2008.

KAVITHA, P.; RAO, J. Toxic effects of chlorpyrifos on antioxidant enzymes and target enzyme acetylcholinesterase interaction in mosquito fish, *Gambusia affinis*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**. v. 26, p. 192-198, 2008. DOI. 10.1016/j.etap.2008.03.010.

KEEN, J. H.; HABIG, W. H.; JAKOBY, W. B. Mechanism for several activities of the glutathione-S-transferase. **Journal of Biological Chemistry**, v. 20, p. 6138-6188. 1976.

KLAASSEN, C. D. **Fundamentos em toxicologia de Casarett e Doull**. 2 ed. Porto Alegre: AMGH Editora Ltda, 2012.

KRYCH-MADEJ, J.; GEBICKA, L. Interactions of nitrite with catalase: Enzyme activity and reaction kinetics studies. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 171, p. 10–17, 2017.

LAMMER, E. *et al.* Is the fish embryo toxicity test (FET) with the zebrafish (*Danio rerio*) a potential alternative for the fish acute toxicity test? **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology**, v. 149, n. 2, p. 196–209, 2009.

LATINI, O. A.; PETRERE, M. JR. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian fresh-water tropical lakes. **Fish Management Ecology**. Vol. 11, n. 2, p. 71-79, 2004.

LEIRA, M. *et al.* Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. **Pubvet**, v. 11, n. 01, p. 11-17, 2017. DOI. 10.22256/pubvet.v11n1.11-17.

LIMA, A. F. *et al.* Reprodução, larvicultura e alevinagem de peixes. In: RODRIGUES, A. P. O. *et al.* **Piscicultura de água doce: multiplicando conhecimentos**. Brasília, DF: Embrapa, 2013. p. 301-346.

LIMA, L. B. D. *et al.* Use of biomarkers to evaluate the ecological risk of xenobiotics associated with agriculture. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 611-624, 2018. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.011>.

LINDE-ARIAS, A. R. *et al.* Biomarkers in an invasive fish species, *Oreochromis niloticus*, to assess the effect of pollution in a highly degraded Brazilian River. **Science of the Total Environment**, v. 399, n. 1-3, p. 186-192, 2008.

LINS, J. A. P. N. *et al.* Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.

LIONETTO, M. G. *et al.* Acetylcholinesterase as a biomarker in environmental and occupational medicine: new insights and future perspectives. **BioMedical Research International**, v. 2013, p. 1-8, 2013.

LOPES, L. C. P.; RIBEIRO, J. C. J. O papel da avaliação de impacto ambiental para adoção de medidas compensatórias. **Revista de Direito Ambiental e Socioambientalismo**, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 148-169, 2017.

MARTINEZ, C. B. R. *et al.* Acute morphological and physiological effects of lead in the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, 2004.

MASESE, F. O.; OMUKOTO, J. O.; NYAKEYA, K. Biomonitoring as a prerequisite for sustainable water resources: a review of current status, opportunities and challenges scaling up in East Africa. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 13, n. 3, p. 173-191, 2013.

MANNO, M. *et al.* Biomonitoring for occupational health risk assessment (BOHRA). **Toxicology Letters**, v. 192, p. 3-16, 2010.

MOREIRA, L. B. *et al.* Biomarkers responses of the clam *Anomalocardia flexuosa* in sediment toxicity bioassays using dredged materials from a semi-arid coastal system. **Heliyon**, v. 6, n. 5, p. e04030, 2020.

MORO, G. V. *et al.* Espécies de peixe para piscicultura. In: RODRIGUES *et al.* (eds) **Piscicultura de Água Doce: multiplicando conhecimentos**. Brasília: Embrapa, 2013. p. 29-67.

MOURA, R. S. T. *et al.* Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. **Revista Química Nova**, v. 37, n. 8, p. 1283-1288, 2014.

NASCIMENTO, G. B. *et al.* Hematological parameters of *Matrinxã bryconamazonicus* (Characidae: Bryconinae) created in captivity in the Amazon region. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 3303-3315, 2020.

NATALOTTO, A. *et al.* Biomarkers of environmental stress in gills of *Pinnacillia* (Linnaeus 1758) from Balearic Island. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 122, p. 9-16, 2015.

NEWMAN, M. C.; UNGER, M. A. **Fundamentals of Ecotoxicology**, 2 ed. Boca Raton: Lewis/CRC Publishers, 2003. 435 p.

NELSON, J.S.; GRANDE, T.C. & WILSON, M.V.H. **Fishes of the world**. 5 ed. John Wiley & Sons, 2016. 752p.

OGUTU-OHWAYO R. The reduction in fishspeciesdiversity in lakes Victoria and Kyoga (East Africa) followinghumanexploitationandintroductionof non-nativefishes. **JournalofFishBiology**. v. 37, p. 207–208, 1990.

OLIVEIRA, S. R. S. de *et al.* Lesões histopatológicas como biomarcadores de contaminaçãoaquática em *Oreochromisniloticus*(Osteichthyes, Cichlidae) de uma área protegida noMaranhão. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 9, n. 1, p. 12–26, 2016.

OLIVEIRA, E. C. L. **Núcleos de estudos em agroecologia voltados à pesca artesanal e à aquicultura familiar: uma estratégia do Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (2013-2015)**. Planaltina, 2017. 120f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural) – Universidade de Brasília,Setor de Ciências Agrárias, Brasília, 2013.

ONDARZA, P. M. *et al.*Pharmaceuticals, illicitdrugsandtheirmetabolites in fishfrom Argentina: Implications for protectedareasinfluencedbyurbanization. **Scienceofthe Total Environment**, v. 649, n.1, p. 1029-1037, 2019.

PAZ, Y. M.; ALMEIDA, M. M.; EL-DEIR, S. G. **Monitoramento de efluentes industriais através do uso da carpa-comum (Cyprinus carpio Linnaeus, 1758) como bioindicador: a gestão dos processos de produção e as parcerias globais para o desenvolvimento sustentável dos sistemas produtivos**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 33. Salvador.**Anais** [...]. Salvador, BA, Brasil, 08 a 11 de Outubro de 2013.

PEIXE BR, Associação Brasileira de Piscicultura. **Anuário da piscicultura 2022**. Disponível em: <https://www.peixebr.com.br/Anuario2022/AnuarioPeixeBR2022.pdf>. Acesso em:15 mai. 2023.

PERPETUO, N. C. C. R. Breve História da Toxicologia Vegetal: alguns usos das plantas tóxicas ao longo do tempo.**História da Ciência e Ensino: Construindo Interfaces**, v.20, p.249-250, 2019.

PESSOA, P, C. **Avaliação dos efeitos fisiológicos e comportamentais causados por carbofuran em tilápia *Oreochromisniloticus***. , 2010. 73f. Dissertação (Mestrado) -Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Recife 2010.

PROENÇA, M, S; DAL-FARRA, R, A; OSLAJ, E, U. Espécies Nativas e Exóticas no Ensino de Ciências: A construção de Práticas Educativas para o Ensino Fundamental.**Revista Contexto & Educação**, v. 32, n. 103, p. 213–247, 2017. DOI. <http://dx.doi.org/10.21527/2179-1309.2017.103.213-247>.

RAGAS, A. M. J. Environmental toxicology. In: VAN-GESTEL, C. A. M.*et al.* **Environmental toxicology:an open online textbook**.Amsterdã: Universidade de Amsterdã,2019.

Disponível em:[https://maken.wikiwijs.nl/147644/Environmental\\_Toxicology\\_\\_an\\_open\\_online\\_textbook](https://maken.wikiwijs.nl/147644/Environmental_Toxicology__an_open_online_textbook). Acesso em: 20 jan. 2023.

REDDY, P. B.; RAWAT, S. S. Assessment of aquatic pollution using histopathology in fish as a protocol. **International Research Journal of Environment Sciences**, v. 2, n. 8, p. 79-82, 2013.

ROCHA, C, S; PUCHALE, R, Z; BARCAROLLI, I, F. Avaliação Toxicológica da Progesterona em biomarcadores de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 10, n. 2, p. 26–40, 2022. DOI. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7320633>

ROSA, A. F.; SANTOS, L. F.; FREITAS, H. DE S. Avaliação da qualidade da água para produção de hortaliças na zona rural de Viçosa-MG. **Revista Científica Univçosa**, v. 10, n. 1, p. 7–13, 2018.

SALBEGO, A.; PRETTO, C.; ROSA, G. Herbicide Formulation with Glyphosate Affects Growth, Acetylcholinesterase Activity, and Metabolic and Hematological Parameters in Piava (*Leporinus obtusidens*). **Arch Environ Contam Toxicol**. v. 58, n. 3, p. 740–745, 2010. DOI. 10.1007/s00244-009-9464-y.

SANTOS, S. **Estudo da actividade inibidora de acetilcolinesterase e actividade antioxidante por derivados de colina e ácido cafeico, cinâmico e rosmarínico**. 2009. 79 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Lisboa, Departamento de Química e Bioquímica, Lisboa, 2009.

SANTOS, T. C. A. *et al.* Histopathological alterations in gills of juvenile Florida pompano *Trachinotus carolinus* (Perciformes, Carangidae) following sublethal acute and chronic exposure to naphthalene. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 6, p. 109-120, 2011.

SOGORB, M. A. *et al.* An integrated approach for detecting embryotoxicity and developmental toxicity of environmental contaminants using in vitro alternative methods. **Toxicology Letters**, v. 230, n. 2, p. 356-367, 2014.

SHULTER, E. P.; VIEIRA FILHO, J. E. R. **Evolução da piscicultura no Brasil: diagnóstico e desenvolvimento da cadeia produtiva de tilápia**. Texto para discussão / Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – Brasília: Rio de Janeiro: Ipea, 2017. 41 p.

SILVA, G. G. H.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas: relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 163-173, fev. 2008.

SILVA, R. G. **Peixes bentófagos de riachos: dieta dos predadores e disponibilidade de presas**. 2016. Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual de Maringá, Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Maringá, 2016.

SILVA, S.B., *et al.* Exposure to the herbicide atrazine induces oxidative imbalance, morphological damage and decreased survival in juvenile fish. **Bioscience Journal**, v. 39, e39034. DOI. <https://doi.org/10.14393/BJ-v39n0a2023-65784>.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente-Documents (Infoteca-e), 2004.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ALVAREZ, E. J. S.; BRAGA, F. M. S. Water quality and zooplankton in tanks with larvae of *Bryconorbignyanus* (Valenciennes, 1949). **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 77-86, 2008.

SISINNO, C, L, S; FILHO, E, C, O. **Princípios de toxicologia ambiental: conceitos e explicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 218p.

SMITH, M. O. Subsidies, efficiency, and fairness in fisheries policy: don't flip the burden of proof and ignore theory and evidence. **Science**, v. 364, n. 6435, p. 34-35, 2019.

SOUZA, T. da S.; SOUZA, V. V. de; LASCOLA, M. B. 2018. Assessment of surface water using *Allium cepa* test and histological analysis in *Rhamdia quelen*. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.190, p. 3-14, 2018.

SOUZA, R.V. de; SILVA, B. C. da; NOVAES, A.L.T. **A aquicultura de Santa Catarina em números**. Florianópolis, SC, 2022. 39p. (Epagri. Documentos, 354).

SRIKANTH, K. *et al.* Glutathione and its dependent enzymes' modulatory responses to toxic metals and metalloids in fish - a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 4, p. 2133-2149, 2013.

SUCASAS, L. F. A. **Avaliação do resíduo do processamento de pescado e desenvolvimento de co-produtos visando o incremento da sustentabilidade da cadeia produtiva**. 2011. 166f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SWITALA, J.; LOEWEN, P.C. Diversity of properties among catalases. **Arch. Biochem. Biophys.** 2002, 401, 145-154.

TORRES, A.; ROSA, F. R. T.; ALENCAR, L. O efeito pesque-pague. **Revista de Agronegócios da FGV**. V. 25, p. 26-27, 2005.

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

WON, E. J. *et al.* Response of glutathione S-transferase (GST) genes to cadmium exposure in the marine pollution indicator worm, *Perinereis nuntia*. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 154, p. 82-92, 2011.

YANCHEVA, V. S. *et al.* Histological biomarkers in fish as a tool in ecological risk assessment and monitoring programs: a review. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 14, n.1, p. 47-75, 2016. DOI. 10.15666/aeer/1401\_047075.

ZAGATTO, A. P. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, A. P.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: Editora Rima, 2008. p. 1-13.

ZANIBONI-FILHO, E.; PEDRON, J. S.; RIBOLLÍ, J. Oportunidades e desafios para a aquicultura em reservatórios brasileiros: uma revisão. **ThematicSection: ReservoirsEcology. Acta Limnol. Bras.**, v. 30, e302, 2018.