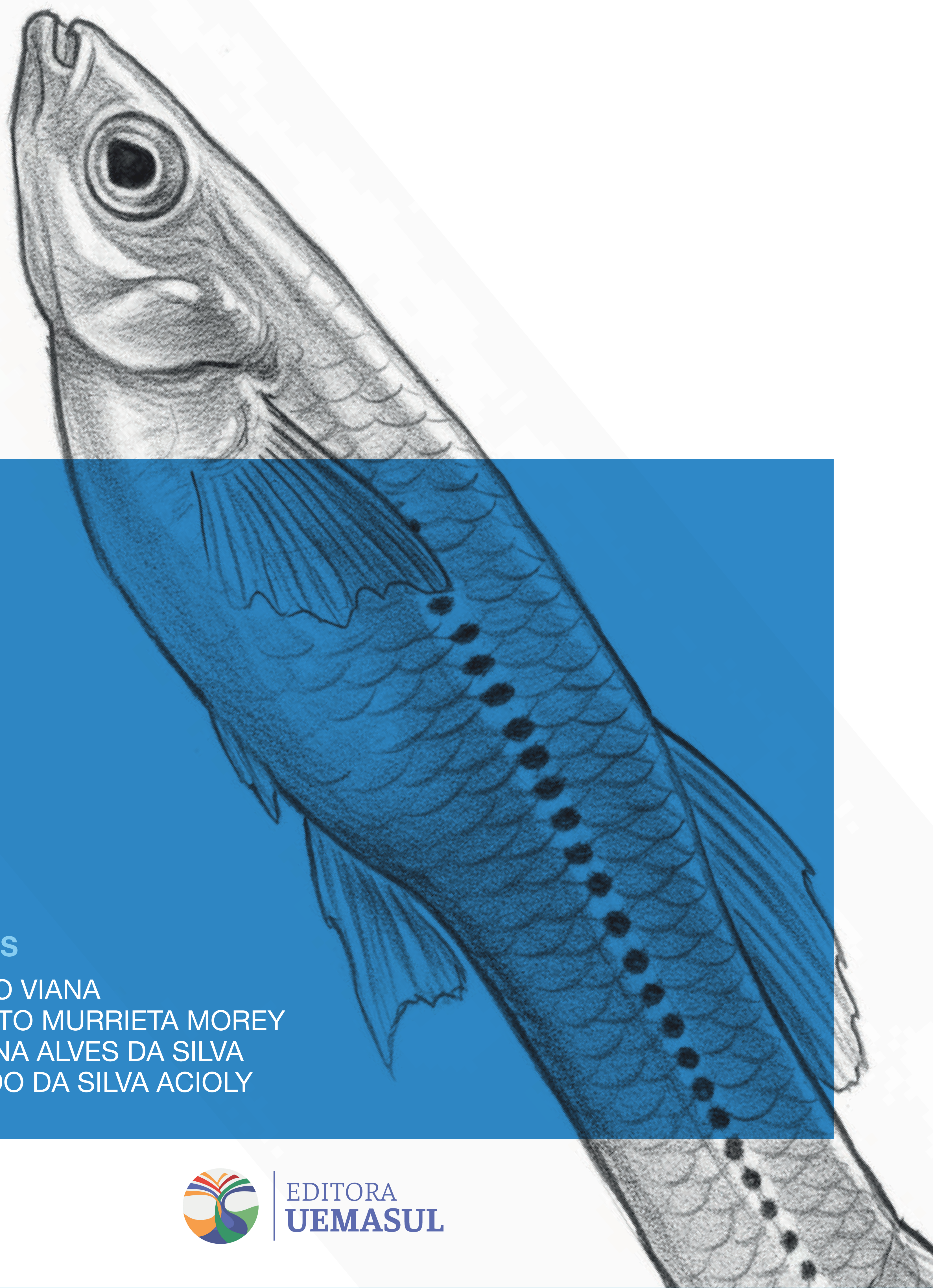


PESCANDO CONHECIMENTO

Ciência e Perspectivas para o
pescado do Maranhão e Brasil

VOLUME
2



ORGANIZADORES

DIEGO CARVALHO VIANA
GERMÁN AUGUSTO MURRIETA MOREY
INGRETY LORRANA ALVES DA SILVA
THIAGO MACHADO DA SILVA ACIOLY



EDITORA
UEMASUL

Pescando Conhecimento:
Ciência e Perspectivas para o
pescado do Maranhão e Brasil

VOL.2

Diego Carvalho Viana
Germán Augusto Murrieta Morey
Ingrety Lorrana Alves da Silva
Thiago Machado da Silva Acioly
(Organizadores)

Pescando Conhecimento: Ciência e Perspectivas para o pescado do Maranhão e Brasil



EDITORA
UEMASUL

2025

Todos os direitos reservados à Editora UEMASUL. É proibida a reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio.

O conteúdo desta publicação é de inteira responsabilidade dos autores.

Projeto Gráfico: Editora UEMASUL

Catálogo na publicação Seção de Catalogação e Classificação.

P473 Pescando Conhecimento: ciência e perspectivas para o pescado do Maranhão e Brasil. / Diego Carvalho Viana *et. al.* (Orgs.). /. – Imperatriz: EDUEMASUL, 2025.

163 p. ; v. 2 ; il.

ISBN 978-65-89274-29-2

1. Ictiologia. 2. Espécies de peixes. 3. Parasitas metazoários. I. Morey, Germán Augusto Murrieta. II. Silva, Ingrety Lorrana Alves da. III. Acioly, Thiago Machado da Silva. IV. Título.

CDU 597.2/.5

Ficha elaborada pelo Bibliotecário: **Mateus de Araújo Souza CRB13/955**



Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL

Reitora

Profa. Dra. Luciléa Ferreira Lopes Gonçalves

Vice-reitora

Profa. Dra. Lilian Castelo Branco de Lima

Organizadores

Diego Carvalho Viana

Germán Augusto Murrieta Morey

Ingrety Lorrana Alves da Silva

Thiago Machado da Silva Acioly

Conselho Editorial

Profa. Dra. Aichely Rodrigues da Silva
(UEMASUL)

Profa. Dra. Camila Perez da Silva (UEMASUL)

Profa. Dra. Gabriela Guimarães Jeronimo
(UEMASUL)

Prof. Dr. Gutierrez Rodrigues de Moraes
(UEMASUL)

Profa. Dr. Luciana Oliveira dos Santos
(UEMASUL)

Prof. Dr. Marcelo Francisco da Silva
(UEMASUL)

Profa. Dra. Niara Moura Porto (UEMASUL)

Comitê Científico

Profa. Esp. Bruna Alves Maciel de Sousa
(Faculdade Anhanguera)

Profa. Dra. Cristiane Matos da Silva
(UEMASUL)

Prof. Dr. Francisco Eduardo Aragão Catunda
Junior (UEMASUL) Profa. Ma. Jocelia Martins
Cavalcante Dantas (UNICEUMA)

Prof. Dr. Julio Rodrigues (UEMASUL)

Profa. Dra. Lisis Fernandes Brito de Oliveira
(UFRJ)

Profa. Dra. Patrícia Ferreira Cunha Sousa
(UEMASUL)

Profa. Dra. Regina Célia Costa Lima
(UEMASUL)

Profa. Dra. Rosimary Gomes Rocha
(UFMA)

Prof. Dr. Wellyson da Cunha Araújo
Firmo (UEMASUL)

Coordenação da Editora

Profa. Dra. Aichely Rodrigues da Silva

Diagramação

Maria Eduarda da Silva Santos

Capa

Gabriel Vieira

Revisão

Félix Ricardo

Belli Carhuayo

SUMÁRIO

Capítulo 111

MONOGENÓIDEOS BRANQUIAIS EM *Hoplias malabaricus* “TRAÍRA” E *Hoplerythrinus unitaeniatus* “JEJÚ” ADQUIRIDAS EM SÃO LUIS, MARANHÃO-BRASIL

Luana de Araújo Madureira

Silmara Cristina Silva de Aquino

Alana Lislea de Sousa

Diego Carvalho Viana

Germán Augusto Murrieta Morey

Capítulo 225

MONOGENOIDEOS DAS BRÂNQUIAS DE *Pygocentrus nattereri* “PIRANHA VERMELHA” E *Serrasalmus rhombeus* “PIRANHA PRETA” ADQUIRIDAS NA BAIXADA MARANHENSE, MARANHÃO – BRASIL

Germán Augusto Murrieta Morey

Ricardo Souza Oliveira

Thaís Avelar Vieira

Alana Lislea de Sousa

Diego Carvalho Viana

Capítulo 341

WATER QUALITY AND CONSERVATION IN THE TOCANTINS RIVER (MARANHÃO, BRAZIL): AN ANALYSIS OF ANTHOPOGENIC IMPACTS AND MITIGATION STRATEGIES

Thiago Machado da Silva Acioly

José Iannacone

Muhammad Ilyas

Diego Carvalho Viana

Capítulo 487

BIOECOTOXIMONITOR *Gambusia punctata* (POEY, 1854) Y SOFTWARE GECOTOXIC® DESDE LA PERSPECTIVA COMO PAQUETE TECNOLÓGICO DE PROCESO EN ECOTOXICOLOGÍA ACUÁTICA

George Argota-Pérez

José Iannacone

Capítulo 5119

COLETA, FIXAÇÃO, PRESERVAÇÃO E PROCESSAMENTO DE MONOGENOIDES (PLATYHELMINTHES: MONOGENOIDEA) PARA IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA

Silmara Cristina Silva de Aquino

Alana Lislea de Sousa

Diego Carvalho Viana

Germán Augusto Murrieta Morey

**BIOMARCADORES REVELAM A QUALIDADE DO TAMBACU
E DA ÁGUA DE CULTIVO: UMA REVISÃO**

Karuane Saturnino da Silva Araújo

Thiago Machado da Silva Acioly

Alcina Vieira de Carvalho

Tatiane Aranha da Penha Silva

Nancyleni Pinto Chaves Bezerra

Francisca Neide Costa

Ivaneide de Oliveira Nascimento

Diego Carvalho Viana

É com grande satisfação que apresentamos o segundo volume de *Pescando Conhecimento*, dando continuidade à jornada de exploração e compreensão da fauna aquática de nossa região. Este volume aprofunda as pesquisas sobre a biologia das espécies de peixes e seus parasitas metazoários, apresentando novas espécies e novos achados sobre a complexa relação parasita-hospedeiro.

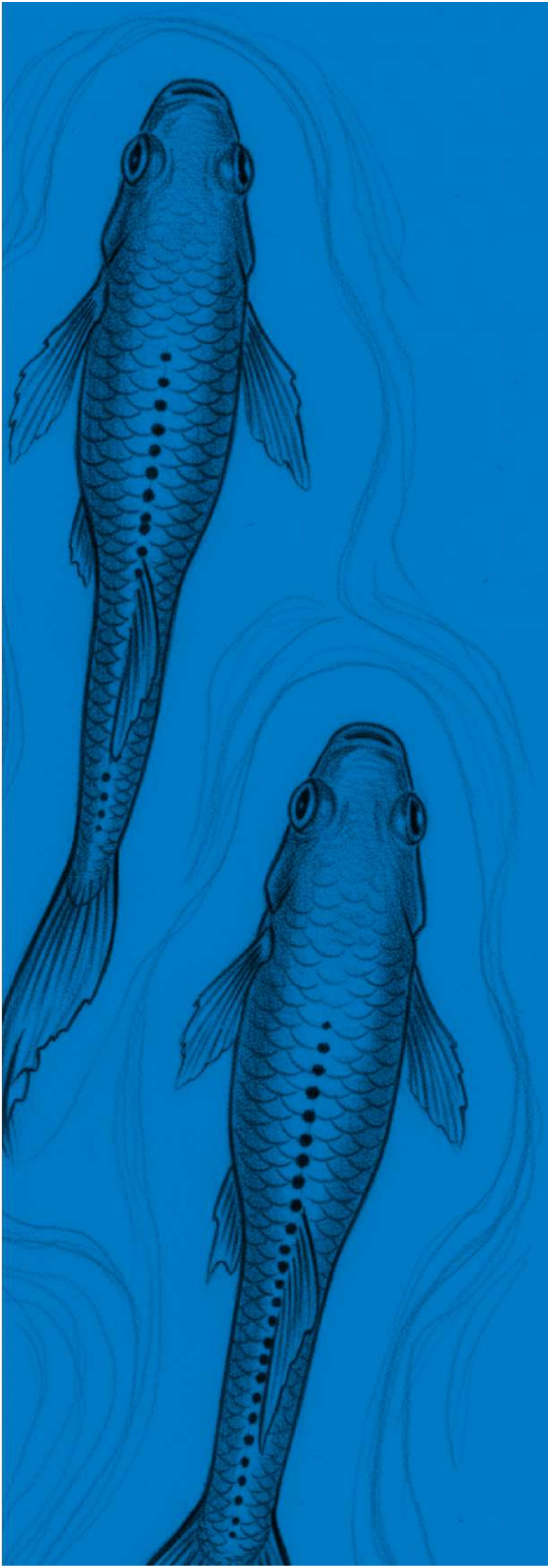
Os capítulos aqui apresentados trazem informações valiosas que ampliam o conhecimento científico e que subsidiarão futuras discussões sobre a qualidade do pescado e as medidas de gestão pesqueira, tanto no Maranhão quanto no Brasil.

Assim como o volume anterior, esta obra é de grande interesse para pesquisadores, estudantes, piscicultores, pescadores, conservacionistas e entusiastas do tema, oferecendo uma leitura acessível e essencial para todos que desejam aprofundar seus conhecimentos sobre os peixes e a preservação das espécies aquáticas.

Jose Alberto Iannacone Oliver

*Animal Ecology and Biodiversity Laboratory (LEBA), Facultad de Ciencias
Naturales y Matemática, Grupo de Investigación en Sostenibilidad
Ambiental (GISA), Escuela Universitaria de Posgrado, Uni-versidad
Nacional Federico Villarreal,
El Agustino, Lima, Peru*

CAPÍTULO 1



**CAPÍTULO 1 - MONOGENÓIDEOS BRANQUIAIS
EM *HOPLIAS MALABARICUS* “RAÍRA” E
HOPLERYTHRINUS UNITAENIATUS “JEJÚ”
ADQUIRIDAS EM SÃO LUIS, MARANHÃO-BRASIL**

Luana de Araújo Madureira

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/8231512557211944>

madureira516@gmail.com

Silmara Cristina Silva de Aquino

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/0880971839589180>

silmara180190@gmail.com

Alana Lislea de Sousa

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/1445205757349785>

alanasousa@professor.uema.br

Diego Carvalho Viana

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão

<http://lattes.cnpq.br/9042875660561395>

diego_carvalho_@hotmail.com

Germán Augusto Murrieta Morey

Instituto de Investigación da Amazônia Peruana - IIAP

<http://lattes.cnpq.br/1738767921196191>

germantiss1106@gmail.com

RESUMO: *Hoplias malabaricus* e *Hopletythrinus unitaeniatus* são espécies de peixes pertencentes à família Erythrinidae, fundamentais para a pesca comercial e de subsistência no Estado do Maranhão, Brasil. Embora a importância destas espécies, não existem trabalhos que reportem a presença de ectoparasitas nas suas brânquias. Em tal sentido, o presente estudo teve como objetivo analisar as brânquias de 40 indivíduos de *H. malabaricus* e 40 de *H. unitaeniatus* adquiridos na feira do peixe da Cidade Operária, em São Luís - Maranhão, Brasil. Os peixes adquiridos foram levados para o Laboratório de Imuno-histoquímica da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) para as análises correspondentes. Em laboratório, as brânquias foram removidas e imersas em água aquecida a 70°C e preservados com etanol 96%. Para a clarificação dos monogenoideos foi utilizado o Meio Hoyer. Os resultados do estudo revelaram a presença de oito espécies parasitando as brânquias de *H. malabaricus*: *Anacanthorus silvoi*, *Urocleidoides brasiliensis*, *U. bulbophallus*, *U. cuiabai*, *U. eremitus*, *Urocleidoides* sp. 1, *Urocleidoides* sp. 2 e *Urocleidoides* sp. 3; e para *H. unitaeniatus* cinco: *A. cururutuiensis*, *A. maratinguensis*, *A. siphonocommus*, *Whittingtonocotyle caetei* e *Urocleidoides* sp. 4.

Palavras-chave: Dactylogyridae. Ectoparasita. Monogenoidea. Parasitismo.

GILL MONOGENOIDS IN *Hoplias malabaricus* “TRAÍRA” AND *Hopletythrinus unitaeniatus* “JEJÚ” ACQUIRED IN SÃO LUÍS, MARANHÃO–BRAZIL

ABSTRACT: *Hoplias malabaricus* and *Hopletythrinus unitaeniatus* are fish species belonging to the Erythrinidae family that are essential for commercial and subsistence fishing in the state of Maranhão, Brazil. Despite the importance of these species, there are no studies reporting the presence of ectoparasites in their gills.

With this in mind, the aim of this study was to analyze the gills of 40 individuals of *H. malabaricus* and 40 of *H. unitaeniatus* acquired at the Cidade Operária fish market, in São Luís - Maranhão, Brazil. The fish were taken to the Immunohistochemistry Laboratory at the State University of Maranhão (UEMA) for analysis. In the laboratory, the gills were removed and immersed in water heated to 70°C and preserved in 96% ethanol. Hoyer's Medium was used to clarify the monogenoids. The results of the study revealed the presence of eight species parasitizing the gills of *H. malabaricus*: *Anacanthorus silvoi*, *Urocleidoides brasiliensis*, *U. bulbophallus*, *U. cuiabai*, *U. eremitus*, *Urocleidoides* sp. 1, *Urocleidoides* sp. 2 and *Urocleidoides* sp. 3; and for *H. unitaeniatus* five: *A. cururutuiensis*, *A. maratinguensis*, *A. siphonocommus*, *Whittingtonocotyle caetei* and *Urocleidoides* sp. 4.

Keywords: Dactylogyridae. Ectoparasite. Monogenoidea. Parasitism.

INTRODUÇÃO

Entre os peixes de importância econômica para o Brasil estão *Hoplias malabaricus* e *Hoplerythrinus unitaeniatus*, ambos da família Erythrinidae, essenciais para a pesca comercial e de subsistência. O *H. malabaricus*, conhecido como traíra, é um predador e possui dieta variada, o que favorece a proliferação de parasitas aquáticos. Sua morfologia robusta e mandíbula forte são adaptações para capturar presas (Da Silva Lima, 2022). O *H. unitaeniatus*, ou Jeju, tem hábitos sedentários e se alimenta de peixes pequenos, desempenhando o papel de predador de topo em ecossistemas aquáticos, além de enfrentar ameaças como poluição e perda de habitat (Buckup, 2021).

O mercado de peixes de água doce no Brasil é essencial tanto para a economia quanto para a alimentação da população. A comercialização de peixes nas feiras livres representa uma das principais formas de venda, com muitas delas oferecendo peixes frescos a preços acessíveis diretamente aos consumidores. Além disso, essas feiras promoverem a troca de informações sobre o mercado e práticas sustentáveis, desempenhando um papel crucial na garantia do acesso a alimentos frescos e saudáveis, além de valorizarem a produção local (Frederico, 2021).

O estudo do parasitismo em peixes é de fundamental importância para a saúde aquática, a saúde pública, a economia e sustentabilidade ambiental, visto que os parasitas podem causar uma variedade de doenças nos peixes, comprometendo sua saúde e bem-estar. O presente estudo teve como objetivo identificar os parasitas das brânquias em *H. malabaricus* e *H. unitaeniatus*, duas espécies de peixes comercializados nos mercados de peixes e consumidos na cidade de São Luís, Maranhão, Brasil.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os peixes foram adquiridos na feira do peixe da Cidade Operária, localizada em São Luís - Maranhão, sendo as coletas realizadas entre janeiro e fevereiro de 2024. No laboratório, foram registrados os dados biométricos dos peixes, incluindo peso e comprimento padrão. Em seguida, as brânquias foram cuidadosamente removidas e fixadas para análise. As brânquias removidas foram imersas em etanol a 70%, aquecido a 70°C (Morey, 2019).

Para a clarificação dos monogenoídeos, foi utilizado

o Meio Hoyer. A organização taxonômica e a identificação dos parasitos foram realizadas por meio chaves taxonômicas e trabalhos originais específicos para cada parasito, seguindo a metodologia de Cohen *et al.* (2013).

Para o cálculo do grau de infecção dos parasitas identificados, foram utilizados os índices parasitológicos. Estes índices foram calculados conforme as fórmulas de Bush *et al.* (1997). Os índices foram: prevalência (%), intensidade de infecção (I), intensidade média de infecção (IM) e abundância média de infecção (AM).

RESULTADOS

Para a Traíra (*H. malabaricus*) foram identificadas oito espécies (Figura 1) e para o Jeju (*H. unitaeniatus*) cinco (Figura 2). Os índices parasitológicos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Índices parasitários das espécies de Monogenoidea registradas parasitando as brânquias de *Hoplias malabaricus* e *Hoplerithrynus unitaeniatus*. PA= peixes analisados, PP= peixes parasitados, P%= prevalência, NTP= número total de parasitas, IMI= intensidade média de infestação, AM= abundância de infestação.

<i>Hoplias malabaricus</i>						
Parasita	PA	PP	P%	NTP	IM	AM
<i>Anacanthorus silvoi</i>	40	4	10	7	1.75	0.175
<i>Urocleidoides brasiliensis</i>	40	8	20	16	2	0.4
<i>Urocleidoides bulbophallus</i>	40	7	17.5	9	1.28	0.22
<i>Urocleidoides cuiabai</i>	40	10	25	45	4.50	1.12

<i>Urocleidoides eremitus</i>	40	6	15	18	3	0.45
<i>Urocleidoides</i> sp1.	40	4	10	8	2	0.2
<i>Urocleidoides</i> sp2.	40	3	7.5	6	2	0.15
<i>Urocleidoides</i> sp3.	40	3	7.5	6	2	0.15
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>						
Parasita	PA	PP	P%	TNP	IM	AM
<i>Anacanthorus cururutuiensis</i>	40	28	70	74	2.64	1.85
<i>A. maratinguensis</i>	40	30	75	45	1.50	1.125
<i>A. siphonocommus</i>	40	35	87.5	94	2.69	2.35
<i>Whittingtonocotyle caetei</i>	40	28	70	39	1.39	0.98
<i>Urocleidoides</i> sp4.	40	6	15	8	1.33	0.20

Org: Autores (2024)

Espécies identificadas em *Hoplerythrinus unitaeniatus*

Anacanthorus silvoi

Apresenta usência de barras e âncoras no haptor. Complexo copulador formado apenas pelo cirro, que possui formato cilíndrico, ganchos curtos, placa arqueada e polegar apontando posteriormente.

Urocleidoides brasiliensis

O órgão copulador masculino apresenta-se como um tubo que forma dois anéis e meio no sentido horário. A base desse órgão possui uma ornamentação em forma de leque. A peça acessória tem formato semelhante a um prato irregular. A vagina é pequena.

Urocleidoides bulbophallus

O órgão copulador masculino é um tubo fino que forma um anel de 1 ½ no sentido horário. A peça acessória, em formato de pequena haste, é articulada à base do cirro. A vagina é esclerotizada e de tamanho pequeno. O haptor possui âncoras com raízes bem desenvolvidas.

Urocleidoides cuiabai

O cirro como um tubo fino e enrolado que forma 2 anéis e meio no sentido horário. A vagina é esclerotizada e tem o formato de um abridor de latas. A principal característica é que possui uma barra dorsal em formato de osso.

Urocleidoides eremitus

O cirro é um tubo fino enrolado, formando dois anéis no sentido anti-horário. A peça acessória tem acabamento em formato de “cobra”. A vagina é esclerotizada, espessa, grande e em formato de abridor de latas.

Urocleidoides sp1.

O cirro apresenta-se como um tubo fino e enrolado formando dois anéis no sentido anti-horário. A vagina é esclerotizada, espessa, com uma extremidade em formato de polegar e a outra pontiaguda. O haptor possui barras grossas, protuberâncias laterais, âncoras com raízes bem desenvolvidas, quase equivalente em tamanho.

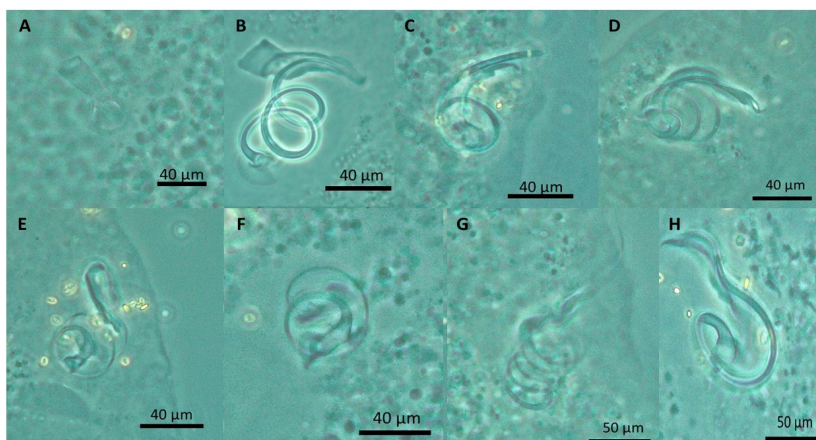
Urocleidoides sp2.

O cirro como um tubo enrolado, formando cinco anéis e meio direcionados no sentido anti-horário. A peça acessória é como uma haste alongada com uma ponta pontiaguda. A vagina é esclerotizada e quase reta, com uma extremidade em forma de abridor de latas.

Urocleidoides sp3.

O cirro possui formato de tubo fino em forma de “vírgula”. A peça acessória é pequena, de formato irregular e articulada à base do cirro. As barras e âncoras ventrais são três vezes maiores que as estruturas dorsais.

Figura 1 - Complexos copulatórios das espécies de Monogenoidea parasitas das brânquias de *Hoplias malabaricus*. A. *Anacanthorus silvoi*, B. *Urocleidoides brasiliensis*, C. *U. bulbophallus*, D. *U. cuiabai*, E. *U. eremitus*, F. *Urocleidoides* sp. 1, G. *Urocleidoides* sp. 2 e H. *Urocleidoides* sp. 3.



Fonte: Autores (2024)

Espécies identificadas em *Hoplerythrinus unitaeniatus*

Anacanthorus cururutuiensis

É uma espécie caracterizada por apresentar o cirrus em forma de um tubo grosso, alongado e simples.

Anacanthorus maratinguensis

Cirrus em forma de um tubo grosso, curto, com abertura bastante pronunciada. Haptor com ganchos grandes e expandidos, formado por duas subunidades, sendo a subunidade proximal alongada.

Anacanthorus siphonocommus

Cirrus como um tubo grosso em forma de copa, com expansões cuticulares em sua parte distal. Haptor com ganchos grandes, alongados e retos.

Urucleidoides sp4.

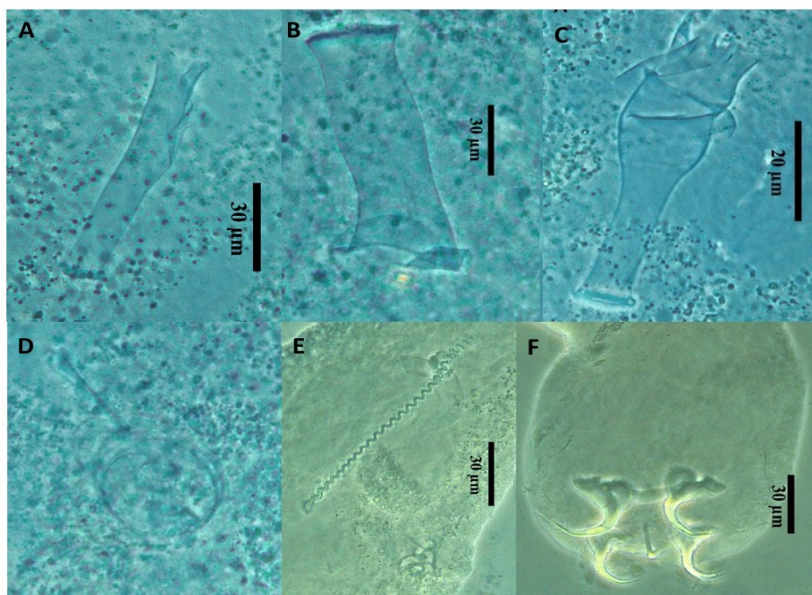
Cirrus como um tubo alongado, que forma quatro anéis girando em sentido anti-horário. A peça acessória está articulada a base do cirrus e tem forma de barra simples e alongada. A vagina é esclerotizada, alongada em forma de pinça. O haptor tem forma hexagonal, com barras alongadas em forma de “V”. Âncoras similares em tamanho e forma, com raiz superficial e profunda curtas.

Whittingtonocotyle caetei

Cirrus bastante alongado, como um tubo fino sinuoso,

como um parafuso expandido. Peça acessória pequena, não articulada com a base do cirrus. Haptor com uma barra ventral alongada e uma barra dorsal alongada, com projeção antero-medial. Âncoras de tamanho médio, com raízes curtas e grossas.

Figura 2 - Complexos copulatórios das espécies de Monogenoidea parasitas das brânquias de *Hoplerythrinus unitaeniatus*. A. *Anacanthorus cururutuiensis*, B. *A. maratinguensis*, A. C. *siphonocommus*, D. *Urocleidoides* sp. 4. E. *Whittingtonocotyle caetei*, F. Haptor de *W. caetei*.



Fonte: Autores (2024)

DISCUSSÃO

Em uma pesquisa conduzida por Graça (2013), foram examinados 54 exemplares de traíras, todos infectados por

pelo menos uma espécie de *Monogenoidea*. *Urocleidoides* sp. foi a espécie com maior prevalência, o que está em concordância com os achados deste estudo, que identificou apenas espécies deste gênero.

Ao analisarem os parasitas de ciclídeos do rio Guandu, situado no Rio de Janeiro, Azevedo *et al.* (2007) notaram que os monogenoideos do gênero *Gussevia* predominavam em quase todos os espécimes examinados. Os autores relacionaram essa predominância à predileção dos peixes por habitats lânticos, que favorecem a presença desse parasita. Considerando que as espécies de monogenoideos presentes nas traíras compartilham características biológicas similares e que seus hospedeiros provêm dos mesmos ambientes, a predominância de *Urocleidoides* spp. nos peixes pode ser justificada pela sua maior eficácia em colonizar o hospedeiro ou por suas características que a tornam menos vulnerável ao sistema imunológico deste.

Silva *et al.* (2022) conduziram uma pesquisa no Amazonas, onde recolheram 125 exemplares de *H. malabaricus* durante os períodos de estiagem e precipitação. Os parasitas mais comuns identificados foram *Urocleidoides cuiabai*, *Anacanthorus* sp. e *Urocleidoides aimarai*, sendo que *Anacanthorus* sp. foi a espécie mais comum em ambos os momentos. Graça *et al.* (2013) sugerem que a maior ocorrência de parasitas monogenoideos durante o período de seca pode estar associada à redução do nível da água e à variação da temperatura, condições que favorecem a infecção e o ciclo de vida desses parasitas. Além disso, esses monogenoideos podem desenvolver uma considerável flexibilidade reprodutiva e metabólica, o que lhes permite maximizar o sucesso da infecção em seus hospedeiros, mesmo em condições ambientais variáveis (Brazenor *et al.*,

2020).

López *et al.* (2015) sustentam que a presença de *Anacanthorus* spp. em *H. unitaeniatatus* pode ser resultado de uma série de fatores interligados. Esses peixes vivem em ambientes aquáticos propícios para a disseminação do parasita, como águas lentas e abundante vegetação. Sua alimentação, que inclui pequenos organismos que podem atuar como hospedeiros intermediários para as larvas desse parasita, facilita a propagação do parasita. Os desvios na prevalência de parasitas, como identificados em diversos estudos sobre *H. unitaeniatatus*, podem ser atribuídos a elementos como o ambiente, as técnicas de coleta diferentes, alimentação e comportamento dos peixes, variações sazonais e a condição geral dos hospedeiros. Essas variações nos ambientes, nos métodos de coleta e nos ciclos de vida dos parasitas podem afetar consideravelmente os resultados, resultando em diferenças nas prevalências observadas.

Embora a coleta tenha sido feita na mesma época, a diferença na prevalência de parasitas como *Anacanthorus* e *Urocleidoides* nesses peixes pode ser justificada por diversos fatores. Uma possível explicação reside nas variações na resposta imunológica entre as duas espécies, onde os jejus podem ser mais propensos à infecção. Ademais, os parasitas podem ter uma predileção por certos hospedeiros, moldados por atributos fisiológicos ou comportamentais, como a forma de nutrição ou a configuração das vias respiratórias (Yamada, 2024).

Neto (2015) foi o primeiro a identificar *W. caetei* no Brasil, recolhendo exemplares de *H. unitaeniatatus* nos rios Guamá e Caeté, situados no estado do Pará. Contudo, este estudo marca a primeira detecção documentada deste parasita no Maranhão.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, R. K.; ABDALLAH, V. D.; LUQUE, J. L., 2007. Ecologia da comunidade de metazoários parasitos do apaiari *Astronotus ocellatus* (Cope, 1872) (Perciformes: Cichlidae) do rio Guandu, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 16 (1), p. 15-20.
- BRAZENOR, A. K. *et al.*, 2020. Temperature alters reproduction and maternal provisioning in a fish ectoparasite. **International Journal for Parasitology**, v. 50, (10-11), p. 839-849.
- BUCKUP, P. A., 1997. Taxonomia e filogenia de peixes de riachos brasileiros. **Oecologia Australis**, v. 25 (2), p. 230-230.
- BUSH, A. O.; LAFFERTY, K. D.; LOTZ, J. M.; SHOSTAK, A. W., 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. **The Journal of parasitology**, p. 575-583.
- COHEN, S. C.; JUSTO, M. C. N.; KOHN, A., 2013. **South American Monogenoidea parasites of fishes, amphibians and reptiles**, p. 659.
- DA SILVA LIMA, F., 2022. Helminth parasites of *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) in areas of Brazilian Amazon with different degree of deforestation. **Conjecturas**, v. 22 (2), p. 460-484.
- FREDERICO, R. G.; REIS, V. C. S.; POLAZ, C. N. M., 2021. Conservação de peixes de riacho: Planejamento e políticas públicas. **Oecologia Australis**, v. 25 (2), p. 564-564.

GRAÇA, R. J.; COSTA, A. L.; TAKEMOTO, R. M., 2013. Ecological aspects of monogenean gill parasites (platyhelminthes) from *Hoplias* aff. *Malabaricus* (bloch, 1794) (pisces, erythrinidae) in a neotropical floodplain. **Neotropical Helminthology**, v. 7 (1), p. 105-116.

LÓPEZ, M. A.; MONTALVÁN, A.; PÉREZ, J., 2015. Parasitic infections in *Hoplerythrinus unitaeniatus* from a neotropical river. **Journal of Aquatic Animal Health**, v. 3 (27), p. 130-136.

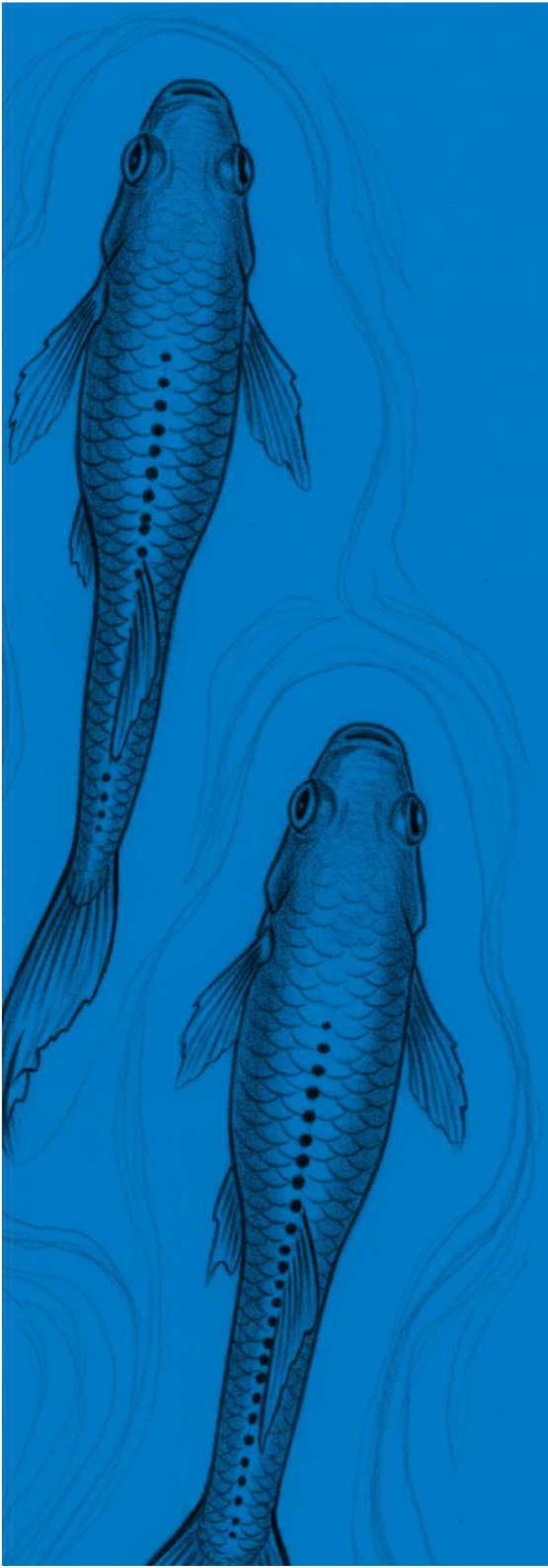
MOREY, G. A. M., 2019. Parasitología en peces de la Amazonía: fundamentos y técnicas parasitológicas, profilaxis, diagnóstico y tratamiento. **Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP)**, p. 100.

NETO, J. F. S.; RODRIGUES, A. R. O.; DOMINGUES, M. V., 2015. Proposal of Whittingtonocotyle n. gen. (Dactylogyroidea: Dactylogyridae), with the description of two new species from the gills of *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Characiformes: Erythrinidae) in Brazil. **Zootaxa**, v. 3937 (1), p. 191-200.

SILVA, L. R. *et al.*, 2022. Diversidade endoparasitária e alterações hepáticas em *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Cichlasoma bimaculatum* de área quilombola maranhense, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 31, p. 22.

YAMADA, P. D. O. F. *et al.*, 2024. A New Species of *Anacanthorus* (Dactylogyridae, Anacanthorinae) Parasitizing Gills of *Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch, 1794) (Characiformes, Erythrinidae) from the Caatinga Domain. **Acta Parasitologica**, v. 69 (4), p. 1729-1735.

CAPÍTULO 2



CAPÍTULO 2 - MONOGENOIDEOS DAS BRÂNQUIAS DE *Pygocentrus nattereri* “PIRANHA VERMELHA” E *Serrasalmus rhombeus* “PIRANHA PRETA” ADQUIRIDAS NA BAIXADA MARANHENSE, MARANHÃO – BRASIL

Germán Augusto Murrieta Morey

Instituto de Investigación da Amazônia Peruana - IIAP

<http://lattes.cnpq.br/1738767921196191>

germantiss1106@gmail.com

Ricardo Souza Oliveira

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/3873836663266441>

madureira516@gmail.com

Thaís Avelar Vieira

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/3980302048803635>

thais-119@live.com

Alana Lislea de Sousa

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/1445205757349785>

alanasousa@professor.uma.br

Diego Carvalho Viana

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão

<http://lattes.cnpq.br/9042875660561395>

diego_carvalho_@hotmail.com

RESUMO: Para o estado do Maranhão, poucos são os estudos que abordam o parasitismo em peixes. Diante do interesse em relatar as espécies de parasitos presentes nos corpos d'água desse estado, este estudo teve como objetivo relatar os monogenoideos que parasitam as brânquias de duas espécies de piranhas: *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858, e *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766). Foram capturados 50 exemplares de *P. nattereri* no lago Grande, no município de São Bento, e 50 exemplares de *S. rhombeus* no canal principal do rio Pericumã, no município de Pinheiro. Quatorze espécies de Monogenoidea foram registradas parasitando as brânquias de *P. nattereri* e *S. rhombeus*. Dessas, 11 foram relatadas em *P. nattereri* e 5 em *S. rhombeus*. Uma espécie, *Anacanthorus* sp. 1, difere de seus congêneres pela morfologia do MCO, que é um tubo plano com paredes esclerotizadas e terminações pontiagudas em ambas as extremidades. Já a espécie *Anacanthorus* sp. 2, difere dos seus congêneres pela forma do MCO que é um tubo em forma de calha. *Anacanthorus mesocondylus* e *Anacanthorus sciphonophallus* são citados pela primeira vez parasitando as brânquias de *P. nattereri*, juntamente com o relato de *Anacanthorus* sp. 1, o número de espécies registradas parasitando as suas brânquias aumenta para 28. O relato de *Anacanthorus calycinum* parasitando as brânquias de *S. rhombeus*, juntamente com o relato de *Anacanthorus* sp. 2, aumenta o número de espécies registradas para 26.

Palavras-chave: *Anacanthorus*. Monogenoideos. Novas espécies. Piranhas.

**GILL MONOGENOIDS OF *Pygocentrus nattereri* “RED
PIRANHA” AND *Serrasalmus rhombeus* “BLACK
PIRANHA” ACQUIRED IN THE BAIXADA MARANHENSE,
MARANHÃO – BRAZIL**

ABSTRACT: For the state of Maranhão, few studies address fish parasitism. Given the interest in reporting the parasite species present in water bodies in Maranhão, this study aimed to report the monogenoids that parasitize the gills of two species of piranhas: *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858, and *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766). Fifty specimens of *P. nattereri* were captured in Lago Grande, in the municipality of São Bento, and 50 specimens of *S. rhombeus* in the main channel of the Pericumã River, in the municipality of Pinheiro. Fourteen species of Monogenoidea were recorded parasitizing the gills of *P. nattereri* and *S. rhombeus*. Of these, 11 were reported in *P. nattereri* and 5 in *S. rhombeus*. One species, *Anacanthorus* sp. 1, differs from its congeners in the morphology of the MCO, which is a flat tube with sclerotized walls and pointed ends at both ends. The species *Anacanthorus* sp. 2, differs from its congeners in the shape of the MCO, which is a trough-shaped tube. *Anacanthorus mesocondylus* and *Anacanthorus sciphonophallus* are reported for the first time parasitizing the gills of *P. nattereri*, together with the report of *Anacanthorus* sp. 1, the number of species recorded parasitizing its gills increases to 28. The report of *Anacanthorus calycinum* parasitizing the gills of *S. rhombeus*, together with the report of *Anacanthorus* sp. 2, increases the number of species recorded to 26.

Keywords: *Anacanthorus*. Monogenoideans. New species. Piranhas.

INTRODUÇÃO

Pygocentrus nattereri Kner, 1858, popularmente conhecida como piranha-vermelha ou piranha-de-barriga-vermelha, é uma espécie de peixe de água doce pertencente à família Serrasalminidae, nativa da América do Sul, encontrada em bacias hidrográficas das regiões Amazônica, Orinoco, Paraguai e Paraná (Queiroz *et al.*, 2010). *Serrasalmus rhombeus* Linnaeus, 1766, popularmente conhecida como piranha-preta, é uma espécie de peixe onívoro pertencente à família Serrasalminidae e é geralmente encontrada em vários rios na bacia Amazônica, Orinoco, norte e leste da Guiana, além de rios costeiros do nordeste do Brasil (Santos *et al.*, 2006).

Entre os parasitas de peixes, os monogenoideos são helmintos com um ciclo de vida direto, parasitando a pele, as narinas, as barbatanas e as brânquias (Thatcher, 2006). De acordo com Cohen *et al.* (2013), para *P. nattereri*, 25 espécies de Monogenoidea foram relatadas parasitando suas brânquias; enquanto para *S. rhombeus* foram relatadas 24 espécies. Dentro do número total de espécies de Monogenoidea para ambos os hospedeiros, seis são compartilhadas.

De acordo com Silva *et al.* (2019), os ambientes naturais de inundação na Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil, são ecossistemas de alta complexidade ecológica, com grande diversidade em sua estrutura e funcionamento. Compreendem lagos rasos temporários que se espalham através de barreiras de inundação, lagos marginais e importantes sistemas de lagos permanentes. Esses ecossistemas são caracterizados por águas pouco profundas, com um comportamento polimítico ou semilótico e que apresentam uma elevada relação superfície/volume. Há

grandes variações no nível da água ao longo do tempo e uma variação horizontal específica entre os fatores bióticos e abióticos, que supera a estratificação vertical.

Na Baixada Maranhense, os registros sobre a fauna parasitária de peixes de água doce ainda apresentam lacunas nas informações. Há, portanto, necessidade de investigações sobre a morfologia e biodiversidade de metazoários parasitos da região, enriquecendo assim a literatura taxonômica e fornecendo informações valiosas para estudos futuros.

MATERIAIS E MÉTODOS

50 exemplares de *P. nattereri* foram capturados no lago Grande, no município de São Bento, Maranhão, enquanto 50 exemplares de *S. rhombeus* foram capturados no canal principal do rio Pericumã, município de Pinheiro, Maranhão. As amostras de *P. nattereri* e *S. rhombeus* foram armazenadas em caixas com gelo e enviadas para a Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), campus São Bento, onde foram processadas. Após a necropsia dos peixes, os arcos branquiais foram imediatamente retirados e colocados em frascos contendo água aquecida (aproximadamente 68 °C). Cada frasco foi vigorosamente agitado e foi adicionado o etanol a 96%.

Alguns espécimes monogenoideos foram corados com tricrômico de Gomori (Boeger; Vianna, 2006) e montados em Bálsamo do Canadá, para determinar as estruturas moles internas. Enquanto outros foram limpos em meio de Hoyer, para o estudo das estruturas esclerotizadas (Boeger; Vianna, 2006).

As estruturas esclerotizadas de todos os parasitas

foram fotografadas com uma câmera digital (LEICA ICC50W) ligada a um microscópio de contraste de fase (LEICA DM750), e as imagens foram utilizadas para obter as medidas do órgão copulador masculino (MCO) e dos escleritos haptorais (Humason, 1979).

RESULTADOS

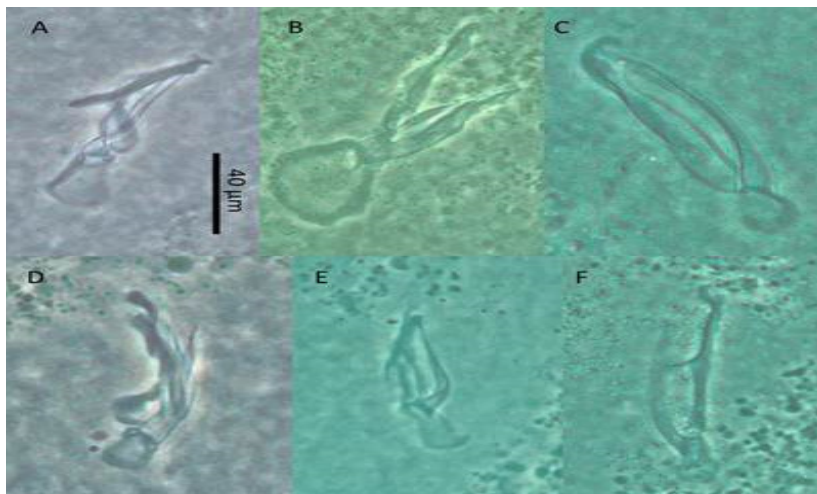
Foram registradas 14 espécies de Monogenoidea parasitando as brânquias de *P. nattereri* e *S. rhombeus*; das 14 espécies, 11 foram registradas em *P. nattereri* e cinco em *S. rhombeus*, enquanto apenas duas foram partilhadas em ambos os hospedeiros (Tabela 1). Do total de espécies registadas, duas corresponderam a novas espécies de *Anacanthorus*. As espécies identificadas pertencem aos gêneros *Amphitecium*, com as espécies: *Amphitecium calycinum* Boeger & Kritsky, 1988 (Fig. 1A), *A. camelum* Boeger & Kritsky, 1988 (Fig. 1B), *A. falcatum* Boeger & Kritsky, 1988 (Fig. 1C), *A. junki* Boeger & Kritsky, 1988 (Fig. 1D), *Amphithecium* sp. (Fig. 1E); *Notozothecium* sp. (Fig. 1F); *Anacanthorus*, com as espécies *Anacanthorus amazonicus* Van Every & Kritsky, 1992 (Fig. 2A), *A. jegui* Van Every & Kritsky, 1992 (Fig. 2B), *A. mesocondylus* Van Every & Kritsky, 1992 (Fig. 2C), *A. reginae* Boeger & Kritsky, 1988 (Fig. 2D), *A. sciponophallus* Van Every & Kritsky, 1992 (Fig. 2E), *A. thatcheri* Boeger & Kritsky (Fig. 2F) e duas espécies novas: *Anacanthorus* sp. 1 (Fig. 3A) e *Anacanthorus* sp. 2 (Fig. 3B).

Tabela 1 - Espécies de Monogenoidea das brânquias de *Pygocentrus nattereri* coletados no lago Grande em São Bento, Maranhão, Brasil e de *Serrasalmus rhombeus* coletados no Rio Pericumã, em Pinheiro, Maranhão, Brasil.

Espécies	Hospedeiro
<i>Amphithecium calycinum</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i> , <i>Serrasalmus rhombeus</i>
<i>Amphithecium camelum</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Amphithecium falcatum</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i> , <i>Serrasalmus rhombeus</i>
<i>Amphithecium junki</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Amphithecium</i> sp.	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Anacanthorus</i> sp1.	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Anacanthorus amazonicus</i> .	<i>Serrasalmus rhombeus</i>
<i>Anacanthorus jegui</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Anacanthorus</i> sp2.	<i>Serrasalmus rhombeus</i>
<i>Anacanthorus mesocondylus</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Anacanthorus reginae</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Anacanthorus sciponophallus</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Anacanthorus thatcheri</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Notozothecium</i> sp.	<i>Serrasalmus rhombeus</i>

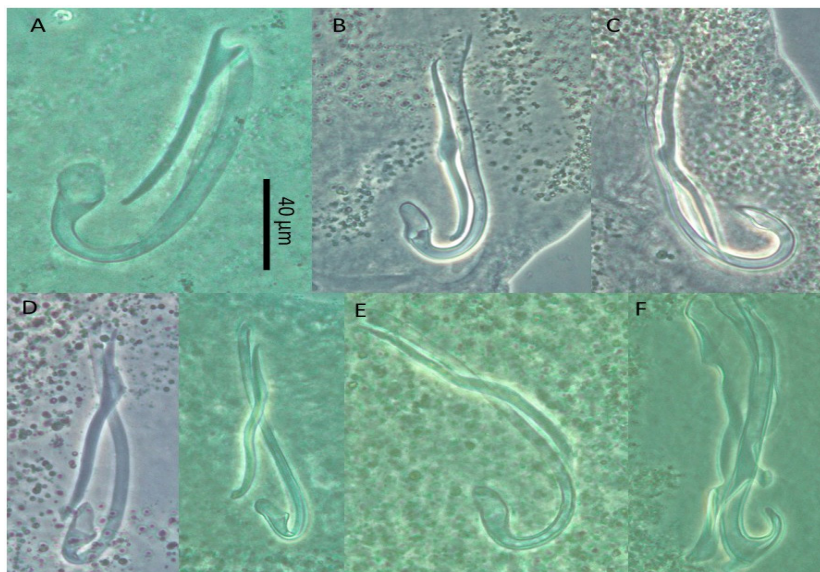
Fonte: Autores (2024)

Figura 1 - Complexo copulatório de monogenoideos identificados nas brânquias de duas espécies de piranhas coletadas na Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil. A: *Amphitecium calycinum*, B: *A. camelum*, C: *A. falcatum*, D: *A. junki*, E: *Amphithecium* sp, F: *Notozothecium* sp.



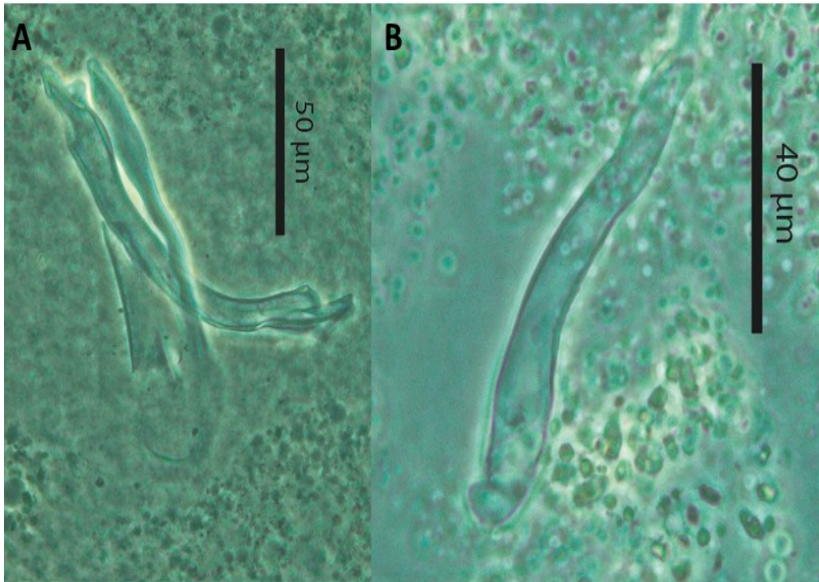
Fonte: Autores (2024)

Figura 2 - Complexo copulatório de *Anacanthorus* spp. identificados nas brânquias de duas espécies de piranhas coletadas na Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil. A: *anacanthorus amazonicus*, B: *A. jegui*, C: *A. mesocondylus*, D: *A. reginae*, E: *A. sciponophallus*, F: *A. thatcheri*.



Fonte: Autores (2024)

Figura 3 - A. Complexo copulatório de *Anacanthorus* sp1. das brânquias de *Pygocentrus nattereri*. B. Complexo copulatório de *Anacanthorus* sp2. das brânquias de *Serrasalmus rhombeus*.



Fonte: Autores (2024)

DISCUSSÃO

Em comparação com outros grupos de helmintos, Monogenoidea é o grupo de parasitas com a maior especificidade de espécies hospedeiras; ou seja, cada espécie de Monogenoidea infecta apenas uma ou um pequeno número de espécies hospedeiras ou membros da família hospedeira (Braga *et al.*, 2014; Řehulková *et al.*, 2021). É mais fácil encontrar uma ligação entre as características ecológicas dos hospedeiros e a variedade dos seus parasitas graças à sua elevada diversidade de espécies hospedeiras

(Poulin, 2002).

Os peixes serrasalmídeos apresentam uma enorme diversidade de monogenoídeos. Até agora, foram registradas 92 espécies de monogenoídeos pertencentes a 15 gêneros nestes peixes. A maioria destes registros teve origem no Brasil durante a década de 1990 (Boeger e Vianna, 2006). Além disso, dentre os peixes hospedeiros, o clado composto por Serrasalminidae popularmente conhecido como piranhas (*Serrasalmus* spp. e *Pygocentrus* spp.) se destacou em termos de riqueza parasitária de espécies de monogenoídeos por hospedeiro (Braga *et al.*, 2014; Tavares-Dias *et al.*, 2022).

Cohen *et al.* (2013) compilaram vários estudos realizados na América do Sul, relatando 25 espécies de Monogenoidea parasitando as brânquias de *P. nattereri* e 24 parasitando as brânquias de *S. rhombeus*. Os registros são de estudos realizados na Bolívia, Brasil e Peru. Estudos posteriores, como os de Moraes *et al.* (2015), identificaram 14 espécies a partir das brânquias de *P. nattereri* capturadas em seis lagos de várzea na Amazônia Central. Nesse estudo foram registradas sete espécies de *Amphithecium* Boeger & Kritsky, 1988; quatro *Anacanthorus* Mizelli & Price, 1965, uma *Enallothecium* Boeger & Kritsky, 1988, uma *Notothecium* Boeger & Kritsky, 1988 e uma *Nothozothecium* Boeger & Kritsky, 1988.

Neves *et al.* (2020) relataram três espécies: *A. gravihamulatus*, *Notothecium minor* e *N. penetrarum* a partir das brânquias de *S. rhombeus* capturados no rio Matapi, Amapá, Brasil. Morey *et al.* (2023) analisaram *P. nattereri* da Amazônia Peruana, identificando 18 espécies pertencentes a: cinco *Amphithecium*, sete *Anacanthorus*, um *Enallothecium* Boeger; Kritsky, 1988, dois *Mymarothecium* Kritsky, Boeger; Jégu, 1996, um *Notothecioides* Kritsky, Boeger; Jégu, 1996 e

dois *Notozothecium*.

Este estudo registrou 11 espécies pertencentes a apenas dois gêneros: *Amphithecium* e *Anacanthorus* a partir das brânquias de *P. nattereri* capturadas na Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil. Além disso, *Amphithecium calycinum* é citado pela primeira vez parasitando as brânquias de *S. rhombeus*; *A. mesocondylus* e *A. sciphonophallus* são citados pela primeira vez em *P. nattereri*.

Em relação à especificidade dos monogenóides de *P. nattereri* e *S. rhombeus*, Cohen *et al.* (2013) relataram que, do total de 43 espécies citadas em ambos os hospedeiros, apenas 6 espécies (14%) são compartilhadas. Um resultado semelhante de baixa especificidade de espécies hospedeiras é relatado no presente estudo, no qual, do total de 14 espécies identificadas, apenas duas (14%) foram compartilhadas entre *P. nattereri* e *S. rhombeus*. Isso mostra que as espécies monogenóides desses hospedeiros têm uma alta especificidade espécie-hospedeiro, com uma baixa similaridade de espécies compartilhadas.

Um dos principais problemas em ecologia de parasitas é descobrir o que influencia os padrões de distribuição geográfica dos parasitas. A parasitologia de peixes está muito interessada em determinar as variáveis que contribuem para as variações observadas na diversidade de monogenéticos em peixes brasileiros. Como regiões geográficas maiores suportam um número maior de espécies de hospedeiros e parasitas, pode haver uma correlação substancial entre a diversidade de parasitas e o número de espécies potenciais de peixes hospedeiros na escala geográfica regional. Essa correlação está associada com o tamanho de uma região (Paterson *et al.*, 2021).

Até à data, o maior número de espécies de

monogenóides relatadas parasitando as brânquias de *P. nattereri* é o relatório de Cohen *et al.* (2013), com 25 espécies em peixes coletados no Brasil. “O segundo maior relato é o de Morey *et al.* (2023), com 18 espécies. Com os resultados do presente estudo, *A. mesocondylus* e *A. sciphonophallus* são citados pela primeira vez parasitando as brânquias de *P. nattereri*, além disso, *Anacanthorus* sp. 1 é relatado, elevando o número de espécies registradas parasitando as brânquias desta piranha para 28. Para *S. rhombeus*, o maior registro é citado por Cohen *et al.* (2013) com 24 espécies. Com o relato de *A. calycinum* parasitando as brânquias de *S. rhombeus*, juntamente com o relato de um *Anacanthorus* n. sp. 2, o número de espécies relatadas aumenta para 26. Assim, ambos os hospedeiros continuam sendo as espécies que abrigam o maior número de monogenóides para a região Neotropical.

Em contraste com outras bacias como a do Rio Amazonas e do Rio Paraná, que concentram a maioria dos estudos, pouco se sabe sobre a diversidade de monogenéticos parasitando espécies de peixes hospedeiros na maioria das bacias hidrográficas brasileiras, como a bacia do Rio Pericumã. Os resultados do presente estudo são os primeiros a relatar espécies de monogenoideos parasitando *P. nattereri* e *S. rhombeus* da bacia do Rio Pericumã; juntamente com os novos registros, a descoberta e descrição de duas novas espécies de Monogenoidea ressaltam a importância de continuar os estudos em locais pouco estudados, para contribuir com o conhecimento da diversidade de parasitos para o Estado do Maranhão e para o Brasil.

REFERÊNCIAS

BOEGER, W. A.; VIANNA, R. T., 2006. Monogenoidea. In: Thatcher, V. E. (eds) **Amazon fish parasites**, Pensoft: Bulgaria.

BRAGA, M. P.; ARAÚJO, S. B. L.; BOEGER, W. A., 2014. Patterns of interaction between Neotropical freshwater fishes and their gill Monogenoidea (Platyhelminthes). **Parasitology Research**, v. 113 (2), p. 481-490.

COHEN, S. C.; JUSTO, M. C. N.; KOHN, A., 2013. **South American Monogenoidea parasites of fishes, amphibians and reptiles**, Rio de Janeiro.

HUMASON, G. L., 1979. **Animal tissue techniques**. W. H. Freeman and Company, San Francisco, 4th ed.

MORAIS, A. M.; MALTA, J. C., 2015. Biodiversidad de monogenoídeos de la piraña roja *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1958) Characiformes: Serrasalminidae) en la Amazonía Central: ocurrencia y taxonomía. **Neotropical Helminthology**, v. 9 (2), p. 265-276.

MOREY, G. A. M.; ROJAS, C. A. T.; CHU, L. A. R.; ARELLANO, H. S.; FIGEROA, G. S. C., 2023. Species of Monogenoidea from fish species used in aquaculture in the Peruvian Amazonia. **Aquaculture**, v. 563, 738947.

QUEIROZ, H. L.; SOBANSKI, M. B.; MAGURRAN, A. E., 2010. Reproductive strategies of Red-bellied Piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) in the white waters of the Mamirauá flooded forest, central Brazilian Amazon. **Environmental Biology of Fishes**, v. 89, p. 11-19.

PATERSON, R. A.; VIOZZI, G. P.; RAUQUE, C. A.; FLORES, V.R.; POULIN, R., 2021. A global assessment of parasite diversity in galaxiid fishes. **Diversity**, v. 13 (1), p. 27.

POULIN, R, 2002. The evolution of monogenean diversity. **International Journal of Parasitology**, v. 32 (3), p. 245-254.

ŘEHULKOVÁ, E.; RAHMOUNI, I.; PARISELLE, A.; ŠIMKOVÁ, A., 2021. Integrating morphological and molecular approaches for characterizing four species of *Dactylogyrus* (Monogenea: Dactylogyridae) from Moroccan cyprinids, with comments on their host specificity and phylogenetic relationships. **PeerJ**, v. 9, e10867.

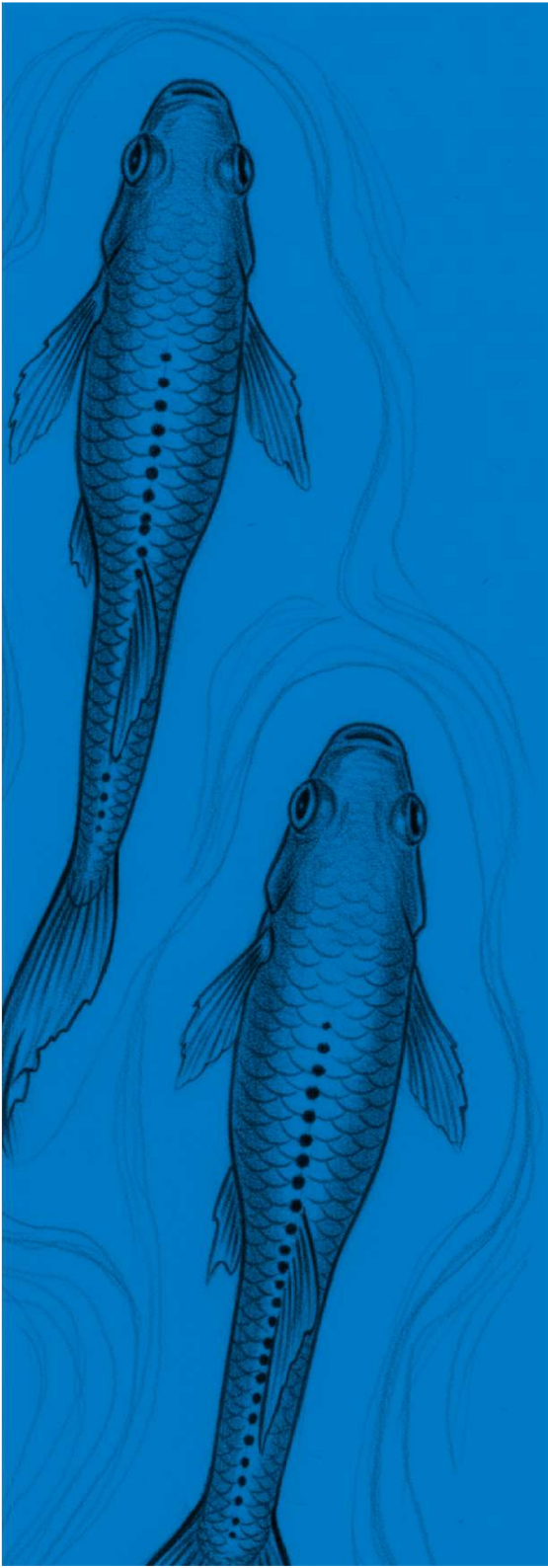
SANTOS, G.; FERREIRA, E.; ZUANON, J., 2006. **Peixes comerciais de Manaus**. IBAMA/Pró-várzea.

SILVA, V. A. R. et al., 2019. Climatic and Anthropic Influence on the Geodiversity of the Maranhão Amazon Floodplain. **Journal of Agricultural Science**, v. 11 (18), p. 105.

TAVARES-DIAS, M.; SILVA, L. M. A.; OLIVEIRA, M. S. B., 2022. Geographic range, distribution patterns and interactions of Monogenea Van Beneden 1858, with species of native host freshwater fishes from Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 31 (3), e005722.

THATCHER, V. E., 2006. **Amazon fish parasites** (Vol. 1). Pensoft Publishers.

CAPÍTULO 3



CAPÍTULO 3 - WATER QUALITY AND CONSERVATION IN THE TOCANTINS RIVER (MARANHÃO, BRAZIL): AN ANALYSIS OF ANTHROPOGENIC IMPACTS AND MITIGATION STRATEGIES

Thiago Machado da Silva Acioly

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

<http://lattes.cnpq.br/5561167616097204>

tmsacioly@gmail.com

José Iannacone

Universidad Ricardo Palma - URP

joseiannacone@gmail.com

Muhammad Ilyas

International Islamic University Islamabad - IIUI

sirfilyas@yahoo.com

Diego Carvalho Viana

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão

<http://lattes.cnpq.br/9042875660561395>

diego_carvalho_@hotmail.com

RESUMO: O Rio Tocantins desempenha um papel fundamental na biodiversidade aquática, servindo como habitat para uma rica ictiofauna cuja preservação é crucial para a saúde ecológica do sistema, especialmente diante das pressões antropogênicas. Este artigo de revisão resume informações relevantes sobre os impactos humanos na região, destacando a importância ambiental e socioeconômica do rio para a população do Maranhão, Brasil.

Examina os efeitos da contaminação ambiental, incluindo metais potencialmente tóxicos, a geração excessiva de radicais livres e o estresse oxidativo, bem como os mecanismos de biotransformação de xenobióticos. Além disso, é discutido o uso de bioindicadores — com ênfase em peixes e parâmetros bioquímicos, como transaminases, acetilcolinesterase e fosfatase alcalina — como uma ferramenta eficaz para monitorar e avaliar danos ambientais. Os dados compilados ressaltam a necessidade de estratégias integradas de monitoramento, conservação e mitigação de impactos, contribuindo assim para o desenvolvimento sustentável e a preservação dos ecossistemas aquáticos da região.

Palavras-chave: Bacia Tocantins-Araguaia. Ecossistemas de Água Doce. Poluição Aquática. Qualidade Ambiental.

***WATER QUALITY AND CONSERVATION IN THE
TOCANTINS RIVER (MARANHÃO, BRAZIL): AN ANALYSIS
OF ANTHROPOGENIC IMPACTS AND MITIGATION
STRATEGIES***

ABSTRACT: The Tocantins River plays a fundamental role in aquatic biodiversity, serving as a habitat for a rich ichthyofauna whose preservation is crucial for the ecological health of the system, especially in the face of anthropogenic pressures. This review article summarizes relevant information about human impacts in the region, highlighting the environmental and socioeconomic importance of the river for the population of Maranhão, Brazil. It examines the effects of environmental contamination, including potentially toxic metals, the excessive generation of free radicals, and oxidative stress, as well as the mechanisms of xenobiotic

biotransformation. Furthermore, the use of bioindicators—with an emphasis on fish and biochemical parameters such as transaminases, acetylcholinesterase, and alkaline phosphatase—is discussed as an effective tool for monitoring and assessing environmental damage. The compiled data underscore the need for integrated strategies for monitoring, conservation, and impact mitigation, thereby contributing to sustainable development and the preservation of the region's aquatic ecosystems.

Keywords: Aquatic Pollution. Environmental Quality. Freshwater Ecosystems. Tocantins-Araguaia Basin.

INTRODUCTION

The Tocantins River plays a fundamental role in aquatic biodiversity, serving as a habitat for a rich diversity of fish species. Preserving this diversity is essential for maintaining the river's ecological health, especially in the face of anthropogenic pressures. Human activities, such as pollution and habitat alterations, have negatively impacted the aquatic environment, directly affecting water quality and, consequently, fish populations' health. In this context, the use of bioindicators has proven to be an effective tool for monitoring environmental quality and detecting ecosystem changes caused by human actions (Sumudumali; Jayawardana, 2021).

This study investigates the ecological and environmental aspects of the Tocantins River, emphasizing fish diversity and anthropogenic impacts. It assesses bioindicators in environmental monitoring, considering oxidative stress, xenobiotic biotransformation, and the influence of potentially toxic metals in water, sediments, and

fish tissues. Additionally, it examines biochemical indicators such as transaminases, acetylcholinesterase, and alkaline phosphatase. Environmental monitoring is crucial for mitigating impacts and supporting public policies focused on conservation and socio-environmental responsibility (Acioly *et al.*, 2024; Machado da Silva Acioly *et al.*, 2024). Moreover, raising awareness among the local population strengthens river conservation efforts and promotes governmental and institutional actions for more effective environmental management (Machado da Silva Acioly *et al.*, 2025).

This review adopts a broad approach, aiming to compile and synthesize relevant findings from existing scientific research. An in-depth literature search was conducted using databases such as Science Direct, Scielo, CAPES Periódicos, and Wiley Online Library. The research employed keywords in both English and Portuguese: “Tocantins River,” “environmental monitoring,” “fish,” “oxidative stress,” “antioxidant enzymes,” and “potentially toxic metals,” combined using the Boolean operators “AND” and “OR” to ensure greater precision. Inclusion criteria were limited to original research articles and literature reviews published in scientific journals. Excluded materials included articles unrelated to the proposed topic, those outside the central research scope, paywalled content, monographs, dissertations, theses, opinion articles, and duplicates.

LITERATURE REVIEW

Tocantins River: Importance, Fish Diversity, and the Presence of Pollutants

The Araguaia-Tocantins watershed, as described

by the Tocantins and Araguaia Waterways Administration (Ahitar, 1999), is located between 4° and 18° South latitude and 46° and 55° West longitude. The Tocantins River, which flows through this basin, is recognized for its ecological and economic significance, playing a central role for the region's inhabitants. It originates in the Goiás Plateau and flows through the states of Goiás, Tocantins, and Maranhão, eventually reaching the Pará estuary in Belém, where it merges with the Amazon River, forming a complex Brazilian drainage system (Oliveira Lopes, 2020).

The Tocantins River, divided into upper, middle, and lower sections, features numerous rapids and waterfalls (Bezerra et al., 2020; Americo, 2022). Most of the river is navigable, facilitating the transport of goods such as soy and minerals for export. Additionally, the river has significant hydroelectric potential, with several projects developed in recent decades (Americo, 2022), including the Tucuruí Dam in Pará, which generates 8.370 MW. Hydropower plants are the world's leading source of renewable energy, accounting for approximately 16% of the global energy matrix (Balkhair; Rahman, 2017; IEA, 2019). However, both river navigation and hydroelectric energy generation can have significant environmental impacts.

The middle Tocantins River, approximately 980 km long with a 150-meter elevation drop, extends from Lajeado Falls (Tocantins) to Itaboca Falls (Pará) (Americo, 2022). Along its course lies the city of Imperatriz, which has 273.110 inhabitants and covers an area of 1.369.039 km², of which 65.07 km² is urbanized (IBGE, 2022). Imperatriz is the second most populous municipality in Maranhão and one of the most economically significant, serving as a major transit route between large commercial centers.

River navigation is deeply rooted in the cultural history of the Araguaia-Tocantins basin, as Portuguese colonizers used these waterways to access northern Brazil in search of valuable goods and indigenous slaves. Over time, local populations incorporated this riverine lifestyle into their social, economic, cultural, and environmental contexts. Viana *et al.* (2022) report that fishing remains a traditional and income-generating activity, practiced for generations in the region. It serves as a primary protein source for the Maranhão population and supplies fish to neighboring states such as Pará, Tocantins, and Piauí.

Aquatic ecosystems function as sinks, absorbing various substances from land runoff and leaching (Bashir *et al.*, 2020; Bjerregaard *et al.*, 2022). Human activities, including sewage discharge, nutrient input, terrigenous materials, crude oil, potentially toxic metals, and plastics, have severely impacted these environments. Additionally, global climate change, urban and tourism development, and the unsustainable exploitation of aquatic resources have intensified these challenges (Häder *et al.*, 2020). Specifically, metals can enter aquatic ecosystems through natural processes such as weathering, atmospheric deposition, and rainfall, as well as through anthropogenic sources.

Recent studies indicate that fish species in northern Brazil are heavily influenced by local climatic conditions, human activities, deforestation, and river damming, often for energy production (Carvalho *et al.*, 2017; Berlatto, 2018; Santana *et al.*, 2021). It is important to note that fish exhibit diverse responses to xenobiotic exposure, with variations depending on factors such as sex, diet, size, genetic polymorphism, and developmental stage (Adeogun *et al.*, 2020; Campbell *et al.*, 2021; Topić Popović *et al.*, 2023).

Imperatriz, located in northeastern Brazil along the right bank of the Tocantins River (Maranhão), has a population strongly connected to the river in socio-economic, cultural, and environmental aspects. A recent study found that 34% of riverine residents both consume and sell native fish, while 62% use them solely for personal consumption. Additionally, 84% reported lacking a sewage system, while many rely on untreated river water (Acioly *et al.*, 2025). The same study revealed that 84% of interviewed riverside dwellers perceive the middle Tocantins River as polluted. Among the most noticeable changes over time, they mentioned a decrease in river levels during the dry season, a decline in fish availability, especially in the dry season and increasing water pollution.

Studies by Acioly *et al.* (2024) and Machado da Silva Acioly *et al.* (2024) provide key insights into the concentration, distribution, pollution levels, and sources of toxic and essential elements in water and sediment. Water monitoring revealed that aluminum, copper, iron, magnesium, and selenium exceeded legal limits, with seasonal variations suggesting climatic influences, particularly in February when concentrations peaked. Additionally, the urban area showed higher conductivity, total dissolved solids (TDS), and chlorophyll levels, highlighting the need for ongoing monitoring. Sediment analysis in 2023 indicated excessive levels of aluminum, iron, manganese, and selenium, while chromium, nickel, copper, zinc, and lead surpassed guideline thresholds.

Anthropic Activity and Bioindicators for Environmental Quality Monitoring

The main anthropogenic impacts that can compromise the functioning of aquatic ecosystems include industrial, urban, agricultural, and mining pollution; construction of dams, reservoirs, and roads; salinization; sedimentation resulting from deforestation; removal of riparian forests; intensive exploitation of fishery resources; introduction of exotic plant and animal species; and habitat destruction (Trivinho *et al.*, 2008; Azevedo-Santos *et al.*, 2021; Ogidi; Akpan, 2022; Swain, 2024). Contaminants from these activities, when entering aquatic environments, can disrupt the ecosystem by generating oxidants and free radicals in organisms. These compounds intensify oxidative stress, causing harmful biological effects on the morphology, physiology, and biochemistry of living organisms.

Potentially toxic elements, such as metals, metalloids, and non-metals, are of environmental concern due to their effects on different components of aquatic ecosystems (Guabloche *et al.*, 2024). Hernández-Fernández *et al.* (2020) highlight the presence of metals and metalloids in organic and inorganic forms, such as methylated mercury (Hg), the most toxic form of this element in the food chain. Depending on its concentration in animal tissue, Hg can denature and inactivate enzymes, interfere with cellular metabolism, and alter cell membranes. Elements with no essential metabolic functions, such as mercury (Hg), cadmium (Cd), lead (Pb), and aluminum (Al), can produce highly reactive compounds, such as H₂O₂ (hydrogen peroxide), being among the most prevalent contaminants causing damage to the human body (Shiry *et al.*, 2021; Merola *et al.*, 2021; Rajkumar *et al.*, 2023).

Bioindicators are organisms or species whose presence, abundance, and distribution indicate environmental quality, playing a crucial role in identifying anthropogenic factors that can impact aquatic life. Prestes and Vincenci (2019) state that this type of assessment allows for diagnosing ecological impacts from multiple pollution sources, especially anthropogenic ones. The responses of analyzed specimens depend on their physiology and ability to accumulate compounds, influenced by nutritional, immunological, and environmental conditions.

Environmental monitoring indicators are subdivided into exposure, effect, and susceptibility biomarkers (Chandana, 2019; Manno, 2024). Exposure biomarkers are used to detect and quantify the presence of contaminants or their metabolites in the organism, reflecting the intensity and duration of exposure to these agents. Their use indicates that the organism has been exposed to toxic substances and can also provide information on bioaccumulation levels. Effect biomarkers measure the biological damage caused by exposure to contaminants, assessing physiological, biochemical, or morphological changes at the cellular or molecular level. These biomarkers help identify adverse impacts (preclinical, sublethal, or lethal) resulting from exposure.

Free Radicals, Oxidative Stress, and Xenobiotic Biotransformation

Oxidation is the process by which an atom, group, or ion loses electrons during a chemical reaction. This process is natural and essential for the survival of aerobic organisms

that breathe oxygen. During metabolism, these organisms generate oxidants and free radicals, which interact with the environment. Oxidants are small, inorganic molecules that attack and oxidize other molecules and cells. Over evolution, aerobic organisms have developed antioxidant defenses to manage these compounds, including enzymes such as superoxide dismutase, catalase, and glutathione peroxidase. In addition to these enzymes, non-enzymatic compounds such as bilirubin, uric acid, melatonin, and glutathione also help maintain cellular balance (Gordon, 2012; Alam *et al.*, 2024).

Free radicals are unstable molecules that contain atoms with unpaired electrons due to an odd number of electrons in their valence shell. According to the octet rule, a molecule requires eight electrons in its valence shell to achieve stability. Free radicals are frequently produced by mitochondria during the electron transport chain in metabolic processes such as redox reactions. However, when produced in excess, they can induce oxidative stress. Reactive oxygen species (ROS), such as hydrogen peroxide (H_2O_2), are reactive molecules that, despite not having unpaired electrons, can still cause damage, acting similarly to free radicals in terms of chemical reactivity (Silva, 2016).

Oxidative stress occurs when there is an imbalance between the production of reactive oxygen species (ROS) and the organism's antioxidant defense system, leading to damage to essential biomolecules such as lipids, DNA, and proteins. In response, cellular metabolism may increase the activity of antioxidant enzymes or reduce the activity of enzymes that generate oxidative stress to restore physicochemical balance. The antioxidant defense system acts to mitigate the damage caused by ROS, which, besides being associated

with oxidative stress, also play essential roles as secondary messengers in cellular signaling pathways, regulating processes such as immune response and cellular adaptation. Moreover, detoxification processes and responses to xenobiotic presence can be assessed by quantifying enzymes and proteins involved in biotransformation, as well as enzymatic and non-enzymatic antioxidants that neutralize ROS.

The increased release of ROS in aquatic environments is strongly associated with environmental stressors such as ultraviolet (UV) radiation and the presence of contaminants, including trace metals (Silva *et al.*, 2016; Anetor *et al.*, 2022; Sharma *et al.*, 2024). Microparticles of potentially toxic metals catalyze metabolic reactions, generating oxidative stress and releasing free radicals, particularly hydroxyl radicals (-OH). The accumulation of environmental contaminants compromises the organism's antioxidant defenses, reducing its ability to neutralize these radicals and causing oxidative damage to macromolecules such as proteins, lipids, and nucleic acids. Recent studies show that ROS can damage these macromolecules, resulting in metabolic dysfunction and apoptosis, both in vivo and in vitro (Stark *et al.*, 2022; Rauf *et al.*, 2024; Yu; Luo, 2024).

The Fenton and Haber-Weiss reactions explain how metals contribute to ROS generation. In the Fenton reaction, iron (Fe^{2+}) or copper (Cu^{2+}) ions react with hydrogen peroxide (H_2O_2), generating highly reactive hydroxyl radicals (-OH), which can cause severe cellular damage. In the Haber-Weiss reaction, the interaction between superoxide (O_2^-) and metal ions, such as Fe^{3+} , can regenerate Fe^{2+} , which then reacts with H_2O_2 , forming hydroxyl radicals (-OH) again. These metal-catalyzed processes are crucial in ROS

generation, intensifying oxidative stress and exacerbating cellular and molecular damage, particularly in aquatic organisms exposed to contaminants. ROS are generated not only through these reactions but also when certain metals, such as Cu, As, Fe, Pb, Cd, Cr, Hg, Ni, and Zn, interact with each other, amplifying cellular and molecular damage in exposed aquatic organisms (Wasif *et al.*, 2024).

It is crucial to note that many potentially toxic metals are not metabolized by organisms and accumulate in soft tissues, as living beings struggle to excrete them efficiently. These pollutants are highly persistent in the environment and can impact various metabolic systems, including blood and cardiovascular pathways, colon, liver, kidneys, endocrine system, enzymatic energy production pathways, gastrointestinal system, immune system, nervous system, and reproductive and urinary systems (Budi *et al.*, 2024; Singh; Kostova, 2024; Parui *et al.*, 2024; Tyagi *et al.*, 2024). This can lead to cytotoxic, mutagenic, and carcinogenic effects in animals and humans, particularly through the consumption of contaminated food (Rivera *et al.*, 2018).

Potentially Toxic Metals: General Aspects, Adsorption, Mobility, and Accumulation in Water, Sediments, and Tissues

Potentially toxic elements are chemical substances that can cause harmful effects on living organisms and ecosystems, depending on their concentrations and chemical forms in the environment. These elements include both heavy metals and non-metals and metalloids, which can be toxic at high levels or even in small quantities, depending

on environmental and biological conditions. Among the heavy metals of greatest toxicological and ecotoxicological relevance in aquatic environments are mercury (Hg), arsenic (As), chromium (Cr), lead (Pb), cadmium (Cd), nickel (Ni), and zinc (Zn). For most organisms, exposure to concentrations above a specific threshold can be extremely toxic (Alvariño *et al.*, 2024). However, some, such as cobalt (Co) and zinc (Zn), are essential for living organisms (Obasi; Akudinobi, 2020). Essential trace elements may pose risks if their levels exceed the tolerance limits of organisms, while non-essential metals are toxic even at relatively low concentrations.

These contaminants, from both natural and anthropogenic sources, are present in nature. Natural sources include forest fires, rock weathering, volcanic activities, and the chemical evolution of hydrochemical facies. However, it is evident that the excessive release of heavy metals occurs mainly due to anthropogenic activities, such as urbanization, industrialization, mining, municipal and domestic activities, agriculture, wastewater, and metallurgical processes (Masindi *et al.*, 2018; Adnan *et al.*, 2024; Swain *et al.*, 2024). Therefore, recognizing the risk of heavy metal contamination and its consequences for biodiversity is essential (Savassi *et al.*, 2020); only by doing so can we control and prevent harm to the aquatic ecosystem's balance.

Unlike organic compounds, potentially toxic metals are not easily degraded and can accumulate in various compartments of aquatic ecosystems (Jalilian *et al.*, 2024), including sediments, water columns, and the tissues of organisms. This characteristic makes them a significant environmental concern, as they can cause negative impacts at different trophic levels, depending on their concentration, chemical form, and environmental conditions. The term

“Potentially Toxic Metals” includes not only heavy metals but also other elements such as Cr, Cu, Zn, and Ni, which, although essential in small quantities, can cause damage at relatively low concentrations (Alvariño *et al.*, 2024). Essential elements like Na, Ca, Mn, Zn, and Fe are crucial for organisms in small amounts, while non-essential or toxic elements like Cd, Hg, and Pb pose risks even at low concentrations (Alvariño *et al.*, 2024; Kacini tarhane *et al.*, 2024).

Excessive accumulation of potentially toxic elements in the food chain can lead to severe systemic health issues, highlighting the need to control this contamination and its health risks. Thus, their presence in the environment must be monitored through samples of soil, water, air, or bioindicator organisms (Shawai, 2017). For instance, Cd can be introduced into the soil through tire residues, oil, urban waste, sewage sludge, and phosphate fertilizers (Roberts, 2014; Jayakumar *et al.*, 2021). Meanwhile, the discharge of urban wastewater may contain elevated levels of Zn, Pb, and Cu (Ancieta, 2012; Rosado *et al.*, 2024).

Typically, potentially toxic metals are associated with suspended organic particles, settling at the bottom of water bodies. Thus, sediments play a crucial role in the dynamics, conversion, and transport of metal-organic complexes (Sun *et al.*, 2023; Tripathi *et al.*, 2024). Due to their organic matter content, sediments can retain trace elements. Therefore, the bioavailability of metals depends on physicochemical factors like pH, salinity, organic matter, temperature, dissolved oxygen, and alkalinity (Pontoni *et al.*, 2022; Harmesa; Taufiqurrahman, 2022; Linnik *et al.*, 2023). For example, salinity can influence the bioavailability and toxicity of As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, and Zn (Rebolledo *et al.*, 2021; Cui *et al.*, 2024).

Mountouris *et al.* (2002) emphasize that the bioavailability of trace metals is influenced by the concentration of iron, manganese, and aluminum oxides, and the amount of organic matter present in the sediment. Among the soil properties that affect the retention and mobility of heavy metals are is, which is the main force governing the adsorption of metal cations; the oxidation-reduction potential (ORP); cation exchange capacity (CEC); percentage of organic matter; clay fraction, which includes silicate clays and oxides; and ionic competition (Matos, 1995; Zhang *et al.*, 2020). These properties interact to determine how potentially toxic metals behave in the environment, influencing their mobility and bioavailability.

The presence of trace metals in aquatic ecosystems negatively affects water quality, hydrogen ion concentrations, dissolved oxygen, and turbidity, as well as having devastating effects on aquatic biota, including plankton, algae, crustaceans, fish, and benthos (Dhanaraj *et al.*, 2024; Dey *et al.*, 2024; Khan *et al.*, 2024; Kashyap *et al.*, 2024; Sharma *et al.*, 2024). These metals can induce toxicity directly in aquatic organisms or cause indirect effects by disrupting the food chain, resulting in ecological imbalances (Samuel *et al.*, 2023). It is known that several potentially toxic metals, including Cd, Pb, Hg, Cu, and Zn, cause harmful effects on fish growth and development, as well as on specific organs such as the liver and in the reproductive and respiratory systems of these animals (Wasif *et al.*, 2024; Sharma *et al.*, 2024).

Studies indicate that the presence of these elements in natural aquatic ecosystems can lead to algae proliferation, oxygen deficiency, and even the death of aquatic organisms (Bashir, 2020; Lafta *et al.*, 2024; Wasif *et al.*, 2024). Pb, for example, is a metal that, in fish, can reduce survival, growth,

development, and metabolism rates, as well as increase mucus formation in the organism (Eisler, 1998). Sukardi *et al.* (2024) observed that Pb caused liver damage, such as the accumulation of inflammatory cells, necrosis, and hydropic degeneration. Pb exposure rapidly damages and disrupts biological functions in the organism, affecting its survival and growth. Potentially toxic metals like Cr, Cd, and As cause genomic instability, promoting defects in DNA repair following oxidative stress and DNA damage (Balali-mood *et al.*, 2021).

Special attention is drawn to the ability of these chemical elements to bioaccumulate in the tissues of living organisms, triggering the biomagnification process along the aquatic food chain (Li *et al.*, 2024; Saidon *et al.*, 2024). Biomagnification refers to the transfer of heavy metals between at least two trophic levels in a food web. However, it is important to note that bioaccumulation is much more common than biomagnification, as substances can be continuously absorbed by organisms but not eliminated, resulting in a progressive accumulation along trophic networks.

Simmons *et al.* (2005) indicate that, regardless of the concentration of Cd in organisms, it predominantly accumulates in the renal and hepatic tissues, potentially interfering with phosphorus and calcium metabolism due to the inhibition of vitamin D synthesis. This metal is also highly carcinogenic to both humans and animals, and exposure to or consumption of contaminated food can impair quality of life. Additionally, a recent study by Rocha (2022) suggests that the intake of large quantities of this pollutant, or prolonged contact, as in the case of fish, can interfere with the functioning of endocrine glands.

Farombi, Adelowo and Ajimoko (2007) observed that concentrations of potentially toxic metals in fish organs exceeded the acceptable limits established by regulatory institutions. In their research, they identified the following bioaccumulation priority order: arsenic (As) accumulated most in the kidneys, followed by the liver, gills, and heart, while zinc (Zn) accumulated primarily in the gills, followed by the liver, kidneys, and heart. Meanwhile, Cagni *et al.* (2022) found higher levels of mercury (Hg) in fish muscles and gills, in addition to identifying fifteen perfluoroalkyl substances (PFASs) when analyzing the fish as a whole.

Recent studies highlight a variety of aquatic organisms, such as mollusks, fish, turtles, and cetaceans, as models for environmental monitoring (Herceg Romanić *et al.*, 2024; Otero *et al.*, 2024; Polizzi *et al.*, 2024). Historically, fish have been the main models for assessing the effects of potential environmental contaminants. They play crucial ecological roles in maintaining the food chain and represent a significant economic resource for humans (Alvariño *et al.*, 2024). To investigate the association between potentially toxic and essential elements, statistical tools such as correlation matrices and principal component analysis (PCA) are used.

Fish, fully aquatic vertebrates, allow for direct observation of the effects of exposure to xenobiotics, providing valuable insights into biological mechanisms and improving the extrapolation of these effects to other organisms and humans. In addition to their ecological role, fish are an important food source, rich in proteins and low in saturated fats, with omega fatty acids that support good health (Tur *et al.*, 2012; Kumar *et al.*, 2024). Therefore, muscle tissue is often analyzed due to its ability to store metals and

its role as the main edible part of the fish. The liver is also analyzed, as it is crucial for processing toxins in vertebrates and plays a vital role in removing toxic substances from the organism.

Biochemical Indicators of Environmental Contamination: Transaminases, Acetylcholinesterase, and Alkaline Phosphatase in Fish

Biochemical and enzymatic parameters are widely used in environmental monitoring due to their sensitivity to toxic substances (xenobiotics). When living organisms are exposed to contaminated environments, a common response is oxidative stress. In the case of organic compounds, the xenobiotic is mainly metabolized by phase I enzymes (such as CYP450), which promote oxidation reactions, potentially generating free radicals and reactive oxygen species (ROS) in excess. The accumulation of ROS can lead to oxidative stress, causing cellular damage. Subsequently, phase II enzymes act on the conjugation of metabolites generated in phase I, facilitating the excretion of compounds. In the case of metals, metabolism occurs differently. Although they are not metabolized by phase I or phase II enzymes, metals can bind to proteins and enzymes, directly affecting cellular processes and often being bioaccumulated. Antioxidant enzymes, both from phase I and phase II, play a crucial role in the detoxification of xenobiotics and in protecting against oxidative stress. Hepatic enzymes, such as biotransformation and antioxidant enzymes, have been widely studied as indicators of exposure to environmental contaminants (Lionetto *et al.*, 2019; Aprocallao, 2006; García; Arceo, 2018; Carmen *et al.*, 2022).

Transaminases are intracellular enzymes involved in the metabolism of certain proteins and catalyze various reactions, mainly in the liver (Yadav *et al.*, 2022; Youssef; Wu *et al.*, 2024). Therefore, observing elevated concentrations of these enzymes can assist researchers in diagnosing toxic liver damage. The two main aminotransferases are aspartate aminotransferase (AST) (EC 2.6.1.1), also known as glutamic-oxaloacetic transaminase (GOT), and alanine aminotransferase (ALT) (EC 2.6.1.2), also known as glutamic-pyruvic transaminase (GPT). Both transaminases are important organ-specific biomarkers for hepatotoxicity and physiological stress in fish (Malarvizhi *et al.*, 2012; Temiz; Kargin, 2024).

These enzymes play an important role in the metabolism of biomolecules such as carbohydrates and amino acids in fish tissues and other living organisms. AST and ALT are leakage enzymes; under normal conditions, their presence is low or absent. However, if there is destruction of hepatocyte tissue or mitochondrial membrane, serum levels will increase. In other words, an increase in serum activity of transaminases can be caused by necrosis or sublethal damage to hepatocytes and muscle cells (Galeb, 2010). It is worth noting that the levels of AST and ALT can vary between organisms. Alves (2003), for example, found AST levels three times higher than ALT in tilapia (*Oreochromis niloticus*), due to the lower specificity of AST, which can bind to more sites.

The use of biomarkers in fish populations to measure chemical toxicity is ecologically relevant due to their sensitivity, specificity, and precision (Alvariño *et al.*, 2023). This assessment has become a powerful predictive tool, allowing the development of protection and remediation strategies before chemical damage becomes irreversible in

aquatic ecosystems. Alvariño *et al.* (2023) indicate that fish in the assessed ecosystem are affected by anthropogenic activities and show changes in enzymatic biomarkers. The species *Sciaena deliciosa* and *Odontesthes regia* served as sensitive models for monitoring potentially toxic metals, showing altered liver function with elevations of AST and ALT. High ALT concentrations can be used with some specificity in diagnosing toxic liver damage (Haque *et al.*, 2021; Llewellyn *et al.*, 2021).

Cholinesterases are enzymes from the serine-esterase family, present in the nervous system, muscle tissues, liver, and circulatory system of vertebrates and invertebrates. Acetylcholinesterase (AChE, EC 3.1.1.7) regulates the transmission of nerve impulses between neurons by inactivating the neurotransmitter acetylcholine, hydrolyzing it into acetate and choline, ensuring the intermittency of nerve impulses responsible for neuronal communication. The most widely used biomarker for responding to neurotoxic compounds is acetylcholinesterase inhibition, a key enzyme in the nervous system that catalyzes the hydrolysis of the neurotransmitter acetylcholine (Lionetto *et al.*, 2019).

In vertebrate animals, such as fish, AChE is found in higher concentrations in brain and muscle tissues, liver, heart, plasma, and eyes. Its activity can be inhibited when the organism is exposed to certain xenobiotics, such as potentially toxic metals, metalloids, and non-metals. AChE plays a crucial role in the physiological metabolism of the organism, influencing processes such as neuritogenesis, cell adhesion, synaptogenesis, activation of dopaminergic neurons, amyloid fiber assembly, hematopoiesis, and thrombopoiesis (Fulton; Key, 2001; Olivares-Rubio; Espinosa-Aguirre, 2024). When its activity is inhibited, non-

hydrolyzed acetylcholine accumulates in synaptic clefts, disrupting normal nervous system function. This can lead to continuous stimulation of muscles, resulting in paralysis and eventually death of the organism (Payne *et al.*, 1996; Olivares-Rubio; Espinosa-Aguirre, 2024).

Many potentially toxic metals are considered non-specific anticholinesterase agents (Lionetto *et al.*, 2013). This anticholinesterase activity is primarily associated with metals like Hg, Cd, and Pb, which can interfere with the function of cholinesterase enzymes essential for nerve transmission. Additionally, the combination of different classes of chemicals can have a synergistic effect on AChE activity inhibition. In most cases, cholinesterase recovery depends on the synthesis of new enzymes. According to Lionetto *et al.* (2013), this inhibition likely occurs through binding to protein-SH residues, and the authors suggest that the presence of metal cations may alter the enzyme's conformation.

FINAL CONSIDERATIONS

The Tocantins River, ecologically and economically significant to the region, faces significant environmental impacts due to human activity, particularly affecting its fish fauna and the quality of aquatic ecosystems. The loss of species and accumulation of potentially toxic metals highlight the urgency of implementing integrated monitoring and conservation programs, focusing on the early detection of environmental damage through bioindicators and physicochemical analyses. The assessment of biochemical parameters, such as transaminases, acetylcholinesterase,

and alkaline phosphatase provides an accurate view of metabolic changes and liver and neurological damage caused by exposure to xenobiotics, reflecting the imbalance between the natural production of oxidants and the action of external contaminants. These biomarkers are crucial for the development of effective management and remediation strategies.

REFERENCES

ACIOLY, T.M.D.S., DA SILVA, M.F., BARBOSA, L.A., IANNAcone, J., & VIANA, D.C. Levels of Potentially Toxic and Essential Elements in Water and Estimation of Human Health Risks in a River Located at the Interface of Brazilian Savanna and Amazon Biomes (Tocantins River). **Toxics**, v.12, n.7, p.444, 2024. <https://doi.org/10.3390/toxics12070444>.

ADEMUYIWA, O.U.R.N.; UGBAJA, R.N.; ROTIMI, S.O.; ABAM, E.; OKEDIRAN, B.S.; DOSUMU, O.A.; & ONUNKWOR, B.O. Erythrocyte acetylcholinesterase activity as a surrogate indicator of lead-induced neurotoxicity in occupational lead exposure in Abeokuta, Nigeria. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.24, n.2, p.183-188, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2007.05.002>.

ADEOGUN, A.O.; IBOR, O.R.; OMIWOLE, R.; CHUKWUKA, A.V.; ADEWALE, A.H.; KUMUYI, O.; & ARUKWE, A. Sex-differences in physiological and oxidative stress responses and heavy metals burden in the black jaw tilapia, *Sarotherodon melanotheron* from a tropical freshwater dam (Nigeria). **Comparative Biochemistry and Physiology Part C:**

Toxicology & Pharmacology, v.229, p.108676, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108676>.

ADNAN, M.; XIAO, B.; ALI, M.U.; XIAO, P.; ZHAO, P.; WANG, H.; & BIBI, S. Heavy metals pollution from smelting activities: A threat to soil and groundwater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.274, p.116189, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116189>.

AHITAR (ADMINISTRAÇÃO DAS HIDROVIAS DO TOCANTINS E ARAGUAIA). **Relatório de impacto sobre o meio ambiente na implantação da hidrovía Tocantins-Araguaia**. Belém: Companhia Docas do Pará/AHITAR, 1999. Available in: <<http://www.ahitar.com.br/rima/rima.php>>. Accessed on: 13 jun. 2024.

ALAM, F.; KHAN, R.; & SYED, F. Introduction to oxidative stress. **Fundamental Principles of Oxidative Stress in Metabolism and Reproduction**, p.3-16, 2024. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-18807-7.00001>.

ALVARIÑO, L.; GUABLOCHE, A.; ACIOLY, T.M.S.; VIANA, D.C.; & IANNAONE, J. Assessment of potentially toxic metals, metalloids, and non-metals in muscle and liver tissue of Two Fish Species (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 and *Odontesthes regia* (Humboldt, 1821) from the Coastal Area of Callao, Peru. **Regional Studies in Marine Science**, p.103423, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103423>.

ALVARIÑO, L.; SAEZ, G.; ACIOLY, T.M.D.S.; VIANA, D.C.; & IANNAONE, J. Biochemical indicators of contamination in the coastal area of Callao, Peru. **Latin american journal of aquatic research**, v.51, n.3, p.351-362, 2023. <http://dx.doi.org/10.3856/vol51-issue3-fulltext-2946>.

ALVES, S.R.C. **Respostas bioquímicas em tilápias mantidas no Rio do Braço, Joinville, SC.** Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

AMERICO, F. **Diversidade genética de *Parancistrus aurantiacus* (Siluriformes, Loricariidae) em corredeiras do rio Tocantins.** Programa de PósGraduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2022. Dissertação mestrado, 35 p. <http://hdl.handle.net/11449/242486>. .

ANCIETA, C. **Efecto de los Efluentes domésticos en la Bahía de Callao.** Informe Final. Instituto de Investigación de Ingeniería Química. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Callao, 2012.

ANETOR, G.O.; NWOB, N.L.; IGHARO, G.O.; SONUGA, O.O.; & ANETOR, J.I. Environmental pollutants and oxidative stress in terrestrial and aquatic organisms: examination of the total picture and implications for human health. **Frontiers in physiology**, v.13, p.931386, 2022. <https://doi.org/10.3389/fphys.2022.931386>.

APROCALLAO. **Calidad del agua del mar en la Bahía del Callao.** Informe anual del monitoreo de efluentes y cuerpo marino receptor, 2006.

AZEVEDO-SANTOS, V.M.; FREDERIDO, R.G.; FAGUNDES, C.K.; POMPEU, P.S.; PELICICE, F.M.; PADIAL, A.A.; ... & HENRY, R. Protected áreas: a focus on Brazilian freshwater biodiversity. **Diversity and Distribution**, v.25, n.3, p.442-448, 2019. <https://doi.org/10.1111/ddi.12871>.

BALKHAIR, K.S.; & RAHMAN, K.U. Sustainable and economical small-scale and low-head hydropower generation: A promising alternative potential solution for energy generation at local and regional scale. **Applied Energy**, v.188, p.378-391, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.12.012>.

BANDAY, U.Z.; SWALEH, S.B.; & USMANI, N. Heavy metal toxicity has an immunomodulatory effect on metallothionein and glutathione peroxidase gene expression in *Cyprinus carpio* inhabiting a wetland lake and a culture pond. **Chemosphere**, v.251, p.126311, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126311>.

BASHIR, I.; LONE, F.A.; BHAT, R.A.; MIR, S.A.; DAR, Z.A.; & DAR, S.A. Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems. **Bioremediation and biotechnology: sustainable approaches to pollution degradation**, p.1-26, 2020. https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_1.

BERLATTO, A.F. **Traços funcionais da ictiofauna nativa determinam os traços de possíveis peixes invasores em reservatórios neotropicais**. 52 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, PR. 2018.

BEZERRA, C.A.M.; SOUSA, A.L.; & VIANA, D.C. Histopathologic alterations of gill tissue in Siluriformes and Characiformes from the Middle Tocantins River in the Brazilian Amazon. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.72, n.1, p.285-289, 2020. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-11467>.

BJERREGAARD, P.; ANDERSEN, C.BI.; & ANDERSEN, O. Ecotoxicology of metals—sources, transport, and effects on the ecosystem. **Handbook on the Toxicology of Metals**, p.593-627, 2022. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823292-7.00016-4>.

BUDI, H.S.; CATALAN OPULENCIA, M.J.; AFRA, A.; ABDELBASSET, W.K.; ABDULLAEV, D.; MAJDI, A.; ... & MOHAMMADI, M.J. Source, toxicity and carcinogenic health riskassessment of heavy metals. **Reviews on Environmental Health**, v.39, n.1, p.77-90, 2024. <https://doi.org/10.1515/reveh-2022-0096>.

CAGNI, S. G.; PRAZERES, J. A.; LEAL, D.; CONSTANTIN, P. P.; SOUSA, C.; SILVA, C.R.; & CONTE, H. Organismos bioindicadores de metais pesados: uma revisão. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 1, 179-194, 2022. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.001.0015>.

CAMPBELL, J.H.; DIXON, B.; & WHITEHOUSE, L.M. The intersection of stress, sex and immunity in fishes. **Immunogenetics**, v.73, n.1, p.111-129, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00251-020-01194-2>.

CARMEN, G.A.G.; SHEDA, M.A.; & MAURICIO, C.A.R. Determination of the concentration of heavy metals and oils in seawater in the port of Ilo, Peru. **IOSR-JESTFT**, v.16, n.1, p.28-36, 2022.

CARVALHO, D.R.; LEAL, C.G.; JUNQUEIRA, N.T.; DE CASTRO, M.A.; FAGUNDES, D.C.; ALVES, C.B.M.; ... & POMPEU, P.S.. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 77, p. 386-396, 2017. <https://doi.org/10.9790/2402-1601012836>.

CAZZOLLA GATTI, R. Freshwater biodiversity: a review of local and global threats. **International Journal of Environmental Studies**, v. 73, n. 6, p. 887-904, 2016. <https://doi.org/10.1080/00207233.2016.1204133>.

CHANDANA, M.; LAKSHMI, C.J.; & RANI, J.U. Biomarkers for Environmental Monitoring in Ecotoxicology, *International Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, v.9, n.2, p.24-31, 2019. Available in: <http://www.ijpbs.com/ijpbsadmin/special/ijpbsspecial_5e5b592093f72.pdf>. Accessed on: 14 Jun. 2024.

CHEN, J.; LI, J.; ZHANG, Z.; CHENG, Y.; WANG, Z.; CHEN, X.; LI, J. Alkaline phosphatase activatable near-infrared fluorescent probe for in-situ diagnosis of cholestatic liver injury. **Sensors and Actuators B: Chemical**, v.413, p.135896, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2024.135896>.

CLEMENTS, W.H. Community responses of stream organisms to heavy metals: a review of observational and experimental approaches. **Metal Ecotoxicology concepts and applications**, p.363-391, 2020. Available in: <<https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9781003069973-13/community-responses-stream-organisms-heavy-metals-review-observational-experimental-approaches-william-clements>>. Accessed on: 14 Jun. 2024. GARG, A.; YADAV, B.K.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Publicada no DOU, de 17 de fevereiro de 1986, Seção 1, 2548-2549, 1986.

CUI, L.; LI, X.; LUO, Y.; GAO, X.; CHEN, L.; LV, X.;LEI, K. Comprehensive effects of salinity, dissolved organic carbon and copper on mortality, osmotic regulation and bioaccumulation of copper in *Oryzias melastigma*. **Science of The Total Environment**, v.927, p.172289, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172289>.

DAS, D.B., & WOOD, P.J. Improving the assessment of polluted sites using an integrated bio-physico-chemical monitoring framework. **Chemosphere**, v.290, p.133344, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133344>.

DEY, S.; RAJAK, P.; SEN, K. Bioaccumulation of metals and metalloids in seafood: A comprehensive overview of mobilization, interactive effects in eutrophic environments, and implications for public health risks. **Journal of Trace Elements and Minerals**, p.100141, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2024.100141>.

DHANARAJ, C. J. Harmful Effects of Water Pollution. **Handbook of Water Pollution**, p.123-148, 2024. <https://doi.org/10.1002/9781119904991.ch5>.

EDEGBENE, A.O.; YILMAZ, N.; AKAMAGWUNA, F. Biomonitoring freshwater ecosystems health in a changing world: the significance of socio-ecological approaches. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, 2024. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1342732>.

EISLER, R. **Lead Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review**. U.S. Fish and Wildlife Service Rep. 85 (1.14), 1988. Available: <https://sjrda.stuchalk.domains.unf.edu/files/content/sjrda_633.pdf>. Accessed on: 13 Jun. 2024.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998. 602p.

FAROMBI, E.O.; ADELOWO, O.A.; & AJIMOKO, Y.R. Biomarkers of oxidative stress and heavy metal levels as indicators of environmental pollution in African cat fish (*Clarias gariepinus*) from Nigeria Ogun River. **International journal of Environmental research and Public health**, v.4, n.2, p.158-165, 2007. <https://doi.org/10.3390/ijerph2007040011>.

FRASCO, M.F.; FOURNIER, D.; CARVALHO, F.; & GUILHERMINO, L. Do metals inhibit acetylcholinesterase (AChE)? Implementation of assay conditions for the use of AChE activity as a biomarker of metal toxicity. **Biomarkers**, v.10, n.5, p.360-375, 2005. <https://doi.org/10.1080/13547500500264660>.

FULTON, M.H.; KEY, P.B. Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticide exposure and effects. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v.20, n.1, p.37-45, 2001. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200104>.

GALEB, L.A.G. Avaliação dos efeitos toxicológicos da deltametrina em uma espécie de peixe fluvial nativo jundiá (*Rhamdia quelen*). Curitiba, 2010. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Pontifícia Universidade Católica do Paraná, 2010.

GARCÍA, J.D.D.; & ARCEO, E. Daño renal asociado a metales pesados: trabajo de revisión. **Revista Colombiana de Nefrología**, v.5, n.1, p.43-53, 2018. <https://doi.org/10.22265/acnef.5.2.254>.

GEIST, J. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. **Ecological Indicators**, v.11, n.6, p.1507-1516, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.002>.

GORDON, M.H. Significance of Dietary Antioxidants for Health. **Inter. Jour. Molecular Sciences**, n.13, p. 173-179, 2012. <https://doi.org/10.3390/ijms13010173>.

GUABLOCHE, A.; ALVARIÑO, L.; ACIOLY, T.M.D.S.; VIANA, D.C.; & IANNAONE, J. Assessment of Essential and Potentially Toxic Elements in Water and Sediment and the Tissues of *Sciaena deliciosa* (Tschudi, 1846) from the Coast of Callao Bay, Peru. **Toxics**, v.12, n.1, p.68, 2024. <https://doi.org/10.3390/toxics12010068>.

HÄDER, D.P.; BANASZAK, A.T.; VILLAFANE, V.E.; NARVARTE, M.A.; GONZÁLEZ, R.A.; HELBLING, E.W. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. **Science of the total environment**, v.713, p.136586, 2020.

HAQUE, M.N.; NAM, S.E.; SHIN, Y.K.; RHEE, J. S. The dinoflagellate *Alexandrium affine* acutely induces significant modulations on innate immunity, hepatic function, and antioxidant defense system in the gill and liver tissues of red seabream. **Aquatic Toxicology**, v.240, p.105985, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105985>.

HARMESA, A.J.W.; LESTARI, E.T. Variability of trace metals in coastal and estuary: Distribution, profile, and drivers. **Marine Pollution Bulletin**, v.174, p.113173, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113173>.

HARZER, B.; STIPP, M.C.; & HERRERIAS, T. Avaliação da função hepática de peixes *Rhamdia quelen* expostos aos desreguladores endócrinos estriol e estrona. **Revinter**, v.8, n.1, p.82-99, 2015.

HEINO, J.; ... & ZNACHOR, P. Characteristics, main impacts, and stewardship of natural and artificial freshwater environments: consequences for biodiversity conservation. **Water**, v. 12, n.1, p.260, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12010260>.

HERCEG ROMANIĆ, S.; MENDAŠ, G.; FINGLER, S.; & DREVENKAR, V.; MUSTAĆ, B.; & JOVANOVIĆ, G. Polychlorinated biphenyls in mussels, small pelagic fish, tuna, turtles, and dolphins from the Croatian Adriatic Sea waters: an overview of the last two decades of monitoring. **Arhiv za higijenu rada i toksikologiju**, v.75, n.1, p.15-22, 2024. <https://doi.org/10.2478/aiht-2024-75-3814>.

HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, J.; LÓPEZ-BARRERA, E.A.; MARIÑO-RAMÍREZ, L.; RODRÍGUEZ-BECERRA, P.; & PINZÓN-VELASCO, A. Oxidative stress biomarkers in erythrocytes of captive pre-juvenile loggerhead turtles following acute exposure to methylmercury. **Applied Sciences**, v.10, n.10, p.3602, 2020. <https://doi.org/10.3390/app10103602>.

IBGE. CIDADES. Available in: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/imperatriz/panorama>>. Accessed on: 05 Jun. 2024.

IEA (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY). World Energy Outlook 2019, IEA, Paris. Available in: <<https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2019>> . Accessed on: 05 Jun. 2024.

JALILIAN, M.; BISSESSUR, R.; AHMED, M.; HSIAO, A.; HE, Q.S.; HU, Y. A review: Hydrochar as potential adsorbents for wastewater treatment and CO₂ adsorption. **Science of The Total Environment**, p.169823, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169823>.

JAVED, M.; USMANI, N. An overview of the adverse effects of heavy metal contamination on fish health. **Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences**, v.89, p.389-403, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40011-017-0875-7>.

JAYAKUMAR, M.; SURENDRAN, U.; RAJA, P.; KUMAR, A.; SENAPATHI, V. A review of heavy metals accumulation pathways, sources and management in soils. **Arabian Journal of Geosciences**, v.14, n.20, p.2156, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08543-9>.

KANICI TARHANE, A.; ALUC, Y.; KIZILTEPE, S.; & EKICI, H. An Investigation of Heavy Metal Concentrations in the Sera of Cattle Grazed in Different Locations in the Kars Province of Türkiye. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 2024, v. 112, no 1, p. 1. <https://doi.org/10.1007/s00128-023-03821-6>.

KARRI, V.; SCHUHMACHER, M.; & KUMAR, V. Heavy metals (Pb, Cd, As and MeHg) as risk factors for cognitive dysfunction: A general review of metal mixture mechanism in brain. **Environmental toxicology and pharmacology**, v.48, p.203-213, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.09.016>.

KASHYAP, N.K.; HAIT, M.; BHARDWAJ, A.K. Planktons as a Sustainable Biomonitoring Tool of Aquatic Ecosystem. **Biomonitoring of Pollutants in the Global South**, v.XX, p.275-319, 2024. https://doi.org/10.1007/978-981-97-1658-6_8.

KHAN, M.S.; GHAFAR, A.; JAMIL, H.; KHALID, S.; & TAFAZUL, B. Heavy metals cause toxicity, histopathological abnormalities and oxidative stress in Major Carps (*Catla catla*, *Labeo rohita* and *Cirrhinus mrigala*). **Journal of Zoology and Systematics**, v.XX, p.10-22, 2024. <https://doi.org/10.56946/jzs.v2i1.325>.

LECH, J.J.; & VODICNIK, M.J. Biotransformation. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Methods and Applications**. Hemisphere Publishing Corporation Washington DC. 1985.

LI, X.; WANG, Q.; LIU, F.; LU, Y.; & ZHOU, X. Quantifying the bioaccumulation and trophic transfer processes of heavy metals based on the food web: A case study from freshwater wetland in northeast China. **Science of The Total Environment**, v.928, p.172290, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172290>.

LIMA, I.M.A. **Biomarcadores em *Callinectes danae* (Crustacea, Decapoda, Portunoidea) para monitoramento ambiental em áreas portuárias na ilha do Maranhão, Brasil**. 2018. Tese de Doutorado. UEMA.

LINNIK, P.; LINNIK, R.; ZHEZHERYA, V. Bioavailability and migration features of metals in “bottom sediments–water” system under the action of different environmental factors. **Chemistry Journal of Moldova**, v.18, n.1, p.9-27, 2023. <https://doi.org/10.19261/cjm.2023.1049>.

LIONETTO, M.G.; CARICATO, R.; GIORDANO, M.E. Pollution biomarkers in environmental and human biomonitoring. **Open Biomarkers Journal**, v.9, p.1-9, 2019. <https://doi.org/10.2174/1875318301909010001>.

LIONETTO, M.G.; CARICATO, R.; CALISI, A.; SCHETTINO, T. Acetylcholinesterase inhibition as a relevant biomarker in environmental biomonitoring: new insights and perspectives. **Ecotoxicology around the globe**, v.XX, p. 87-115, 2011. <https://doi.org/10.1155/2013/321213>.

LIU, M.; DENG, P.; LI, G.; LIU, H.; ZUO, J.; CUI, W.; LUAN, N. Neurotoxicity of Combined Exposure to the Heavy Metals (Pb and As) in Zebrafish (*Danio rerio*). **Toxics**, v.12, n.4, p.282, 2024. <https://doi.org/10.3390/toxics12040282>.

LLEWELLYN, H.P.; VAIDYA, V.S.; WANG, Z.; PENG, Q.; HYDE, C.; POTTER, D.; RAMAIAH, S.K. Evaluating the sensitivity and specificity of promising circulating biomarkers to diagnose liver injury in humans. **Toxicological Sciences**, v.181, n.1, p.23-34, 2021. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfab003>.

MACHADO DA SILVA ACIOLY, T., FRANCISCO DA SILVA, M., IANNACONE, J.; VIANA, D. C. Levels of potentially toxic and essential elements in Tocantins River sediment: Health risks at Brazil’s Savanna-Amazon interface. **Scientific Reports**, v.14, n.1, p.18037, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-66570-4>.

MACHADO DA SILVA ACIOLY, T.; BILIO ALVES, M.; ALMEIDA BARBOSA, L.; FRANCISCO DA SILVA, M.; IANNACONE, J.; CARVALHO VIANA, D. Percepção ambiental dos ribeirinhos sobre a poluição e qualidade da água do médio rio Tocantins, Maranhão. **Revista GeoUECE**, [S. l.], v. 13, n. 25, 2025. <https://doi.org/10.52521/geoeuece.v13i25.12334>.

MALARVIZHI, P.; SELVARAJ, B.; ULAGANATHANAND, I.S. Membrane stabilizing potential of ecbolium viride on acetaminophen provoked hepatotoxicity. **International Journal of Biological & Pharmaceutical Research**, v.3, n.7, p.883-889, 2012. Available in: <<https://www.innovareacademics.in/journal/ajpcr/Vol6Issue2/1606.pdf>>. Accessed on: 13 Jun. 2024.

MANNO, M. Biological monitoring for environmental health risk assessment. **Environmental Geochemistry**, p.101-119, 2024. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-13801-0.00021-9>.

MASINDI, V; MUEDI, K.L. Environmental contamination by heavy metals. **Heavy metals**, v.10, n.4, p.115-133, 2018.

MATOS, A. T. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa - MG**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1995. 110p. (Tese de Doutorado).

MEROLA, C.; BISEGNA, A.; ANGELOZZI, G.; CONTE, A.; ABETE, M.C.; STELLA, C.; PERUGINI, M. Study of heavy metals pollution and vitellogenin levels in brown trout (*Salmo trutta trutta*) wild fish populations. **Applied Sciences**, v.11, n.11, p.4965, 2021. <https://doi.org/10.3390/app11114965>.

MEYBECK, M. **Global fresh water quality: A first assessment**. In: MEYBECK, M.; CHAPMAN, D. V.; HELMER, R., Eds Cambridge, Massachusetts, Blackwell, 306p, 1990.

MOCUBA, J.J.; COSTA, E.F.; MUALEQUE, D.O.; TEODÓSIO, M.A.; & LEITÃO, F. Characterising different artisanal fishing gears catches that operate in distinct habitats to assess ichthyofauna assemblages in Bons Sinais estuary, Mozambique. **Regional Studies in Marine Science**, v.XXX, p.103592, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103592>.

MOUNTOURIS, A.; VOUTSAS, E.; TASSIOS, D. Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, n.10, p.1136-1141, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00168-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00168-6).

OBASI, P.N.; AKUDINOBI, B.B. Potential health risk and levels of heavy metals in water resources of lead-zinc mining communities of Abakaliki, southeast Nigeria. **Applied Water Science**, v.10, n.7, p.1-23, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01233-z>.

OGIDI, O.I.; AKPAN, U.M. Aquatic biodiversity loss: impacts of pollution and anthropogenic activities and strategies for conservation. **Biodiversity in Africa: potentials, threats and conservation**, p.421-448, 2022. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0001>.

OLIVARES-RUBIO, H.F.; ESPINOSA-AGUIRRE, J.J. Acetylcholinesterase activity in fish species exposed to crude oil hydrocarbons: A review and new perspectives. **Chemosphere**, v.264, p.128401, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128401>.

OLIVEIRA LOPES, C. J. **Quando o quilombo é rio: territorialidades da pesca entre quilombolas ribeirinhos, no baixo tocantins (PA)**. O espaço geográfico amazônico em debate: dinâmicas, 2020, p. 57.

OTERO, P.; VELASCO, E.; VALEIRAS, J. Surveillance of coastal biodiversity through social network monitoring. **Ecological Informatics**, p.102515, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102515>.

PARUI, R.; NONGTHOMBAM, G.S.; HOSSAIN, M.; ADIL, L.R.; GOGOI, R.; BHOWMIK, S.; BARMAN, D.; & IYER, P.K. **Impact of Heavy Metals on Human Health**. In Remediation of Heavy Metals (eds R. SELVASEMBIAN, B.; THOKCHOM, P.; SINGH, A.H.; JAWAD, A.H.; & GWENZL, W.), 2024. <https://doi.org/10.1002/9781119853589.ch4>.

PAYNE, J.F.; MATHIEU, A.; MELVIN, W.; FANCEY, L. L. Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future? Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in Newfoundland. **Marine Pollution Bulletin**, v.32, n.2, p.225-231. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00112-Z](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00112-Z).

POLIZZI, P.; ROMERO, M.B.; BOUDET, L.C.; CARRICAVUR, A.D.; GERPE, M. What do small cetaceans tell us about trace elements pollution on the Argentinean coast? *Franciscana dolphin* as a biomonitor. **Science of The Total Environment**, v. 906, p.167428, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167428>

PONTONI, L.; LA VECCHIA, C.; BOGUTA, P.; SIRAKOV, M.; D'ANIELLO, E.; FABBRICINO, M.; LOCASCIO, A. Natural organic matter controls metal speciation and toxicity for marine organisms: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v.20, n.1, p.797-812, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01310-y>.

PRESTES, R.M.; VINCENCI, K.L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v.2, n.4, p.1473-1493, 2019. Available in: <<https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BJAER/article/view/3258>>. Accessed on: 13 Jun. 2024.

PROKOP, Z.; VANGHELUWE, M.L.; Van SPRANG, P.A.; JANSSEN, C.R.; HOLOUBEK, I. Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.54, n.1, p.65-73, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00022-2](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00022-2).

RAJKUMAR, V.; LEE, V.R.; & GUPTA, V. **Heavy Metal Toxicity**. Stat Pearls Publishing: Treasure Island, FL, USA, 2023. Available in: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK560920/>>. Accessed on: 14 Jun. 2024.

RAUF, A.; KHALIL, A.A.; AWADALLAH, S.; KHAN, S.A.; ABU-IZNEID, T.; KAMRAN, M.; WILAIRATANA, P. Reactive oxygen species in biological systems: Pathways, associated diseases, and potential inhibitors—A review. **Food Science & Nutrition**, v.12, n.2, p.675-693, 2024. <https://doi.org/10.1002/fsn3.3784>.

RAY,S;SHAJU,S.T.Bioaccumulationofpesticidesinfishresulting toxicities in humans through food chain and forensic aspects. **Environmental Analysis, Health and Toxicology**, v.38, 2023. <https://doi.org/10.5620%2Faeht.2023017>.

REBOLLEDO, U.A.; PÁEZ-OSUNA, F.; & FERNÁNDEZ, R. Single and mixture toxicity of As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, and Zn to the rotifer *Proales similis* under different salinities. **Environmental Pollution**, v.271, p.116357, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116357>.

RIVERA, A.M.Z.; MELO, M.I.P.; PAZ, F.M.; CHOW, N.A.; TREJOS, Y.P.A.; ORDOÑEZ, J. Estudio exploratorio de evaluación de riesgo en la salud de madres lactantes por consumo de pescado contaminado del río Cauca, en el Valle del Cauca (Colombia). **Ambiente y desarrollo**, v.22, n.43, 2018. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.ayd22-43.eeer>.

ROBERTS, T.L. Cadmium and phosphorous fertilizers: the issues and the science. **Procedia engineering**, v.83, p.52-59, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.09.012>.

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, 2022. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7320633>.

ROCHA,D.A.M.**Alterações de enzimas de biotransformação de xenobióticos na fase inicial da esquistossomose mansônica murina.** 2004. 133 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) -Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2004.

RODRÍGUEZ-ESTIVAL, J.; MORALES-MACHUCA, C.; PAREJA-CARRERA, J.; ORTIZ-SANTALIESTRA, M.E.; & MATEO, R. Food safety risk assessment of metal pollution in crayfish from two historical mining areas: Accounting for bioavailability and cooking extractability. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.185, p.109682, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109682>.

ROSADO, D.; CASTILLO, F.; NAMBI, I.; SADHASIVAM, R.; VALLERU, H.; FOHRER, N. Evaluating heavy metal levels and their toxicity risks in an urban lake in Chennai, India. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.21, n.2, p.1849-1864, 2024. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05086-2>.

SAIDON, N.B.; SZABÓ, R.; BUDAI, P.; LEHEL, J. Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. **Environmental pollution**, v.340, p.122815, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>.

SALMAN, N.A. Assessment of environmental toxicity in Iraqi Southern marshes using fish as bio-indicators. **Ekologija**, v.57, n.1, p.21-29, 2011.

SAMUEL, P.O.; EDO, G.I.; OLONI, G.O.; UGBUNE, U.; EZEKIEL, G.O.; ESSAGHAH, A.E.A.; & AGBO, J.J. Effects of chemical contaminants on the ecology and evolution of organisms a review. **Chemistry and Ecology**, v.39, n.10, p.1071-1107, 2023. <https://doi.org/10.1080/02757540.2023.2284158>.

SANTANA, M.L.; CARVALHO, F.R.; & TERESA, F.B. Broad and fine-scale threats on threatened Brazilian freshwater fish: variability across hydrographic regions and taxonomic groups. **Biota Neotropica**, v.21, p.e20200980, 2021. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-0980>.

SAVASSI, L.A.; PASCHOALINI, A.L.; ARANTES, F.P.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Heavy metal contamination in a highly consumed Brazilian fish: immunohistochemical and histopathological assessments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.192, n.8, p.542, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08515-8>.

SHARMA, M.; KANT, R.; SHARMA, A.K.; & SHARMA, A.K. Exploring the impact of heavy metals toxicity in the aquatic ecosystem. **International Journal of Energy and Water Resources**, v.XXX, p.1-14, 2024. <https://doi.org/10.1007/s42108-024-00284-1>.

SHAWAI, S.A. A Review on Heavy Metals Contamination in Water and Soil: effects, sources and phytoremediation techniques. **International Journal of Mineral Processing and Extractive Metallurgy**, v.1, n.2, 2017. <https://doi.org/10.11648/j.ijmpem.20170202.12>.

SHIRY, N.; DERAKHSHESH, N.; GHOLAMHOSSEINI, A.; POULADI, M.; FAGGIO, C. Heavy metal concentrations in *Cynoglossus arel* (Bloch & Schneider, 1801) and sediment in the Chabahar Bay, Iran. **International Journal of Environmental Research**, v.15, n.5, p.773-784, 2021. <https://doi.org/10.1007/s41742-021-00352-y>.

SILVA COELHO, L.O.; SANTOS ALVES, F.; LIMA, T.B.; NASCIMENTO, L.; FERNANDES, R.T.V.; & OLIVEIRA, J.F.A. fauna de peixes do Rio Tocantins, bacia Araguaia-Tocantins: composição. **Acta Tecnológica**, v.15, n.1, 2020. <http://dx.doi.org/10.35818/acta.v15i1.897>.

SILVA, K.C.C. **Biomonitoramento de pesticidas e metais pesados em projetos de irrigação no Rio São Francisco utilizando marcadores bioquímicos e genotóxicos de *Cichla ocellaris***. Pernambuco, Programa de PósGraduação em Ciências Biologia, Universidade Federal de Pernambuco, 2016. Tese doutorado, 131 p.

SILVA, V.E.; SILVA-FIRMIANO, L.P.; TERESA, F.B.; BATISTA, V.S.; LADLE, R.J.; & FABRÉ, N.N. Functional traits of fish species: Adjusting resolution to accurately express resource partitioning. **Frontiers in Marine Science**, v.6, p.303, 2019. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00303>.

SIMMONS, R.W.; PONGSAKUL, P.; SAIYASITPANICH, D.; & KLINPHOKLAP, S. Elevated levels of cadmium and zinc in paddy soils and elevated levels of cadmium in rice grain downstream of a zinc mineralized area in Thailand: implications for public health. **Environmental geochemistry and health**, v.27, p.501-511, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10653-005-7857-z>.

SINGH, A.; & KOSTOVA, I. Health effects of heavy metal contaminants Vis-à-Vis microbial response in their bioremediation. **Inorganica Chimica Acta**, v.XX, p.122068, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>.

SISINNO, C.L.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. **Princípios de toxicologia ambiental**. Interciência, 2021.

STARK, A.A.P.; BONFADA, C.O.; ZANI, G.S.; PAULA, L.S.; TELES, M.A.; VARELA JUNIOR, A.S.; CORCINI, C.D.; & FRANÇA, R.T. Heavy metals and their relation with oxidative stress in reptiles. **Research, Society and Development**, v.11, n.3, p. e27511326571, 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i3.26571>.

SUMUDUMALI, R.G.I., JAYAWARDANA, J.M.C.K. A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. **Environmental Management**, v.67, n.2, p.263-276, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>.

SUN, X.L.; WANG, Y.; XIONG, H.Q.; WU, F.; LV, T.X.; FANG, Y.C.; & XIANG, H. The role of surface functional groups of iron oxide, organic matter, and clay mineral complexes in sediments on the adsorption of copper ions. **Sustainability**, v.15, n.8, p.6711, 2023. <https://doi.org/10.3390/su15086711>.

SWAIN, C.K. Environmental pollution indices: a review on concentration of heavy metals in air, water, and soil near industrialization and urbanisation. **Discover Environment**, v.2, n.1, p.1-14, 2024. <https://doi.org/10.1007/s44274-024-00030-8>.

SWETHA, K.C.; JAYALAKSHMI, K.J.; SREEKANTH, G.B.; KIRANYA, B.; DHANYA, M.L.; CHANDRASEKAR, V. Current status, potential, and challenges of estuarine finfish studies along the western coast of India: Review and scope for management. **Regional Studies in Marine Science**, v.73, p.103498, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103498>.

TEMİZ, Ö.; KARGIN, D. Physiological responses of oxidative damage, genotoxicity and hematological parameters of the toxic effect of neonicotinoid-thiamethoxam in *Oreochromis niloticus*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.106, p.104377, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2024.104377>.

TOPIĆ POPOVIĆ, N.; ČIŽMEK, L.; BABIĆ, S.; STRUNJAK-PEROVIĆ, I.; ČOŽ-RAKOVAC, R. Fish liver damage related to the wastewater treatment plant effluents. **Environmental science and pollution research**, v.30, n.17, p.48739-48768, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26187-y>.

TRIPATHI, P.; SINGHAL, A.; JHA, P.K. Metal transport and its impact on coastal ecosystem. **Coastal Ecosystems: Environmental importance, current challenges and conservation measures**, p.239-264, 2021. https://doi.org/10.1007/978-3-030-84255-0_10.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; QUEIROZ, J.F.; SILVA, M., JULIO FERRAZ DE QUEIROZ, C.N.P.M. A.; SIL, M.S.G.M.E.; & TRIVINHO-STRIXINO, S. **Ecosystemas aquáticos e seu manejo**. 2008. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/15667>>. Acesso em: 13 Jun. 2024.

TUR, J. A.; BIBILONI, M.M.; SUREDA, A.; & PONS, A. Dietary sources of omega 3 fatty acids: public health risks and benefits. **British Journal of Nutrition**, v.107, n.S2, p.S23-S52, 2012. <https://doi.org/10.1017/S0007114512001456>.

TYAGI, I.; KUMAR, V.; TYAGI, K. Water pollution—sources and health implications of the environmental contaminants on the aquatic ecosystem and humans: approach toward sustainable development goals. **Water, the Environment and the Sustainable Development Goals**, v.XX, p.35-66, 2024. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15354-9.00008-6>.

VALENTINI, M.H.K.; SANTOS, G.B.; FRANZ, H.S.; SILVA, L.A.; MACHADO, L.L.; SANTOS VIEIRA, D.; VIEIRA, B.M. Análise da qualidade da água da Lagoa Mirim através do IQA e de métodos estatísticos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.1, p.375-384, 2021. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0031>.

VIANA, D.C.; SÁ, H.A.; COSTA, J.C.L.; BARBOSA, L. A. Pisciculture productive chain in the state of Maranhão. **Ciência E Natura**, v.44, e39, 2022. <https://doi.org/10.5902/2179460X64832>

WASIF, Z., SAQLAIN, M., HAYAT, S., MAHMOOD, S.; SULEMAN, S. Effects of heavy metals on fishes. **Journal of Life and Social Sciences**, v.2024, n.1, p. 24-24, 2024.

YADAV, S., JANGRA, R., SHARMA, B. R., & SHARMA, M. Current Advancement in Biosensing techniques for determination of Alanine aminotransferase and Aspartate aminotransferase-a Mini Review. **Process Biochemistry**, v.114, p.71-76, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2022.01.010>.

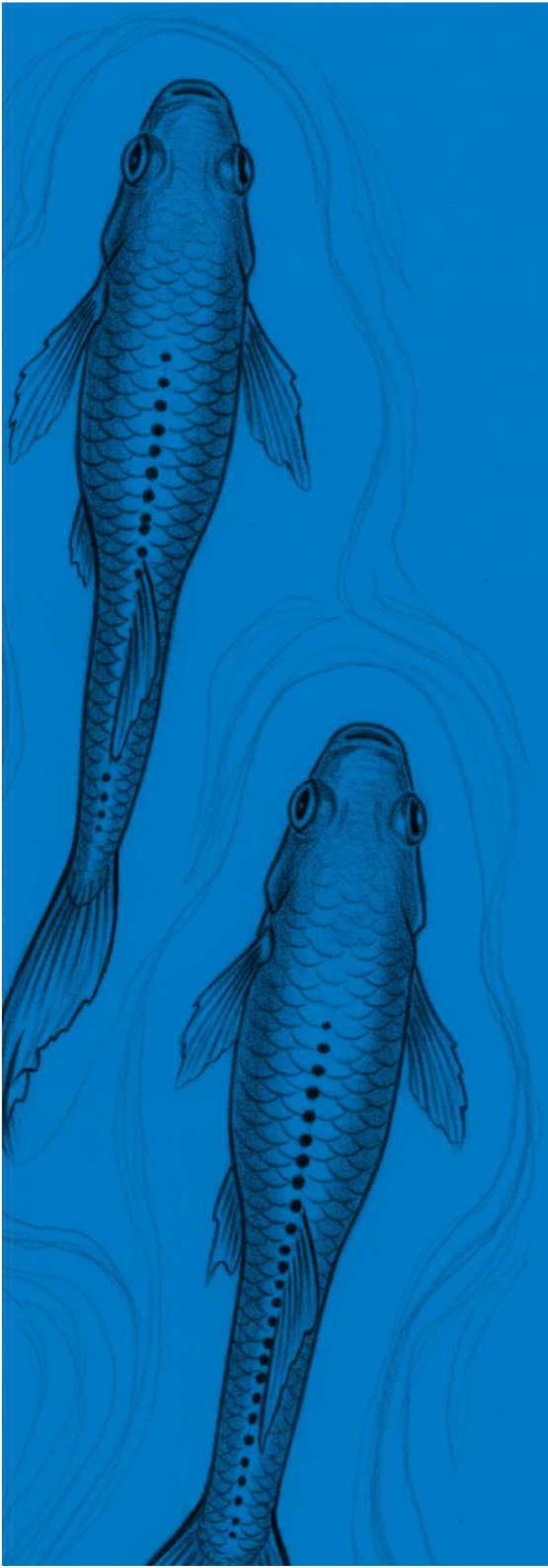
YOUSSEF, E.M.; WU, G.Y. Subnormal Serum Liver Enzyme Levels: A Review of Pathophysiology and Clinical Significance. **Journal of Clinical and Translational Hepatology**, v.12, n.4, p.428, 2024. <https://doi.org/10.14218%2FJCTH.2023.00446>.

YU, Z.; LUO, F. The Role of Reactive Oxygen Species in Alzheimer's Disease: from Mechanism to Biomaterials Therapy. **Advanced Healthcare Materials**, p.2304373, 2024. <https://doi.org/10.1002/adhm.202304373>.

ZHANG, H.; YUAN, X.; XIONG, T.; WANG, H.; JIANG, L. Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods. **Chemical Engineering Journal**, v.398, p.125657, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125657>.

ZHOU, Q., ZHANG, J., FU, J., SHI, J., JIANG, G. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. **Analytica chimica acta**, v.606, n.2, p.135–150, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>.

CAPÍTULO 4



CAPÍTULO 4 - BIOECOTOXIMONITOR *GAMBUSIA PUNCTATA* (POEY, 1854) E SOFTWARE GECOTOXIC® NA PERSPECTIVA DE UM PACOTE TECNOLÓGICO DE PROCESSOS EM ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA

George Argota-Pérez

Centro De Investigaciones Avanzadas Y Formación Superior en
Educación, Salud Y Medio Ambiente “Amtawi”

george.argota@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0003-2560-6749>

José Iannacone

Universidad Ricardo Palma - URP

joseiannacone@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0003-3699-4732>

RESUMO. A monitorização dos ecossistemas aquáticos enfrenta desafios metodológicos devido à fragmentação entre a avaliação biológica e a análise computacional, o que limita a previsão exacta dos impactos dos poluentes. A falta de ferramentas integradas que correlacionem as respostas biológicas com a modelação estatística impede uma avaliação holística dos riscos ambientais. O objetivo é analisar a relevância do pacote tecnológico que consiste na *Gambusia punctata* (Poey, 1854) como bioecotoximonitor e no software Gecotoxic®, destacando o seu potencial para otimizar a avaliação em ecotoxicologia aquática. Este pacote tecnológico de processos integra a bioavaliação em tempo real com ferramentas avançadas de modelação de dados. O bioecotoximonitor permite a deteção de respostas bioquímicas e fisiológicas aos poluentes,

enquanto o software modela estes dados juntamente com variáveis físico-químicas, gerando previsões mais precisas dos efeitos da poluição. Esta combinação transforma a observação biológica em previsões quantificáveis e replicáveis, melhorando a identificação de padrões de toxicidade ao longo do tempo. Destaca a forma como esta sinergia otimiza a avaliação dos efeitos ambientais e permite uma tomada de decisões mais rápida e informada na gestão dos ecossistemas aquáticos. A sua versatilidade facilita a sua aplicação em diferentes contextos, desde a avaliação de descargas industriais até à monitorização da biodiversidade em ecossistemas aquáticos vulneráveis. Conclui-se que este pacote tecnológico representa um marco na ecotoxicologia, consolidando uma abordagem abrangente e dinâmica para reforçar a previsão de riscos ambientais e a gestão sustentável da água.

Palabras clave: Bioecotoximonitor; Ecotoxicología; Monitorización ambiental; Previsão; Risco ambiental.

***BIOECOTOXIMONITOR *Gambusia punctata* (POEY, 1854)
AND GECOTOXIC® SOFTWARE FROM THE PERSPECTIVE
OF A TECHNOLOGICAL PROCESS PACKAGE IN AQUATIC
ECOTOXICOLOGY***

ABSTRACT. The monitoring of aquatic ecosystems faces methodological challenges due to the fragmentation between biological assessment and computational analysis, which limits the accurate prediction of contaminant impacts. The lack of integrated tools that correlate biological responses with statistical modeling hinders a holistic evaluation of environmental risks. The objective is to analyze the relevance of the technological package consisting of *Gambusia punctata* (Poey, 1854) as a bioecotoximonitor and the Gecotoxic® software, highlighting

its potential to optimize assessment in aquatic ecotoxicology. This process-based technological package integrates real-time bioevaluation with advanced data modeling tools. The bioecotoximonitor detects biochemical and physiological responses to contaminants, while the software models these data alongside physicochemical variables, generating more precise predictions of contamination effects. This combination transforms biological observation into quantifiable and replicable predictions, enhancing the identification of toxicity patterns over time. This synergy optimizes environmental impact assessment and enables faster, evidence-based decision-making in the management of aquatic ecosystems. Its versatility facilitates application in various contexts, ranging from industrial discharge assessments to biodiversity monitoring in vulnerable aquatic ecosystems. It is concluded that this technological package represents a milestone in ecotoxicology, consolidating a comprehensive and dynamic approach to strengthening environmental risk prediction and sustainable water management.

Keywords: Applicability value. Aquatic ecosystem. Biological indicator of contamination. Ecotoxicological prediction. Logical relationship.

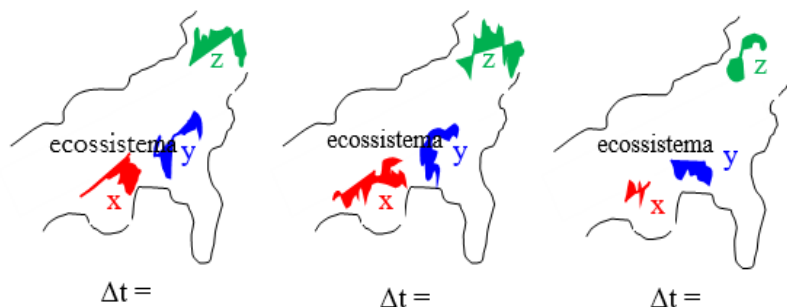
INTRODUÇÃO

A atividade humana reduz a disponibilidade de recursos nos sistemas ecológicos, afeta a biodiversidade, altera os ciclos biogeoquímicos e diminui a resiliência ambiental, gerando desequilíbrios ecológicos, poluição e perda de serviços ecossistêmicos essenciais à vida (Zari, 2018; Keyes *et al.*, 2021). A poluição representa uma das principais atividades antropogênicas que afetam a

biodiversidade, alteram os processos ecológicos e degradam os sistemas naturais. Os seus impactos incluem a perda de espécies, a interrupção dos ciclos biogeoquímicos e a diminuição da resiliência ambiental, comprometendo o equilíbrio e a funcionalidade dos ecossistemas (Gruber, 2018; Serra *et al.*, 2019). São mesmo criados novos ecossistemas devido às alterações e transformações que ocorrem nos ecossistemas aquáticos, modificando a sua estrutura, função e biodiversidade, alterando os equilíbrios naturais e gerando novas dinâmicas ecológicas com impactos imprevisíveis (Evers *et al.*, 2018).

Nos ecossistemas aquáticos, a poluição altera a qualidade da água e afeta o seu equilíbrio ecológico. A sua avaliação utilizando um gradiente escalar, permite uma avaliação temporal e espacial mais precisa, facilitando a identificação de alterações e a implementação de estratégias de mitigação eficazes (Debén *et al.*, 2019). Em 1970, foram estabelecidos nove parâmetros físico-químicos (pH, sólidos totais dissolvidos, nitritos, turvação, temperatura, fosfatos, coliformes totais, oxigênio dissolvido e carência bioquímica de oxigênio) como referência para a monitorização da qualidade da água (Brown *et al.*, 1970). No entanto, a variabilidade dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos ($\Delta t=1$, $\Delta t=2$) pode ser normal (Figura 1), isto leva a interpretações erradas e dificulta o reconhecimento das suas implicações para o ambiente aquático, afetando a precisão do diagnóstico ambiental e a eficácia das estratégias de gestão ecológica (Lakshmanan *et al.*, 2009; Argota *et al.*, 2015; Kumari; Maiti, 2019).

Figura 1 - Variação normal dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água (x, y, z) num ecossistema aquático.



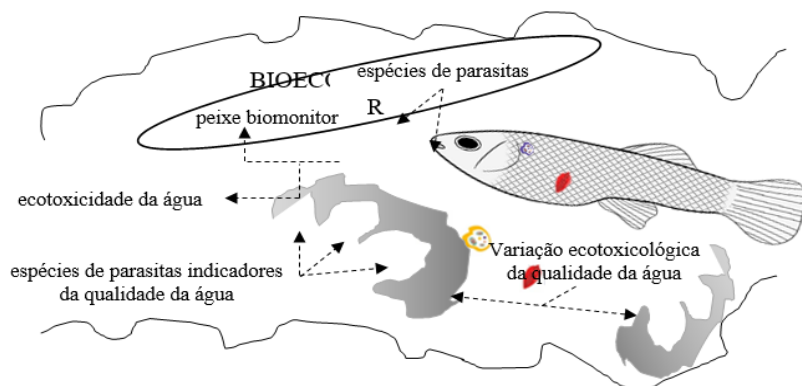
Fonte: Argota *et al.* (2023).

Tendo em conta a variabilidade dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da qualidade da água, é estabelecida-se uma norma de avaliação baseada em indicadores biológicos (bioavaliação). Esta abordagem permite uma monitorização e vigilância eficazes dos ecossistemas aquáticos, fornecendo informações fundamentais sobre o seu estado ecológico e possíveis alterações ambientais (Aguirre *et al.*, 2012; Argota; Iannacone, 2017). Esta abordagem de bioavaliação com organismos do ecossistema é mais abrangente, pois reflete as condições ambientais, deteta alterações ecológicas e permite uma avaliação mais precisa da qualidade da água (Bhagat *et al.*, 2025; Carvalho *et al.*, 2025). Neste sentido, surgiu, pela primeira vez, o conceito de bioindicador, que se refere a organismos cuja presença indica condições específicas do meio que habitam, enquanto a sua ausência sinaliza alterações ambientais. O seu estudo permite avaliar os impactos ecológicos e melhorar as estratégias de conservação

e gestão dos ecossistemas aquáticos (Odum, 1972). Esta oposição entre presença e ausência está, possivelmente, na origem do termo “biomonitor”, uma vez que a avaliação da exposição aos poluentes exige a presença constante do organismo, enquanto a sua resposta distintiva se manifesta na variação das suas reações. As medições são efetuadas a nível molecular, bioquímico, fisiológico, histológico, morfológico e comportamental, permitindo detectar alterações subtis nos ecossistemas aquáticos. Esta abordagem integrada fornece informações valiosas sobre a qualidade ambiental e facilita a implementação de estratégias de conservação e restauração ecológica (Depledge, 1984; Dalzochio *et al.*, 2016; Küçükbasmacı; Etriieki, 2023; Gonçalves *et al.*, 2024).

Apesar do exposto, e dado que compreender com certeza a qualidade ambiental dos sistemas aquáticos é uma necessidade da sociedade, surgiu uma solução inovadora denominada bioecotoximonitores. Esta abordagem associa um biomonitor a qualquer espécie ou forma de vida, permitindo uma avaliação mais precisa da exposição a poluentes e dos seus efeitos ecológicos. A sua aplicação facilita a monitorização contínua dos ecossistemas aquáticos, otimizando a deteção precoce de perturbações ambientais e promovendo estratégias de conservação e gestão sustentável mais eficazes (Figura 2) como indicador da qualidade da água (Argota *et al.*, 2023).

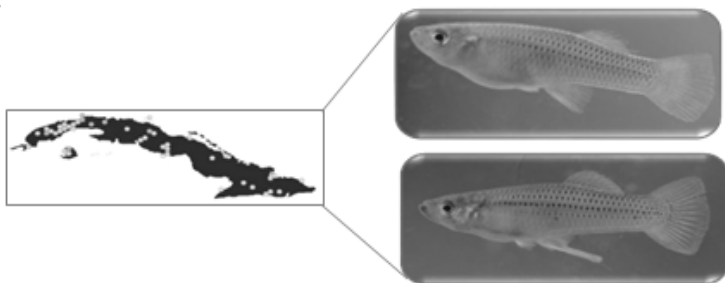
Figura 2 - Transformação do biomonitor em bioecotoximonitor de qualidade.



Fonte: Argota *et al.* (2023).

Os peixes, devido à sua posição superior na cadeia trófica, são excelentes monitores das condições ambientais nos ecossistemas aquáticos. A sua bioacumulação de poluentes e as suas respostas fisiológicas permitem avaliar a qualidade da água e detectar perturbações ecológicas com grande precisão (Abdallah *et al.*, 2024; Porras *et al.*, 2024). A espécie *Gambusia punctata* (Poey, 1854) é um poecilídeo endêmico de Cuba com uma ampla distribuição (Figura 3), reconhecido pela sua utilização na bioavaliação de ecossistemas aquáticos devido à sua sensibilidade às mudanças ambientais e à sua capacidade de refletir alterações ecológicas (Argota *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2018).

Figura 3- Espécie *Gambusia punctata* (Poey, 1854) amplamente distribuída em Cuba. Fêmea (em cima) e macho (em baixo).



Fonte: Autores (2024).

Devido às suas características de adaptação às condições de poluição ambiental, a *G. punctata* poderia ser considerada um excelente bioecotoxímonitor, uma vez que responde às variações ambientais e permitiria, juntamente com as formas biológicas associadas, avaliar com elevada precisão a qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos onde vive.

Por outro lado, a análise preditiva das informações qualitativas e quantitativas fornecidas por um organismo como instrumento de bioavaliação não é suficiente. É igualmente necessário estimar o risco ambiental tendo em conta os dados de exposição, os testes de bioensaio, a análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, bem como a caracterização das fontes poluentes e as suas interações com as diferentes matrizes em vários momentos. Para o efeito, propõe-se a metodologia computacional Gecotoxic®

(Figura 3), que integra estes elementos, otimizando a interpretação da qualidade ambiental nos ecossistemas aquáticos e facilitando a tomada de decisões em matéria de gestão e conservação ecológica (Argota *et al.*, 2017, 2019).

Figura 4 - Metodologia computacional Gecotoxic® (Argota *et al.*, 2019).

Fonte: Autores (2024).

A interação entre um bioecotoximonitor como a *G. punctata* e uma ferramenta computacional como o Gecotoxic® constitui um pacote tecnológico inovador. Esta abordagem proporciona uma estratégia dupla mais segura para avaliar a qualidade dos ecossistemas aquáticos. A biologia do organismo permite a detecção de respostas fisiológicas e bioquímicas a poluentes específicos. Por sua vez, o Gecotoxic® analisa com segurança os dados

quantitativos e qualitativos. A combinação dos dois facilita uma avaliação ambiental mais fiável e melhora a gestão e a conservação dos recursos aquáticos (Ogidi *et al.*, 2024). O software processa estas respostas juntamente com dados físico-químicos e padrões ambientais. Isto permite gerar previsões mais robustas e replicáveis, otimizando a avaliação da qualidade ecológica nos ecossistemas aquáticos (Mennucci *et al.*, 2016). O objetivo é analisar a relevância do pacote tecnológico constituído pela *G. punctata* como bioecotoxímonitor e pelo software Gecotoxic®.

METODOLOGIA

O estudo segue uma ordem lógica e estruturada com sete etapas organizadas de forma progressiva, em que cada uma depende da anterior para garantir a coerência e a continuidade da análise (Tabela 1). É aplicado um método rigoroso e normalizado baseado nos princípios científicos da ecotoxicologia aquática. A replicabilidade da análise é permitida, o que significa que a estrutura sequencial do mesmo processo pode ser aplicada em diferentes ecossistemas aquáticos, gerando resultados comparáveis e reproduzíveis. Também assegura a fiabilidade dos dados ao seguir uma sequência definida, minimiza os erros metodológicos e garante que a informação obtida é válida para a tomada de decisões em ecotoxicologia aquática.

A abordagem metodológica por etapas combina a sensibilidade biológica do bioecotoxímonitor com a capacidade analítica do software Gecotoxic® para correlacionar dados biológicos, físico-químicos e microbiológicos de acordo com as características da(s) fonte(s) contaminante(s).

Esta integração otimiza o diagnóstico ambiental, reduzindo a subjetividade dos métodos tradicionais, melhorando a precisão da identificação dos riscos e facilitando a tomada de decisões com base em provas. A sua escalabilidade e replicabilidade permitem a sua aplicação como um pacote tecnológico de processo inovador para avaliar a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, integrando a bioavaliação com espécies de *G. punctata* e a modelação computacional em Gecotoxic® (Figura 4).

Tabela 1- Descrição das etapas do processo.

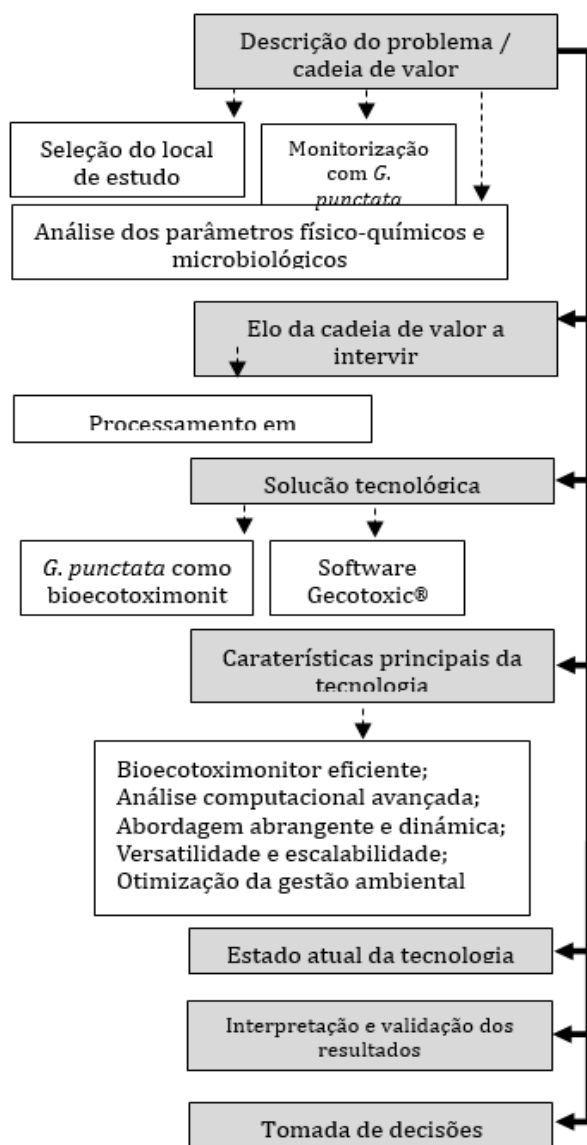
No.	Etapas	Descrição
1	Descrição do problema / Cadeia de valor	Esta fase identifica os problemas ambientais relacionados com a qualidade da água e o seu impacto nos ecossistemas aquáticos. Analisa como a poluição afeta a biodiversidade, os processos ecológicos e os serviços dos ecossistemas, estabelecendo a necessidade de implementar um pacote tecnológico que permita uma avaliação mais precisa e preditiva do estado ambiental.
2	Elo da cadeia de valor a intervir	Determina-se qual é o ponto crítico dentro do sistema de monitorização ambiental onde a intervenção tecnológica terá o maior impacto. Neste caso, intervimos na integração de um bioecotoximonitor com ferramentas computacionais para melhorar a correlação entre os efeitos biológicos e as condições físico-químicas do ecossistema aquático.

- | | | |
|---|--|---|
| 3 | Solução tecnológica | É implementada uma abordagem inovadora baseada na combinação de um bioecotoxímonitor (<i>Gambusia punctata</i>) e da plataforma computacional Gecotoxic®. A <i>G. punctata</i> permite a detecção de poluentes, enquanto o Gecotoxic® analisa os dados obtidos, gerando modelos preditivos sobre a qualidade da água e o risco ambiental. |
| 4 | Características principais da tecnologia | São apresentados os principais atributos do pacote tecnológico, destacando a sua capacidade de fornecer dados replicáveis e previsões quantificáveis. As principais características incluem a utilização de um bioecotoxímonitor eficiente, a análise computacional avançada, uma abordagem integrada e dinâmica, a sua versatilidade para diferentes ecossistemas e a otimização da gestão ambiental através de relatórios de diagnóstico ambiental. |
| 5 | Estado atual da tecnologia | O nível de desenvolvimento do pacote tecnológico é definido, estabelecendo o seu grau de maturidade e as fases necessárias para a sua implementação. Atualmente, encontra-se numa fase de validação experimental (TRL 3-4), com planos de normalização (TRL 5-6), implementação piloto (TRL 6-7) e subsequente aumento de escala para o nível regulamentar (TRL 8-9). |

- | | | |
|---|--|--|
| 6 | Interpretação e validação dos resultados | Os dados obtidos nas fases anteriores são tratados para avaliar a qualidade do ecossistema aquático. A interpretação dos resultados baseia-se na comparação com os limiares ecotoxicológicos, na análise das tendências espaço-temporais e na correlação entre os parâmetros físico-químicos e as respostas biológicas. Isto permite validar a eficácia do pacote tecnológico e a sua aplicabilidade na monitorização ambiental. |
| 7 | Tomada de decisões | Com base nos resultados obtidos, são estabelecidas estratégias de intervenção ambiental. A informação gerada permite a implementação de medidas de mitigação de poluentes, a conceção de planos de restauração ecológica e o desenvolvimento de programas de monitorização contínua para a gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos. |

Org: Autores (2024)

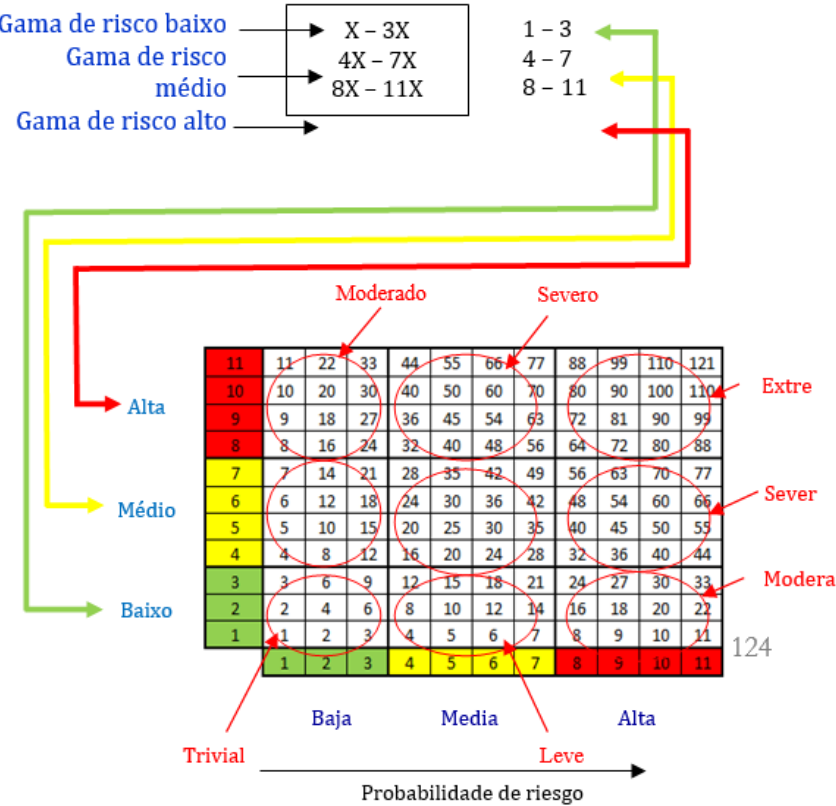
Figura 5- Pacote de tecnologia de processo entre *G. punctata* como bioecotoximonitor e o software Gecotoxic®.



Fonte: Autores (2024)

A segurança preditiva do software Gecotoxic[®] baseia-se na progressão aritmética aplicada à probabilidade de dano (risco) e à magnitude do valor do risco (Figura 5):

Figura 6 - Matriz da progressão aritmética da magnitude do valor do risco de acordo com a probabilidade e a consequência para a previsão do software Gecotoxic[®].



Fonte: Autores (2024)

RESULTADOS

Descrição do problema / cadeia de valor

A contaminação dos ecossistemas aquáticos representa um desafio crítico para a gestão ambiental, afetando a biodiversidade e a qualidade da água. A identificação e avaliação do impacto dos poluentes requerem ferramentas eficientes que permitam a caracterização do ambiente de forma precisa e dinâmica. Nesta fase inicial, procede-se à seleção do local de estudo (amostragem), considerando fatores como o historial de poluição e a representatividade ecológica. A seleção do local de amostragem é um fator determinante na avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, uma vez que dela depende a representatividade dos dados obtidos. Para este processo, são considerados critérios ecológicos e ambientais como a proximidade de fontes de poluição, a biodiversidade presente e a dinâmica hidrológica da massa de água. A delimitação de zonas com diferentes níveis de perturbação permite o estabelecimento de gradientes espaciais de poluição, facilitando a comparação entre áreas afetadas e referências primárias.

O processo de seleção envolve também a identificação de pontos estratégicos que assegurem uma monitorização contínua e representativa. É dada prioridade aos locais com acesso viável para a recolha de amostras e aos que possuem registos históricos da qualidade da água para facilitar a análise comparativa. Além disso, a seleção dos locais deve ter em conta a influência de fatores climáticos e sazonais que possam alterar as condições físico-químicas e biológicas do

ecossistema aquático.

Posteriormente, é efectuada a monitorização com *G. punctata*, onde o organismo exposto permite avaliar as condições ambientais através das suas respostas fisiológicas, bioquímicas e histológicas, por exemplo. Paralelamente, realiza-se a análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, medindo variáveis chave como a temperatura, o pH, o oxigénio dissolvido, a CBO_{5,20'} a CQO e a presença de microrganismos indicadores de contaminação.

A utilização de *G. punctata* como bioecotoximonitor permite uma avaliação exaustiva da qualidade da água, uma vez que este organismo responde de forma diferenciada à presença de poluentes. A sua posição na cadeia trófica, a sua resistência às variações ambientais e a sua sensibilidade às alterações da qualidade da água fazem dele um indicador biológico fiável. Durante a monitorização, os organismos são expostos a condições ambientais controladas que refletem a realidade do ecossistema aquático avaliado.

As respostas biológicas permitem a identificação de alterações no seu metabolismo associadas à exposição a substâncias tóxicas. São analisados biomarcadores como os níveis de enzimas antioxidantes, as concentrações de metais pesados nos tecidos e os danos nas estruturas celulares, entre outros. Estes indicadores biológicos complementam as análises físico-químicas e microbiológicas, proporcionando uma visão mais completa dos efeitos da poluição nos ecossistemas aquáticos.

Elo da cadeia de valor a intervir

O elo crítico identificado na gestão ambiental é a

integração e o tratamento dos dados ecotoxicológicos para a caracterização do ecossistema. Nesta fase, o software Gecotoxic[®] é utilizado para modelar e analisar os dados obtidos na monitorização biológica e nas análises físico-químicas e microbiológicas. Através do processamento computacional, geram-se correlações entre variáveis, identificam-se padrões de poluição e fazem-se previsões sobre a qualidade ambiental. Esta fase otimiza a interpretação da informação e permite um diagnóstico mais preciso do ecossistema em avaliação.

Solução tecnológica

Para a solução tecnológica, o pacote tecnológico baseia-se em dois componentes-chave: a utilização de *G. punctata* como bioecotoxímonitor e o software Gecotoxic[®] como ferramenta de análise computacional. A combinação destes elementos permite uma avaliação integrada da poluição aquática, facilitando a identificação precoce dos impactos ambientais e fornecendo informações essenciais para a gestão e regulamentação ambiental.

Caraterísticas principais da tecnologia

O pacote tecnológico tem várias características importantes que o tornam uma ferramenta eficiente e escalável para a avaliação ambiental. Em primeiro lugar, a *G. punctata* atua como um bioecotoxímonitor eficiente, devido à sua sensibilidade aos poluentes e à sua capacidade de refletir as alterações no ecossistema. Em segundo lugar, a análise computacional avançada através do Gecotoxic[®] permite a integração de grandes volumes de dados, otimizando o seu

processamento e facilitando a modelação das tendências ecotoxicológicas. O processamento de dados em Gecotoxic[®] inclui:

- a) Normalização dos dados para reduzir os enviesamentos e a variabilidade das medições
- b) Análise das tendências temporais e espaciais através de modelação preditiva
- c) Comparação com bases de dados ecotoxicológicos para identificar limiares de risco
- d) Geração automática de relatórios com visualização gráfica dos resultados

Além disso, o pacote oferece uma abordagem abrangente e dinâmica, combinando dados biológicos, físico-químicos e computacionais para obter uma imagem completa do estado do ecossistema. A sua versatilidade e escalabilidade permitem a sua aplicação em diferentes cenários ambientais e a sua adaptação a várias condições de poluição. Finalmente, a otimização da gestão ambiental é conseguida através da geração de relatórios de diagnóstico e de regulamentação baseados em provas científicas.

Estado atual da tecnologia

O pacote tecnológico encontra-se em fase de implementação e otimização, com capacidade para ser aplicado em diferentes ecossistemas aquáticos e ajustado a diferentes regulamentações ambientais. Foram realizados testes experimentais para validar a sua eficácia na deteção de poluentes e caracterização ambiental, o que permite a seu

potencial escalabilidade em programas de monitorização ambiental.

Interpretação e validação dos resultados

Para a interpretação e validação dos resultados, os dados obtidos a partir da monitorização e da análise são interpretados de acordo com limiares ecotoxicológicos predefinidos. As respostas biológicas da *G. punctata* são comparadas com parâmetros físico-químicos e microbiológicos para determinar o grau em que o ecossistema é afetado. Os resultados são validados comparando-os com os limiares ecotoxicológicos estabelecidos na literatura científica e na regulamentação ambiental registrados pelo modelo computacional Gecotoxic®, garantindo a confiabilidade e a precisão da informação gerada. Da mesma forma, identificam-se os desvios significativos nos valores dos parâmetros analisados e avalia-se o seu impacto na estabilidade do ecossistema aquático.

A triangulação de dados é também considerada para corroborar a fiabilidade dos resultados, evitando erros de interpretação devidos a variações naturais do ambiente. Este processo é fundamental para estabelecer correlações sólidas entre a contaminação e as respostas biológicas observadas, garantindo a validade das conclusões obtidas.

Tomada de decisões

A tomada de decisão como etapa final consiste na geração de relatórios ambientais com valor diagnóstico e regulador, que podem ser utilizados por entidades governamentais,

empresas e instituições de gestão ambiental para a implementação de estratégias de mitigação, restauração ecológica ou intervenção reguladora. Esta informação facilita a otimização da gestão ambiental e contribui para o desenvolvimento de políticas sustentáveis de proteção dos ecossistemas aquáticos. Entre as principais decisões, podem ser mencionadas as seguintes:

- a) A aplicação de medidas de controlo e regulação das descargas industriais
- b) A conceção de programas de restauração ecológica das massas de água afetadas
- c) A implementação de estratégias de monitorização contínua para a prevenção de futuras contaminações

DISCUSSÃO

O desenvolvimento do pacote tecnológico de processos baseado na interação entre o bioecotoxímonitor *G. punctata* e a ferramenta computacional Gecotoxic[®] representa um avanço significativo na avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos.

Um dos aspectos mais relevantes salientados é a capacidade do bioecotoxímonitor para detetar alterações sutis na qualidade da água antes de estas serem evidentes pelos métodos físico-químicos convencionais. Este fato é consistente com estudos anteriores que demonstraram que certos biomarcadores fisiológicos e bioquímicos em organismos aquáticos podem responder a concentrações sub-letais de poluentes com maior sensibilidade do que os indicadores tradicionais (Dalzochio *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2024). A informação gerada pela *G. punctata* permite a identificação de padrões de toxicidade específicos, o

que reforça a aplicabilidade da biomonitorização em ecotoxicologia aquática.

O processamento de dados no Gecotoxic[®] é fundamental para integrar os resultados obtidos a partir da monitorização biológica e das análises físico-químicas e microbiológicas. A modelagem computacional permitiu correlacionar as respostas biológicas com os níveis de contaminantes e determinar os limiares de risco ambiental com um nível de previsão mais robusto e replicável. Estes resultados reafirmam que a utilização da inteligência computacional e da análise multivariada em ecotoxicologia melhora a interpretação dos dados e otimiza a tomada de decisões ambientais (Mennucci *et al.*, 2016; Stewart; Hursthouse, 2018).

De um ponto de vista metodológico, a combinação da monitorização da *G. punctata* e do Gecotoxic[®] ultrapassa as limitações das abordagens tradicionais baseadas apenas na análise físico-química da água. Embora estes métodos tenham uma elevada variabilidade temporal e espacial, a incorporação de bioindicadores permite a avaliação da qualidade da água em termos do seu impacto na biota, fornecendo uma imagem mais exata do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos (Bhagat *et al.*, 2025; Carvalho *et al.*, 2025). Além disso, a capacidade do software para modelar tendências e gerar previsões reduz a incerteza na interpretação dos resultados, contribuindo para uma avaliação mais objetiva e reprodutível.

Os resultados mostram também que a validação dos dados obtidos é um aspeto crítico para a aceitação deste pacote tecnológico no domínio da ecotoxicologia. Apesar da robustez do modelo desenvolvido, são necessários estudos comparativos com outros bioindicadores e ferramentas

computacionais para demonstrar a sua eficácia em diferentes contextos ecológicos e níveis de poluição. Para além disso, a normalização de protocolos para a calibração das respostas biológicas e o desenvolvimento de bases de dados que permitam o cruzamento com outros estudos serão fundamentais para reforçar a aplicabilidade desta tecnologia.

De um ponto de vista prático, a aplicação deste pacote tecnológico de processos tem implicações relevantes para a gestão ambiental. A sua utilização na monitorização dos ecossistemas aquáticos permite a detecção precoce de poluentes, o que facilita a implementação de estratégias de mitigação e recuperação ambiental mais eficazes. Isto é particularmente importante em ambientes vulneráveis ou com elevada pressão antropogénica, onde a detecção tardia de poluentes pode gerar impactos irreversíveis na biodiversidade e nos serviços dos ecossistemas (Wiesner; Kończak, 2023; Inostroza *et al.*, 2023).

A sinergia entre o bioecotoximonitor *G . punctata* e a metodologia Gecotoxic® elimina grande parte da subjetividade que historicamente caracteriza a avaliação da poluição, em que a variabilidade natural dos ecossistemas pode dificultar a interpretação dos dados (Stewart; Hursthouse, 2018; Martin, 2023). A aplicabilidade deste pacote tecnológico de processos estende-se a diferentes cenários ambientais, desde a avaliação de descargas industriais até à monitorização ecológica em ecossistemas vulneráveis. No primeiro caso, a sua implementação permite uma quantificação precisa do impacto das descargas químicas nas massas de água, diferenciando entre efeitos agudos e crónicos sobre a biota aquática. Esta diferenciação é fundamental para a regulamentação ambiental, uma vez que

muitos métodos convencionais apenas identificam os efeitos imediatos sem antecipar os danos a longo prazo (Wiesner; Kończak, 2023; Inostroza *et al.*, 2023).

No caso da biomonitorização em ecotoxicologia aquática utilizando o pacote tecnológico de processos, permite a detecção precoce de alterações nas populações biológicas, o que facilita estratégias de conservação mais eficazes (Bancel *et al.*, 2024). Apesar de todas as reivindicações, o conceito de bioecotoxímetro ainda apresenta desafios na sua aplicabilidade. Para que haja reconhecimento científico, deve haver validação empírica para o debate sobre ecotoxicologia aquática, e esta oportunidade ainda não está disponível (Inoguchi, 2022; Wulff *et al.*, 2023; McCarty, 2025).

Do mesmo modo, a combinação das dimensões espaciais e temporais nas análises da qualidade da água continua a ser uma limitação fundamental na monitorização dos ecossistemas aquáticos. A consideração da “quarta dimensão”, com referência à variabilidade temporal, revela-se fundamental para melhorar a precisão das análises e a detecção de padrões de poluição ao longo do tempo (Argota, 2024).

O pacote tecnológico do processo, enquanto abordagem inovadora é confiável para a monitorização ambiental. No entanto, a sua implementação em maior escala requer uma validação contínua do seu desempenho em diferentes cenários ecológicos e a melhoria dos seus algoritmos de previsão. A integração desta tecnologia em programas de gestão ambiental poderá revolucionar a forma como a qualidade da água é avaliada, fornecendo ferramentas mais precisas para a conservação e gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento deste pacote tecnológico de processos não só representa um avanço metodológico na ecotoxicologia aquática, como também marca um ponto de viragem na forma como os modelos biológicos são integrados com ferramentas computacionais. A sua importância reside na sua capacidade de ligar a biologia experimental à análise de dados, permitindo uma avaliação mais holística e preditiva da qualidade da água (Bayissa *et al.*, 2024).

De um ponto de vista epistemológico, esta abordagem representa uma evolução na forma como a ecotoxicologia aquática é concebida. Tradicionalmente, a monitorização ambiental baseava-se em medições físico-químicas isoladas, complementadas por estudos biológicos que, embora informativos, careciam de uma capacidade de previsão integrada (Hovorushchenko *et al.*, 2024). O pacote tecnológico de processos proposto transforma esta dinâmica, permitindo a análise em tempo real, em que a modelagem computacional reduz a incerteza e melhora a interpretação dos resultados.

A aplicação do pacote tecnológico no estado do Maranhão, Brasil, é essencial devido à elevada vulnerabilidade dos seus ecossistemas aquáticos a atividades antropogénicas como a mineração, a agricultura intensiva e a descarga de resíduos urbanos. A combinação de uma espécie do género *Gambusia* como bioecotoxímetro e o software Gecotoxic[®] permite uma avaliação integrada da qualidade da água, detectando respostas biológicas a poluentes específicos e gerando previsões baseadas em dados físico-químicos e microbiológicos. Essa metodologia fornece uma ferramenta robusta para o monitoramento ambiental, facilitando a

tomada de decisão em políticas de conservação e mitigação de impactos ecológicos na região.

REFERÊNCIAS

ABDALLAH, S. M., MUHAMMED, R. E., EL MOHAMED, R., EL DAOUS, H., SALEH, D., GHORAB, M. A., CHEN, S., EL-SAYYAD, G. S. Assessment of biochemical biomarkers and environmental stress indicators in some freshwater fish. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 46, n. 11, p. 464, 2024.

AGUIRRE, P. J., RODRÍGUEZ, B. J., OSPINA, T.R. Deriva de macroinvertebrados acuáticos en dos sitios con diferente grado de perturbación, Río Gaira, Santa Marta-Colombia. **Intropica**, v. 7, p. 9-19, 2012.

ARGOTA, P.G. Cuarta dimensión en el uso del bioecotoxímetro en ecotoxicología acuática. **Biotempo**, v. 21, n. 2, p. 269-276, 2024.

ARGOTA, P. G., IANNACONE, O. J. Predicción cuantitativa mediante biomarcadores de uso permanente como nuevo criterio para biomonitores en ecotoxicología acuática. **The Biologist (Lima)**, v. 17, n. 1, p. 141-153, 2017.

ARGOTA, P. G., ARGOTA, C. H., IANNACONE, J. Costo ambiental sostenible relativo a la variabilidad físico-química de las aguas sobre la disponibilidad de metales en el ecosistema San Juan, Santiago de Cuba, Cuba. **The Biologist (Lima)**, v. 14, n. 2, p. 219-232, 2015.

ARGOTA, P. G., CARBONELL, M. A., PORTUONDO, H. C., LAMERINO, M. J., RODRÍGUEZ, A. M., MERMA, B. M. Modelación matemática para el ajuste óptimo predictivo sobre el riesgo ecotoxicológico generado por el software multifuncional gecotoxic. **Campus**, v. 22, n. 23, p. 107-124, 2017.

ARGOTA, P. G., CARBONELL, M. C. A., RODRÍGUEZ, A. M. A. **Gecotoxic®**: *Certificado de registro de programa de ordenador (Software)*, Nro. de partida registral: 01025-2019, Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y de la Protección de la Propiedad Intelectual. Lima, Perú, 2019.

ARGOTA, P. G., IANNAZONE, O. J., FIMIA, D. V. R. Características de *Gambusia punctata* (Poeciliidae) para su selección como biomonitor en ecotoxicología acuática en Cuba. **The Biologist (Lima)**, v. 11, n. 2, p. 229-236, 2013.

ARGOTA, P. G., RODRÍGUEZ, S. M. A., IANNAZONE, J. Paradigma de transformación de los biomonitores a la calidad de bioecotoximonitores en ecotoxicología acuática. **The Biologist (Lima)**, v. 21, n. 2, p. 195-201, 2023.

BANCEL, S., CACHOT, J., BON, C., ROCHARD, É., GEFFARD, O. A critical review of pollution active biomonitoring using sentinel fish: challenges and opportunities. **Environmental Pollution**, v. 360, p. 124661, 2024.

BAYISSA, Y. A., BARBOSA, K. V., VILLAS, B. M. D., BAWA, A., LUGON JUNIOR, J., NETO, A. J. S., SRINIVASAN, R. Water quality estimates using machine learning techniques in an experimental watershed. *Journal of Hydroinformatics*, v. 26, p. 2798-2814, 2024.

BHAGAT, A., LAL, M., SHARMA, S., MEGHA, M., SHARMA, S., KAUR, A., GUTEMA, K. G., KAUR, A. **Phyto and mycoplankton as biological indicators of pollution in aquatic ecosystems**. Book "Algae and Fungi", Edition 1st Edition, p. 37-48, eBook ISBN: 9781003591337, 2025.

BROWN, R. M., MCCLELLAND, N. I., DEININGER, R. A., TOZER, R. G. A water quality index–do we dare? **Water and Sewage Works**, v. 117, p. 339-343, 1970.

CARVALHO, F., LOYAU, A., KELLY, I. M., SCHMELLER, D. S. Aquatic ecosystem indices, linking ecosystem health to human health risks. **Biodiversity and Conservation**, v. 1, p. 1-46, 2025.

DALZUCHIO, T., SIMÕES, R., AIRTON, L., SANTOS DE SOUZA, M., PRADO, R. G. Z., PETRY, I. E., ANDRIGUETTI, N. B., SILVA, H., GLÁUCIA, J., GÜNTHER, G., BASSO DA SILVA, L. Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the ilha river, southern brazil. **Chemosphere**, v. 189, p. 609-618, 2017.

DEBÉN, S., ABOAL, J. R., GIRÁLDEZ, P., VARELA, Z., FERNÁNDEZ, J. A. Developing a biotechnological tool for monitoring water quality: in vitro clone culture of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. **Water**, v. 11, n. 1, p. 1-10, 2019.

DEPLEDGE, M. H. Disruption of circulatory and respiratory activity in shore crabs (*Carcinus maenas* L.) exposed to heavy metal pollution. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology**, v. 78, n. 2, p. 445-459, 1984

EVERS, C. R., WARDROPPER, C. B., BRANOFF, B., GRANEK, E. F., HIRSCH, S. L., LINK, T. E., OLIVERO, L. S., WILSON, C. The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. **Global Ecology and Conservation**, v. 13, p. 1-11, 2018.

GONÇALVES, D. S., H. DA., AKIYAMA, K. R. S., DA COSTA, B. S. G., PADOVAN, D. S. M., DE SOUZA, M. L. P., MELA, M., SIMÕES, V. J. R., TADEU, G. M., CESTARI, M. M., ANDRIAN, P. A., SILVA, D. A., H. C. Assessing the water quality in a world heritage site using biomarkers in top fish predators. **Science of The Total Environment**, v. 927, p. 172072, 2024.

GRUBER, K. Cleaning up pollutants to protect future health. **Nature**, v. 555, p. 20-22, 2018.

HOVORUSHCHENKO, T., BACHUK, V., HNATCHUK, Y., ZASORNOVA, I., EL BOUHISSI, H. Overview of the methods and tools for environmental components monitoring. **Kompûternî Sistemi Ta Înformacîjî Tehnologîi**, v. 3, p. 51-57, 2024.

INOUCHI, T. Corroborative analysis and empirical validation. Chapter *In*: **Typology of Asian Societies**. Springer, Singapore. p. 81-86. e-ISBN: 978-981-19-5466-5, 2022.

INOSTROZA, P.A., ELGUETA, S., MUZ, M., KRAUSS, M., BRACK, W., BACKHAUS, T. Dataset comprising pesticides, pharmaceuticals and personal care products, and industrial chemicals detected in streams and rivers of Central Chile. **Data in Brief**, v. 50, p. 1-8, 2023

KEYES, A. A., MCLAUGHLIN, J. P., BARNER, A. K., DEE, L. E. An ecological network approach to predict ecosystem service vulnerability to species losses. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1-11, 2021.

KÜÇÜKBASMACI, İ., ETRİIEKI, A. M. O. Using macroinvertebrate-based biotic indices and diversity indices to assess water quality: A case study on the karasu stream (Kastamonu, Türkiye). **Ecohidrology**, v. 17, p. e2627, 2023.

KUMARI, P., MAITI, S. K. Health risk assessment of lead, mercury, and other metal (loid)s: A potential threat to the population consuming fish inhabiting, a lentic ecosystem in Steel City (Jamshedpur), India. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 25, n. 8, p. 2174-2192, 2019.

LAKSHMANAN, R., KESAVAN, K., VIJAYANAND, P., RAJARAM, V., RAJAGOPAL, S. Heavy metals accumulation in five commercially important fishes of Parangipettai, Southeast coast of India. **Advance Journal of Food Science and Technology**, v. 1, n. 1, p. 63-65, 2009.

MARTIN, O. V. Synergistic effects of chemical mixtures: how frequent is rare? **Current Opinion in Toxicology**, v. 36, p. 1-6, 2023.

MCCARTY, L. S. Ecotoxicology dilemmas: issues with dose, causality, response, mixtures, and modifying factors. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 44, n. 1, p. 45-58, 2025.

MENNUCCI, B., CAPRASECCA, S., GUIDO, C. A. Computational studies of environmental effects and their interplay with experiment. **Advances in Physical Organic Chemistry**, v. 50, p. 203-241, 2016.

ODUM, E. P. **Ecología**. Interamericana. México. p. 639, 1972.

OGIDI, O. I., ANGAYE, T. C. N., CARBOM, H. E. Microorganisms in the monitoring of terrestrial and aquatic ecosystems: applications, challenges, and future prospects. In: Izah, S.C., Ogwu, M.C., Hamidifar, H. (eds) **Biomonitoring of pollutants in the global south**. Springer, Singapore, p. 639-665, e-ISBN: 978-981-97-1658-6, 2024.

PORRAS, R. G., GÓRSKI, K., COLIN, N. Behavioral biomarkers in fishes: a non-lethal approach to assess the effects of chemical pollution on freshwater ecosystems. **Environmental Research**, v. 260, p. 119607, 2024.

SERRA, S. R. Q., CALAPEZ, A. R., SIMÕES, N. E., MARQUES, J. A. A. S., LARANJO, M., FEIO, M. J. Effects of variations in water quantity and quality in structure and functions of invertebrates' community of a Mediterranean urban stream. **Urban Ecosystems**, v. 22, p. 1173-1186, 2019.

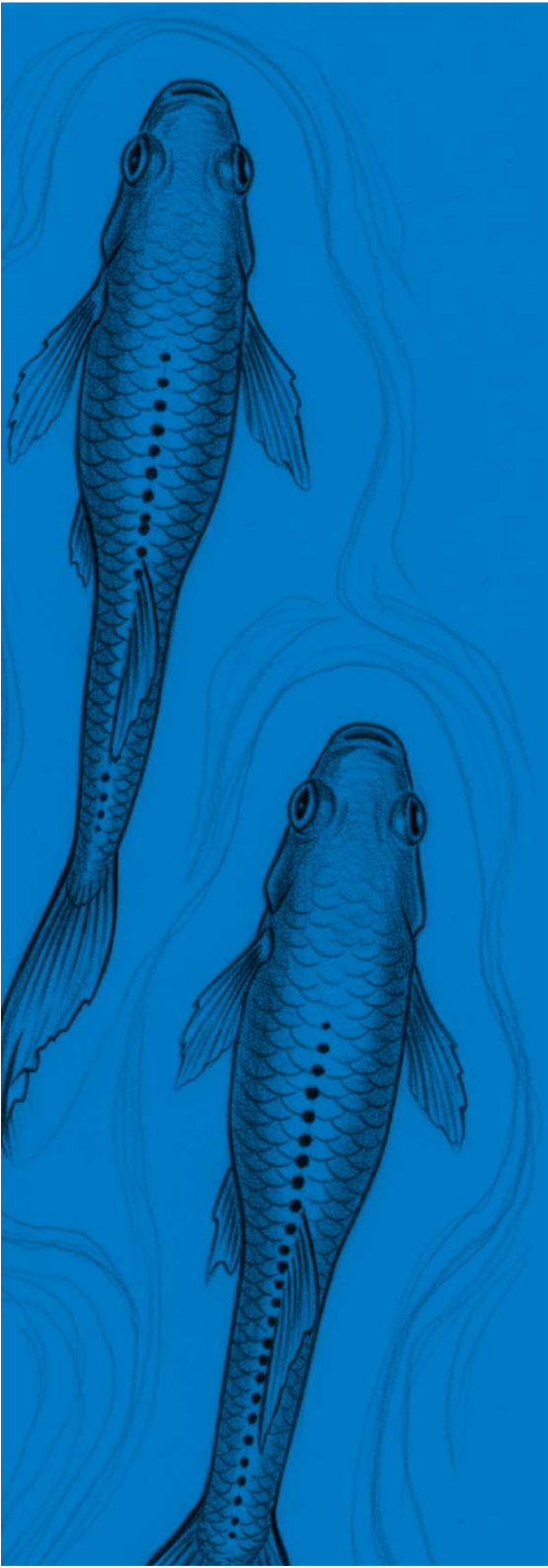
STEWART, A.G., HURSTHOUSE, A. Environment and human health: the challenge of uncertainty in risk assessment. **Geosciences**, v. 8, n. 1, p. 1-20, 2018.

WIESNER, S. M., KOŃCZAK, B. Assessment of the impact of industrial and municipal discharges on the surface water body status (Poland). **Sustainability**, v. 15, n. 2, p. 1-20, 2023.

WULFF, J. N., SAJONS, G. B., POGREBNA, G., LONATI, S., BASTARDOZ, N., BANKS, G. C., ANTONAKIS, J. Common methodological mistakes. **Leadership Quarterly**, v. 34, n. 1, p. 101677, 2023.

ZARI, M. P. The importance of urban biodiversity – an ecosystem services approach. ***Biodiversity International Journal***, v. 2, n. 4, p. 357-360, 2018.

CAPÍTULO 5



CAPÍTULO 5 - COLETA, FIXAÇÃO, PRESERVAÇÃO E PROCESSAMENTO DE MONOGENOIDES (PLATYHELMINTHES: MONOGENOIDEA) PARA IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA

Silmara Cristina Silva de Aquino

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/0880971839589180>

silmara180190@gmail.com

Alana Lislea de Sousa

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/1445205757349785>

alanasousa@professor.uema.br

Diego Carvalho Viana

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão

<http://lattes.cnpq.br/9042875660561395>

diego_carvalho_@hotmail.com

Germán Augusto Murrieta Morey

Instituto de Investigación da Amazônia Peruana - IIAP

<http://lattes.cnpq.br/1738767921196191>

germantiss1106@gmail.com

RESUMO: Os monogenoides são ectoparasitas que parasitam principalmente as brânquias, a pele, as nadadeiras e as narinas dos peixes. A amostragem e o processamento adequado das amostras serão feitos nos peixes infestados, garantindo a correta identificação taxonômica. O presente capítulo tem como objetivo descrever os processos e as metodologias usados para processar parasitas monogenoides para identificação taxonômica. Este capítulo mostra como e onde coletar amostras, como fixá-las e preservá-las, como produzir lâminas permanentes e semipermanentes por meio da clarificação e coloração dos parasitas. Ele também descreve a metodologia para registro fotográfico, ilustrações taxonômicas e aplicação de fórmulas matemáticas relacionadas ao cálculo dos índices de parasitários.

Palavras-chave: Dactylogyridae. Ectoparasita. Gyrodactylidae. Monogenoidea.

***COLLECTION, FIXATION, PRESERVATION, AND
PROCESSING OF MONOGENOIDS (PLATYHELMINTHES:
MONOGENOIDEA) FOR TAXONOMIC IDENTIFICATION***

ABSTRACT: Monogenoids are ectoparasites that mainly parasitize the gills, skin, fins and nostrils of fish. Sampling and proper processing of samples will be carried out on infested fish, ensuring correct taxonomic identification. This chapter aims to describe the processes and methodologies used to process monogenoid parasites for taxonomic identification. This chapter shows how and where to collect samples, how to fix and preserve them, how to produce permanent and semi-permanent slides by clarifying and staining the parasites. It also describes the methodology for photographic recording, taxonomic illustrations and the application of mathematical formulas related to the calculation of

parasite indices.

Keywords: Dactylogyridae; Ectoparasite; Gyrodactylidae; Monogenoidea.

INTRODUÇÃO

Parasitismo é uma relação estreita na qual um organismo, o parasita, depende do outro, o hospedeiro, para obter os recursos necessários para completar seu ciclo de vida. O parasita depende do hospedeiro para se reproduzir e sobreviver. Na maioria dos casos de parasitismo, o hospedeiro percebe danos ou prejuízos causados pelo parasita em algum momento do ciclo. Ectoparasitas, quando parasitam a superfície do corpo do peixe (tegumento, nadadeiras) e/ou órgãos que se comunicam diretamente com o exterior, como as brânquias.

As espécies de Monogenoidea representam um grupo diversificado de Platyhelminthes exclusivamente parasitas, com cerca de 720 gêneros. Esses parasitas são diagnosticados morfolologicamente pela presença de uma estrutura localizada na extremidade posterior do corpo, denominada haptor, e pelo complexo copulatório, que consiste no órgão copulatório masculino e em uma parte acessória, que é usada na fixação do parasita ao corpo do hospedeiro. Os monogenóides são parasitas principalmente da superfície do corpo e das brânquias dos peixes. Os monogenóides são hermafroditas e apresentam um aparelho sexual bastante complexo, composto pelo órgão copulador masculino, a parte acessória e a vagina.

Esses parasitas têm um ciclo de vida monoxênico, com a maioria das espécies se reproduzindo oviparamente. Esse tipo de reprodução é típico das espécies da família Dactylogyridae. As espécies da família Gyrodactylidae podem ter reprodução

ovípara e vivípara. Os danos que podem causar aos peixes estão relacionados à espécie do parasita, ao local da infestação, ao número de indivíduos coletados nos peixes e ao tipo de alimentação. A maioria das espécies se alimenta de muco e células epiteliais; entretanto, outras espécies podem se alimentar de sangue.

As doenças causadas por monogenoides estão entre as mais importantes na criação de peixes. Sua presença nas brânquias dos peixes pode causar hiperplasia celular, hipersecreção de muco e fusão dos filamentos das brânquias. No tegumento, podem causar necrose celular, destruição de escamas e secreção abundante de muco. Em alguns casos, as lesões podem causar infecções secundárias por outros organismos. Os peixes infestados por monogenoides tendem a nadar esfregando-se nas paredes e no fundo do aquário ou do tanque de criação, alguns apresentam coloração enegrecida quando a proliferação dos parasitas está relacionada ao excesso de compostos nitrogenados na água.

I. Coleta

Para a coleta de peixes, podem ser usados diferentes equipamentos de pesca, como redes de pesca, redes de mão e armadilhas. Os peixes devem ser capturados com muito cuidado, evitando maus-tratos. Depois de capturados, os peixes são colocados individualmente em recipientes com água enquanto ainda estão vivos e, em seguida, processados um a um. Se os peixes forem capturados longe do laboratório, eles devem permanecer em sacos plásticos com água até chegarem ao laboratório.

II. Abate de peixes

Existem diferentes métodos ou maneiras de realizar o abate do espécime a ser analisado. Um dos métodos mais comumente usados é o abate por perfuração do crânio com um objeto afiado, como uma agulha. O espécime é segurado com uma pinça para facilitar o manuseio. Em seguida, uma agulha é inserida rápida e diretamente no crânio do animal, geralmente localizado atrás e acima do olho, causando morte cerebral imediata.

III. Biometria de peixes

Diferentes materiais podem ser usados para a biometria dos peixes. Para medir o tamanho, podem ser usados: ictiômetro, fita métrica, vernier ou régua. O objeto a ser usado dependerá do tamanho e do tipo de peixe. Em geral, recomenda-se medir o comprimento padrão do espécime, pois essa é uma medida mais confiável. A medição do comprimento total do espécime não é recomendada, pois pode haver peixes com a nadadeira caudal desgastada ou mastigada, impedindo que a medição real seja feita.

Para pesar os peixes, eles podem ser colocados em recipientes plásticos. Do peso total, subtraia o peso inicialmente obtido do recipiente plástico, pois o peso de que precisamos é apenas o do espécime. Pode ser usada uma balança mecânica ou digital. A precisão dependerá do tipo de balança utilizada.

IV. Fixação e preservação de monogenoides

Para fixar os monogenoides presentes nas brânquias ou na pele dos peixes, é necessário utilizar água quente a temperaturas entre 65 e 68 °C. Pode-se usar um aquecedor ou uma chaleira para atingir essa temperatura. A temperatura deve ser monitorada com um termômetro. A água fervente serve para que os monogenóides

morram esticados, facilitando assim a observação de suas estruturas e órgãos usados para a identificação taxonômica. Além disso, a água quente serve para desalojar os monogenóides que possam estar presos aos filamentos branquiais do peixe.

4.1 Fixação e preservação de monogenóides branquiais

Após a necropsia do peixe, os arcos branquiais são removidos e colocados em frascos de vidro ou plástico. Adiciona-se água quente até que a amostra seja coberta, a amostra é coberta e, em seguida, agitada vigorosamente por aproximadamente 20 segundos, finalmente é destampada e adiciona-se etanol 96% ou formalina 5% para preservar a amostra.

Figura 1 - Toma de dados biométricos e remoção das brânquias para análises parasitológico.



Fonte: Autores (2024)

4.2 Fixação e preservação de monogenoides da pele

Após a necropsia do peixe, é recolhido com uma pinça de metal e colocado em um recipiente. Com um conta-gotas ou uma pipeta, despeja-se água quente sobre todo o corpo do peixe. A água quente ajuda os monogenoides presentes na pele e nas nadadeiras a se desprenderem e serem levados juntamente com a água para os frascos de coleta. Como alternativa, os peixes podem ser imersos diretamente em recipientes com água morna. Após a imersão, o peixe deve ser sacudido para facilitar o desprendimento dos parasitas. Em seguida, o líquido pode ser removido da superfície do recipiente, deixando apenas o sedimento. Por fim, a amostra pode ser preservada com etanol 96% ou formalina 5%. Todas as amostras devem ser etiquetadas para que se saiba a qual amostra correspondem as informações registradas anteriormente.

V. Análise de amostras e coleta de parasitas

As amostras do conteúdo de cada peixe são colocadas em placas de Petri para observação em um estereoscópio. Os parasitas são procurados com o auxílio de estiletes com os quais podem ser removidos das placas. Após a remoção dos parasitas, eles podem ser preservados individualmente em tubos plásticos com etanol 96% ou formalina 5% ou podem ser processados imediatamente. Os arcos branquiais previamente preservados também podem ser pesquisados em busca de parasitas.

VI. Processamento de monogenoides. Método de clarificação para observar estruturas esclerotizadas

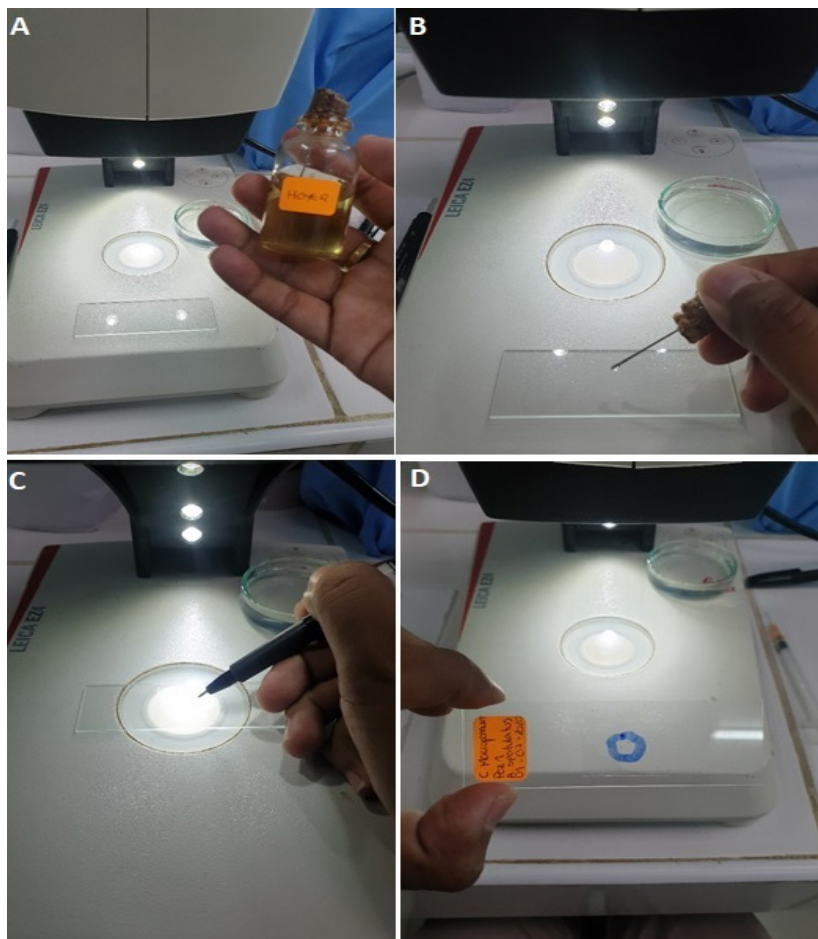
Para a identificação taxonômica dos monogenóides, é necessário clarificar os tecidos do parasita para observar as estruturas esclerotizadas (âncoras, hastes, ganchos, complexo

copulatório). A morfologia dessas estruturas é usada para identificar os diferentes gêneros e espécies desse grupo de parasitas.

Para clarificá-las, pode ser usado o meio de Hoyer ou Grey & Weiss (consulte a preparação nos anexos). O processo é bastante simples:

- Coloque uma gota do meio a ser usado (Hoyer ou Grey & Weiss) em uma lâmina.
- Pegue o parasita com um estilete fino.
- Coloque o parasita sobre a gota de meio clarificador.
- Cubra com uma lamínula.
- Marque a localização do indivíduo no verso da lâmina (isso facilitará a localização quando estiver olhando para ele no microscópio) para definir sua localização exata, usando um marcador indelével e fazendo um círculo ao redor dele.
- Rotule a lâmina com as informações correspondentes sobre o parasita e o hospedeiro.
- Coloque a lâmina para secar em temperatura ambiente ou em uma estufa por pelo menos 24 horas.

Figura 2 - Clarificação de monogenoides. A. Meio de Hoyer usado para clarificação. B. Adição de uma gota de Hoyer. C. Marcação do parasita. D. Rotulagem

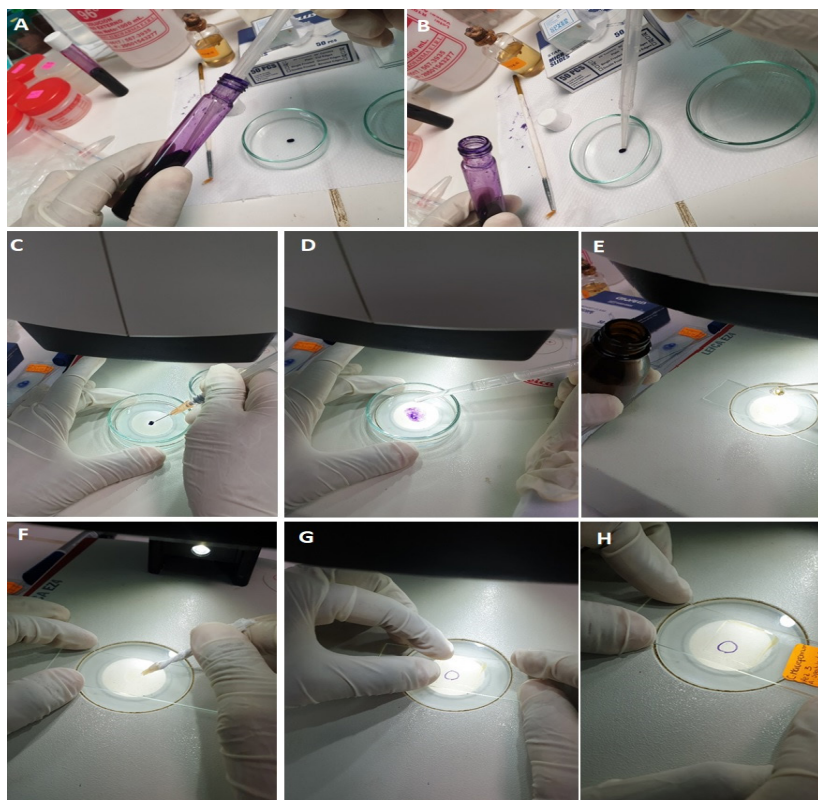


Fonte: Autores (2024)

VII. Processamento de monogenóides. Método de coloração para observar órgãos internos

- Coloração com tricrômio de Gomori
- Para a coloração de monogenóides, é usada a solução de tricrômio de Gomori (veja a preparação nos anexos). O procedimento consiste em:
 - Colocar uma gota da solução em uma placa de Petri.
 - Transfira o parasita cuidadosamente com a ajuda de um estilete, coloque o parasita na gota de corante por aproximadamente 2 minutos.
 - Adicione gotas de água aos poucos para que o parasita perca o excesso de corante. A cor que indica que o parasita perdeu corante suficiente é azul-esverdeado.
 - Coloque uma gota do clarificador Faia Creosote em uma lâmina.
 - Coloque o parasita sobre a gota de creosoto.
 - Aguarde alguns minutos. Observe a cor e a clarificação do parasita em um estereoscópio. A cor deve ser azul-claro.
 - Remova cuidadosamente o excesso de creosoto colocando um pedaço de papel absorvente bem fino próximo à gota.
 - Coloque uma gota de bálsamo do Canadá sobre o parasita.
 - Cubra com um filme de cobertura de objetos.
 - Marque a localização do parasita no verso do filme.
 - Rotule com as informações apropriadas.

Figura 3 - Processo de coloração de monogenoides. A, B. Adição da gota do corante tricrômico de Gomori. C. Colocação do parasita no corante. D. Diferenciação com gotas de água. E. Clarificação com Creosoto de Faia. F. Colocação do parasita no creosoto. G. Adição de Bálsamo do Canadá, coberto com lamínula. H. Marcação e rotulagem.



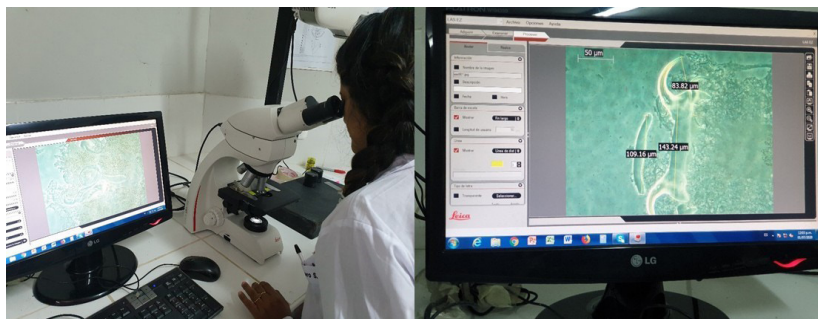
Fonte: Autores (2024)

VIII. Registro de dados biométricos de monogenoides

A biometria do parasita é realizada por meio de um

programa de medição acoplado ao microscópio. As estruturas a serem medidas podem ser observadas no microscópio e o programa, após a calibração, obterá as medidas na unidade de medida desejada.

Figura 4 - Registro de dados biométricos dos parasitas utilizando programa no computador.



Fonte: Autores (2024)

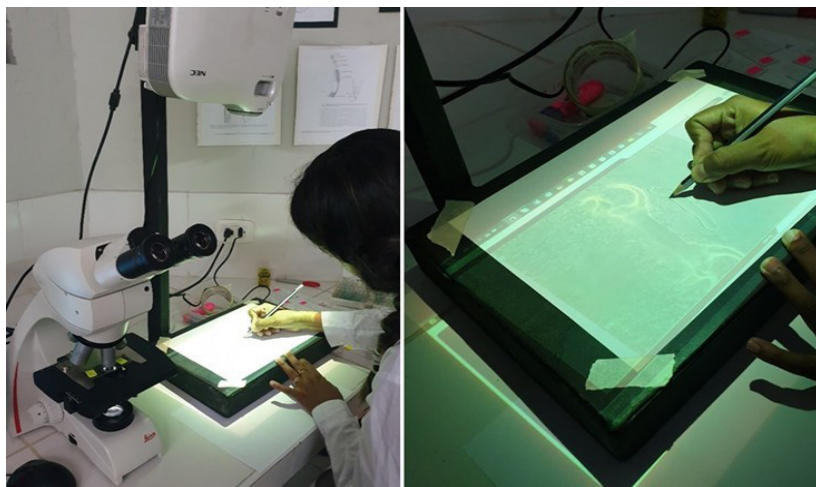
IX. Desenho do parasita

O desenho dos parasitas é essencial para a descrição de um novo gênero ou espécie. O corpo, os órgãos internos e as estruturas esclerotizadas devem ser desenhados com o maior cuidado, assemelhando-se, o máximo possível à imagem observada. O desenho deve ser o mais realista possível.

Para o desenho, pode ser usada uma câmera transparente acoplada ao microscópio ou pode ser instalado um suporte de projetor para que a imagem seja projetada em uma espécie de mesa de desenho, sobre a qual é colocado um papel branco e a imagem observada é traçada. O microscópio deve ter uma câmera acoplada a um software instalado

no computador, que deve ser conectado a um projetor multimídia.

Figura 5 - Desenho dos parasitas



Fonte: Autores (2024)

X. Digitalização dos parasitas

Depois de desenhados, os parasitas podem ser digitalizados no computador usando um programa de desenho como o Corel Draw, Adobe Illustrator ou Photoshop. Os desenhos são escaneados e, em seguida, os arquivos são abertos no programa selecionado e vetorizados, e as estruturas e os órgãos são desenhados.

XI. Aplicação de índices parasitológicos em estudos de monogenoides

Índices parasitológicos

Para o estudo de monogenoides, podem ser aplicados diferentes índices parasitológicos. Eles nos permitem conhecer o grau de infestação desses parasitas em seus respectivos hospedeiros.

Os índices parasitológicos mais comumente usados em parasitologia são:

- **Prevalência (%)**: razão entre o número de hospedeiros parasitados dividido pelo número de hospedeiros examinados, multiplicado por 100:

$$P = \frac{NP}{NE} \times 100 = \frac{NP}{NE} \times 100$$

Onde:

NP = número de peixes infectados por uma determinada espécie de parasita.

NE = número total de peixes examinados.

- **Intensidade**: expressa como variação numérica (número total de parasitas encontrados).

- **Intensidade média de infecção**: mede a quantidade média de parasitismo apenas entre os hospedeiros parasitados.

$$IMI = \frac{N_{sp1}}{NP_{sp1}}$$

Onde:

N_{sp1} = número de indivíduos de uma determinada espécie de parasita.

NPsp1 = número de peixes infectados por uma determinada espécie de parasita.

- **Abundância média (MA):** corresponde ao número médio de parasitas encontrados dividido pelo número total de hospedeiros examinados.

$$AM = \frac{NTP}{NPE}$$

Onde:

NTP = número total de parasitas de uma determinada espécie.

NPE = número total de peixes examinados (parasitados e não parasitados) na amostra.

REFERENCIAS

AMATO, J.F.R.; BOEGER, W.A.; AMATO, S. B. **Protocolos para laboratório coleta e processamento de parasitas do pescado**. Imprensa Universitária, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 1991, 81 p.

AZEVEDO, R. K.; ABDALLAH, V. D.; LUQUE, J. L. Ecologia da comunidade de metazoários parasitos do apaiarí *Astronotus ocellatus* (Cope, 1872) (Perciformes: Cichlidae) do rio Guandu, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, Jaboticabal, v. 16, n. 1, p. 15-20, 2007.

BILONG BILONG, C.F.; NJINE, T. Dynamics of three populations of Monogeneans parasites of *Hemichromis fasciatus* Peters, 1858 in Lake City of Youndé and possible interest in intensive fish farming. **Annales de la Faculté des Sciences**, 34:295-303, 1998.

BOEGER, W.A.; KRITSKY, D.C. Neotropical Monogenea. 12. Dactylogyridae from *Serrasalmus nattereri* (Cypriniformes, Serrasalminidae) and aspects of their morphologic variation and distribution in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the Helminthological Society of Washington**, 55:188-213, 1988.

BUSH, A.O.; AHO, J.M.; KENNEDY, C.R. Ecological versus phylogenetic determinants of helminth parasite community richness. **Evolutionary Ecology**, 4:1- 20, 1990.

BUSH, A.O.; HOLMES, J.C. Intestinal helminths of lesser scaup ducks: an interactive community. **Canadian Journal of Zoology**, 64:142-152, 1986.

BUSH, A.O.; LAFFERTY, K.D.; LOTZ, J.M.; SHOSTAK, A.W. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. **The Journal of parasitology**, 575-583, 1997.

COHEN, S. C., JUSTO, M. C. N., & KOHN, A. South American Monogenoidea parasites of fishes, amphibians and reptiles, pp. 659, 2013.

COHEN, S.; JUSTO, M.; KOHN, A. 2013. **South American Monogenoidea parasites of fishes, amphibians and reptiles**. Oficina de Livros, Rio de Janeiro, Brasil. 663 p.

DAJOZ, R. 1973. **Ecologia Geral**. Vozes, São Paulo. 472 p.

DOGIEL, V. A. Ecology of the parasites of freshwater fishes. **Parasitology of fishes**, 1-47, 1961.

EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R.M.; PAVANELLI, G.C. 2006. **Métodos de estudos e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes**. 2^a Ed., Eduem, Maringá. 199 p.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. **PAST**: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4.

KOHN, A.; COHEN, S.C. South American Monogenea. List of species, hosts and geographical distribution. **International Journal for Parasitology**, 28: 1517-1554, 1998.

PAVANELLI, G.C.; EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R.M. Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento. In: **Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento**, Maringá, v. 2, p. 305, 2002.

PIELOU, E.C. **Ecology diversity**. J. Wiley and Sons, New York, 1975, 165 p.

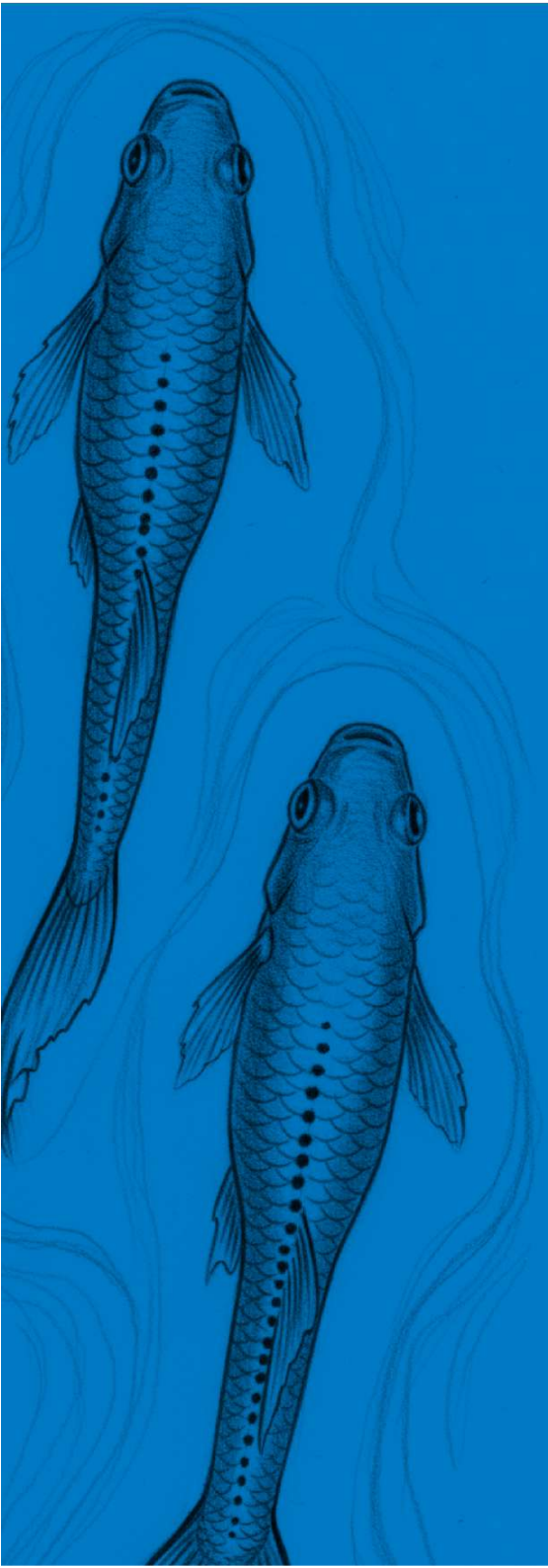
SAAD-FARES, A.; COMBES, C. Abundance/host size relationship in a fish trematode community. **Journal of Helminthology**, 666: 187-192, 1992.

SERRA-FREIRE, N.M. 2002. **Planejamento e análise de pesquisas parasitológicas**. Editora da Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro. 199 p.

SILVA, L.R. et al. Diversidade endoparasitária e alterações hepáticas em *Hoplerethrinus unitaeniatus* e *Cichlasoma bimaculatum* de área quilombola maranhense, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 31, p. 22, 2022.

Thatcher, V.E. 2006. Amazon Fish Parasites. In: Adis. J.; Arias, J.R.; Rueda-Delgado, G.; Wantzen, K.M. (Eds.). **Aquatic Biodiversity in Latin America**. 2nd edition, Pensoft Publishers, Praga. 508 p.

CAPÍTULO 6



CAPÍTULO 6 - BIOMARCADORES REVELAM A QUALIDADE DO TAMBACU E DA ÁGUA DE CULTIVO: UMA REVISÃO

Karuane Saturnino da Silva Araújo

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/1115832947713877>

karuane@hotmail.com

Thiago Machado da Silva Acioly

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

<http://lattes.cnpq.br/5561167616097204>

tmsacioly@gmail.com

Alcina Vieira de Carvalho

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

Tatiane Aranha da Penha Silva

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

Nancyleni Pinto Chaves Bezerra

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

Francisca Neide Costa

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

Ivaneide de Oliveira Nascimento

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

<http://lattes.cnpq.br/5127803057876571>

ivaneide@uemasul.edu.br

Diego Carvalho Viana

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão

<http://lattes.cnpq.br/9042875660561395>

diego_carvalho_@hotmail.com

RESUMO: Esta revisão visa compilar e sintetizar as principais evidências científicas sobre a influência da qualidade da água de cultivo e de parâmetros ambientais como biomarcadores da qualidade do tambacu. A pesquisa foi conduzida em bases de dados reconhecidas (Science Direct, SciELO, CAPES Periódicos e Wiley Online Library), utilizando descritores em português e inglês, combinados por operadores booleanos para ampliar a relevância dos resultados. O aumento da carga de poluentes e nutrientes é apontado como a principal causa das alterações na qualidade da água em sistemas aquícolas, afetando a biota e a integridade ecológica dos ecossistemas. Diante do crescimento populacional e da industrialização, a proteção da qualidade e quantidade da água tornou-se prioridade. Estudos recentes reforçam a importância do monitoramento ambiental contínuo e da integração de parâmetros físicos, químicos e biológicos como suporte à sustentabilidade da aquicultura.

Palavras-chave: Aquicultura sustentável. Biomarcadores ambientais. Qualidade da água.

***BIOMARKERS REVEAL THE QUALITY OF TAMBACU AND
CULTURE WATER: A REVIEW***

ABSTRACT: This review aims to compile and synthesize the main scientific evidence on the influence of water quality and

environmental parameters as biomarkers of tambacu quality. A systematic search was conducted in recognized databases (Science Direct, SciELO, CAPES Periodicals, and Wiley Online Library), using descriptors in Portuguese and English, combined with Boolean operators to maximize the relevance of the results. The increase in pollutant and nutrient loads is identified as the main cause of water quality deterioration in aquaculture systems, affecting aquatic biota and the ecological integrity of ecosystems. In the context of population growth and industrialization, protecting water quality and quantity has become a strategic priority. Recent studies highlight the importance of continuous environmental monitoring and the integration of physical, chemical, and biological parameters to support aquaculture sustainability.

Keywords: Sustainable aquaculture. Environmental biomarkers. Water quality.

INTRODUÇÃO

Os biomarcadores são ferramentas essenciais no monitoramento ambiental, permitindo a detecção precoce de alterações nos ecossistemas aquáticos causadas por fatores como poluição e mudanças climáticas (Bedim Godoy *et al.*, 2021). O tambacu, uma espécie de peixe relevante tanto para a piscicultura brasileira quanto para estudos ecotoxicológicos, também é usado para monitorar a qualidade da água (Araújo *et al.*, 2024a). A análise de biomarcadores em organismos aquáticos oferece dados cruciais para a preservação dos ecossistemas aquáticos e a sustentabilidade das atividades pesqueiras (Wu *et al.*, 2018).

A qualidade da água em ambientes aquáticos é crucial para a saúde dos organismos e a sustentabilidade da

piscicultura (Kumar *et al.*, 2023). Nesse contexto, a qualidade físico-química da água exerce uma grande influência no metabolismo dos peixes. Além disso, a qualidade microbiológica da água e do filé de peixe é fundamental para garantir a segurança alimentar (Azhari *et al.*, 2022). As variáveis ambientais, como temperatura, pH e oxigenação, também desempenham um papel crucial no cultivo de peixes e na produtividade do sistema, interagindo com as demais condições mencionadas (Araújo *et al.*, 2024a).

Esta revisão adota uma abordagem abrangente, com o objetivo de compilar e sintetizar as descobertas relevantes da pesquisa científica existente. Realizou-se uma busca aprofundada na literatura utilizando bases de dados como Science Direct, Scielo, CAPES Periódicos e Wiley Online Library. A pesquisa utilizou palavras-chave tanto em inglês quanto em português: “Qualidade da água”, “Eutrofização”, “Monitoramento ambiental”, combinadas com os operadores booleanos “AND” e “OR” para garantir maior precisão nos resultados. Os critérios de inclusão foram restritos a artigos de pesquisa originais e revisões bibliográficas publicadas em periódicos científicos. Foram excluídos materiais como artigos irrelevantes para o tema proposto, fora do escopo central da pesquisa, conteúdos restritos por paywall, monografias, dissertações, teses, artigos de opinião e duplicatas.

REVISÃO DE LITERATURA

Qualidade físico-química da água

O Banco Mundial e a Organização das Nações Unidas (ONU) indicam que mais de dois bilhões de pessoas residem em países que enfrentam estresse hídrico ou escassez de água (Carrión-Mero *et al.*, 2024; Un, 2021). A falta de água disponível fisicamente para atender à demanda (Morante-Carballo *et al.*, 2022), o nível de desenvolvimento das infraestruturas responsáveis pelo armazenamento, distribuição e acesso à água (Baggio *et al.*, 2021), além da capacidade institucional para fornecer os serviços hídricos necessários, são os principais fatores que contribuem para a escassez de água (Carrión-Mero *et al.*, 2024). Mais de 1,1 bilhão de pessoas em todo o mundo têm acesso inadequado à água potável, e cerca de 2,6 bilhões não têm acesso a instalações básicas de saneamento (Awdo, 2020; World Economic Forum, 2020).

Nessa perspectiva, uma abordagem holística de governança é essencial, com a colaboração entre governo, academia e sociedade para promover a resiliência das comunidades agrícolas, garantir a produção e reduzir a dependência de importações agrícolas do continente, beneficiando a população e prevenindo a entrada de espécies invasoras (Carrión-Mero *et al.*, 2024).

Vários aspectos exercem influência sobre a qualidade da água. O fitoplâncton, como principal produtor em ecossistemas aquáticos, é responsável por 50% da produtividade primária líquida global. Ele desempenha papéis fundamentais na circulação de materiais e no fluxo de

energia em ecossistemas aquáticos (Zhang *et al.*, 2023). Além disso, o fitoplâncton é mais sensível a mudanças ambientais na água do que outros organismos, sendo sua abundância um indicador biológico crucial para refletir as condições da água (Tang *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2023).

O fitoplâncton pode ser influenciado por diversos fatores nos ecossistemas aquáticos. Por exemplo, a presença de nutrientes como N, P e outros elementos na água pode ter efeitos significativos sobre o fitoplâncton (Jiang *et al.*, 2014; Lu *et al.*, 2023). A temperatura da água pode influenciar a competição entre as espécies de fitoplâncton e, conseqüentemente, afetar a diversidade desse grupo (Zhao *et al.*, 2020). Além dos fatores relacionados à qualidade da água, o clima extremo e as atividades humanas também têm impacto nas comunidades fitoplanctônicas, em certa medida (Amadei Martínez *et al.*, 2023).

Sabe-se que a principal causa das mudanças na qualidade da água dos rios e riachos que abastecem pisciculturas é o aumento significativo de poluentes e nutrientes, o que ameaça a vida aquática e compromete a integridade ecológica dos ecossistemas (Malakane *et al.*, 2024; Maphanga *et al.*, 2024; Zeinalzadeh *et al.*, 2017). A poluição da água é um dos problemas ambientais mais graves enfrentados pelo mundo atualmente. Uma análise aprofundada dessa questão é essencial, considerando a escassez global de água e o acesso inadequado à água potável (Taheri Tizro *et al.*, 2014). Nesse contexto, Schwarzenbach *et al.* (2010) ressaltam que o maior desafio do século XXI para a atual geração é a disponibilidade e a qualidade da água.

Sendo assim, o monitoramento e a avaliação contínuos da qualidade da água são essenciais para a gestão e a sustentabilidade dos recursos hídricos, uma vez que

quantidades adequadas de água potável e de boa qualidade são fundamentais para o desenvolvimento econômico e a preservação ecológica (Wu *et al.*, 2018).

Nos últimos anos, as mudanças climáticas têm afetado a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos (Benvenuti *et al.*, 2015; Gqomfa *et al.*, 2023), levando a esforços mais rigorosos para a gestão da qualidade da água em diversos países. Exemplos disso incluem a implementação de requisitos mínimos de qualidade da água nos fluxos hídricos, visando a proteção da integridade e do bem-estar dos ecossistemas aquáticos (Maphanga *et al.*, 2024; Duan *et al.*, 2013).

O monitoramento é, portanto, crucial para garantir que a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos se mantenham dentro dos limites aceitáveis para uso a longo prazo. Dada a importância do monitoramento da qualidade da água, é necessário definir os parâmetros e variáveis que serão utilizados para avaliar a saúde dos ambientes aquáticos (Bedim Godoy *et al.*, 2021). A razão para a realização de monitoramentos de longo e médio prazo é assegurar a integridade ecológica dos rios (De Necker *et al.*, 2019; Amatya *et al.*, 2011), especialmente dos rios e riachos que abastecem a piscicultura no Brasil.

A superpopulação, a industrialização em larga escala, a urbanização acelerada e a falta de saneamento aumentaram consideravelmente o desafio de garantir um fornecimento contínuo de água potável (Liyanage; Yamada, 2017; Heidari *et al.*, 2021). Atividades humanas descontroladas, como o descarte inadequado de resíduos urbanos e efluentes industriais, foram identificadas como as principais causas da poluição das águas dos rios, afetando os sistemas de abastecimento de água potável dependentes dessas fontes

em todo o mundo (Khan *et al.*, 2023). A recuperação de sistemas fluviais contaminados pode ser alcançada através de uma gestão eficaz dos resíduos sólidos e águas residuais domésticas e industriais, com o envolvimento imparcial do governo, a implementação de políticas adequadas e o desenvolvimento de planos urbanos inovadores (Yapabandara *et al.*, 2023; Uddin *et al.*, 2023).

Garantir o abastecimento seguro e higiênico de água exige monitoramento contínuo da qualidade da água nas fontes (Kumar *et al.*, 2023). Compreender os padrões espaço-temporais da qualidade da água é essencial, pois fornece informações cruciais para o controle da poluição hídrica (Zhang *et al.*, 2022). Nesse contexto, diversos parâmetros, como pH, turbidez, cor, eletrocondutividade, temperatura da água, salinidade, sólidos dissolvidos totais, demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO), ânions, cátions e metais pesados, são analisados como indicadores físico-químicos comuns da água nas fontes (Sur *et al.*, 2022; Azhari *et al.*, 2022).

E nessa perspectiva, a concentração de nutrientes, como nitrogênio e fósforo é um fator crucial que afeta a produtividade e o equilíbrio ecológico desses ecossistemas. Esses nutrientes são essenciais para os organismos marinhos, ajudando no crescimento do fitoplâncton, que sustenta a cadeia alimentar marinha, e seus níveis influenciam parâmetros de qualidade da água, como turbidez, pH e concentração de oxigênio. Compreender o comportamento desses nutrientes é fundamental para avaliar a qualidade da água e implementar estratégias de controle e manejo da poluição (Shahid; Choi, 2024; Herawati *et al.*, 2021).

É importante salientar que os parâmetros físico-químicos fornecem informações valiosas sobre

as características ambientais dominantes na área. Recentemente, análises multivariadas têm sido utilizadas para avaliar os níveis de contaminação e identificar variações nos parâmetros físico-químicos das águas costeiras (Ratnam *et al.*, 2022).

As águas superficiais são particularmente vulneráveis à poluição devido à sua acessibilidade para o descarte de resíduos. A qualidade da água nessas áreas é influenciada por uma combinação de processos naturais, como precipitação, intemperismo de rochas e erosão, e atividades humanas, incluindo o desenvolvimento urbano, as operações industriais e as práticas agrícolas. Além disso, a crescente demanda por recursos hídricos intensifica essas influências (Dixit *et al.*, 2024).

Os ecossistemas de água doce desempenham funções essenciais, como fornecer recursos hídricos, purificar poluentes e servir de habitat para uma variedade de comunidades biológicas (Kakore *et al.*, 2023). As variações nos nutrientes inorgânicos dissolvidos oferecem informações valiosas sobre os processos que influenciam as concentrações desses nutrientes na água (Chl-a) (Dixit *et al.*, 2024).

A alteração no uso da terra, o rápido crescimento urbano e a industrialização resultaram em várias mudanças ambientais. Essas transformações provocaram a deterioração da qualidade da água, a perda de biodiversidade, a degradação ecológica e, por consequência, a redução do valor dos serviços ecossistêmicos (Bhateria; Jain, 2016; Jackson *et al.*, 2016).

A piscicultura também pode contribuir para o acúmulo de metais pesados nos sedimentos abaixo das gaiolas de peixes. Altas concentrações de Hg, Zn, Cr, Cu, Pb

e Ni são associadas à ração para peixes, resíduos fecais e produtos anti-incrustantes utilizados nas fazendas (Kalantzi *et al.*, 2013; Xie *et al.*, 2020). Esses metais geralmente se originam de rações contaminadas ou fertilizantes. Em sistemas mal gerenciados, os metais pesados podem se acumular nos sedimentos e na água, representando riscos tanto para os organismos aquáticos quanto para a saúde humana, devido à bioacumulação nos peixes (Yusoff *et al.*, 2024; Xie *et al.*, 2020). É importante notar que os efeitos nos lagos podem variar consideravelmente, dependendo de fatores como o volume do lago, a taxa de renovação da água, a escala da piscicultura e o tipo e a quantidade de resíduos gerados pelas fazendas (Wojewódka- Przybył *et al.*, 2024).

Domoń *et al.* (2024) observaram variações na estabilidade biológica, química e física da água. Esses achados ressaltam a necessidade de monitoramento rigoroso e da adaptação das estratégias de controle às condições específicas de cada sistema de distribuição. A análise dos parâmetros biológicos indicou que a água de quatro captações não atendia aos critérios de estabilidade biológica, principalmente devido aos elevados níveis de nutrientes, especialmente nitrogênio inorgânico (Domoń *et al.*, 2024).

Nos últimos anos, houve um crescente interesse pela estabilidade química e biológica da água em sistemas de abastecimento, bem como pelo impacto das mudanças na qualidade da água nos riscos à saúde dos consumidores (Wolska *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2017; Pietrucha-Urbanik *et al.*, 2017; Papciak *et al.*, 2019; Aghlmand *et al.*, 2021; Piegdoń; Tchórzewska-Cieślak, 2023). Este interesse está diretamente relacionado ao desenvolvimento de métodos analíticos e epidemiológicos para avaliar o impacto de

componentes específicos da água na saúde humana. A qualidade da água bruta extraída para abastecer a população desempenha um papel fundamental na determinação da sua estabilidade química e biológica (Piegdó'N, 2024).

A estabilidade da água nos sistemas de abastecimento também depende da escolha adequada da tecnologia de tratamento de água e da confiabilidade dos processos envolvidos. É especialmente importante, ao remover substâncias minerais e biológicas da água, minimizar a introdução de micropoluentes provenientes de reagentes químicos e subprodutos gerados durante os processos de oxidação e desinfecção, que podem prejudicar a saúde humana. As mudanças na qualidade da água, seus efeitos sobre a saúde humana e sua estabilidade são temas de diversos estudos na Europa, América do Sul e no mundo (Wolska *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2017; Pietrucha-Urbanik *et al.*, 2017; Papciak *et al.*, 2019; Aghlmand *et al.*, 2021; Piegdó'N; Tchórzewska-Cie'Slak, 2023; Acioly *et al.*, 2024; Araújo *et al.*, 2024a; Araújo *et al.*, 2024b).

O escoamento agrícola e o lixo doméstico resultaram em uma carga elevada de nutrientes, aumentando os níveis de fosfato e reduzindo o oxigênio dissolvido (OD) nos lagos, o que compromete a qualidade da água e afeta negativamente as espécies aquáticas e terrestres (Bhatta *et al.*, 2019). Além disso, os processos hidroquímicos naturais dos lagos foram alterados pela sedimentação decorrente da expansão territorial e do desmatamento, perturbando o equilíbrio ecológico e diminuindo o potencial desses ambientes em fornecer os serviços essenciais para as comunidades ao redor (Krauze; Wagner, 2007).

Em relação à importância da preservação dos recursos hídricos naturais, destaca-se que, em diversas regiões da

Colômbia, uma grande variedade de contaminantes, como produtos químicos, sais de estrada, microrganismos, metais pesados, anticongelantes, emissões de veículos, detritos e nutrientes, entre outros, podem ser encontrados na água da chuva. Dependendo da sua concentração, esses contaminantes podem comprometer a qualidade da água em corpos d'água receptores, estimular a proliferação de algas e gerar zonas com baixos níveis de oxigênio dissolvido, o que pode levar à morte da vegetação. O escoamento de águas pluviais tem sido identificado como um dos principais responsáveis pela introdução de contaminantes nos rios (Ahmed *et al.*, 2019). No município de Villavicencio, na Colômbia, a água da chuva é amplamente utilizada para diversos fins domésticos, além do consumo direto, como para banhos, lavanderia, descarga de vasos sanitários e jardinagem. Essa região se beneficia de um elevado índice pluviométrico, com algumas áreas registrando uma precipitação anual de até 4013 mm (Matta-Ortíz *et al.*, 2024).

Variáveis ambientais nos ambientes de cultivo de peixe

Com o crescimento da população mundial e a industrialização, os estudos voltados para a proteção da quantidade e qualidade da água tornaram-se de extrema importância (Hu *et al.*, 2010). Diversos estudos têm avaliado a qualidade da água superficial, como relatado na literatura (Siraj *et al.*, 2023; Khan *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2022; Amarandei *et al.*, 2021; Yunus *et al.*, 2020; Gao; Zhao, 2020a; Ozdemir *et al.*, 2024).

Wojewódka-Przybył *et al.* (2024) investigaram a dinâmica espacial da qualidade da água em um lago tropical afetado pela aquicultura. Fatores naturais, como

a hidromorfologia e a geologia da bacia de captação, influenciam a saúde do lago; contudo, a atividade humana foi recentemente identificada como o principal fator responsável pela sua degradação. A modificação do uso da terra, o rápido desenvolvimento urbano e a industrialização provocaram mudanças ambientais significativas, resultando na deterioração da qualidade da água, perda de biodiversidade, degradação ecológica e, conseqüentemente, na diminuição do valor dos serviços ecossistêmicos (Bhateria; Jain, 2016; Jackson *et al.*, 2016). Diversos tipos de poluição, provenientes das atividades humanas, são lançados nos lagos por meio de escoamento superficial, deposição atmosférica, lixiviação, entre outros processos (Bhateria; Jain, 2016; Walker *et al.*, 2019; Wojewódka-Przybył *et al.*, 2024).

Uma das principais preocupações na gestão da água é a sobrecarga de nutrientes e metais pesados (Herngren *et al.*, 2005; Villanueva *et al.*, 2015); no entanto, a questão dos detritos plásticos tem se tornado uma preocupação crescente (D'Avignon *et al.*, 2022). O excesso de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, pode provenir de fontes como lodo de esgoto, fertilizantes, alimentação de peixes ou liberação direta pelos próprios peixes (Sereda *et al.*, 2008; Serediak *et al.*, 2014), resultando na proliferação de algas. Em casos extremos, isso pode levar à depleção de oxigênio e asfixia dos peixes (Walker *et al.*, 2019).

Outro problema significativo é o acúmulo excessivo de metais pesados. Embora alguns compostos sejam essenciais em pequenas quantidades, vários metais são tóxicos e prejudiciais, mesmo em concentrações baixas (Bhateria; Jain, 2016). Certos compostos podem causar intoxicação alimentar e doenças, além de levar à morte de organismos aquáticos. O problema é ampliado pelo fato de que esses metais podem se

acumular na cadeia alimentar, representando uma ameaça de longo prazo à saúde de animais e seres humanos que consomem peixes contaminados (Liu *et al.*, 2022).

A aquicultura é uma fonte significativa de poluição ambiental relacionada às atividades humanas. Com a expansão da piscicultura para atender à crescente demanda global por alimentos, uma variedade de poluentes é liberada, ameaçando tanto a qualidade da água quanto a vida aquática. A descarga de efluentes ricos em nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, frequentemente resulta em eutrofização, favorecendo florações de algas prejudiciais e diminuindo os níveis de oxigênio nos ecossistemas aquáticos. Esse problema é agravado pelo acúmulo de resíduos orgânicos, que aumenta a demanda biológica de oxigênio, reduzindo ainda mais os níveis de oxigênio dissolvido (Yusoff *et al.*, 2024; Cornel; Whoriskey, 1993).

A piscicultura também pode contribuir para o acúmulo de metais pesados nos sedimentos abaixo das gaiolas de peixes, com concentrações elevadas de Hg, Zn, Cr, Cu, Pb e Ni, originadas da ração para peixes, resíduos fecais e produtos anti-incrustantes utilizados nas fazendas (Kalantzi *et al.*, 2013; Xie *et al.*, 2020).

Esses metais geralmente derivam de rações contaminadas ou fertilizantes. Em sistemas mal gerenciados, os metais pesados podem se acumular tanto nos sedimentos quanto na água, representando riscos para organismos aquáticos e para a saúde humana, devido à bioacumulação em peixes (Yusoff *et al.*, 2024; Xie *et al.*, 2020). Os impactos nos lagos podem variar consideravelmente com base em fatores como o volume do lago, a taxa de renovação da água, a escala da piscicultura e o tipo e quantidade de resíduos gerados pelas fazendas (Cornel; Whoriskey, 1993). Um

gerenciamento eficaz desses sistemas exige uma abordagem integrada, que combine diferentes estratégias para garantir uma qualidade estável da água para os consumidores, avaliando a qualidade da água, o aspecto ambiental e o aspecto econômico (Mian *et al.*, 2023; Domo'N *et al.*, 2024).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O monitoramento ambiental da qualidade da água e a avaliação de indicadores ecológicos são fundamentais para garantir a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. A gestão eficaz desses sistemas exige a integração de variáveis ambientais e práticas de monitoramento contínuo, alinhando a proteção ambiental à viabilidade econômica das atividades de cultivo. Para isso, é imprescindível a implementação de políticas públicas que incentivem a pesquisa, a inovação tecnológica e a conscientização sobre a importância do uso sustentável dos recursos hídricos. Em síntese, a combinação de estratégias científicas rigorosas com a cooperação entre diferentes setores da sociedade é crucial para garantir a preservação dos ecossistemas aquáticos e a segurança das populações que deles dependem.

REFERÊNCIAS

ACIOLY, T.M.S.; SILVA, M.F.; BARBOSA, L.A.; IANNAcone, J.; VIANA, D.C. Levels of Potentially Toxic and Essential Elements in Water and Estimation of Human Health Risks in a River Located at the Interface of Brazilian Savanna and Amazon Biomes (Tocantins River). **Toxics**, v. 12, p. 444, 2024.

AGHLMAND, R.; NEZAMI, S.R.; ABBASI, A. Evaluation of chemical parameters of urban drinking water quality along with health risk assessment: A case study of Ardabil Province, Iran. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 18, p. 5179, 2021.

AHMED, S.; GHOBRIAL, T.R.; ZHANG, W.; ZHU, D.Z.; LOEWEN, M.R.; MAHMOOD, K.; VAN DUIN, B. **Field monitoring of physical processes in rainwater wet ponds and wetlands in Calgary Alberta**. In Proceedings of the CSCE Annual Conference, Montreal, QC, Canada, 12–19 June 2019.

AMADEI MARTÍNEZ, L.; SABBE, K.; DASSEVILLE, R.; DAVELOOSE, I.; VERSTRAETE, T.; D'HONDT, S.; AZÉMAR, F.; SOSSOU, A.C.; TACKX, M.; MARIS, T.; et al. Long-term phytoplankton dynamics in the Zeeschelde estuary (Belgium) are driven by the interactive effects of de-eutrophication, altered hydrodynamics and extreme weather events. **Sci. Total Environ**, v. 860, p. 160402, 2023.

AMARANDEI, C.; NEGRU, A.G.; SOROAGA, L.V.; CUCU-MAN, S.M.; OLARIU, R.I.; ARSENE, C. Assessment of surface water quality in the Podu Iloaiei Dam Lake (North- Eastern Romania): Potential implications for aquaculture activities in the area. **Water**, v. 13, p. 2395, 2021.

AMATYA, D.M.; SKAGGS, R.W. Long-term hydrology and water quality of a drained pine plantation in North Carolina. **Trans. ASABE**, v. 54, p. 2087–2098, 2011.

ARAÚJO, K.S.S.; ACIOLY, T.M.S.; NASCIMENTO, I.O.; COSTA, F.N.; CORRÊA, F.; GAGNETEN, A.M.; VIANA, D.C. Biomonitoring of Waters and Tambacu (*Colossoma macropomum* × *Piaractus mesopotamicus*) from the Amazônia Legal, Brazil. **Water**, v. 16, n. 18, p. 2588, 2024a. <https://doi.org/10.3390/w16182588>

ARAÚJO, K.S.S.; NERES, H.G.C.; MENDES, J.A.C.; COSTA, J.F.; SILVA, M.L.; BARBOSA, L.A.; VIANA, D.C. Monogenoidea parasites of tambacu from the cultivation system in the tocantine region of Maranhão. **Ciência Animal**, v. 34, p.30–38, 2024b.

Asian Development Bank. Asian Water **Development Outlook (AWDO) Strengthening Water Security in Asia and the Pacific**. Asian Development Bank: Mandaluyong, Philippines, 2020.

AZHARI, H.E.; CHERIF, E.K.; SARTI, O.; AZZIRGUE, E.M.; DAKAK, H.; YACHOU, H.; JOAQUIM, C.G.; SALMOUN, F.; DA SILVA, E. Assessment of Surface Water Quality Using the Water Quality Index (IWQ), Multivariate Statistical Analysis (MSA) and Geographic Information System (GIS) in Oued Laou Mediterranean Watershed, Morocco. **Water**, v. 15, n. 130. 2022.

BAGGIO, G.; QADIR, M.; SMAKHTIN, V. Freshwater Availability Status across Countries for Human and Ecosystem Needs. **Sci. Total Environ**, v. 792, p. 148230, 2021.

BEDIM GODOY, R.F.; CRISIOGIOVANNI, E.L.; TREVISAN, E.; DIAS RADOMSKI, F.A. Spatial and temporal variation of water quality in a watershed in center-west Paraná, Brazil. **Water Supply**, v. 21, p. 1718–1734, 2021.

BENVENUTI, T.; KIELING-RUBIO, M.A.; KLAUCK, C.; RODRIGUES, M.A. Evaluation of water quality at the source of streams of the Sinos River Basin, southern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 75, p. 98–104. 2015.

BHATERIA, R.; JAIN, D. Water quality assessment of lake water: A review. **Sustain. Water Resour. Manag.**, v. 2, p. 161–173, 2016.

BHATTA, R.; TULADHAR, S.; GURUNG, S.; RAUT, N. Water quality of Ghodaghodi Lake: A Ramsar site in western Nepal. In **Proceedings of the International Conference on Natural Resources, Agriculture and Society in Changing Climate**, Kathmandu, Nepal, 17–19 August 2019; pp. 73–84.

CARRIÓN-MERO, P.; MORANTE-CARBALLO, F.; BRIONES-BITAR, J.; JAYA MONTALVO, M.; SÁNCHEZ-ZAMBRANO, E.; SOLÓRZANO, J.; MALAVÉ HERNÁNDEZ, J.; TOALA, F. J. M.; PROANO, J.; FLOR-PINEDA, Á.; ESPINEL, R. Water Quality from Natural Sources for Sustainable Agricultural Development Strategies: Galapagos, Ecuador. **Water**, v. 16, p. 1516, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16111516>.

CORNEL, G.E.; WHORISKEY, F.G. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, Quebec. **Aquacultur**, v. 109, p. 101–117, 1993.

D'AVIGNON, G.; GREGORY-EAVES, I.; RICCIARDI, A. Microplastics in lakes and rivers: An issue of emerging significance to limnology. **Environ. Rev.**, v. 30, 228–244, 2022.

DE NECKER, L.; NESWISWI, T.; GREENFIELD, R.; VAN VUREN, J.; BRENDONCK, L.; WEPENER, V.; SMIT, N. Long-term water quality patterns of a flow regulated tropical lowland river. **Water**, v. 12, n. 1, p. 37, 2019.

DIXIT, P. R.; AKHTAR, M. S.; THAKUR, R. R.; CHATTOPADHYAY, P.; KAR, B.; BERA, D. K.; CHAND, S.; SHAHID, M. K. Exploring Seasonal Changes in Coastal Water Quality: Multivariate Analysis in Odisha and West Bengal Coast of India. **Water**, v. 16, p. 2961, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16202961>.

DOMOŃ, A.; WILCZEWSKA, W.; PAPCIAK, D.; KOWALSKA, B. Analysis of Variability of Water Quality Indicators in the Municipality Water Supply System—A Case Study. **Water**, v. 16, p. 3219, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16223219>.

DUAN, W.; HE, B.; TAKARA, K.; LUO, P.; NOVER, D.; SAHU, N.; YAMASHIKI, Y. Spatiotemporal evaluation of water quality incidents in Japan between 1996 and 2007. **Chemosphere**, v. 93, p. 946–953, 2013.

GAO, Y.; ZHAO, Y. Annual dynamics of water quality in a small urban landscape lake: A case study of Lake Wuzhou, China. **Desalination Water Treat.**, v. 202, p. 264–268. 2020.

GQOMFA, B.; MAPHANGA, T.; MADONSELA, B.S. An Analysis of the Effects that South Africa's Informal Settlements have had on the Country's River Systems. **Nat. Environ. Pollut. Technol.**, v. 22, p. 1833–1843, 2023.

HEIDARI, H.; ARABI, M.; WARZINIACK, T.; SHARVELLE, S. Effects of Urban Development Patterns on Municipal Water Shortage. **Front. Water**, v. 3, p. 694817, 2021.

HERAWATI, E.Y.; DARMAWAN, A.; VALINA, R.; KHASANAH, R.I. Abundance of Phytoplankton and Physical Chemical Parameters as Indicators of Water Fertility in Lekok Coast, Pasuruan Regency, East Java Province, Indonesia. In Proceedings of the IOP Conference Series: Earth and Environmental Science; IOP Publishing Ltd.: Bristol, UK, 2021; Volume 934.

HERNGREN, L.; GOONETILLEKE, A.; AYOKO, G.A. Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall. **J. Environ. Manag.**, v. 76, p. 149–158, 2005.

HU, L.; HU, W.; ZHAI, S.; WU, H. Effects on water quality following water transfer in Lake Taihu, China. **Ecol. Eng.**, v. 36, p. 471–481, 2010.

JACKSON, M.C.; LOEWEN, C.J.G.; VINEBROOKE, R.D.; CHIMIMBA, C.T. Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. **Glob. Chang. Biol.**, v. 22, p. 180, 2016.

JIANG, TASI-JUNG.; KUMAR, P.; CHIEN, H.; SAITO, O. Socio-Hydrological Approach for Water Resource Management and Human Well-Being in Pinglin District, Taiwan. **Water**, v. 15, p. 3302, 2023. <https://doi.org/10.3390/w15183302>.

KAKORE, B.G.; ATIQUE, U.; AN, K.G. Serial installation of massive weirs impacts the nutrients, solids, chlorophyll, and water chemistry along the river gradient. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 20, p. 8261–8276, 2023.

KHAN, I.; ZAKWAN, M.; PULIKKAL, A.K.; LALTHAZULA, R. Impact of unplanned urbanization on surface water quality of the twin cities of Telangana state, India. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 185, p. 114324, 2022.

KHAN, M.; OMER, T.; ELLAHI, A.; RAHMAN, Z.U.; NIAZ, R.; LONE, S.A. Monitoring and Assessment of Heavy Metal Contamination in Surface Water of Selected Rivers. **Geocarto Int.**, v. 38, p. 2256313, 2023.

KRAUZE, K.; WAGNER, I. An ecohydrological approach for the protection and enhancement of ecosystem services. In *Use of Landscape Sciences for the Assessment of Environmental Security*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2007; pp. 177–207.

KUMAR, L.; KUMARI, R.; KUMAR, A.; TUNIO, I.A.; SASSANELLI, C. Water Quality Assessment and Monitoring in Pakistan: A Comprehensive Review. **Sustainability**, v. 15, p. 6246, 2023.

LIU, G.; ZHANG, Y.; KNIBBE, W.J.; FENG, C.; LIU, W.; MEDEMA, G.; VAN DER MEER, W. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. **Water Res.**, v. 116, p. 135–148, 2017.

LIU, X.; ZHANG, J.; HUANG, X.; ZHANG, L.; YANG, C.; LI, E.; WANG, Z. Heavy Metal Distribution and Bioaccumulation Combined With Ecological and Human Health Risk Evaluation in a Typical Urban Plateau Lake, Southwest China. **Front. Environ. Sci.**, v. 10, p. 814678, 2022.

LIYANAGE, C.; YAMADA, K. Impact of Population Growth on the Water Quality of Natural Water Bodies. **Sustainability**, v. 9, p. 1405, 2017.

LU, X.; YU, W.; CHEN, B.; MA, Z.; CHEN, G.; GE, F.; AN, S.; HAN, W. Imbalanced phytoplankton C, N, P and its relationship with seawater nutrients in Xiamen Bay, China. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 187, p. 114566, 2023.

MALAKANE, K.C.; MAPHANGA, T.; MADONSELA, B.S. Assessing the Spatio temporal variation of water quality over time at Malelane area in the lower catchment of the Crocodile River, Mpumalanga, South Africa. **Anthropog. Pollut.**, v. 8, p. 1–11, 2024.

MAPHANGA, T.; CHIDI, B.; PHUNGELA, T.T.; GQOMFA, B.; MADONSELA, B.S.; MALAKANE, K.C.; LEKATA, S.; SHALE, K. The interplay between temporal and seasonal distribution of heavy metals and physiochemical properties in Kaap River. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 21, p. 6053–6064, 2024.

MATTA-ORTÍZ, A. F.; GUIZA-VALDES, I. A.; TRUJILLO-GONZÁLEZ, J. M.; ROJAS- PENA, J. I.; TORRES-MORA, M. A.; GARCÍA-NAVARRO, F. J.; JIMÉNEZ-BALLESTA, R. Assessing Rainwater Quality and Harvesting Potential: A Spatial Analysis in a Medium- Sized City of Colombia. **Water**, v. 16, p. 3411, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16233411>.

MIAN, H.R.; HU, G.; HEWAGE, K.; RODRIGUEZ, M.J.; SADIQ, R. Drinking Water Management Strategies for Distribution Networks: An Integrated Performance Assessment Framework. **J. Environ. Manag.**, v. 325, p. 116537, 2023.

MORANTE-CARBALLO, F.; MONTALVÁN-BURBANO, N.; QUINONEZ BARZOLA, X.; JAYA-MONTALVO, M.; CARRIÓN-MERO, P. What Do We Know about Water Scarcity in Semi-Arid Zones? A Global Analysis and Research Trends. **Water**, v. 14, p. 2685, 2022.

OZDEMIR, K.; CINER, M. N.; OZCAN, H. K.; AYDIN, S. Evaluation of Water and Sediment Quality in Lake Mogan, Turkiye. **Water**, v. 16, p. 1546, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16111546>.

PAPCIAK, D.; TCHÓRZEWSKA-CIESŁAK, B.; DOMON, A.; WOJTUS, A.; ZYWIEC, J.; KONKOL, J. The Impact of the Quality of Tap Water and the Properties of Installation Materials on the Formation of Biofilms. **Water**, v. 11, p. 1903, 2019.

PIEGDOŃ, I. Variability of Drinking Water Quality on the Basis of Analysis of Qualitative Monitoring from a Selected Water Supply Network Located in South Eastern Poland. **Water**, v. 16, p. 3355, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16233355>.

PIEGDOŃ, I.; TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK, B. Risk estimation method of secondary water pollution in water supply system. **Desalin. Water Treat.**, v. 301, p. 1-13, 2023.

PIETRUCHA-URBANIK, K.; TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK, B.; PAPCIAK, D.; SKRZYPCZAK, I. Analysis of chemical stability of tap water in terms of required level of technological safety. **Arch. Environ. Prot.** v. 43, p. 3–12, 2017.

RATNAM, K.; JHA, D.K.; PRASHANTHI DEVI, M.; DHARANI, G. Evaluation of Physicochemical Characteristics of Coastal Waters of Nellore, Southeast Coast of India, by a Multivariate Statistical Approach. **Front. Mar. Sci.**, v. 9, p. 857957, 2022.

SCHWARZENBACH, R.P.; EGLI, T.; HOFSTETTER, T.B.; VON GUNTEN, U.; WEHRLI, B. Global water pollution and human health. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 35, 109–136. 2010.

SELMAN, M.; GREENHALGH, S. Eutrophication: Sources and drivers of nutrient pollution. **Renew. Resour. J.**, v. 26, p. 19–26, 2010.

SEREDA, J.M.; HUDSON, J.J.; TAYLOR, W.D.; DEMERS, E. Fish as sources and sinks of nutrients in lakes. **Freshw. Biol.**, v. 53, p. 278–289, 2008.

SEREDIK, N.A.; PREPAS, E.E.; PUTZ, G.J. Eutrophication of Freshwater Systems. In *Treatise on Geochemistry*, 2nd ed.; Holland, H.D., Turekian, K.K., Eds.; Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands, 2014; Volume 11, pp. 305–323.

SHAHID, M.K.; CHOI, Y. Synthesis of Magnetite Particles for Enhanced Environmental Performance: Comparative Analysis of Three Schemes and Their Applications for Phosphorus Recovery from High-Strength Wastewater. **Mater. Chem. Phys.**, v. 317, p. 129136, 2024.

SIRAJ, G.; KHAN, H.H.; KHAN, A. Dynamics of surface water and groundwater quality using water quality indices and GIS in river Tamsa (Tons), Jalalpur, India. **Hydro. Research.**, v. 6, p. 89–107, 2023.

SUR, I.M.; MOLDOVAN, A.; MICLE, V.; POLYAK, E.T. Assessment of Surface Water Quality in the Baia Mare Area, Romania. **Water**, v. 14, p. 3118, 2022.

TAHERI TIZRO, A.; GHASHGHAIE, M.; GEORGIU, P.; VOUDOURIS, K. Time series analysis of water quality parameters. **J. Appl. Res. Water Wastewater**, v. 1, p. 40–50, 2014.

TANG, C.; YI, Y.; YANG, Z.; ZHOU, Y.; ZERIZGHI, T.; WANG, X.; CUI, X.; DUAN, P. Planktonic indicators of trophic states for a shallow lake (Baiyangdian Lake, China). **Limnologica**, v. 78, p. 125712, 2019.

UDDIN, M.G.; JACKSON, A.Y.; NASH, S.; RAHMAN, A.; OLBERT, A.I. Comparison between the WFD Approaches and Newly Developed Water Quality Model for Monitoring Transitional and Coastal Water Quality in Northern Ireland. **Sci. Total Environ.**, v. 901, p. 165960, 2023.

UN. Water Summary Progress Update 2021: SDG 6—Water and Sanitation for All; UN: New York, NY, USA, 2021; p. 58.

VILLANUEVA, J.D.; LE COUSTUMER, P.; DENIS, A.; ABUYAN, A.; FREDERIC, H. Trends of labile trace metals in tropical urban water under highly contrasted weather conditions. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 18, p. 13842–13857, 2015.

WALKER, D.B.; BAUMGARTNER, D.J.; GERBA, C.P.; FITZSIMMONS, K. Surface Water Pollution. In Environmental and Pollution Science, 3rd ed.; Brusseau, M.L., Pepper, I.L., Gerba, C.P., Eds.; Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands, 2019; pp. 261–292.

WANG, W.; LIU, C.; ZHANG, F.; TAN, M.L.; SHI, J.; ZHANG, Z.; DUAN, P.; HSIANG, T.E.; XIN, H. Evaluation of impacts of environmental factors and land use on seasonal surface water quality in arid and humid regions using structural equation models. **Ecol. Indic.**, v. 144, 109546. 2022.

WOJEWÓDKA-PRZYBYŁ, M.; SOEPROBOWATI, T. R.; KOMALA, P. S.; NASTUTI, R.; SUBEHI, L.; TAKARINA, N. D.; JUMARI, J. Exploring Spatial Dynamics of Water Quality in a Tropical Lake Affected by Aquaculture. **Water**, v. 16, 3079, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16213079>.

WOLSKA, M.; MOŁCZAN, M. Assessment of the Stability of Water Entering the Water Supply Network. **Environ. Prot.**, v. 37, p. 51–56, 2015.

World Economic Forum. The Global Risks Report 2020 Insight Report, 15th ed.; World Economic Forum: Cologny, Switzerland, 2020.

WU, Z.; WANG, X.; CHEN, Y.; CAI, Y.; DENG, J. Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. **Sci. Total Environ.**, v. 612, p. 914 922, 2018.

XIE, Q.; QIAN, L.; LIU, S.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; WANG, D. Assessment of long term effects from cage culture practices on heavy metal accumulation in sediment and fish. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 194, p. 110433. 2020.

YAPABANDARA, I.; WEI, Y.; RANATHUNGA, B.; INDIKA, S.; JINADASA, K.B.S.N.; WERAGODA, S.K.; WEERASOORIYA, R.; MAKEHELWALA, M. Impact of Lockdown on the Surface Water Quality in Kelani River, Sri Lanka. **Water**, v. 15, p. 3785, 2023.

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

YUSOFF, F.M.; UMI, W.A.D.; RAMLI, N.M.; HARUN, R. Water quality management in aquaculture. *Camb. Prism.* 2, e8. 2024.

ZEINALZADEH, K.; REZAEI, E. Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. **J. Hydrol. Reg. Stud.**, v. 13, p. 1-10, 2017.

ZHANG, J.; WANG, Y.; OTTMANN, D.; CAO, P.; YANG, J.; YU, J.; LV, Z. Seasonal variability of phytoplankton community response to thermal discharge from nuclear power plant in temperate coastal area. **Environ. Pollut.**, v. 318, p. 120898, 2023.

ZHAO, L.; LIU, Y.; LI, W.N.; FAN, X.-Y.; LI, X. Response of bacterial regrowth, abundant and rare bacteria and potential pathogens to secondary chlorination in secondary water supply system. **Sci. Total Environ.**, v. 719, p. 137499, 2020.

ORGANIZADORES

Diego Carvalho Viana



Formou-se em medicina veterinária pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) e em Pedagogia (Centro Paula Souza), Mestrado em Ciência Animal, pelo Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA/CCA), campus São Luís e Doutor em ciências, pela Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo (FMVZ/USP).

Germán Augusto Murrieta Morey



Pós-doutorado em Parasitologia de peixes na Universidade Federal do Paraná (UFPR); com doutorado no Programa de Biologia de Água doce e Pesca Interior (BADPI) no Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus - Brasil, trabalhando atualmente na área de

Parasitologia de peixes e Sanidade Aquícola. Possui mestrado na universidade Georg-August-University (Goettingen - Alemanha) no Programa de Biodiversidade, Ecologia e Evolução. Com formatura como Biólogo na Universidade Nacional da Amazônia Peruana (UNAP - Perú). Possui amplo conhecimento no manejo de peixes ornamentais e na área de piscicultura. Fluideis em cinco línguas (Português, Espanhol, Inglês, Francês e Alemão) com capacidade de liderança, iniciativa e facilidade para trabalhar em grupo. Atualmente é Pesquisador do Instituto de Investigação da Amazônia Peruana (IIAP) laboratório de Parasitologia e Sanidade Aquícola, Iquitos - Peru e pesquisador estrangeiro do PPGCA - UEMA São Luís, Maranhão, Brasil.

Ingrety Lorrana Alves da Silva



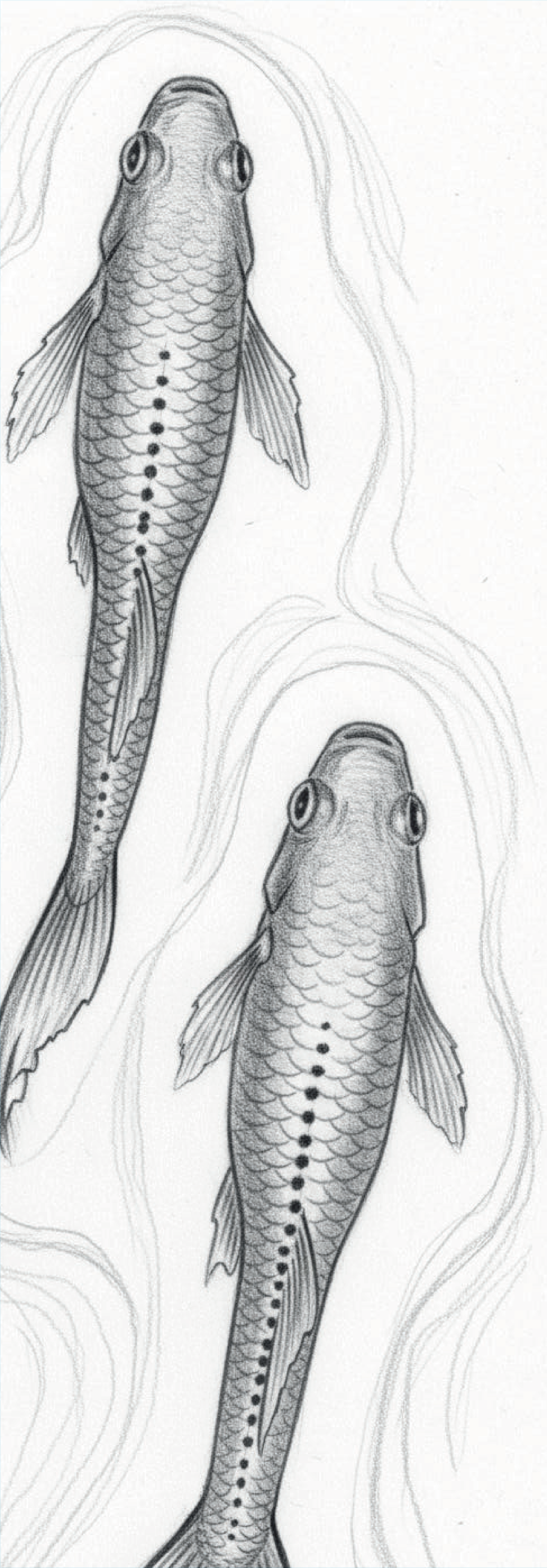
Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (UEMASUL) e Mestre em Biologia Animal pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (PPGBAN/UFRGS). Possui experiência e atua nas áreas de Educação Ambiental e Ecologia, com ênfase em Ecotoxicologia. Já desenvolveu pesquisas de

biomonitoramento ambiental utilizando fungos liquenizados e, atualmente, realiza estudos voltados à análise de metais, com foco em ecossistemas aquáticos e na contaminação de peixes.

Thiago Machado da Silva Acioly



Professor e pesquisador na área de ciência animal e ecotoxicologia, atualmente atuando na região de interface entre os biomas Cerrado e Amazônia (Rio Tocantins). Áreas de interesse: Aquicultura, Ecotoxicologia, Química Ambiental e Ciências Ambientais.



O segundo volume da coleção Pescando Conhecimento aprofunda o estudo da ictiofauna do Maranhão e do Brasil, explorando as relações entre a saúde dos peixes e a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Reunindo pesquisadores da UEMASUL e de instituições parceiras, a obra apresenta investigações sobre parasitologia, ecotoxicologia, bioindicadores e conservação ambiental. Com base em coletas e análises realizadas em ambientes naturais e comerciais, o livro revela novos registros de parasitas de peixes amazônicos, avalia os impactos antrópicos sobre o rio Tocantins e apresenta inovações tecnológicas para o monitoramento da qualidade da água. Além disso, traz um guia metodológico essencial para pesquisadores e estudantes da área. Interdisciplinar e atual, Pescando Conhecimento – Volume 2 é uma leitura indispensável para quem busca compreender as complexas interações entre peixes, ambiente e sociedade, contribuindo para a conservação e o uso sustentável dos recursos aquáticos.