



Uema
UNIVERSIDADE ESTADUAL
DO MARANHÃO



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
CENTRO DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DA BIODIVERSIDADE

ITALLO CRISTIAN DA SILVA DE OLIVEIRA

**BIOMARCADORES DE EFEITO E PARASITOLÓGICO EM PEIXES
NATIVOS PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE DOIS LAGOS DA BAIXADA
MARANHENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL**

São Luís - MA

2024

ITALLO CRISTIAN DA SILVA DE OLIVEIRA

**BIOMARCADORES DE EFEITO E PARASITOLÓGICO EM PEIXES
NATIVOS PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE DOIS LAGOS DA BAIXADA
MARANHENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação de apresentada ao Curso de Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual do Maranhão como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre na área de Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Elmary da Costa Fraga

Coorientadora: Profa. Dr^a Débora Martins Silva Santos.

São Luís – MA

2024

ITALLO CRISTIAN DA SILVA DE OLIVEIRA

**BIOMARCADORES DE EFEITO E PARASITOLÓGICO EM PEIXES
NATIVOS PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE DOIS LAGOS DA BAIXADA
MARANHENSE, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada ao Curso de
Mestrado em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade da Universidade Estadual
do Maranhão como parte dos requisitos
para obtenção do grau de Mestre na área
de Ecologia e Conservação da
Biodiversidade.

Data da aprovação: **29 /01/2024**

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Elmary da Costa Fraga – (Orientador)
PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade
Universidade Estadual do Maranhão- UEMA

Profa. Dra. Débora Martins Silva Santos -(Coorientadora)
PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade
Universidade Estadual do Maranhão- UEMA

Profa. Dra. Nancyleni Pinto Chaves Bezerra (Membro Interno/UEMA)
PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade
Universidade Estadual do Maranhão- UEMA

Prof. Dr. Valdemar Luiz Tornisielo (Membro Externo/CENA/USP)
PPG Ciências -Química na Agricultura e no Ambiente
Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo
CENA/USP

Oliveira, Itallo Cristian da Silva de.

Biomarcadores de efeito e parasitológicos em peixes nativos para avaliação ambiental de dois lagos da baixada maranhense, Amazônia oriental. / Itallo Cristian da Silva de Oliveira – São Luís, 2024.

198 f.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Estadual do Maranhão - UEMA, 2024.

Orientador: Prof. Dr. Elmary da Costa Fraga.

1. Biomonitoramento ambiental. 2. Biomarcadores. 3. Peixe. 4. Diversidade parasitária. 5. Ictioparasitoses. I.Título.

CDU: 591.2:639.3

Elaborado por Francisca Elany R. S. Lopes - CRB 13/754

À minha prima Renata Santos *in memoriam*. Sua presença em minha vida foi inspiradora e seu apoio incondicional sempre me impulsionou a buscar meus objetivos. E a mim como forma de reconhecimento, por todo o esforço e dedicação que investi ao longo da minha carreira profissional. Que este trabalho seja um reflexo do meu comprometimento e paixão pela Ciência.

AGRADECIMENTOS

A **Deus** por ter me dado o dom da vida e forças para chegar até aqui, e realizar mais essa conquista em minha vida.

À minha **mãe**, pela dedicação, amor e todo apoio a mim dado. Por sempre estar ao meu lado em todos os eventos e situações durante a minha jornada acadêmica, pessoal e profissional, dando o que qualquer pessoa precisa, colo, um abraço, um bom puxão de orelha e por não permitir que eu nunca desistisse, sempre me encorajou. Obrigado por todo amor e carinho.

Agradeço aos meus orientadores **Débora Martins Silva Santos** e **Elmary da Costa Fraga** pela orientação, pelas oportunidades acadêmicas, por fazerem eu amadurecer ainda mais dentro da academia. Obrigado pelo conhecimento compartilhado e também pelas dores de cabeças.

À minha grande amiga nessa jornada, **Débora**, quem esteve comigo todos os dias, obrigado por me aconselhar, me instruir sempre, ter paciência e por ter sido mais que uma orientadora nesses cinco anos de orientação. Aqui registro toda minha gratidão.

À minha família por todo apoio, amor e cuidado. Às minhas avós e tias **Marivalda, Livia, Kátia, Vera, Lilica, Clarice, Rosiane** por todo carinho e estarem sempre ao meu lado nos momentos mais felizes e desafiadores. Em especial aos tios **Fernando** e **Marivalda** por todo amparo, confiança e pela motivação que sempre me deram.

Às minhas irmãs **Cibelle** e **Izabelle** por serem sempre meu maior exemplo na vida. Obrigado por todo apoio, amparo e carinho. Aos meus irmãos **Everton** e **Igor** por serem as melhores pessoas durante toda essa jornada. Obrigado por cada palavra, cada momento, cada motivação e obrigado por me amarem.

Agradeço cada gesto de apoio, amor e motivação das minhas maiores incentivadoras **Angela** e **Emyllene**. É sempre um grande prazer compartilhar cada momento, cada conquista com vocês.

Às minhas primas **Vanessa Oliveira, Jadnna Oliveira, Geovanna Coelho, Renata Santos** por todo amor e apoio sempre.

Agradeço ao meu companheiro **Gabriel Dias** por toda ajuda, todo apoio, por ser sempre muito solícito. Por ter me ajudado nas coletas e nas confecções dos mapas.

Às minhas amigas e irmãs **Natália Jovita, Margareth Santos** e **Denise Sousa** por tudo, principalmente pela ajuda nas coletas, em laboratório e por serem as melhores pessoas que pude ganhar ao longo de minha trajetória acadêmica.

Agradeço às minhas amigas **Ingrid Caroline** e **Izabela Paiva** que sempre estiveram comigo nas coletas, nas aventuras, aulas de campo, trabalhos de turma e muitos outros momentos. Muito obrigado!

Aos colegas de laboratório que participaram da realização e execução dos projetos, **Clidilene, Mariana, Verdson, Cauã, Júlia** e **Eduarda**. A **Elaine Maria** e **Isabella** por ajudarem nos procedimentos de Biologia molecular

Aos meus amigos **Alice Alves, Gabriella Araújo, Felipe Martins, Elaine Pinheiro, Ana Cláudia** e **Rodrigo Figueiredo**.

À Dona Rosa, Seu Abraão, Seu Conceição, Seu Raimundo, Galego e todos os moradores dos Municípios de Conceição do Lago Açu e Viana que contribuíram com poucas e importantes ações, e ainda acima de tudo nos demonstraram humildade e humanidade conosco em nossas coletas.

A Universidade Estadual do Maranhão pelo financiamento da bolsa de mestrado no Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

A todos aqueles professores que contribuíram com meu aprendizado para que me tornasse mestre com muito êxito.

Por fim, agradeço a todas as instituições (CAPES – PROCAD AMAZÔNIA), organizações e agências de financiamento que possibilitaram a realização desta pesquisa, proporcionando recursos e oportunidades para que eu pudesse realizar meu trabalho da melhor maneira possível.

A todos vocês, meu mais sincero obrigado. Esta conquista não seria possível sem a colaboração, apoio e inspiração de cada um de vocês. Estou verdadeiramente grato pela oportunidade de compartilhar este momento com uma comunidade tão excepcional. Que este seja apenas o início de muitas realizações futuras juntos.

RESUMO

O biomonitoramento da qualidade ambiental é essencial para avaliar a relação entre poluentes, organismos e seus efeitos, podendo indicar relação da degradação ambiental com a atividade parasitária em peixes, afetando a tríade epidemiológica (hospedeiro-parasito-ambiente). Isso pode resultar em perdas econômicas na pesca, problemas de segurança alimentar e riscos à saúde pública devido ao potencial zoonótico de alguns parasitos e da presença de poluentes. Dessa forma, avaliou-se os biomarcadores de efeito e parasitológicos em três espécies de peixes nativas dos lagos Açu e Viana da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental em dois períodos sazonais. Dados microbiológicos, físicos e químicos das águas superficiais dos lagos foram aferidos em três pontos (P1, P2 e P3) de amostragem. Além disso, foram coletadas amostras de água, sedimento e músculo de peixes para análises microbiológicas, quantificação de coliformes totais, *Escherichia coli* e elementos-traço. Um total de 240 peixes das espécies *H. malabaricus*, *P. nattereri* e *P. lacustris* foram coletados nos lagos para realização de teste de micronúcleo (MN), determinação do Índice de Alteração Histológica (IAH) em brânquias e fígado e coleta da fauna parasitária. Os parâmetros da água pH, OD e *E. coli* apresentaram valores fora do recomendado pelas legislações CONAMA 357/2005 e 430/2011. Em todas as amostras de água foram encontrados coliforme totais e *E. coli*, com valores mais elevados no Lago Açu em ambos os períodos sazonais. Foram encontrados metais Al>Fe>Cu>Mn>Pb>Hg>Se e Al>Fe>Mn>Cu>Pb>Hg>Se em água, sedimento e na musculatura dos peixes, com maiores valores no período de estiagem. Houve diferença significativa $p<0.05$ para MNi, maiores no período de estiagem para os dois lagos e para as três espécies, sendo 0,8% para *H. malabaricus*, 0,4% *P. nattereri* e 0,6% *P. lacustris*. As alterações nucleares eritrocíticas apresentaram-se mais expressivas durante o período chuvoso, com destaque para entalhado. Houve correlação dos metais encontrados nas amostras de água e sedimento com as alterações nucleares eritrocíticas, mostrando que concentrações de metais nesses ecossistemas podem afetar a sanidade dos peixes. As alterações histológicas nas brânquias e fígados dos peixes apresentaram maiores IAHs no período de estiagem. Houve diferença estatística em brânquias para *P. nattereri* ($p<0,0001$) no Lago Açu e em fígado em *P. lacustris* ($p<0,0001$) e *P. nattereri* ($p=0,03$) no lago Açu e *P. nattereri* ($p=0,049$) no Lago Viana. Parasitos *Contracaecum* sp. e *Procamallanus* sp. foram encontrados nas cavidades internas, fígado e região da gordura dos peixes, isópode *Braga patagonica* nas cavidades branquiais, nadadeiras pélvicas e laterais, assim como *Trypanosoma* sp., *Myxobolus* sp e *Haemogregarina* sp. no sangue dos peixes. Em suma, esse estudo destaca a importância do monitoramento ambiental dos lagos e da saúde dos peixes para identificar riscos à população e ao ecossistema. Os dados subsidiarão futuras pesquisas e medidas de proteção, destacando a necessidade de compreender e conservar os ambientes lacustres da Área de Proteção da Baixada Maranhense.

Palavras- chave: Biomonitoramento ambiental, biomarcadores, peixe, diversidade parasitária, ictioparasitoses.

ABSTRACT

The biomonitoring of environmental quality is essential for evaluating the relationship between pollutants, organisms, and their effects, which can indicate the association of environmental degradation with parasitic activity in fish, affecting the epidemiological triad (host-parasite-environment). This can result in economic losses in fishing, food security issues, and public health risks due to the zoonotic potential of some parasites and the presence of pollutants. Thus, biomarkers of effect and parasitological parameters were evaluated in three species of native fish from the Açú and Viana lakes in the Baixada Maranhense, Eastern Amazon, during two seasonal periods. Microbiological, physical, and chemical data from the surface waters of the lakes were measured at three sampling points (P1, P2, and P3). Additionally, water, sediment, and fish muscle samples were collected for microbiological analyses, total coliform quantification, *Escherichia coli*, and trace elements. A total of 240 fish of the species *Hoplias malabaricus*, *Pygocentrus nattereri*, and *Prochilodus lacustris* were collected from the lakes for micronucleus (MN) testing, determination of the Histological Alteration Index (HAI) in gills and liver, and parasitic fauna collection. Water parameters pH, dissolved oxygen (OD), and *E. coli* showed values outside the recommended limits by CONAMA 357/2005 and 430/2011 regulations. Total coliforms and *E. coli* were found in all water samples, with higher values in Lake Açú in both seasonal periods. Metals Al>Fe>Cu>Mn>Pb>Hg>Se and Al>Fe>Mn>Cu>Pb>Hg>Se were found in water, sediment, and fish muscle, with higher values during the dry season. There was a significant difference ($p<0.05$) for MNi, higher during the dry season for both lakes and all three species, being 0.8% for *H. malabaricus*, 0.4% for *P. nattereri*, and 0.6% for *P. lacustris*. Erythrocytic nuclear alterations were more significant during the rainy season, especially notching. There was a correlation between the metals found in water and sediment samples with erythrocytic nuclear alterations, indicating that metal concentrations in these ecosystems can affect fish health. Histological alterations in the gills and livers of fish showed higher HAI values during the dry season. There was a statistical difference in gills for *P. nattereri* ($p<0,0001$) in Lake Açú and in the liver for *P. lacustris* ($p<0,0001$) and *P. nattereri* ($p=0.03$) in Lake Açú and *P. nattereri* ($p=0,049$) in Lake Viana. Parasites *Contracaecum* sp. and *Procamallanus* sp. were found in the internal cavities, liver, and fat region of the fish, isopod *Braga patagonica* in the gill cavities, pelvic and lateral fins, as well as *Trypanosoma* sp., *Myxobolus* sp., and *Haemogregarina* sp. in the fish blood. In summary, this study highlights the importance of environmental monitoring of lakes and fish health to identify risks to the population and the ecosystem. The data will support future research and protective measures, emphasizing the need to understand and conserve the lacustrine environments of the Baixada Maranhense Protected Area.

Keywords: Environmental Biomonitoring; Biomarkers; Fish; Parasite Diversity; Ichthyoparasitoses.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

TEXTO INTEGRADOR

Figura 1. Esquema representativo dos processos de bioacumulação e biomagnificação em organismos aquáticos.....	25
Figura 2. Fatores (suscetibilidade/ resistência, condições socioambientais e patogenicidade) associados a tríade epidemiológica.	31
Figura 3. Impacto das zoonoses no ciclo da pobreza: Perspectiva da Organização Mundial da Saúde Pública.	37
Figura 4. Pontos de coleta no município de Viana, com destaque para o corpo hídrico estudado Lago Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil.....	39
Figura 5. Pontos de coleta no município de Conceição do Lago Açu com destaque para o corpo hídrico estudado Lago Açu, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil.	40
Figura 6. Pontos das coletas de água superficial, sedimento e peixes: Conceição do Lago Açu (A) Lago Viana (B), Maranhão, com destaque os três pontos de coleta: P1, P2 e P3.	42
Figura 7. Pontos de coleta no Lago Açu: A) P1- Cais; B1 e B2) P2 - Ponto intermediário; C) P3 -Ponto afastado; município de Conceição do Lago-Açu, Maranhão.	43
Figura 8. Medição de parâmetros de qualidade de água (A), coleta da água superficial do lago de Viana para análise de metais e microbiológicas (B).	44
Figura 9. Esquema metodológico de coleta de amostras da água dos lagos e a análise microbiológica pelo método Colilert-18 INDEX.	44
Figura 10. Esquema metodológico de coleta de amostras da água, sedimento e músculo de peixe dos lagos estudados.	45
Figura 11. Espécimes utilizadas no estudo <i>Prochilodus lacustris</i> (A), <i>Pygocentrus nattereri</i> (B) e <i>Hoplias malabaricus</i> (C) capturados nos Lagos Viana e Lago Açu, Baixada Maranhense, Maranhão. Escala 5 cm.	47
Figura 12. Demonstração da análise biométrica (comprimento total e padrão) em <i>Prochilodus lacustris</i> capturada nos lagos da Baixada Maranhense, Maranhão.	48
Figura 13. Procedimento de punção caudal para retirada do sangue dos espécimes. ...	48
Figura 14. Esquema metodológico de punção caudal para retirada do sangue dos espécimes com seringa, armazenamento das alíquotas e confecção dos esfregaços sanguíneos.	49
Figura 15. Esquema de classificação das Alterações Nucleares Eritrocíticas (Carrasco <i>et al.</i> , 1990) e Micronúcleo (Fenech, 2003).	50
Figura 16. Esquema metodológico de confecção de lâminas histopatológicas de órgãos alvo (brânquias e fígado) de peixes.	51
Figura 17. Esquema de medição dos hemoparasitos do gênero <i>Trypanosoma</i>	55

Figura 18. Esquema da análise molecular do DNA: Extração do DNA, Reação em cadeia Polimerase; visualização do DNA em gel de Agarose e Sequenciamento da amostra de DNA. 56

CAPÍTULO I: Avaliação de biomarcadores mutagênicos e histopatológicos em três espécies de peixes neotropicais a impactos da poluição por metais em lagos da Amazônia Oriental, Brasil

Figura 1. Pontos das coletas de água superficial, sedimento em Conceição do Lago Açu (A) Lago Viana (B), Maranhão, com destaque os três pontos de coleta: P1, P2 e P3.63

Figura 2. Esquema para a classificação de Micronúcleos (Fenech, 2003) e Alterações Nucleares Eritrocíticas (Carrasco *et al.*, 1990).65

Figura 3. Fotomicrografias de micronúcleos em eritrócitos de peixes dos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. Eritrócitos normais (A); Micronúcleos (B, C, D, E, F) (seta).75

Figura 4. Frequências de Micronúcleos (MN) em *Hoplias malabaricus* (A-D); *Prochilodus lacustris* (B-E); e *Pygocentrus nattereri* (C-F) nos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.77

Figura 5. Fotomicrografias de Alterações Nucleares em eritrócitos de peixes (ANE) dos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. NT - Entalhado (A); BN - Binucleado (B); LB - Lobulado (C); SG - Segmentado (D); LB - Lobulado (E); e AP - Apoptose (F)..... 77

Figura 6. Frequência de alterações entalhados e segmentados de peixes coletados em dois períodos sazonais nos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. 1-Entalhado; 2-Segmentado. *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.78

Figura 7. Frequência de alterações lobuladas e binucleadas em peixes coletados durante dois períodos sazonais nos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. 1 - Lobulado; 2 - Binucleado. *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.80

Figura 8. Índice de Alteração Histológica (IAH) dos peixes coletados durante dois períodos sazonais nos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. *Hoplias malabaricus* (A-D); *Prochilodus lacustris* (B-E); e *Pygocentrus nattereri* (C-F). *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.81

Figura 9. Fotomicrografias de alterações nas brânquias em peixes coletados durante dois períodos sazonais nos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada

Maranhense. **A** - Hiperplasia de células de cloreto (**seta**), elevação do epitélio respiratório; **B** - Congestão de vasos sanguíneos (**seta**); **C** - Hiperplasia de células mucosas (**seta**); **D** - Fusão completa de todas as lamelas (**seta**), dilatação do seio sanguíneo (*); **E** - Parasita (**seta**); e **F** - Redução nas lamelas. Escala - 50 µm, coloração com HE.82

Figura 10. Correlação de Spearman entre metais traços na água e sedimento, parâmetros ambientais e alterações nucleares em eritrócitos de peixes. 1 ou -1 indica uma correlação mais forte. * indica a presença de uma correlação significativa a 5%. **AL** - Alumínio, **Cu** - cobre, **Fe** - ferro, **Pb** - chumbo, **Se** - selênio, **Hg** - mercúrio, **Od** - oxigênio dissolvido, **Cond** - condutividade elétrica, **Sal** - salinidade, **Freq** - frequência, **Ent** - entalhado, **Lob** -lobulado, **MN** - micronúcleo, **Seg** - segmentado, **Bin** - binucleado, **W** - água, e **S** - sedimento.84

CAPÍTULO II: First report of *Braga patagonica* (Crustacea: Isopoda) in *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) in a lake in Eastern Amazon, Brazil

Figure 1. Geographic area of *Hoplias malabaricus* collection sites in Lake Açú, Maranhão, Brazil.121

Figure 2. *Braga patagonica* ectoparasite attached to the pelvic fin of *Hoplias malabaricus*.122

Figure 3. *Braga patagonica* isopod. **A** – Dorsal view of the male (dark arrow), highlighting its color; **B** – Ventral view of the male; **C** – Dorsal overall view of the female (black arrow) 3rd largest segment, and **D** – Ventral view of the female (black arrow), showing the marsupium. Scale: 10mm.123

Figure 4. Morphological structures of *Braga patagonica* removed from *Hoplias malabaricus*. **A** – Male cephalon and sessile eyes (black arrow); **B** – Female cephalon, with eyes and antennae (black arrow and asterisk); **C** – Pair of antennae and antennules (black arrow); **D** – mandibles (black arrow) and maxillipeds (*); **E** and **F** – telson, highlighting uropods (black arrow and asterisk); **G** – uropods, highlighting exopodites and endopodites (*); **H** – view of pereopods with claw-shaped dactylus; **I** – marsupium containing hatched larvae.124

Figure 5. Ratio of condition constant Kn-to-standard length of *Hoplias malabaricus* (N=30) caught in Maranhão, Brazil, showing the plotted results of determination coefficient/R² and line regression (**A** – dry and **B** – rainy).125

Figure 6. Weight-to-length ratio of *H. malabaricus* (N=30) caught in Maranhão, Brazil, showing plotted results, determination coefficients/R² and line regressions (**A** – dry season, and **B** – rainy season).126

CAPÍTULO III: Avaliação da fauna parasitária de peixes Characiformes e parâmetros ambientais de lagos amazônicos do Nordeste brasileiro

Figura 1. Pontos das coletas das amostras de água superficial de Conceição do Lago Açu (A) Lago Viana (B), Maranhão, com destaque os três pontos de coleta: P1, P2 e P3. .. 134

Figura 2. Parasitos de peixes dos lagos Açu e Viana, Baixada Maranhense. Seta - Nematoides aderidos a musculatura interna e parte do mesentério. *Contracaecum* sp. em *Pygocentrus nattereri* (A); *Braga patagonica* fixada no tegumento de *Hoplias malabaricus* (B).143

Figura 3. Prevalência parasitaria em (%) dos peixes coletados nos lagos Açu e Viana, Baixada Maranhense.....144

Figura 4. Fotomicrografias de *Contracaecum* sp. parasitos de *H. malabaricus* e *P. nattereri*. A- Parte anterior do corpo da larva DL- dente larval, ET- estrias transversais. B- Parte posterior da larva, A- ânus; GR- glândulas retais, C- (CE) Ceco intestina, D- GR- glândulas retais. Escalas = 50µm.145

Figura 1. Fotomicrografias de *Procamallanus* sp. parasitos de *H. malabaricus* e *Pygocentrus nattereri*. A- Parte anterior do corpo, com cápsula bucal (CB), esôfago muscular (EM), esôfago glandular (EG), intestino (IN); B- cápsula bucal, (CB), esôfago médio (EM) e esôfago glandular (EG); C- cápsula bucal. Escalas = 50µm..... 146

Figura 6. *Trypanosoma* sp encontrados em espécies nativas de peixes dos lagos da Baixada Maranhense, Maranhão. Cinetoplasto (C), o núcleo (N), flagelo (F), os vacúolos (V) Aumento 1000x. Coloração Rosenfeld modificado.147

Figura 2. Fotomicrografias de *Myxobolus* e *Henneguya* em peixes dos lagos Açu e Viana, Baixada Maranhense. A, B, C e D *Myxobolus* sp. CP- Cápsula polares; EP- esporoplasma; E- *Henneguya* sp. Rosenfeld modificado.148

Figura 8. Fotomicrografias de brânquias de *Pygocentrus nattereri*, *Hoplias malabaricus* e *Prochilodus lacustris* dos lagos Açu e Viana, Baixada Maranhense, Maranhão. Plasmódios de *Myxobolus* e *Henneguya*.149

Figura 9. Fotomicrografias de brânquias de *Prochilodus lacustris*. Plasmódios de *Myxobolus* sendo liberados na corrente sanguínea do peixe. A- Eclosão do *Myxobolus* na brânquia; C- *Myxobolus* dentro do plasmódio. B, D e E - exemplar de *Myxobolus* com estruturas nítidas. Coloração HE, Aumento 100X e 400X150

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I: Avaliação de biomarcadores mutagênicos e histopatológicos em três espécies de peixes neotropicais a impactos da poluição por metais em lagos da Amazônia Oriental, Brasil

Table 1. Mean and standard deviation of physical-chemical parameters monitored in lakes Açú and Viana, Maranhão Environmental Protection Area, Brazil.

Table 2. Mean and standard deviation of metals collected in water and sediment samples from Açú and Viana lakes, Maranhão, Eastern Amazon, Brazil.

Table 3. Concentrations of trace elements in carnivorous and detritivorous fish (mg/kg) from Açú and Viana lakes in the Environmental Protection Area of Baixada Maranhense, Eastern Amazon.

Table 4. Biometric data (mean $\pm$ standard deviation) of total length (Lt), standard length (Lp), and weight (Wt) of specimens of *Hoplias malabaricus*, *Prochilodus lacustris*, and *Pygocentrus nattereri* captured in Açú and Viana lakes, Baixada Maranhense, Maranhão.

CAPÍTULO II: First report of *Braga patagonica* (Crustacea: Isopoda) in *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) in a lake in Eastern Amazon, Brazil

Table 1. Biometrics of females and males (cm) of *Braga patagonica* in *Hoplias malabaricus* of Lake Açú, Baixada Maranhense, Maranhão, Brazil. Mean $\pm$ standard deviation.

Table 2. Parasitological data of *Braga patagonica* on *Hoplias malabaricus* from Lake Açú, eastern Amazon basin.

Table 3. Reports of *Braga patagonica* collected from fish species in the Brazilian Amazon from 2004 to the latest research (2023). P%: Prevalence; MI: Mean Intensity; MA: Mean Abundance.

Table 4. Biometric data (mean $\pm$ standard deviation), total length (Lt), standard width (sW), total weight (Wt), and constant condition (Kn) of *Hoplias malabaricus* in Lake Açú, Baixada Maranhense, Maranhão, Brazil.

CAPÍTULO III: Avaliação da fauna parasitária de peixes Characiformes e parâmetros ambientais de lagos amazônicos do Nordeste brasileiro.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e microbiológicos das amostras de água coletadas nos períodos estiagem e chuvoso por pontos de amostragem (P1 – ponto 1; P2- ponto 2; P3- ponto 3) nos Lagos Açú e Viana, Maranhão.

Tabela 2. Dados biométricos (média $\pm$ desvio padrão) comprimento total (Lt), comprimento padrão (Lp) e peso (Wt) dos espécimes de *Hoplias malabaricus*, *Prochilodus lacustris* e *Pygocentrus nattereri* capturados nos lagos Açú e Viana, Baixada Maranhense, Maranhão.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	22
2.1 Objetivo Geral	22
2.2 Objetivos Específicos	22
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	22
3.1 Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense	22
3.2 Contaminação em ambientes lacustres	23
3.3 Uso de biomarcadores de poluição ambiental	24
3.4 Espécies bioindicadoras e biomonitoras	27
3.4.1 <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	27
3.4.2 <i>Pygocentrus nattereri</i> (Kner, 1858)	28
3.4.3 <i>Prochilodus lacustris</i> (Steindachner, 1907)	29
3.5 Diversidade de fauna parasitária de peixes neotropicais	29
3.5.1 Ectoparasitos de peixes	31
3.5.2 Endoparasitos de peixes	32
3.5.3 Hemoparasitos de peixes	33
3.6 Epidemiologia de parasitos em peixes e a saúde pública	35
4 MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1 Caracterização das áreas de estudo	38
4.2 Licenças Ambientais e Comitê de ética	40
4.3 Coleta das amostras de água e sedimento	41
4.3.1 Análise dos Parâmetros físico-químicos	43
4.3.2 Análise microbiológica da água	44
4.3.3 Análise de metais da água, sedimento e filé de peixe	45
4.4 Coleta do material biológico	46
4.4.1 Insensibilização e eutanásia dos peixes	48
4.5 Confecção dos esfregaços sanguíneos	48
4.6 Análise das Alterações Nucleares Eritrocíticas (ANE) e Micronúcleos (MN)	50
4.7 Retirada dos órgãos para análise histológica	50
4.7.1 Análise do índice de Alterações Histopatológicas (IAH)	51

4.8 Análise e morfometria de hemoparasitos	54
4.9 Extração do DNA metagenômico e PCR dos hemoparasitos.....	55
4.10 Coleta de Ectoparasitos e Endoparasitos	57
4.11 Índices parasitológicos.....	57
4.12 Análise estatística.....	58
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1 CAPÍTULO I: Avaliação de biomarcadores mutagênicos e histopatológicos em três espécies de peixes neotropicais a impactos da poluição por metais em lagos da Amazônia Oriental, Brasil	60
5.2 CAPÍTULO II: First report of <i>Braga patagonica</i> (Crustacea: Isopoda) in <i>Hoplias malabaricus</i> (Characiformes: Erythrinidae) in a lake in Eastern Amazon, Brazil	110
<i>Curimata incompta</i>	131
5.3 CAPÍTULO III: Avaliação da fauna parasitária de peixes Characiformes e parâmetros ambientais de lagos amazônicos do Nordeste brasileiro	134
5.4 CAPÍTULO IV: Revista fotográfica “Conceição do Lago Açu: uma imensidão de belezas”	159
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	160
REFERÊNCIAS	161

1 INTRODUÇÃO

A deterioração da qualidade da água e a perda da biodiversidade aquática são alguns dos efeitos resultantes dos múltiplos impactos ambientais causados por atividades humanas e industriais (Riva *et al.*, 2017). Esses impactos têm sido observados desde a expansão da Revolução Industrial em 1760 (Lopes *et al.*, 2017), quando ocorreu aumento significativo no descarte de substâncias tóxicas nesses ecossistemas, seguido de impactos físicos e químicos causados pelo aquecimento global.

Ambientes aquáticos enfrentam altas taxas de poluentes de origens diversas, tornando-se um desafio global de saúde pública (Amamra *et al.*, 2019). Essa presença prejudica não apenas a saúde dos ecossistemas aquáticos, mas também a dos organismos que habitam esses locais, até afetar a saúde humana (Cappello *et al.*, 2015). A crescente conscientização sobre os problemas de poluição tem impulsionado melhorias nas ferramentas de diagnóstico ambiental, com destaque para o biomonitoramento como uma ferramenta crucial para compreender a relação entre os níveis de poluentes, seus efeitos e as modificações nos ecossistemas (El-Gedy *et al.*, 2021).

Dentre os principais poluentes identificados nesses ecossistemas, destacam-se os metais tóxicos, provenientes, principalmente dos efluentes domésticos e industriais, produtos de limpeza, agrotóxicos utilizados nas atividades agrícolas e os rejeitos da exploração mineral (Castaldo *et al.*, 2020; Kakade *et al.*, 2020).

À vista disso, a ecotoxicologia tem sido utilizada para contribuir no monitoramento de impactos ambientais (Cardoso *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2020) por meio do biomonitoramento de ecossistemas aquáticos do nível espécie até comunidade. A partir disso, a utilização de biomarcadores de efeito genotóxicos como a aplicação do teste do micronúcleo (Hussain *et al.*, 2018) e histológicos por meio da histopatologia, destaca-os como ferramentas eficazes para diagnosticar o grau de impacto da poluição na saúde dos ecossistemas (Castro *et al.*, 2018; Nimet *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2020).

Nos últimos anos, diversos estudos ecotoxicológicos relataram que os poluentes antropogênicos, incluindo agrotóxicos, utilizados nas atividades agrícolas principalmente para controle de “pragas” têm causado efeitos adversos à saúde dos ecossistemas e humana (Medeiros *et al.*, 2021), organismos não-alvo (Cofone *et al.*, 2020) podendo ser metabolizadas ou não. A partir disso, a utilização de biomarcadores se tornou valiosa na avaliação de impactos ambientais, por contribuir aos programas de monitoramento ambiental (El-Agry *et al.*, 2022).

É fundamental o monitoramento da qualidade da água de ambientes que sofrem continuamente com ações de impactos, uma vez que a água é fator essencial para a manutenção da flora, fauna e sociedade (Nascimento *et al.*, 2020). Nesse contexto, análises ambientais e químicas podem contribuir para formação de diagnósticos sinérgicos às análises sanguíneas genotóxicas e de parasitismos em peixes (Brucker *et al.*, 2022), contribuindo para o desenvolvimento de ações efetivas de conservação de espécies e de ambientes aquáticos.

Além da qualidade da água, a atividade parasitária tem contribuído para elucidar o estado de degradação desses ecossistemas, que depende de fatores como o grupo parasitário, mecanismos de ação e o sítio de infecção (Pavanelli *et al.*, 2008; Tripathy, 2020) em que os efeitos nos peixes podem variar desde o retardo do crescimento corpóreo (Colorado *et al.*, 2015); predisposição às infecções secundárias (Pavanelli *et al.*, 2008); redução do peso e da massa muscular dos peixes (Eiras, 2006); dificuldades na capacidade respiratória, modificações no sistema imunológico e na traumatização dos tecidos (Bernardino *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2016), assim como atrofia, fibrose, inflamação, dilatação dos vasos sanguíneos e hemorragias ou até causar a morte (Pavanelli *et al.*, 2008).

A fauna parasitária em peixes pode ser influenciada vários fatores, tais como pH, níveis de amônia, variações nos níveis de oxigênio dissolvido e sazonalidade (Cavalcanti *et al.*, 2020). Além disso, problemas contemporâneos críticos, como os efeitos do aquecimento global, ações antrópicas, atividades agrícolas e agropecuárias (Ramos 2016), também desempenham papel significativo. Esses fatores podem resultar no aumento da temperatura dos corpos d'água, na desertificação dos lençóis freáticos e diversos desafios globais (Mira *et al.*, 2022).

Os parasitos apresentam uma variedade de ciclos de vida e adaptações, facilitando o acesso e a penetração de agentes patogênicos em organismos aquáticos, como peixes (Bush *et al.*, 1997; Eiras, 2006; Moravec, 2001). Esses fatores, juntamente com o comportamento e hábito alimentar dos hospedeiros podem beneficiar o sucesso do parasitismo (Timi; Poulin, 2020). Além disso, algumas espécies como *Hoplias malabaricus* (traíra), *Pygocentrus nattereri* (piranha vermelha) e *Prochilodus lacustris* (curimatá) e outras encontradas nas bacias hidrográficas da América do Sul, são naturalmente suscetíveis a atividades parasitárias devido aos seus hábitos alimentares (Rodrigues *et al.*, 2023).

A suscetibilidade à fauna parasitária é uma característica inerente a todos os organismos quando expostos à degradação ambiental, como evidenciado na espécie *H. malabaricus* (Bloch, 1794) (Characiformes, Erythrinidae) (Gomes, 2021; Rodrigues *et al.*, 2017). Essa predisposição, por vezes, está associada à baixa qualidade ambiental dos habitats em que esses organismos habitam (Colorado *et al.*, 2015) ou até por hábito alimentar. Observa-se essa suscetibilidade em casos de infestação por ectoparasitos crustáceos (Bernardino *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2016), nematoides endoparasitas (Colorado *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2018; Pereira, 2020) e hemoparasitos (Clauss *et al.*, 2008).

A espécie *P. nattereri*, conhecida como piranha vermelha, é um peixe carnívoro amplamente distribuído pelas principais bacias hídricas do Brasil (Guimarães *et al.*, 2021). Incluindo regiões alagadas do estado do Maranhão (Duponchelle *et al.*, 2007), apresentaram relatos de parasitos, como hemoparasitos e nematoides, nas cavidades intestinais e musculares (Amanajã *et al.*, 2018; Moraes *et al.*, 2019).

Já *P. lacustris*, é um dos peixes mais conhecidos e de maior interesse comercial nas regiões da América do Sul e também no Maranhão, sendo ela mais buscada na região da Baixada Maranhense contribuindo com 42,2% de exportação para outros estados (Cardoso *et al.*, 2018; Ferreira, 2016). É uma espécie que possui hábito alimentar com base de sua alimentação em detritos orgânicos em decomposição como, algas e plantas aquáticas ou até mesmo resto de insetos e crustáceos aquáticos (Teixeira *et al.*, 2010).

As três espécies de peixes citadas acima, são importantes para esse estudo por estarem em todas principais bacias hidrográficas da América do Sul e apresentarem capacidade adaptativa a diferentes condições hidrológicas (Volcan *et al.*, 2012), além de possuírem importância ecológica e comercial nos municípios que compõem a Área de Proteção Ambiental (APA) da Baixada Maranhense (Nunes, 2015; Silva, 2015). Além de serem bastante comercializadas e consumidas nessas regiões, estudos de Freitas (2017), Cardoso *et al.*, (2018), Pereira (2020), Gomes (2021), Sousa (2023) mostraram que essas espécies como boas bioindicadoras de impacto ambiental nos ecossistemas aquáticos da APA da Baixada Maranhense e podem contribuir com estudos de impactos ambientais.

A APA da Baixada Maranhense possui importância significativa devido à sua rica biodiversidade e à integração de diversos ecossistemas, como manguezais, campos inundáveis, estuários e lagos (Maranhão, 1991). Essa diversidade de paisagens torna a área uma Unidade de Conservação de extrema relevância, sendo reconhecida como uma Zona Úmida de Importância Internacional (MMA, 2011).

Os municípios de Viana e Conceição do Lago Açu estão localizados dentro da APA e dependem dos lagos Açu e Viana como fontes importantes de água e recursos pesqueiros (MMA, 2011; Sema, 2019). Entretanto, apesar da existir de legislações que visam proteger essa Região, ainda existem danos ambientais causados por diversas atividades humanas, afetando não apenas a ictiofauna local, mas também toda a comunidade aquática e a população humana. Por isso, é necessário implementar medidas efetivas para controlar e mitigar esses impactos ambientais, garantindo a conservação dos ecossistemas lacustres da APA da Baixada Maranhense. A sensibilização e o engajamento da comunidade são fundamentais para promover a sustentabilidade e a preservação desses recursos naturais valiosos.

No estado do Maranhão estudos de ictioparasitoses ainda é escassa. Especialmente no que se refere às interações entre dos parasitos e as possíveis doenças que podem comprometer tanto os peixes quanto a saúde da população que consome esses animais. De acordo com Dias (2013), as enfermidades resultantes de atividades parasitárias podem levar à morte dos hospedeiros, novas infecções e, dependendo da localização da infecção, causar infertilidade, redução nos tamanhos e massa dos organismos, provocando desequilíbrios no ecossistema.

Na APA da Baixada Maranhense, especialmente nos lagos Viana e Açu, a carência de estudos sobre a saúde da ictiofauna e as avaliações ambientais é evidente, gerando impactos nos ambientes aquáticos. Diante dessa perspectiva, é crucial adotar uma abordagem integrada de metodologias para preservar não apenas o ambiente, mas também as comunidades que dependem desses recursos para subsistência. Investigar as atividades parasitárias e seu potencial comprometimento da qualidade ambiental dos lagos torna-se essencial para uma gestão mais eficaz e sustentável desses ecossistemas.

Um estudo abrangente, que incorpore metodologias ecotoxicológicas e parasitológicas, visou coletar dados detalhados sobre a presença, comportamento e prevalência de parasitas, analisando os impactos na saúde dos peixes e avaliando possíveis efeitos cascata no ecossistema. Além disso, aspectos relacionados à qualidade da água, presença de contaminantes e outros indicadores ambientais serão considerados, explorando suas conexões com as modificações nos organismos. A conclusão deste estudo almeja proporcionar uma visão holística da saúde da ictiofauna nos lagos da APA da Baixada Maranhense, viabilizando a implementação de medidas de conservação e manejo apropriadas. Os resultados científicos obtidos têm o potencial de embasar decisões e ações

voltadas para a preservação ambiental, visando a sustentabilidade e a saúde dos ecossistemas aquáticos nessa região.

O estado de degradação ambiental dos Lagos de Viana e Lago Açu, resultante das atividades antrópicas, agrícolas e pesqueiras, exerce uma influência significativa nos parâmetros de qualidade ambiental desses ecossistemas, estressando organismos aquáticos, desencadeando alterações nos eritrócitos e nos tecidos de brânquias. Além disso, contribui de maneira substantiva para o aumento das atividades parasitárias nesses organismos, agravando ainda mais a fragilidade desses ambientes aquáticos. A compreensão desses impactos é crucial para a elaboração de estratégias eficazes de conservação e recuperação desses ecossistemas, visando a preservação da biodiversidade e o bem-estar das comunidades dependentes desses recursos hídricos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar biomarcadores de efeito e parasitológicos em três espécies de peixes nativos dos lagos Açu e Viana da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental em diferentes períodos sazonais.

2.2 Objetivos Específicos

- Aferir dados microbiológicos, físicos e químicos das águas superficiais dos lagos estudados;
- Verificar a ocorrência de metais nas amostras de água, sedimento e músculo de peixe;
- Quantificar micronúcleos (MN) e lesões nucleares eritrocíticas (ANE) dos peixes amostrados;
- Avaliar e calcular as alterações histológicas branquiais e hepáticas dos peixes amostrados;
- Identificar e quantificar a fauna parasitária de peixes dos Lagos de Viana e do Lago Açu;
- Comparar a diferença entre dados biométricos dos peixes, índices parasitológicos, alterações histológicas e nucleares eritrocíticas e parâmetros da água entre os lagos de Viana e Lago Açu e os períodos sazonais.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense

A APA da Baixada Maranhense, localizada no estado do Maranhão, desempenha papel fundamental na conservação da região conhecida como Baixada Maranhense (Lima *et al.*, 2022). Reconhecida por sua rica fauna e flora, a área abriga diversos ecossistemas, incluindo campos abertos e inundáveis, manguezais, babaçuais e um complexo de bacias lacustres formando um sistema de rosário. Além disso, engloba regiões estuarinas e lagunares que são habitados por espécies nativas de peixe. A criação dessa área foi estabelecida pelo Decreto nº 11.900 de 11 de junho de 1991, sob a responsabilidade da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais - SEMA. Assegurada pela

Convenção de Ramsar é um tratado intergovernamental que estabelece diretrizes para ações nacionais e cooperação entre os 171 países para a conservação de ecossistemas únicos e uso racional de áreas úmidas. A APA compreende três Subáreas: Baixo Pindaré, Baixo Mearim-Grajaú e Estuário do Mearim-Pindaré - Baía de São Marcos, incluindo a Ilha dos Caranguejos (Carvalho *et al.*, 2017; Gomes, 2021; Maranhão, 1991). Apesar de assegurado por legislação, essa área tem apresentado respostas ambientais devido a contaminação e poluição principalmente por esgoto *in natura* (Cardoso *et al.*, 2018; Lima *et al.*, 2024)

3.2 Contaminação em ambientes lacustres

Os ecossistemas lacustres desempenham papel vital nas comunidades, fornecendo água e alimentos essenciais às comunidades e cidades (Riva *et al.*, 2017). No entanto, a urbanização, atividades agrícolas e pecuária, construção de barragens e atividades de mineração principalmente nos municípios que compõe a Baixada Maranhense tem causado grandes impactos nos ecossistemas lacustres (Rabelo *et al.*, 2019). Essas modificações, são principalmente resultado das ações humanas, como o descarte inadequado de efluentes domésticos e esgoto não tratado, a lixiviação de fertilizantes, agrotóxicos que atingem esses ambientes como destino final (De Sousa *et al.*, 2018).

Esses fatores, juntamente com as mudanças climáticas, têm contribuído para a degradação da qualidade ambiental dos ecossistemas, incluindo a água, o sedimento e o ar (Copertino *et al.*, 2017). Isso traz consequências diretas à saúde de toda comunidade ecológica. Para investigar e avaliar os impactos causados por poluentes presentes nos corpos hídricos, utiliza-se os peixes como indicadores, uma vez que estão em contato direto com a água (Zaghloul *et al.*, 2020), apresentam maiores sensibilidades a variações ambientais e são aplicados como bons modelos de estudo. A biodiversidade aquática em diferentes níveis tróficos sofre com os efeitos adversos decorrentes da presença desses contaminantes, poluentes e outros fatores desencadeadores presentes nesses ambientes. (Freire *et al.*, 2008).

Eles podem responder o nível de contaminação do local por meio de marcadores celulares, bioquímicos, fisiológicos e morfológicos presentes em cada indivíduo (Kumar *et al.*, 2017). Atualmente, a utilização de marcadores em órgãos e tecidos desses animais têm sido adotadas para avaliar suas respostas à contaminação. As brânquias, fígado/hepatopâncreas e rins de peixes, por exemplo, são órgãos de interesse em estudos ecotoxicológicos (Xu *et al.*, 2021).

3.3 Uso de biomarcadores de poluição ambiental

O biomonitoramento de ecossistemas aquáticos nas últimas décadas têm sido, uma ferramenta de extrema importância para o diagnóstico e estudo dos impactos ambientais (Inelova *et al.*, 2023; Pinho *et al.*, 2022), oriundos, principalmente do despejo de efluentes domésticos, descarte de substâncias químicas, detergentes, medicamentos, agrotóxicos e outros (Neto *et al.*, 2022, Souza *et al.*, 2018). O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, por meio das legislações nº 430 de 2011 e nº 357 de 2005 (Brasil, 2005;2011), regulamenta as condições e o padrão para que essas substâncias sejam descartadas. Entretanto, apesar da existência de legislações em vigor, ainda ocorre o despejo descontrolado e sem fiscalização de resíduos, especialmente em regiões desprovidas de saneamento básico e sistemas de tratamento de esgoto. Esses fatores trazem impactos não apenas aos ecossistemas, mas também podem causar danos aos organismos que habitam esses ambientes, assim como às comunidades que dependem daquela água como fonte de subsistência.

Para avaliar o grau de impacto na saúde da biota local, identificar os possíveis estressores responsáveis por esses efeitos e sugerir formas de reparação dos danos, utiliza-se organismos como bioindicadores (Castro *et al.*, 2018). Esses organismos são capazes de refletir os impactos ambientais, respondendo às alterações do habitat por meio de mudanças fisiológicas e químicas. Essas mudanças, conhecidas como biomarcadores, podem ser observadas em níveis enzimáticos, celulares, moleculares, teciduais, hormonais e outros, e são utilizadas para identificar e quantificar os efeitos dos estressores ambientais (Fuentes-Rios *et al.*, 2005; Gomes, 2021; Rocha *et al.*, 2022). Estudos realizados por Vidal-Martinez *et al.*, (2010) e Vidal-Martínez e Wunderlich (2017) também destacam a importância dos organismos como bioindicadores nesse contexto.

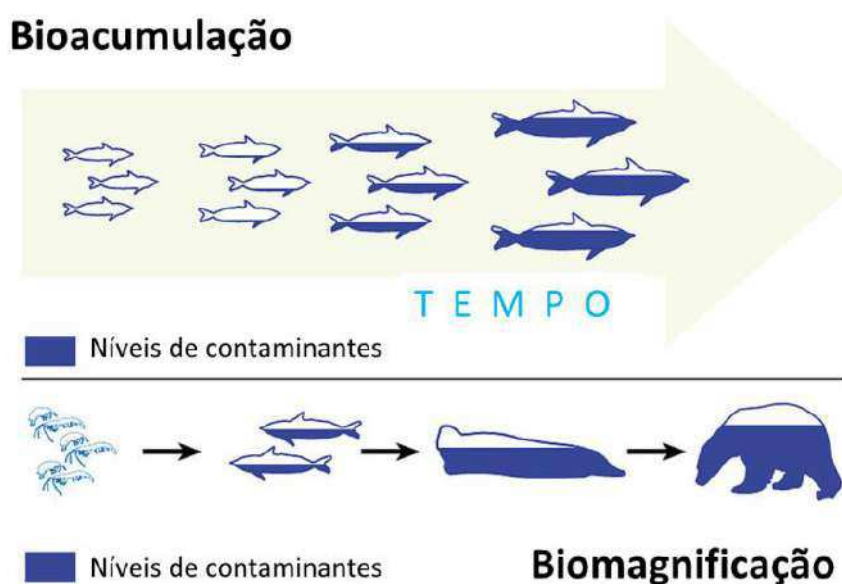
Os biomarcadores, por sua vez, são indicadores biológicos que fornecem informações sobre o estado e a saúde de organismos vivos em resposta a estresses ambientais (Fernandes *et al.*, 2021; Pinheiro-Sousa *et al.*, 2019). Eles desempenham um papel crucial na avaliação e monitoramento de ecossistemas aquáticos.

A avaliação de ecossistemas aquáticos é fundamental para compreender a saúde e a qualidade ambiental dessas áreas (Lima *et al.*, 2022). Os biomarcadores são ferramentas valiosas nesse processo, pois permitem detectar e quantificar os efeitos adversos das atividades humanas nos organismos aquáticos (Soares *et al.*, 2020). E a partir deles pode-

se verificar o envolvimento nos processos de bioacumulação e biomagnificação de substâncias genotóxicas, mutagênicas ou xenobióticas (Shiroma *et al.*, 2020).

A bioacumulação é um fenômeno observado em organismos, como os peixes, nos quais substâncias tendem a acumular no tecido ao longo do tempo (Cunha *et al.*, 2021; Sisino e Oliveira-Filho, 2021). Enquanto, o processo de biomagnificação ocorre na cadeia alimentar, quando um consumidor primário ingere um produtor e incorpora os resíduos químicos presentes (Liu *et al.*, 2019; Saidon *et al.*, 2024). Ao longo da vida, a quantidade desses resíduos é acumulada na gordura corporal, quando não são metabolizadas (Figura 1). Esse processo continua com os consumidores subsequentes, resultando em uma concentração máxima dessas substâncias no último elo da cadeia (Silva, 2019).

Figura 3. Esquema representativo dos processos de bioacumulação e biomagnificação em organismos aquáticos.



Fonte: Adaptada/ World Wide Fund for Nature (WWF), 2017.

Existem diferentes tipos de biomarcadores utilizados no biomonitoramento de lagos (Utete *et al.*, 2019). Um dos principais são os bioquímicos, que avaliam as respostas moleculares e metabólicas dos organismos (Lima *et al.*, 2018). Outro tipo importante de biomarcadores são os histopatológicos, que analisam alterações nos tecidos dos organismos (Lima *et al.*, 2018). Ainda, os biomarcadores comportamentais também podem ser utilizados para avaliar o impacto das mudanças ambientais nos organismos aquáticos (Franco *et al.*, 2020).

De acordo com Valente (2017), os indicadores de genotoxicidade são utilizados para avaliar os efeitos das exposições ao material genético de espécies bioindicadoras. Essa avaliação é feita por meio da análise das mutações genéticas, danos cromossômicos e lesões no DNA (Parvan *et al.*, 2020). Eles são importantes ferramentas para identificar a presença de agentes mutagênicos no ambiente e para avaliar o impacto dessas substâncias na saúde e na integridade genética dos organismos.

O teste do micronúcleo é uma das técnicas utilizadas para avaliar lesões no DNA, especialmente aquelas relacionadas a estresses oxidativos (D' Agostini e La Maestra, 2021). O micronúcleo (MN) é uma das principais alterações nucleares, e a sua identificação na célula requer critérios específicos, de acordo com Fenech (2007) e Fenech *et al.*, (2003). As enzimas envolvidas no metabolismo de espécies reativas estão diretamente associadas a esse processo, que pode resultar em modificações celulares, incluindo o material genético dos organismos (Chaves, 2011). Esse teste é uma ferramenta rápida, fácil e com baixo custo para detecção de danos genotóxicos, pois fornece informações sobre a integridade do material genético e os efeitos potenciais sobre a saúde dos organismos (Bianchi *et al.*, 2019).

Os biomarcadores histopatológicos também são técnicas eficientes para verificar os efeitos de contaminantes e doenças em organismos aquáticos (Oliveira *et al.*, 2022). Dentre os órgãos frequentemente utilizados para análise histopatológica, destacam-se o fígado, as brânquias e os rins. O fígado é um órgão vital envolvido em diversas funções metabólicas e desempenha um papel crucial na desintoxicação de substâncias estranhas (Queiroz *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2018). As brânquias, por sua vez, desempenham um papel fundamental na respiração e trocas gasosas nos peixes (Carrola *et al.*, 2022). Os rins são responsáveis pela filtração e excreção de substâncias no organismo dos peixes (Fátima *et al.*, 2015).

Alterações histológicas observadas no fígado, como degeneração, necrose, fibrose e presença de inclusões intracelulares, podem indicar danos causados por agentes tóxicos ou infecções (Chen *et al.*, 2021). Lesões nas brânquias, como hiperplasia, hipertrofia, desprendimento do epitélio e inflamação, podem refletir a exposição a poluentes e a presença de parasitos. Alterações nos rins, como degeneração tubular, inflamação e formação de cistos, podem indicar disfunção renal relacionada à toxicidade, infecções ou outras condições patológicas (Ferreira, 2020).

3.4 Espécies bioindicadoras e biomonitoras

Os peixes, devido à sua posição em diferentes níveis tróficos na cadeia alimentar, manifestam a capacidade de bioacumulação de contaminantes dissolvidos na água e exibem respostas imunológicas à exposição de xenobióticos (Brito e Luz, 2015; Lionetto *et al.*, 2013). Além disso, os peixes podem funcionar como fonte de transferência de contaminantes para os seres humanos através da cadeia alimentar (Jesus e Carvalho, 2008; Lopes-Poleza, 2004; Souza, Fontanetti, 2007).

Os peixes desempenham o papel fundamental de "bioindicadores" dos impactos da contaminação em ecossistemas aquáticos (Adams, 2002). Suas respostas incluem modificações nos níveis enzimáticos, alterações celulares, metabólicas, teciduais, hormonais e comportamentais (Gomes, 2021; Silva, 2019), proporcionando informações cruciais para análises de risco ecológico e estudos de impacto ambiental (Arias *et al.*, 2007). Essa capacidade torna os peixes modelos biológicos valiosos na avaliação do estado de ecossistemas aquáticos em resposta às pressões ambientais.

3.4.1 *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794), popularmente conhecida como traíra, destaca-se por sua notável capacidade de sobrevivência em condições desafiadoras, incluindo ambientes com baixa concentração de oxigênio e longos períodos de inanição. Essa característica demonstra sua ampla adaptação a variedade de ecossistemas (Azevedo e Gomes, 1943; Barbieri, 1989; Cavalcanti, 2019). Além disso, *H. malabaricus* é reconhecida por sua capacidade adaptativa a ambientes modificados ou impactados (Gomes, 2021) e águas de fluxo lento (Cavalcanti, 2019; Martins, 2015).

Essa espécie apresenta morfologia caracterizada por um corpo alongado e cilíndrico, cabeça alargada com boca ampla e proeminente ramo mandibular (Martins, 2009). A nadadeira caudal exibe uma forma arredondada, muitas vezes adornada com manchas escuras dispostas em faixas, especialmente em algumas espécies do gênero (Soares, 2013). O dorso e os flancos do corpo são marcados por manchas escuras ou linhas irregulares, e três linhas pouco evidentes podem ser observadas atrás dos olhos. Em vista dorsal, nota-se que a mandíbula ultrapassa o maxilar superior quando a boca está fechada (Azevedo *et al.*, 1994).

Em relação à sua dieta, estudos realizados por Azevedo e Gomes (1943), Paiva (1974), Godoy (1975), Almeida *et al.* (1997), Carvalho *et al.* (2002) e Mello *et al.* (2006)

indicam que os adultos de *H. malabaricus* têm o hábito alimentar piscívoro, enquanto suas larvas inicialmente se alimentam de plâncton e, posteriormente, de insetos, antes de completar seu ciclo e passar a preda outros peixes.

H. malabaricus demonstra a produção e liberação considerável de muco, o qual desempenha o papel de mitigar a dessecação (Kuraiem *et al.*, 2019). Essa secreção mucosa não apenas lubrifica o corpo do peixe, conferindo proteção e facilitando a locomoção na água, mas também permite que as espécies do gênero permaneçam por períodos prolongados fora do meio aquático. A expressiva produção de muco está possivelmente relacionada à ausência de uma parede celular na bexiga natatória (Sawaya, 1942). É um peixe de água doce de origem neotropical que exerce considerável influência na economia e saúde pública, dada sua alta suscetibilidade a infestações parasitárias, notadamente por nematódeos e hemoparasitos (Kuraiem *et al.*, 2019).

3.4.2 *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858)

A espécie *P. nattereri* (Kner, 1858), popularmente conhecida como piranha vermelha, pertencente à família Characidae e à subfamília Serrasalminae, desempenha papel de destaque como peixe piscívoro e um dos principais predadores nos lagos de várzea amazônicos (Ferreira *et al.*, 2014; Freitas e Siqueira-Souza, 2009; Vital *et al.*, 2011). Sua dieta é composta, predominantemente de carne de presas, e seu ciclo reprodutivo envolve a desova parcelada, com a reprodução ocorrendo no início do período chuvoso. O processo de maturação sexual inicial é alcançado por machos com 13 cm e fêmeas com aproximadamente 15 cm (Carvalho *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2014).

A piranha vermelha é caracterizada por possuir mandíbulas robustas e dentes pontiagudos, podendo atingir até 50 cm de comprimento total do corpo (Moraes *et al.*, 2019). Sua alta abundância, ampla distribuição e musculatura considerável a tornam um recurso significativo nos lagos da Baixada Maranhense (Piorski *et al.*, 2015). No entanto, apesar de sua proeminência, as informações e estudos acerca da ecologia e história dessa espécie ainda são limitados (Carvalho *et al.*, 2021).

Recentemente, constatou-se a presença de parasitos na espécie de peixe *P. nattereri* da região da Baixada Maranhense. Adquire ainda mais relevância considerando a importância da piranha vermelha como um recurso alimentar amplamente consumido. Contudo, é importante salientar que as investigações que visam avaliar os impactos da interação entre esses parasitos, o hospedeiro e o ambiente ainda permanecem em número limitado. A adoção dessa abordagem é de extrema importância para a compreensão de

como fatores bióticos e abióticos moldam a ecologia dos lagos e, por conseguinte, como esses efeitos reverberam na comunidade, particularmente no que diz respeito aos possíveis riscos para a saúde pública (Takemoto *et al.*, 2009).

3.4.3 *Prochilodus lacustris* (Steindachner, 1907)

O gênero *Prochilodus*, abundantemente encontrado no estado do Maranhão, em especial na região da Baixada Maranhense, destaca-se como um dos grupos de peixes com maior distribuição e diversidade de espécies nos principais rios da América Latina, abrangendo países como Colômbia, Brasil, Peru, Venezuela, entre outros, com um total de 13 espécies distintas (Flores-Nava *et al.*, 2010). As espécies pertencentes a esse gênero desempenham papel significativo na cadeia alimentar, sendo a principal presa de peixes carnívoros. Em seus estágios iniciais de desenvolvimento, alimentam-se de zooplâncton, enquanto na fase adulta, adotam hábitos bentofágicos e detritívoros.

De acordo com Piorski *et al.* (2007; 2010) a espécie *P. lacustris* é endêmica nas Bacias Maranhenses dos rios Parnaíba, Mearim e Tocantins. Encontrada ao norte da região da Baixada Maranhense, a espécie *P. lacustris* é conhecida como “curimatá” pela população local e é encontrada em abundância nos lagos Açú e Viana, estando presente nas atividades comerciais por apresentar interesses econômico e ecológico por sofrer pressão da pesca chegando a ser quase 42,24% do volume total desembarcado (Oliveira, 2018).

A espécie tem se mostrado como boa bioindicadora de estresses ambientais, como foi mostrado nos estudos de Cardoso *et al.*, (2018); Oliveira *et al.*, (2019) e Pereira, (2020) no ecossistema de lago Açú, ambiente inserido na APA da Baixada Maranhense.

3.5 Diversidade de fauna parasitária de peixes neotropicais

O parasitismo é caracterizado como uma atividade de relação entre organismos biologicamente diferentes (Pelegrini, 2018). Esses organismos estão ligados por meio de um estilo de vida em comum, que ocorre dentro de um determinado hospedeiro ou sobre ele, no qual irão se alimentar de tecidos, líquidos ou vísceras (Levri, 1998). Além disso, pode-se utilizar fatores como os danos causados ao hospedeiro, as dependências de reações metabólicas desses parasitas em relação aos seus hospedeiros e a interação desses organismos com outras populações para definir a atividade parasitária (Araújo *et al.*, 2013). No entanto, ao mesmo tempo em que essas relações podem ser benéficas, elas também podem trazer prejuízos para os hospedeiros, como a redução da aptidão,

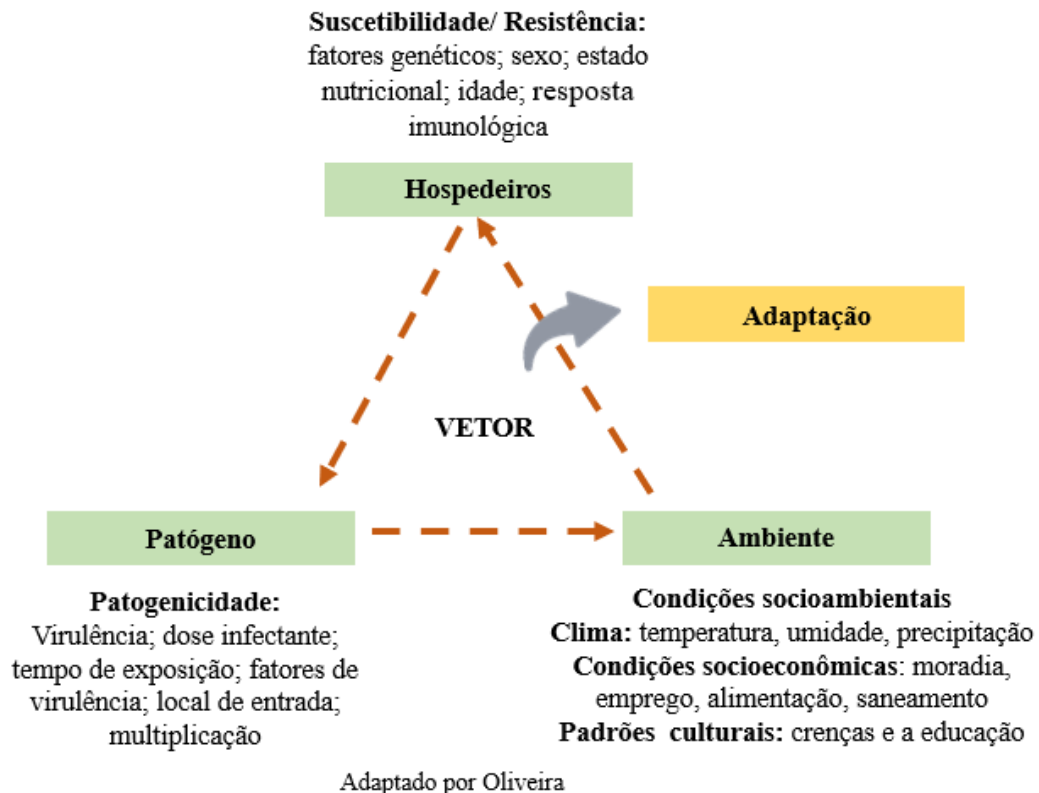
diminuição das taxas de nutrientes importantes para as atividades metabólicas e imunológicas do organismo, podendo até mesmo modificar o seu comportamento.

A composição da fauna parasitária presente nos peixes é influenciada por uma série de variáveis ambientais essenciais para sua sobrevivência (Diniz *et al.*, 2022). Estas variáveis incluem, mas não se limitam a, flutuações nas taxas de pH, qualidade da água, produção de matéria orgânica, concentrações de amônia, disponibilidade de oxigênio dissolvido e variações de temperatura (Pelegrini, 2018).

Além disso, em relação ao hospedeiro, fatores como comportamento alimentar, fisiologia, idade e sexo desempenham papéis fundamentais nas interações parasitárias (Tavares-Dias *et al.*, 2014). Para os grupos de parasitos, a disponibilidade de larvas infectantes, a presença de hospedeiros intermediários ou definitivos e as respostas imunológicas desempenham um papel crucial. A interação entre o parasito e as respostas imunes do hospedeiro, bem como a mortalidade do parasito, podem fornecer insights sobre a natureza evolutiva das relações harmônicas e desarmônicas entre os peixes e seus parasitos (Pelegrini *et al.*, 2022; Takemoto *et al.*, 2004).

Nos países tropicais e neotropicais, que têm características climáticas propícias a rápida e constante propagação dos parasitos entre vários grupos hospedeiros (Tavares-Dias *et al.*, 2001), as enfermidades de origem parasitárias desempenham um papel importante na sanidade dos peixes (Leonardo *et al.*, 2001), sendo responsáveis por comprometer o desempenho zootécnico, além de causar prejuízos aos produtores quando se trata de grandes e pequenas pisciculturas e riscos à saúde pública quando se tem ecossistemas que abastecem comunidades (Lima; Leite, 2006; Silva, 2016). Um ponto relevante se refere às doenças que atingem os peixes neotropicais, 60% dessas são causadas por atividade parasitária, sejam eles ectoparasitos, endoparasitos ou hemoparasitos. Ainda, o desenvolvimento de enfermidades nos peixes pode ser um dos primeiros resultados de desequilíbrio na tríade epidemiológica (patógeno - hospedeiro - ambiente (Martins *et al.*, 2015; Pavanelli *et al.*, 2002; Toranzo *et al.*, 2004) (Figura 2).

Figura 4. Fatores (suscetibilidade/ resistência, condições socioambientais e patogenicidade) associados a tríade epidemiológica.



Fonte: Adaptado de Munõz e Fernandes por Oliveira (2023)

3.5.1 Ectoparasitos de peixes

Os ectoparasitos são organismos que vivem externamente no corpo de um hospedeiro, alimentando-se do seu sangue, tecidos ou fluidos corporais, muitas vezes sem causar manifestações patogênicas (Dotta e Piazza, 2012). A presença desses parasitos nos organismos pode ser benéfica em alguns casos, porém, dependendo do grau de infestação, os hospedeiros podem sofrer com as atividades parasitárias. Algumas espécies possuem um padrão de distribuição diverso, variando de acordo com o local, enquanto outras são mais restritas a certas regiões geográficas (Tavares-Dias *et al.*, 2015). No caso dos peixes, um dos principais grupos de ectoparasitos encontrados são os crustáceos, incluindo os braquiúros, copépodes, isópodes e outros anfípodes, que apresentam comportamentos semelhantes em relação ao hospedeiro. Em alguns casos, esses parasitos são oportunistas ou facultativos (Eiras e Castro, 2017; Carvalho *et al.*, 2020).

Esses organismos são geralmente encontrados, principalmente em ecossistemas de águas doces e salobras, e precisam de um hospedeiro durante pelo menos uma fase do

seu ciclo de vida (Mamani *et al.*, 2004; Tavares-Dias *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2017; Neves e Tavares-Dias, 2019). Segundo Tavares-Dias (2015), as principais famílias encontradas desses ectoparasitos são Argulidae, Cymothoidae, Lernaeopodidae, Lernaeidae e Ergasilidae que geralmente estão nas brânquias, narinas, cavidade oral ou até mesmo no tegumento, nas regiões das nadadeiras peitorais e dorsais.

A presença de parasitos em peixes de ambientes naturais e em pisciculturas tem sido um tema amplamente discutido entre profissionais da área. Os danos causados por esses ectoparasitos vão além de simples infestações, incluindo lesões graves nos tecidos, alterações na reprodução, retardamento no crescimento e impactos no sistema imunológico dos peixes (Mamani *et al.*, 2004; Tavares-Dias *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2017; Neves e Tavares-Dias, 2019). Esses impactos são observados tanto em ambientes controlados, como em pisciculturas e ambientes naturais. Contudo, compreender a interação e os impactos desses parasitos nos organismos de ambientes naturais ainda representa um desafio significativo.

Devido à sua capacidade de reprodução e sobrevivência em ambientes degradados e impactados, os parasitos desempenham importante papel na avaliação ambiental dos ecossistemas (Aquino *et al.*, 2014), sendo amplamente reconhecidos como modelos indicadores de perturbações ambientais. Os ectoparasitos são, portanto, frequentemente empregados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos, pois reagem diretamente a mudanças ambientais, estressores e variações nos parâmetros fundamentais (Duarte, 2019). A presença ou ausência desses organismos, juntamente com sua diversidade, proporciona informações relevantes sobre os fatores ambientais e a saúde dos ecossistemas, com implicações particularmente significativas para as comunidades dependentes desses ambientes (Brown *et al.*, 2015).

3.5.2 Endoparasitos de peixes

Os endoparasitos são organismos que vivem no interior do corpo dos peixes estabelecendo uma relação parasitária com seus hospedeiros (Azevedo, 2019). Esses podem ser encontrados em vísceras, cavidades gastrointestinais e musculatura, podendo acarretar vários prejuízos imperceptíveis, sintomas leves, doenças mais graves ou até mesmo altas taxas de mortalidade dos peixes dependendo da carga parasitária e da suscetibilidade dos hospedeiros (Montanha, 2019). Apresentam diversidade de espécies e ciclos biológicos. Dentre eles encontram-se, trematódeos monogenéticos e digenéticos, cestódeos, nematódeos, protozoários e os acantocéfalos.

Dentre esses grupos, os helmintos causam danos ao seu hospedeiro, gerando prejuízos ao produtor ou desequilíbrio ambiental. Grande parte deles, infecta os peixes quando adultos, entretanto parte deles o faz em estágios larvais, o que pode afetar a comercialização dos peixes, pois algumas espécies de nematoides podem chegar a infectar acidentalmente seres humanos (Vanhove *et al.*, 2013).

No contexto brasileiro, atenção significativa tem sido dada aos helmintos nas bacias dos rios Amazonas, Paraná e nas regiões alagadas da Baixada Maranhense (Silva *et al.*, 2022). Essas regiões são notáveis pela intensa atividade pecuária, particularmente bovina e bubalina, que contribuem para o ciclo biológico no hospedeiro promovendo a eliminação desses parasitos através das fezes.

É importante destacar que a alimentação contribui na dinâmica das atividades parasitárias em peixes (Santos-Clapp *et al.*, 2022). Peixes predadores de topo na cadeia alimentar, por exemplo, como as traíras e as Piranhas branca e vermelha, ambas carnívoras, têm tendência a desenvolver infecções mais intensas de parasitos. Estudos anteriores, como os conduzidos por Gomes (2021), Rodrigues *et al.* 2020, Santos *et al.* (2017) e Silva *et al.* (2022), exploraram de que maneira as atividades parasitárias podem impactar os hospedeiros, incluindo alterações nos tecidos hepáticos, renais e de outros órgãos, com implicações para o funcionamento dos órgãos e a saúde dessas espécies

3.5.3 Hemoparasitos de peixes

Esses parasitos, embora mais comuns em répteis, mamíferos e aves, estão se tornando presentes em peixes (Cardoso *et al.*, 2017), frequentemente sem relações patológicas significativas com seus hospedeiros (Bilhava, 2016). No entanto, certas espécies de hemoparasitos têm potencial zoonótico, afetando tanto os peixes quanto os grupos envolvidos em seu ciclo biológico. Eles podem induzir sinais clínicos, lesões nos tecidos, anemia e outros sintomas relevantes (Bilhava *et al.*, 2023).

Além disso, alguns fatores predisponentes, como estresse, erros de manejo e a presença de outros grupos de parasitos e patógenos, podem contribuir para o aumento do potencial de patologias (Belem-Costa *et al.*, 2021), que podem comprometer os organismos além de representar um risco para a saúde pública das comunidades que consomem esse pescado. Portanto, é essencial compreender e controlar a infecção por hemoparasitos em ambientes aquáticos, visando garantir a qualidade e segurança dos ecossistemas lacustres que abastecem para consumo humano (Bilhava *et al.*, 2023; Campbell, 2004; Jacobson, 2007).

Geralmente, a transmissão desses parasitos requer a presença de “vetores” invertebrados, como artrópodes, como é o caso dos parasitos isópodes, ou anelídeos, como é o caso das sanguessugas. Esse vetor contribui no ciclo de vida desses parasitos, atuando como hospedeiros intermediários, permitindo a disseminação e infecção dos parasitos nos hospedeiros finais.

Os estudos sobre hemoparasitos enfrentam obstáculos devido à complexidade dos ciclos de vida, à demanda por técnicas laboratoriais especializadas e à falta de investimento em pesquisas nesta área específica (Rodrigues, 2019). A diversidade de espécies e os diversos modos de infecção dos hemoparasitos tornam sua investigação desafiadora (Nascimento *et al.*, 2020). Entretanto, compreender a ecologia e a epidemiologia desses parasitos é fundamental para a saúde e conservação dos peixes, bem como para a saúde pública, devido aos riscos zoonóticos associados a algumas espécies. Portanto, é crucial ampliar e aprofundar as pesquisas nessa área, superando as barreiras existentes e aprimorando as técnicas de filogenia e identificação molecular. Entre os principais gêneros de hemoparasitos encontram-se os hemosporídeos (*Plasmodium*, *Haemoproteus* e *Leucocytozoon*), tripanossomatídeos e hemogregarinas (Bilhava *et al.*, 2023; Telford, 2008).

Os hemosporídeos são um grupo de protozoários pertencentes à ordem Haemosporida (SÁ, 2011). São considerados hemoparasitos intracelulares obrigatórios, o que significa que dependem do sangue de seus hospedeiros para sobreviver e completar seu ciclo de vida. Esses parasitos possuem um ciclo de vida complexo, que pode envolver mais de um hospedeiro, incluindo um vetor que geralmente é um organismo que se alimenta de sangue, e um ou mais hospedeiros vertebrados (Picelli *et al.*, 2020).

O ciclo de vida pode começar quando um organismo infectado transfere o sangue para outro hospedeiro, geralmente por meio da picada de um vetor. Durante essa transferência, esporozoítos (estágio infectante) são injetados na corrente sanguínea do novo hospedeiro. Em alguns casos, estes esporozoítos podem migrar para os hepatócitos (células do fígado), onde se multiplicam e se desenvolvem na forma de merozoítos (Drovetski *et al.*, 2014).

Os merozoítos são liberados do fígado e entram na corrente sanguínea, onde se multiplicam e causam sintomas nos hospedeiros. Parte dos merozoítos se desenvolve em gametócitos, que são células sexuais especializadas, permitindo a continuação da transmissão do parasita quando o hospedeiro é novamente picado pelo vetor. Os

gametócitos são ingeridos pelo vetor durante a alimentação, onde ocorre a fertilização e a formação de esporozoítos, completando assim o ciclo de vida dos parasitas.

Já os tripanossomatídeos são protozoários flagelados do gênero *Trypanosoma* (Pinho *et al.*, 2021). Segundo Sousa (2018), eles são conhecidos por serem agentes etiológicos de importantes enfermidades humanas, principalmente a doença de Chagas, causada pelo *Trypanosoma cruzi* e a leishmanioses causadas por alguns distintos tipos de *Leishmania* *ross* (Pinho, 2018). Estudos mostram que a partir de uma amostra de sangue de mamíferos, encontra-se hemoparasitos e em seguida em anuros e depois em outros grupos de animais (Eli *et al.*, 2012).

Geralmente as espécies encontradas em peixes apresentam o corpo alongado com extremidades bem afiladas, possui membrana ondulante ao longo do corpo e um flagelo livre na sua extremidade anterior (Eiras, 1994; Molina *et al.*, 2016). Possuem ciclo de vida heteróxico que envolve um hospedeiro vertebrado e um invertebrado (Jesus *et al.*, 2018). Os peixes são infectados pelos parasitos durante a troca de sangue do vetor com hospedeiro, tendo sucessivas transformações morfológicas como amastigota presente ainda nos hirudíneos, esferomastigota, uma forma transitória, epimastigota e tripomastigota que é a forma final do ciclo (Molina *et al.*, 2016, Smit *et al.*, 2020).

Por fim, as Haemogregarinas são protozoários intracelulares que afetam peixes, apresentando complexo ciclo de vida envolvendo hospedeiro intermediário e definitivo (O'Donoghue, 2017). Os esporozoítos, liberados no sangue do peixe por vetores invertebrados, invadem células sanguíneas, proliferando-se em formas ameboides, causando danos aos tecidos e órgãos, resultando em sintomas clínicos como anemia e lesões. Sua morfologia compreende formas alongadas e esporozoítos com características nucleares e apicais distintas (Ungari, 2017). A infecção por *Haemogregarina* prejudica o desempenho, sobrevivência e reprodução dos peixes, exigindo estudos para compreender sua prevalência e impactos, visando à implementação de medidas adequadas de controle para preservar a saúde e o bem-estar dos peixes (Spencer *et al.*, 2018).

3.6 Epidemiologia de parasitos em peixes e a saúde pública

A presença de parasitos em animais aquáticos e terrestres, tem sido relatada em várias partes do mundo (Dias, 2013; Portz, 2013). As parasitoses que podem ser transmitidas aos seres humanos por peixes podem ser grande problema de saúde pública, principalmente nos países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento (Baneth *et al.*, 2016; Farias, Araujo, 2021; Andrade, Pinto & Oliveira, 2002), como é o caso do Brasil e do

estado do Maranhão que não possui grandes estratégias de controle sanitário nos municípios que compõem a Baixada Maranhense.

Os peixes podem abrigar parasitos que representam riscos à saúde humana, geralmente transmitidos pela ingestão de peixes crus ou mal cozidos possuindo nele o parasito infectante (Farias, Araújo, 2021; Masson; Pinto, 1998; Santos *et al.*, 2017). No entanto, é importante destacar que nem todos os peixes estão infectados por parasitos prejudiciais aos seres humanos. A investigação de patógenos com potencial zoonótico em peixes é fundamental, uma vez que uma parcela considerável de doenças infecciosas emergentes e reemergentes tem origem em ambientes silvestres (BernaL *et al.*, 2023, Lemos *et al.*, 2017). Embora a maioria dessas doenças seja causada por agentes bacterianos, tem havido um aumento nos registros de surtos provocados por diversos grupos de parasitos, como mixosporídeos, protozoários, nematoides e crustáceos. Portanto, a pesquisa nessa área é essencial para a compreensão e gestão dos riscos à saúde pública (Nascimento *et al.*, 2021; Tavechio *et al.*, 2018).

A alta concentração de peixes infectados e infestados por patógenos, potencializada pelo manejo inerente ao sistema, associado às baixas questões sanitárias do ecossistema facilitam na disseminação desses patógenos, ocasionando surtos epizooticos tendo como consequência grande mortalidade de peixes e sérios problemas ambientais (Pavanelli *et al.*, 2002; Toranzo *et al.*, 2004).

Essas parasitoses estão associadas a problemas básicos de infraestrutura, questões sanitárias e até falta de conhecimento por parte da população. Como resultado, os municípios ou regiões com concentração de população mais pobre, como observado na região da Baixada Maranhense, são negligenciados pelas autoridades governamentais e pela sociedade em geral, não recebendo o investimento necessário para lidar de forma eficaz com esses problemas. Como resultado, a população que tem contato direto com as parasitoses não possui acesso a serviços de qualidade, incluindo necessidades básicas como água potável, saneamento adequado, cuidados de saúde, tratamentos, medicamentos, infraestrutura planejada e educação de qualidade.

Tanto o setor público quanto as universidades têm um papel fundamental para intermediar a solução desse problema. É responsabilidade deles trabalhar em conjunto para alcançar objetivos fundamentais para as comunidades, que estão alinhados com as metas estabelecidas pelas Organização das Nações Unidas, como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Esses objetivos incluem erradicação da pobreza

(ODS 1), saúde e bem-estar (ODS 3), educação de qualidade (ODS 4) e acesso à água potável e saneamento básico (ODS 6) (Araújo *et al.*, 2022) para essas regiões.

Ao abordar as parasitoses que podem afetar os seres humanos, é importante destacar que essas zoonoses são difíceis de controlar devido aos vetores "reservatórios" que não apresentam sintomas devido ao equilíbrio existente. Isso torna a situação, ainda mais complexa de resolver. Esse desafio se torna maior quando essas doenças afetam a população mais pobre, causando impactos significativos e contribuindo para o subdesenvolvimento dessa população (Figura 3). Por exemplo, em regiões onde famílias se dedicam à agricultura de subsistência ou criação de animais, é provável que recebam pouco pela sua produção, o que leva a uma situação em que o dinheiro obtido é direcionado para suprir as necessidades básicas da família.

Muitas vezes, essas necessidades básicas não são atendidas adequadamente, resultando em uma alimentação deficiente e, como consequência, em deficiências nutricionais que afetam as atividades fisiológicas do corpo. Além disso, devido à alta demanda de trabalho e à falta de investimento nas questões básicas, como educação e condições de higiene precárias, essas famílias têm uma saúde debilitada (Neves, 2016).

Figura 5. Impacto das zoonoses no ciclo da pobreza: Perspectiva da Organização Mundial da Saúde Pública.



Fonte: Adaptado de Neves, 2016.

Esses fatores aumentam a probabilidade de ocorrência de doenças nas populações, uma vez que o sistema imunológico está enfraquecido. No entanto, a falta de acesso à assistência básica de saúde e a incapacidade de arcar com os custos de tratamento ou diagnóstico agravam ainda mais a situação. Isso resulta em indivíduos cansados, desnutridos e com capacidade de trabalho reduzida (Neves, 2016). Se essas pessoas interrompem seu trabalho, correm o risco de até mesmo perder a vida devido à baixa produção, perpetuando o ciclo de pobreza (miséria, fome e doença).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização das áreas de estudo

As áreas de estudo estão localizadas na Baixada Maranhense, uma na mesorregião norte do município de Conceição do Lago Açu, Maranhão (Latitude: 3° 51' 20" Sul, Longitude: 44° 52' 59" Oeste) e a outra na mesorregião norte maranhense, na microrregião do município de Viana, (Latitude: 3° 12' 26" Sul, Longitude: 44° 59' 57" Oeste). Ambas possuem lagos do tipo várzea, ou seja, possuem duas épocas distintas, chuvoso e período seco. A importância dessas regiões se baseia por servirem de subsídio para as comunidades que vivem ao redor e por estarem inseridos na APA da Baixada Maranhense, que é considerada uma Zona Úmida de Importância Internacional.

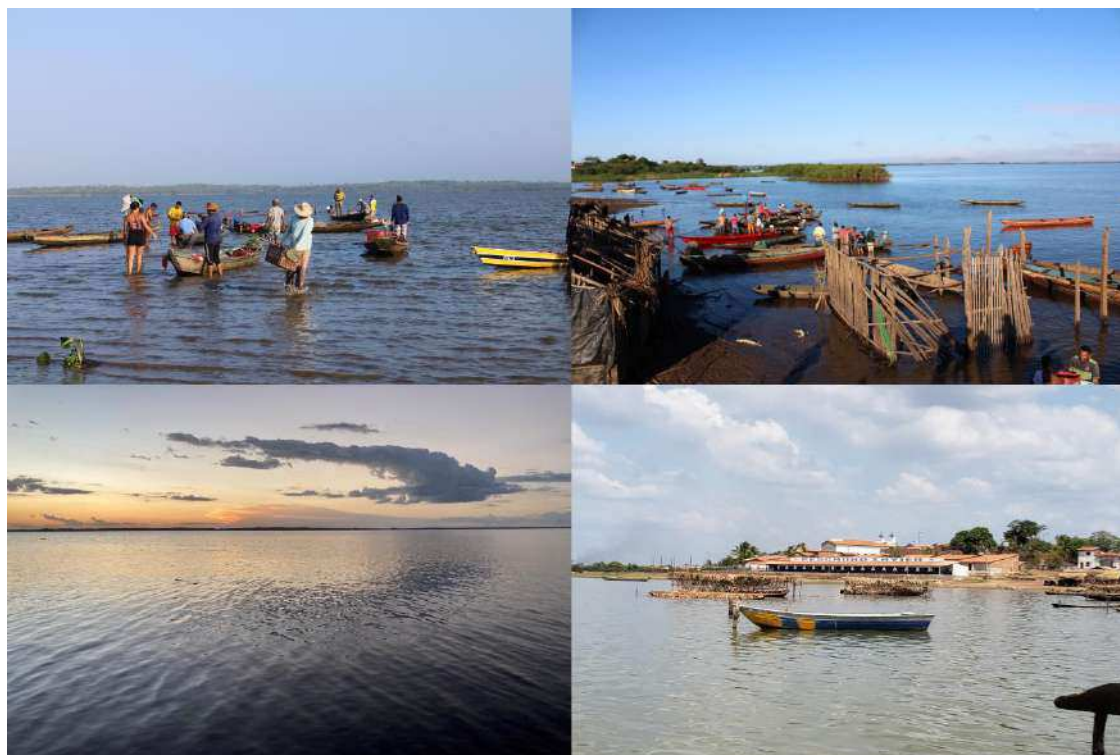
O Lago Viana é o principal lago do município de Viana, com área de 1.166,745 Km² e população de aproximadamente 52.852 habitantes (IBGE, 2021) (Figura 4). Com extensão de 99,44 Km², o lago é formado pela inundação do rio Pindaré (Cantanhêde *et al.*, 2016; Piorski *et al.*, 2005) e é classificado como um típico lago de várzea. Sua região é caracterizada por uma grande área inundável (MMA, 2011) que abriga comunidades locais, atividades agrícolas e agropecuárias, com destaque para a produção de bubalinos, bovinos e equinos de forma irregular (Serra, 2017). Esses fatores podem representar desafios significativos para a preservação desses ecossistemas. Além disso, o Lago Viana desempenha papel crucial como fonte de água para a hidrovia regional, abastecimento, lazer da população e fornecimento de alimentos (Franco, 2008).

Figura 6. Pontos de coleta no município de Viana, com destaque para o corpo hídrico estudado Lago Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil.



O Lago Açu por sua vez, é reconhecido como um dos maiores lagos de origem natural do Brasil (Cardoso *et al.*, 2019), sendo o segundo maior da América Latina, abrangendo uma área de aproximadamente 122,38 Km² durante o período chuvoso e 118 Km² no período de estiagem. Sua formação ocorre devido à variação do nível das águas do rio Grajaú (Figura 5), que faz parte da Bacia do Mearim (Ibge, 2020). O lago desempenha papel importante como centro pesqueiro no estado do Maranhão, tornando Conceição do Lago Açu o principal produtor de camarão de água doce do estado e exportador de pescado para outros municípios maranhenses e para o Pará. Além disso, o lago é fonte vital de alimentos para a população local, que conta com cerca de 16.559 habitantes (Ibge, 2021) (Imirante, 2002).

Figura 7. Pontos de coleta no município de Conceição do Lago Açu com destaque para o corpo hídrico estudado Lago Açu, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil.



Tanto a região do Lago Viana quanto a do Lago Açu possuem padrões climáticos caracterizados por duas estações distintas: o período chuvoso, que ocorre entre dezembro e julho, e o período de estiagem, que abrange os meses de agosto a novembro (INMET, 2018). Durante o período chuvoso que variam de 700 mm a mais de 2200 mm anual (Nugeo, 2017), é comum ocorrerem enchentes nas áreas próximas aos corpos d'água devido ao aumento do volume de água proveniente das chuvas. Esse fenômeno contribui para a inundação de campos e áreas adjacentes aos lagos, resultando em alterações temporárias na paisagem e no ecossistema local.

4.2 Licenças Ambientais e Comitê de ética

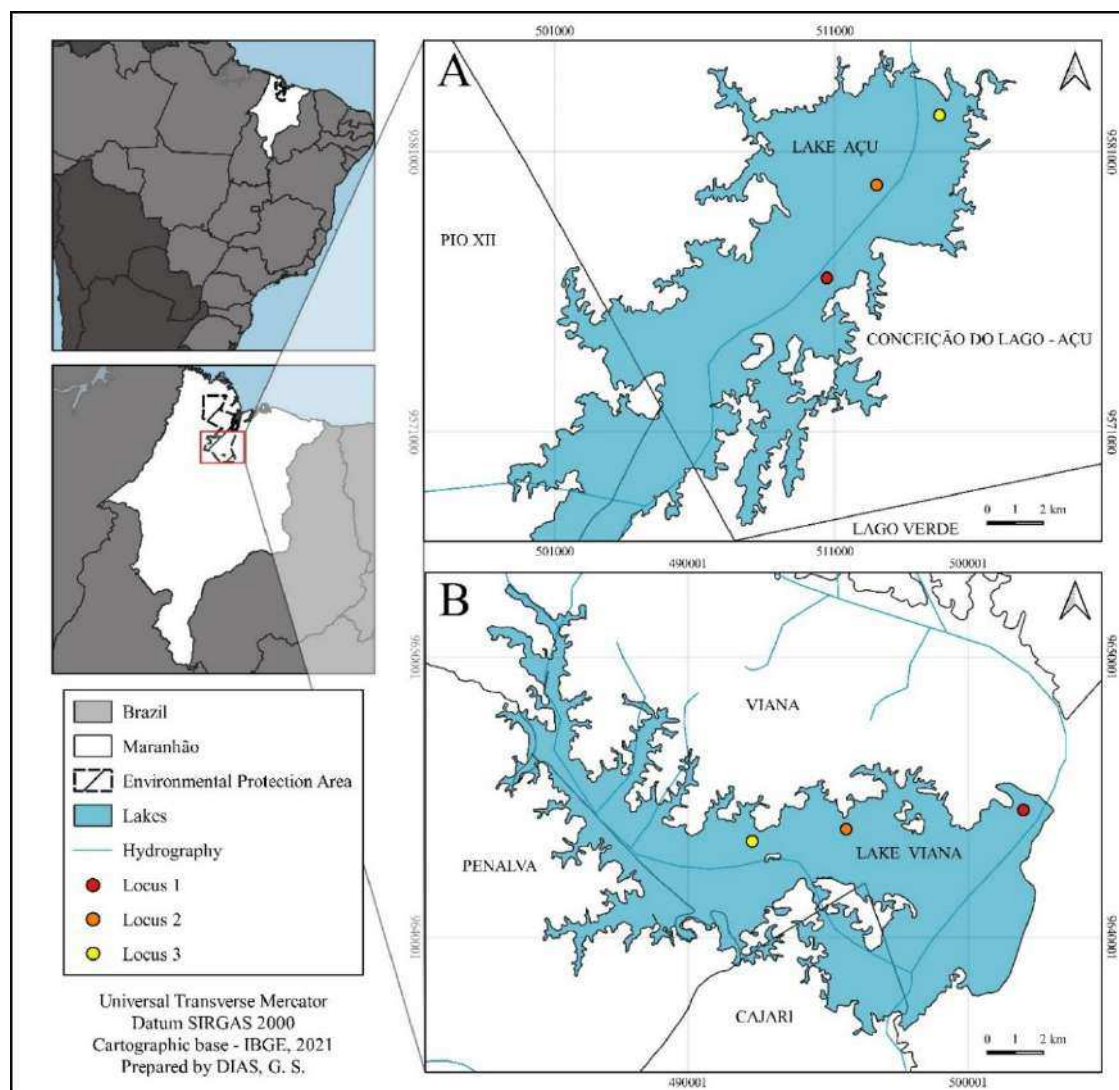
Todos os procedimentos realizados seguiram as normas éticas estabelecidas pelo Comitê de Ética e Experimentação Animal (CEEAA) do Curso de Medicina Veterinária da UEMA, conforme protocolo nº 022/2019 (Anexo 1). Além disso, foram obtidas as licenças necessárias para a realização do trabalho na Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, concedidas pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA) sob os números 301045/19 e nº A18-2022 (Anexo 2). Também foi

obtida a autorização para a realização de atividades com biodiversidade com finalidade científica pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), através do processo nº 69518-4 (Anexo 3). Todos os procedimentos foram realizados sob a supervisão em conformidade com as normas de bem-estar animal estabelecidas na Resolução CFMV nº 1000/2012 e na Lei 11.794/2008.

4.3 Coleta das amostras de água e sedimento

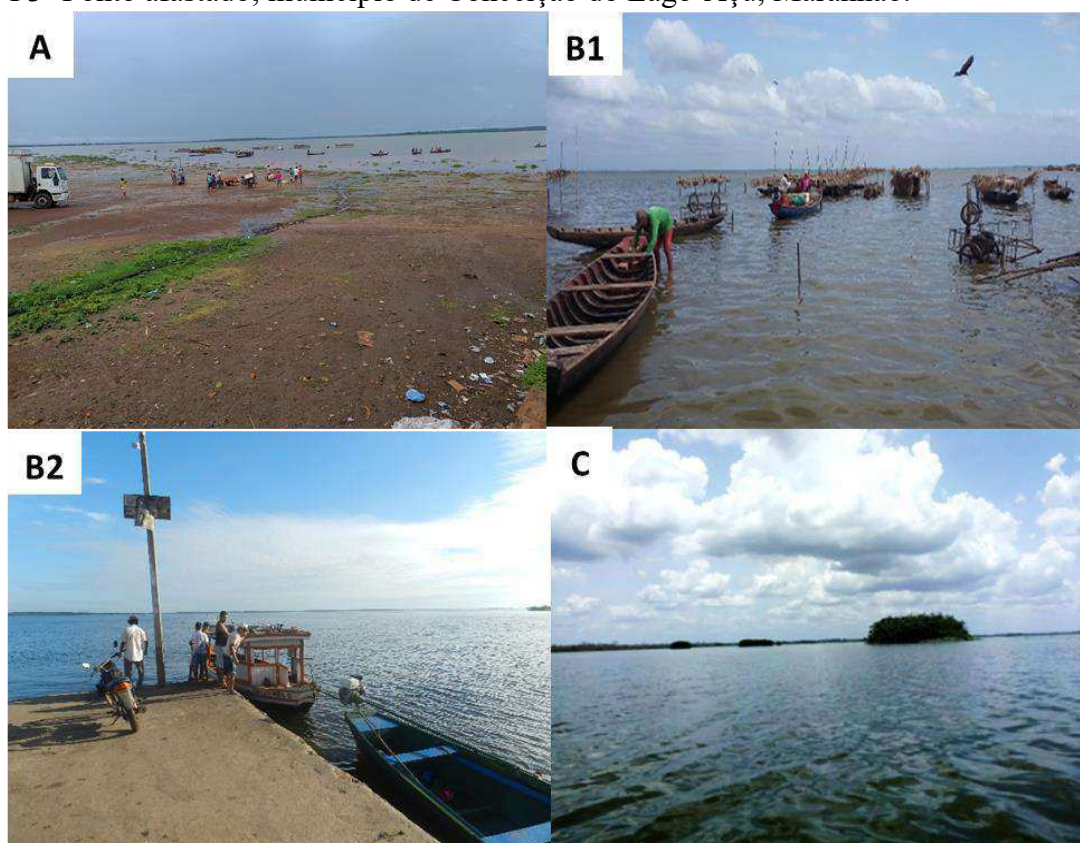
Para a realização das coletas foram estabelecidos três postos de coleta, levando em consideração a distância com centro urbano dos municípios para que pudesse ter maior precisão dos dados coletados, foram nomeados como P1-ponto 1, P2- ponto 2 e P3- ponto 3 (Figura 6). As coletas ocorreram nos meses de novembro de 2021 e maio, junho e novembro de 2022, respeitando os períodos de estiagem e chuvoso, sendo maio e junho chuvoso e novembro estiagem.

Figura 8. Pontos das coletas de água superficial, sedimento e peixes: Conceição do Lago Açu (A) Lago Viana (B), Maranhão, com destaque os três pontos de coleta: P1, P2 e P3.



Os três pontos do Lago Açu foram: P1 ($3^{\circ}50'129''S$; $44^{\circ}54'04.2''$), que está sob a influência direta da ocupação urbana, lançamento de esgoto doméstico e descarte “*in natura*” de restos de peixes oriundos da comercialização pesqueira na margem do lago (Figura 7 – A, B1 e B2); P2 ou ponto intermediário ($3^{\circ}49'14.6''S$ $44^{\circ}55'02.6''$), que se localiza ao centro do corpo hídrico e P3 ou ponto afastado ($3^{\circ}47'55.0''S$ $44^{\circ}51'53.1''$), que é mais afastado do porto e do centro urbano (Figura 7 - C).

Figura 9. Pontos de coleta no Lago Açú: **A)** P1- Cais; **B1 e B2)** P2 - Ponto intermediário; **C)** P3 -Ponto afastado; município de Conceição do Lago-Açu, Maranhão.



Para o Lago de Viana, três pontos foram selecionados seguindo o mesmo critério de inclusão: P1- ($3^{\circ}12'.219''\text{S}$; $44^{\circ}58'.276''$); P2- ($3^{\circ}12'.551''\text{S}$; $44^{\circ}58'.316''$); P3- ($3^{\circ}12'.658''\text{S}$; $44^{\circ}58'.566''$).

Coletou-se três amostras de água e sedimento nos três pontos determinados. Para isso, utilizou-se frascos esterilizados de 500 mL para a coleta das amostras de água, realizada a uma profundidade de 80 cm abaixo da superfície (Figura 8 -B), conforme descrito por Silva *et al.* (2021).

As amostras de sedimento foram coletadas com auxílio de draga escavadeira nos mesmos pontos e acondicionadas em caixas isotérmicas contendo cubos de gelo para preservação durante o transporte. Todo o material coletado foi transportado para o Laboratório de Microbiologia de Alimentos e Água onde foram realizadas as análises microbiológicas.

4.3.1 Análise dos Parâmetros físico-químicos

Foram aferidos os parâmetros abióticos da água *in situ* nos três pontos, como, condutividade elétrica $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, oxigênio dissolvido (mg/L) e

salinidade com três repetições em cada ponto a cada 5 minutos, totalizando nove repetições com auxílio do medidor multiparâmetro AK88 (Figura 8- A).

Figura 10. Medição de parâmetros de qualidade de água (A), coleta da água superficial do lago de Viana para análise de metais e microbiológicas (B).

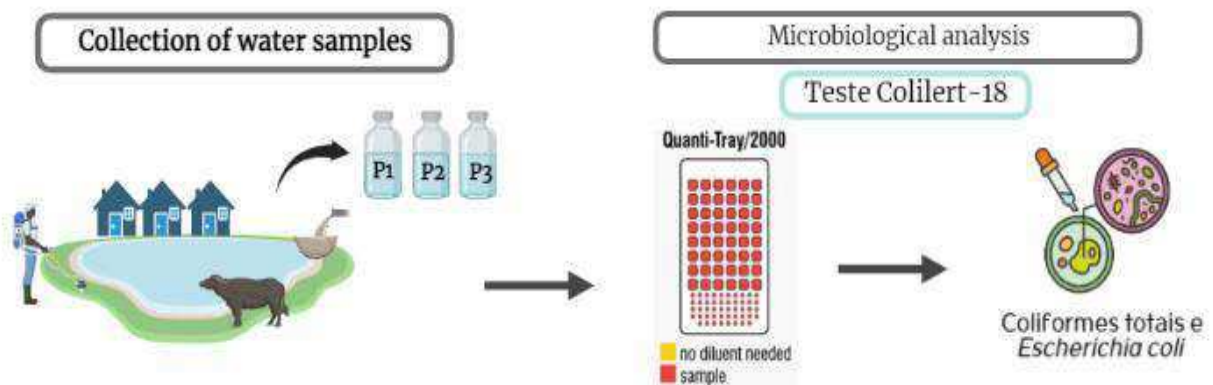


Fonte: Santos e Oliveira (2022)

4.3.2 Análise microbiológica da água

Para a análise microbiológica das amostras foi utilizada a técnica do substrato cromogênico enzimático para a determinação do número mais provável (NMP) de coliformes totais e *Escherichia coli* por meio do teste de Colilert-18, segundo Apha (2005) e Silva *et al.*, (2021). A análise e interpretação dos dados aferidos seguiram as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005) e N° 430/2011 (Brasil, 2011).

Figura 11. Esquema metodológico de coleta de amostras da água dos lagos e a análise microbiológica pelo método Colilert-18 INDEX.



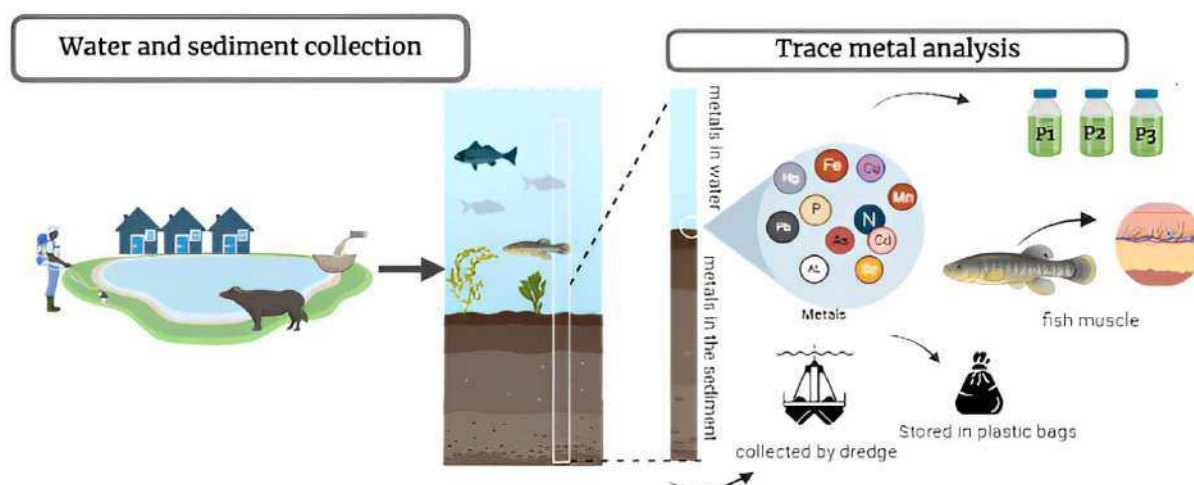
Fonte: Oliveira, 2023.

As leituras foram realizadas com auxílio de uma lâmpada ultravioleta (115 volts, 6hz, 20 AMPS) para detecção de *E. Coli*. O teste positivo para coliformes totais caso a cúpula manteve a coloração amarela e, para *E. coli*, quando exposto a luz ultravioleta (Virgine *et al.*, 2017) e os testes negativos com ausência de coloração. Os resultados foram expressos de acordo com a tabela NMP (Número Mais Provável em 100 mL de água), onde uma cúpula positiva equivale a uma bactéria em 100 mL de água (Silva *et al.*, 2021).

4.3.3 Análise de metais da água, sedimento e filé de peixe

Amostras de água superficial, sedimento de fundo e músculo dos peixes das três espécies do estudo, foram enviadas para a empresa LIMNOS – Análises ambientais, para determinação das concentrações dos elementos Chumbo, ferro, manganês, selênio total, cobre, mercúrio, alumínio, arsênio, cádmio e aferir níveis dos nutrientes fósforo e nitrogênio amoniacal que foram conservadas em temperatura -20°C, analisados por meio de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES) (Oliveira *et al.*, 2018) (Figura 10) modelo IRIS/AP (Apha, 1998 ; Martins *et al.*, 2018). Os resultados foram comparados com as legislações atuais do CONAMA Nº 420/2009, CONAMANº454/2012 e CONAMANº357/2005 para água e sedimento de fundo e Agência Nacional de Vigilância Sanitária -ANVISA Nº 685 e decreto Nº 55.871 (Brasil, 1965). As análises e amostragem são certificadas na ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017.

Figura 12. Esquema metodológico de coleta de amostras da água, sedimento e músculo de peixe dos lagos estudados.



Fonte: Oliveira, 2023

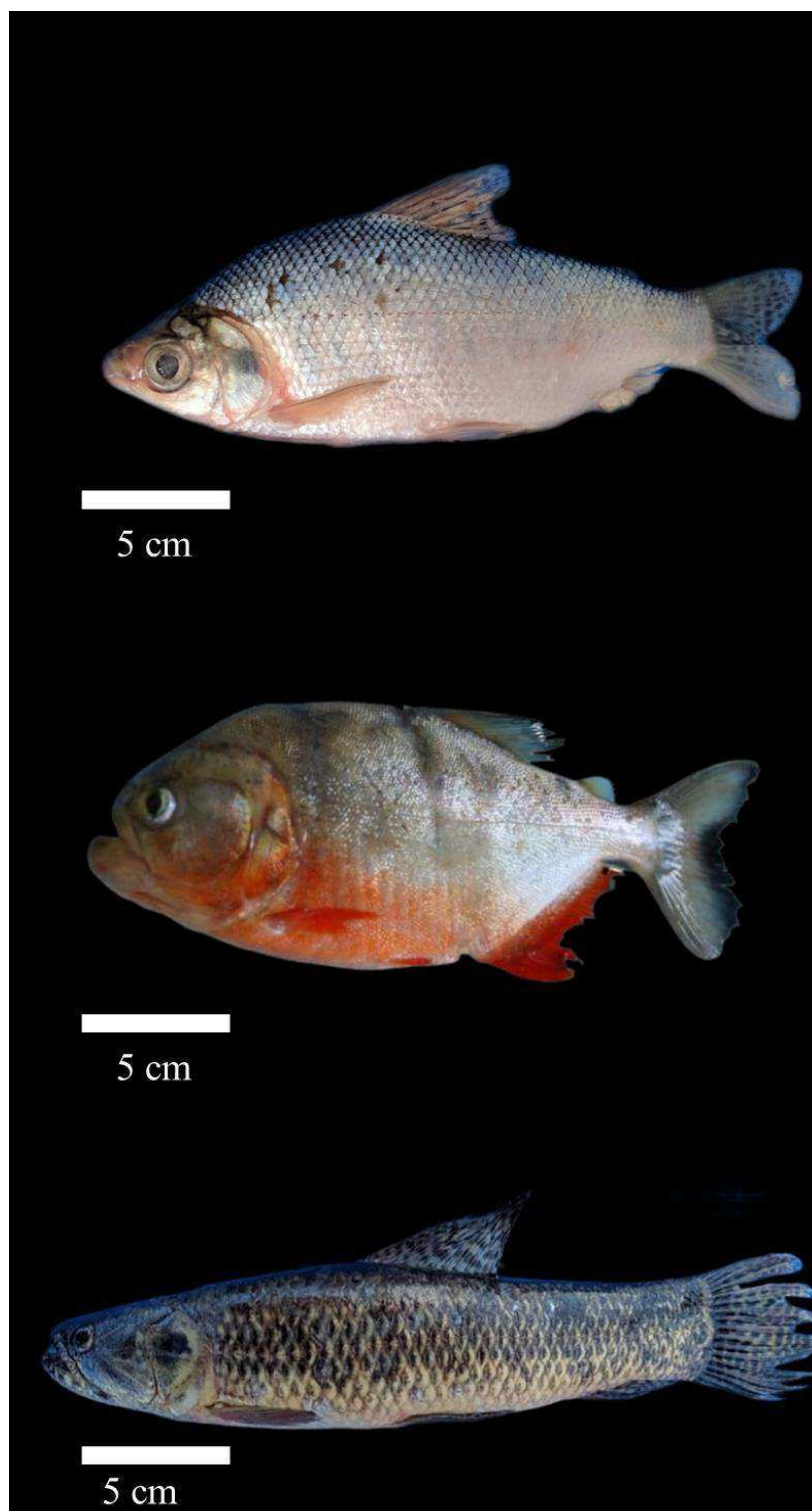
4.4 Coleta do material biológico

Foram coletados 240 indivíduos nos lagos de Viana e Lago Açu, sendo 20 exemplares de *Prochilodus lacustris*, 20 de *Pygocentrus nattereri* e 20 de *Hoplias malabaricus* para cada coleta realizada do total de quatro. Dessa forma, foram obtidas 120 amostras de peixes para o período de estiagem e 120 amostras correspondentes ao período chuvoso. Os peixes foram capturados utilizando redes de pesca ou malhadeiras com malhas variando entre 5 e 10 cm, conforme descrito por Ferreira (2016) e Costa (2006).

Dessa forma, selecionou-se as espécies nativas *P. lacustris* (Curimatá), *P. nattereri* (piranha vermelha) e *H. malabaricus* (traíra) (Figura 11) devido à sua abundância, ampla distribuição, constância durante o ano e importância nos municípios investigados, bem como à taxa de desembarque significativa (Ferreira, 2016) nos Lagos Açu e Viana. Além disso, de apresentarem relevância na pesca brasileira, tanto para subsistência quanto para fins comerciais, por serem excelentes ferramentas para estudos parasitológicos e ecotoxicológicos (Barros *et al.*, 2007; Pessoa *et al.*, 2013). A escolha desses organismos para realização dos estudos, permite uma melhor compreensão dos efeitos das substâncias genotóxicas e xenobióticas nos corpos hídricos.

Estudos anteriores realizados por Cardoso *et al.* (2018), Pereira (2020) e Soares *et al.*, (2021), Lima *et al.*, (2022) e Lima *et al.*, (2023) já demonstraram na região da Baixada Maranhense a utilização delas para análises ecotoxicológicas. Prejuízos a esses organismos podem resultar na desestruturação da composição da fauna aquática regional e neotropical, causando problemas ecológicos significativos (Ribeiro *et al.*, 1990; Taylor *et al.*, 2006). Portanto, a escolha dessas espécies para o estudo é de extrema importância para compreender e mitigar possíveis impactos ambientais nos lagos em questão.

Figura 13. Espécimes utilizadas no estudo *Prochilodus lacustris* (A), *Pygocentrus nattereri* (B) e *Hoplias malabaricus* (C) capturados nos Lagos Viana e Lago Açu, Baixada Maranhense, Maranhão. Escala 5 cm.



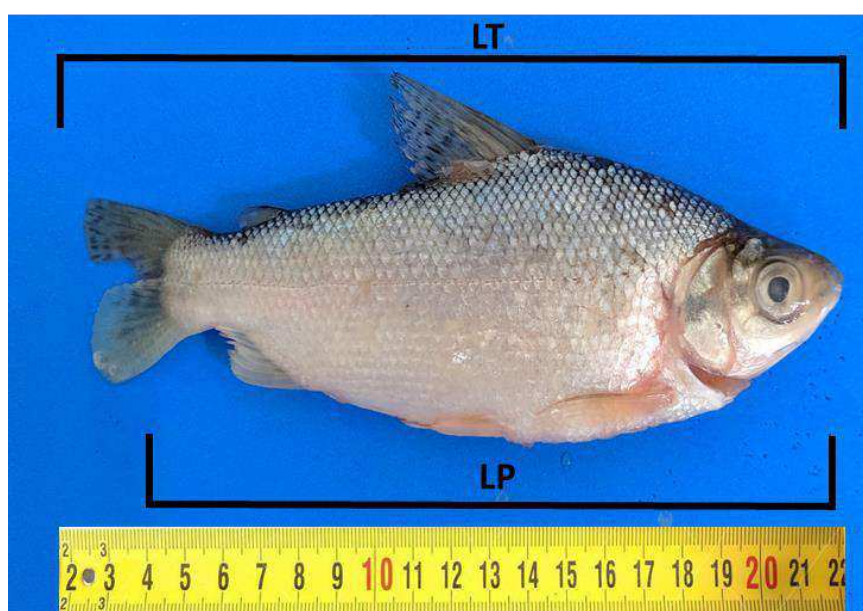
Fonte: Oliveira, 2023

4.1.1 Insensibilização e eutanásia dos peixes

Após a captura, os peixes foram submetidos à sedação utilizando 75 mg L⁻¹ de Eugenol (óleo de cravo), que corresponde ao estágio II de sedação profunda, conforme descrito por Jerônimo *et al.*, (2016). Em seguida, os peixes foram eutanasiados com secção medular para a realização de outros procedimentos de biometria.

Os dados biométricos, incluindo o comprimento total (Lt) e o comprimento padrão (Lp), foram obtidos utilizando uma fita métrica, e o peso total (Wt) foi registrado com o auxílio de uma balança digital. Essas medidas foram realizadas em cada espécime capturado nas áreas de estudo, como ilustrado na Figura 12.

Figura 14. Demonstração da análise biométrica (comprimento total e padrão) em *Prochilodus lacustris* capturada nos lagos da Baixada Maranhense, Maranhão.



Fonte: Oliveira, 2023

4.5 Confeção dos esfregaços sanguíneos

Após a coleta dos espécimes, procedeu-se à retirada do sangue dos peixes ainda no campo, utilizando a técnica de punção caudal (Figura 13) (Pretto *et al.*, 2014; Ranzani-Paiva *et al.*, 2013).

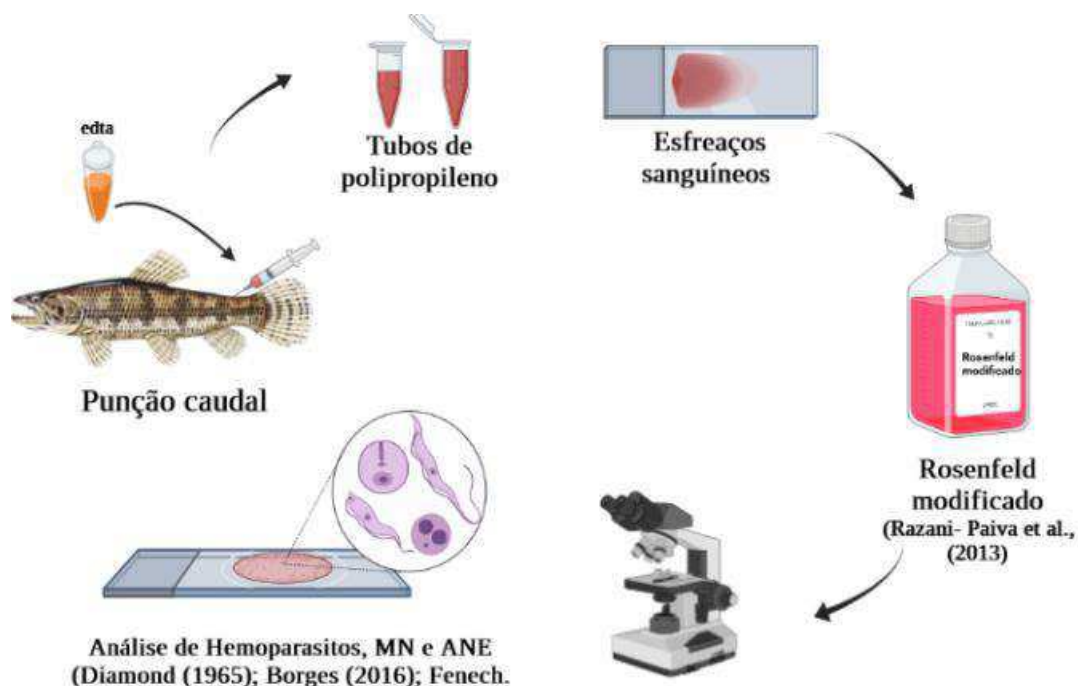
Figura 15. Procedimento de punção caudal para retirada do sangue dos espécimes.



Fonte: Oliveira, 2023

Para a execução da técnica de punção caudal, utilizou-se uma seringa de 3,0 mL com agulha de 25 x 0,7 mm. Previamente a punção, umedeceu-se a agulha com ácido etilenodiamino tetra-acético (EDTA) a 10% para evitar a coagulação do sangue. Em seguida, retirou-se alíquotas de 3 mL de sangue, as quais foram armazenadas em tubos de polietileno (eppendorf) de 1,5 mL. Essas amostras de sangue foram utilizadas para os procedimentos de identificação molecular dos hemoparasitos (Figura 14).

Figura 16. Esquema metodológico de punção caudal para retirada do sangue dos espécimes com seringa, armazenamento das alíquotas e confecção dos esfregaços sanguíneos.



Fonte: Oliveira, 2023

Além disso, confeccionou-se duas lâminas de extensão sanguínea a partir das amostras de sangue.

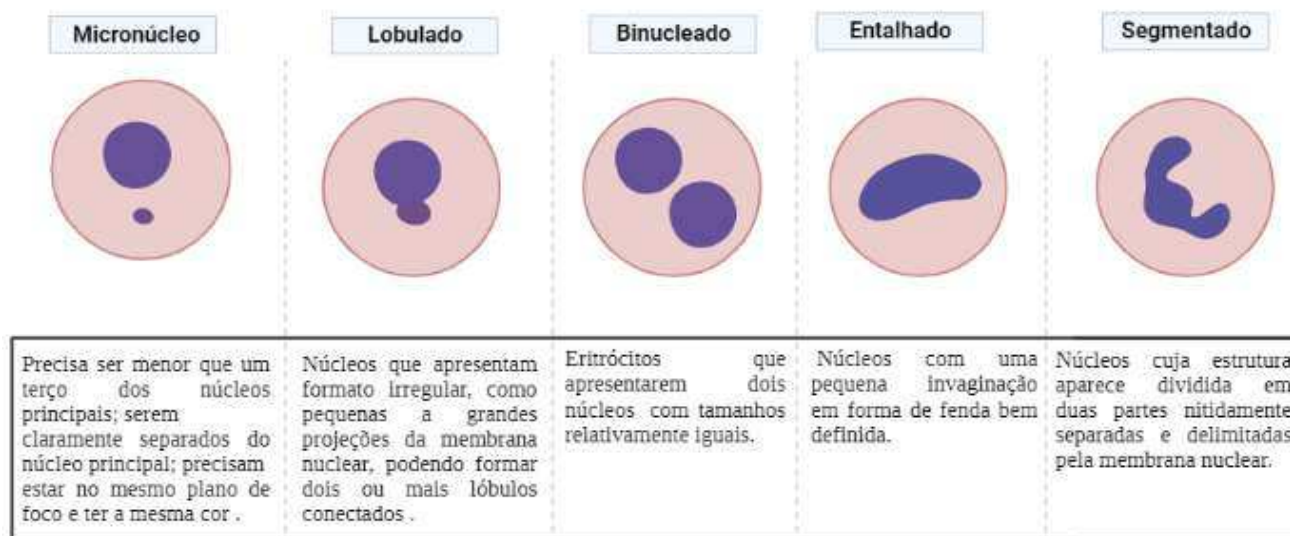
Posteriormente, foram coradas pelo método Rosenfeld modificado Tavares-Dias e Moraes (2013) por quatro minutos em mistura de corantes, incluindo eosina, azul de metileno May-Grünwald, Giemsa e Wright, diluídos em metanol absoluto. Em seguida, as lâminas foram colocadas em água destilada durante seis minutos para a lavagem dos resíduos de corante.

4.6 Análise das Alterações Nucleares Eritrocíticas (ANE) e Micronúcleos (MN)

Analizou-se 4.000 eritrócitos por lâmina confeccionada (duas lâminas por peixe) metodologia proposta por Campana *et al.* (1999) e Grisolia (2002) com adaptações. Para a contagem dos micronúcleos (MN) (Fenech, 2007; Fenech *et al.*, 2003) e detecção de anormalidades nucleares eritrocitárias (ANE) (Carrasco *et al.*, 1990) (Pacheco; Santos, 1997), com observação feita por toda a extensão das lâminas.

Os diferentes tipos de ANE foram classificados nas seguintes categorias, de acordo com a adaptação de Carrasco *et al.*, (1990), Pacheco e Santos (1997) (Figura 15):

Figura 17. Esquema de classificação das Alterações Nucleares Eritrocíticas (Carrasco *et al.*, 1990) e Micronúcleo (Fenech, 2003).



Fonte: Oliveira, 2023

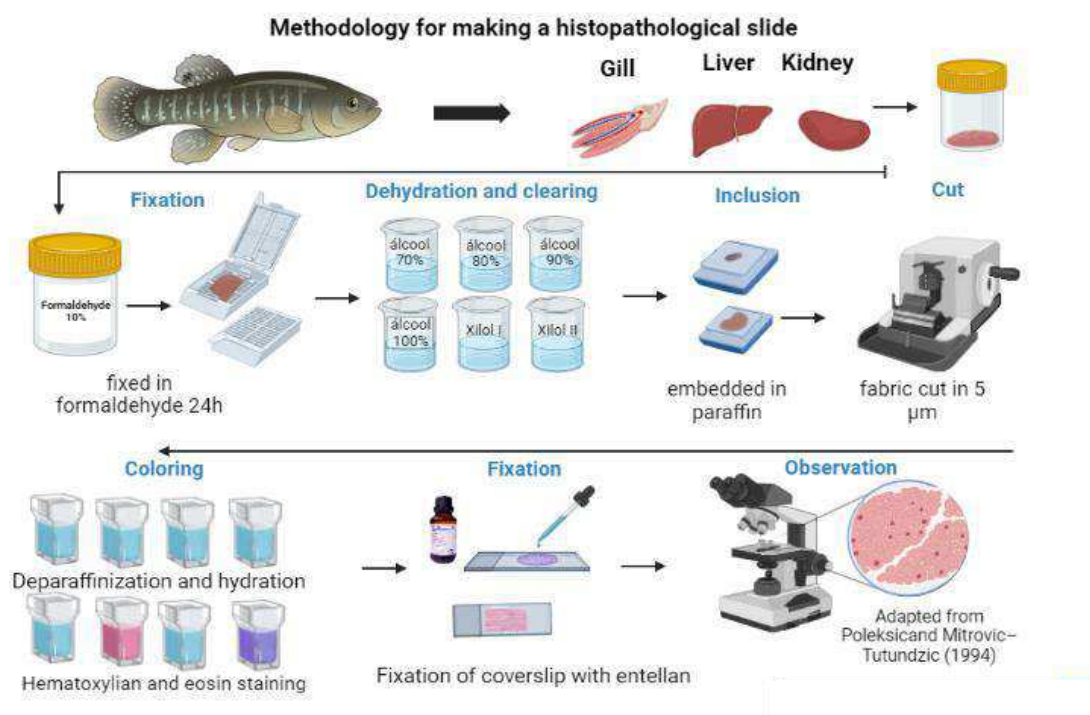
4.7 Retirada dos órgãos para análise histológica

Após a conclusão dos procedimentos e a eutanásia dos espécimes capturados, removeu-se os arcos branquiais, fígado e rim, que foram fixados *in situ* em solução de formol a 10% por 24 horas, a fim de interromper o processo de autólise das células e tecidos (Caputo *et al.*, 2010; Neves *et al.*, 2020). Em seguida, as amostras biológicas dos órgãos foram clivadas, cortadas em dimensões de aproximadamente 3 a 5 mm de

espessura, para facilitar a penetração do fixador e a difusão dos reagentes utilizados nas etapas subsequentes do processamento histológico (Caputo *et al.*, 2010).

Em seguida, após clivados e colocados em cassetes, submeteu-se os arcos branquiais a um processo de descalcificação em ácido nítrico a 10% por 6 horas. Enquanto isso, os fígados, após serem retirados da solução de formol a 10%, tratou-os com solução de álcool 70%. Em seguida, seguiram-se as etapas subsequentes: desidratação em banhos de álcool (70%, 80%, 90% e 100%), diafanização em xilol, impregnação e inclusão em parafina, para ambos os órgãos. E por fim, cortou-se os blocos em micrótomo, produzindo seções com espessura de 5µm, que foram posteriormente coradas com Hematoxilina e Eosina de Harry (HH&E) (Labmed, 2017). Para a leitura das lâminas e a descrição das lesões dos órgãos, utilizou-se um microscópio de luz e as registrou por meio de um fotomicroscópio de luz (Figura 16).

Figura 18. Esquema metodológico de confecção de lâminas histopatológicas de órgãos alvo (brânquias e fígado) de peixes.



Fonte: Oliveira, 2023

4.7.1 Análise do índice de Alterações Histopatológicas (IAH)

Após o processamento dos órgãos realizou-se a leitura das lâminas em microscópio binocular de luz Zeiss, utilizando-se as objetivas 4x, 10x, 40x. As alterações estruturais histológicas encontradas nas brânquias, fígado e rim dos peixes foram

avaliadas e classificadas de forma semiquantitativa utilizando o Índice de Alteração Histológica (IAH), adaptado do método proposto por Poleksic e Mitrovic-Tutundzic (1994). Esse índice permite avaliar a severidade de cada lesão e classificar as alterações em diferentes estágios.

No caso das brânquias (Tabela 1) e fígado (Tabela 2), as alterações foram classificadas em fases progressivas de danos nos tecidos, representadas pelos estágios I, II e III. Essa classificação baseia-se na gravidade das lesões observadas, permitindo uma análise mais detalhada dos danos histológicos.

Através do Índice de Alteração Histológica, é possível quantificar e comparar as alterações histológicas entre diferentes amostras e grupos de peixes, fornecendo informações importantes sobre os efeitos de agentes tóxicos, patógenos ou outros fatores nas estruturas dos órgãos estudados. Essa abordagem semiquantitativa contribui para uma melhor compreensão dos impactos causados pelas doenças ou condições ambientais nos peixes.

Os estágios descritos pelos autores são caracterizados por diferentes características:

- **Estágio I:** São observadas alterações leves nos tecidos, as quais permitem a recuperação da estrutura e função caso haja uma melhoria nas condições ambientais. Essas alterações não comprometem o funcionamento normal dos órgãos. No entanto, em exposições prolongadas, é provável que as alterações progridam para o próximo estágio.

- **Estágio II:** Neste estágio, as alterações se tornam mais severas e comprometem a função dos tecidos, o que resulta em alterações mais pronunciadas. Isso leva a uma deterioração significativa das funções dos órgãos afetados.

- **Estágio III:** Esse estágio é caracterizado por alterações que não permitem a restauração completa da estrutura normal dos tecidos, mesmo com a melhoria da qualidade da água ou o término da exposição aos agentes tóxicos. Essas alterações são consideradas irreversíveis. O comprometimento dos tecidos nesse estágio pode levar a modificação das funções vitais e até mesmo à morte.

Tabela 1. Classificação das alterações histológicas branquiais por adaptado de Poleksic e Mitrovic– Tutundzic (1994).

Alterações histológicas em brânquias	Estágio
Congestão dos vasos sanguíneos Levantamento do epitélio Desorganização das lamelas Hiperplasia do epitélio lamelar Fusão incompleta de várias lamelas Fusão completa de lamelas Dilatação do seio sanguíneo Hipertrofia do epitélio Parasito	I
Hemorragia e ruptura do epitélio lamelar Hiperplasia e hipertrofia das células de muco Hiperplasia e hipertrofia das células de cloro Fusão completa de todas as lamelas Espessamento descontrolado do tecido proliferativo Rompimento de células pilares	II
Aneurisma lamelar Telangiectasia lamelar Necrose e degeneração celular	III

Tabela 2. Classificação das Alterações histológicas hepáticas por adaptado de Poleksic e Mitrovic– Tutundzic (1994).

Alterações histológicas em fígados	Estágio
Núcleo na periferia da célula Deformação do contorno celular Hipertrofia celular Hipertrofia nuclear Atrofia celular Atrofia nuclear Centro de Melanomacrófagos Vacuolização	I
Vacuolização nuclear Degeneração citoplasmática Hiperemia Rompimento celular Estagnação biliar Degeneração nuclear Esteatose	II
Necrose	III

Para cada peixe, calculou-se o valor do Índice de Alteração Histológica (IAH) utilizando a fórmula: $IAH = 1 \times \sum I + 10 \times \sum II + 100 \times \sum III$, no qual I, II e III representam o número de alterações nos estágios I, II e III nas brânquias e fígado dos peixes, respectivamente (Poleksic e Mitrovic-Tutundzic, 1994). E os classificou de acordo os valores encontrados (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação da severidade das lesões por categoria de Índice de Alteração Histológica (IAH), segundo Poleksic e Mitrovic-Tutundžic (1994).

Valores do IAH	Categoria (Efeitos)
0-10	Funcionamento normal dos tecidos
11-20	Danificações leves para moderadas dos tecidos
21-50	Modificações moderadas para severas dos tecidos
51-100	Modificações severas dos tecidos
>100	Danificações irreparáveis dos tecidos

4.8 Análise e morfometria de hemoparasitos

Além da observação dos micronúcleos (MNI) e das anormalidades nucleares eritrocitárias (ANE), também se realizou a caracterização e quantificação dos hemoparasitos encontrados nas lâminas de esfregaço sanguíneo. A caracterização morfológica dos tripanossomatídeos, em particular do gênero *Trypanosoma*, foi baseada na classificação descrita por Diamond (1965), Molina *et al.*, (2016), Telford Jr, (2016) e Pinho (2018) como mostra na tabela 4.

Tabela 4. Características morfológicas de hemoparasitos descritos por Diamond (1965) e Molina *et al.*, (2016).

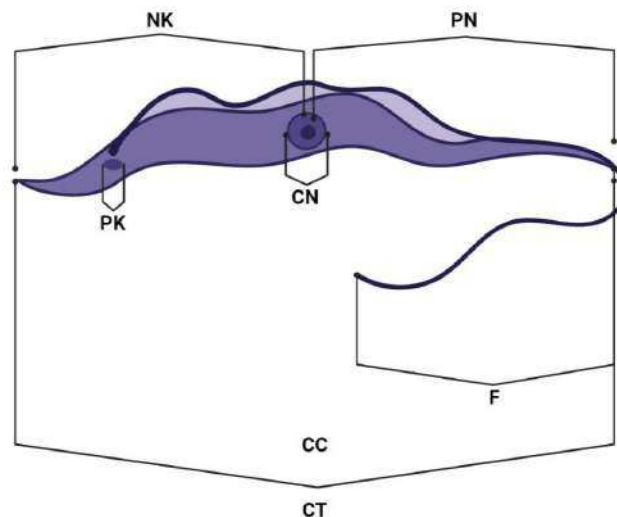
MORFOTIPO	DESCRIÇÃO
Morfotipo 1	Corpo achatado e em forma de folha;
Morfotipo 2	Corpo, em visão frontal, achatado, mas não em forma de folha; lateralmente apresenta região anterior larga, a partir do cinetoplasto, que vai se estreitando posteriormente;
Morfotipo 3	Corpo robusto; frontalmente comprimido e ovoide; lateralmente robusto, elíptico, cerca de duas vezes mais comprido do que largo;
Morfotipo 4	Corpo alongado, extremidades estreitas 4.1: Cinetoplasto mais próximo do núcleo do que da extremidade posterior; 4.2: Cinetoplasto mais próximo da extremidade posterior do que do núcleo;
Morfotipo 5	Corpo esférico. Os demais hemoparasitos encontrados com menor ocorrência foram caracterizados com ajuda de especialistas e Telford Jr (2016).

E posterior a classificação por morfotipo realizou-se as medições com auxílio de fotomicroscópio com a utilização do programa Leica Application Suite (LAS EZ) versão 3.3.0 (Copyright© 2016).

Primeiro selecionou-se os melhores exemplares, que possuíam estruturas nítidas, e que fossem possíveis de realizar a mediação. Essas medidas foram realizadas pelos

seguintes parâmetros: comprimento total do corpo (CC), comprimento padrão (sem flagelo), comprimento do flagelo livre (F), distância da parte posterior até o núcleo (PN), distância da parte anterior até o núcleo (AN), largura do núcleo (LN), comprimento do núcleo (CN), comprimento do cinetoplasto (CK), distância do cinetoplasto à extremidade posterior (PK) como mostra na figura 17.

Figura 19. Esquema de medição dos hemoparasitos do gênero *Trypanosoma*.



Fonte: Oliveira, 2023

Para outros protozoários encontrados como no caso dos *Haemogregarinas* realizou-se apenas a identificação morfológica, registro em forma de desenhos para relatar o comportamento e as fases dos mesmos (Alhali *et al.*, 2023). E para ter maior precisão na identificação das espécies encontradas realizou-se procedimentos moleculares.

4.9 Extração do DNA metagenômico e PCR dos hemoparasitos

As amostras de sangue armazenadas em tubos previamente umedecidos com EDTA 10%, foram conservados em temperatura -20°C e posteriormente submetidas à extração de DNA para identificação molecular dos hemoparasitos com a utilização do kit GeneJET Genomic DNA Purification Thermo Scientific™ (Figura 18- 1), conforme instruções do fabricante.

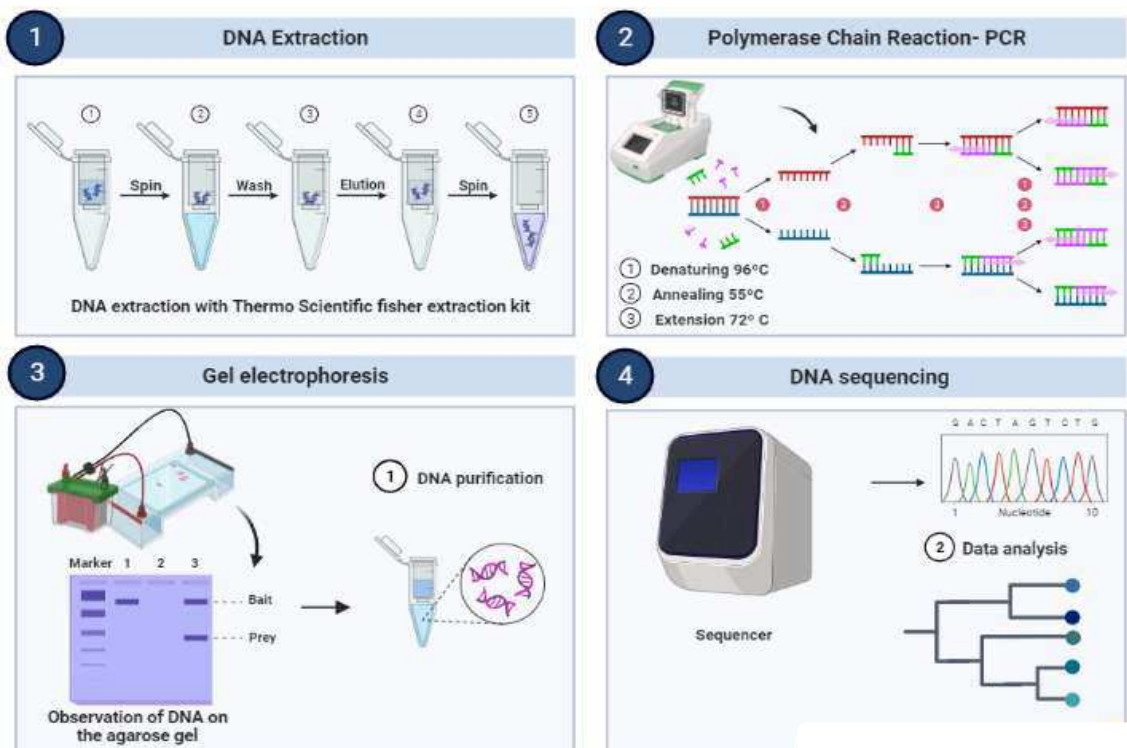
A concentração e qualidade do DNA extraído foram determinadas em espectrofotômetro e ajustadas com água ultrapura para aproximadamente 500 ng/μL. A

PCR (Figura 20- 2) foi realizada usando os seguintes primers específicos para o gene 18S rDNA de tripanossomas:

B (5' CGAACAACCTGCCCTATCAGC 3') e **I** (5' GACTACAATGGTCTCTAATC 3') gerando um fragmento de aproximadamente 900 bp (Hamilton, 2012; Jesus *et al.*, 2018). E também 18S rRNA específico de tripanossoma, **D** (5'ACCGTTTCGGCTTTTGTG-30) e **I** (5'GACTACAATGGTCTCTAATC 3'), conhecido por amplificar uma região de alto sinal filogenético de Davies *et al.*, (2005) e Smith *et al.*, (2020).

As reações de PCR foram realizadas utilizando o volume final de 25 µL, composto por 2,5 U de Platinum®Taq DNA Polymerase (Invitrogen), 1X de Buffer, 0,5 mM de MgCl₂, 1,25 mM de dNTPs, 200ng de cada primer, 10 a 50 ng/µl de DNA. Os iniciadores que serão utilizados na amplificação por PCR, 18S D e 18S I para 330 pb e 18S B e 18S I para 900 bp as condições de PCR foram as seguintes: desnaturação inicial a 95 °C por 5 min, seguido por 35 ciclos de 95 °C por 1 min, 50-52 °C por 1 min e 72 °C por 2 min, um tempo de extensão final de 10 min a 72 °C).

Figura 20. Esquema da análise molecular do DNA: Extração do DNA, Reação em cadeia Polimerase; visualização do DNA em gel de Agarose e Sequenciamento da amostra de DNA.



Fonte: Oliveira, 2023

4.10 Coleta de Ectoparasitos e Endoparasitos

Os peixes passaram por inspeção macroscópica de sua superfície corpórea para observação de ectoparasitos. Os ectoparasitos crustáceos foram retirados da superfície externa do corpo, brânquias e nadadeiras dos peixes e fixados em álcool a 70% (Neves *et al.*, 2017; Jerônimo *et al.*, 2012; Tavares-Dias *et al.*, 2015). Posteriormente, foram clarificados com ácido láctico e identificados de acordo com Mousavi *et al.* (2011) e Soes *et al.* (2010).

Com o auxílio de lupa estereoscópio, observou-se o sexo do parasito e mediu-se comprimento e largura dos ectoparasitos para calcular o valor do fator relativo de condição (Kn). O fator relativo de condição é calculado a partir da relação comprimento-peso dos peixes, fornecendo informações sobre sua relação corporal e seu estado fisiológico com o ambiente no qual viviam (Satake *et al.*, 2009). Realizou-se a identificação dos parasitos utilizando chave dicotômica de Lemos de Castro (1959), Thatcher (1995, 1997, 2006, 2009) e Thatcher *et al.* (2009).

Após a dissecação dos músculos, das vísceras e gordura dos organismos, coletou-se os nematoides, que foram colocados em solução salina a 0,65% e agitados para remover impurezas e restos de musculatura dos peixes, e por fim conservados em álcool 70 (Mattiucci *et al.*, 2020).

Para a identificação dos endoparasitos, eles foram submetidos ao processo de desidratação em séries de álcool, incluindo concentrações de 70%, 80% e 90%, por aproximadamente três horas (Oliveira *et al.*, 2020). Em seguida, desidratados em álcool absoluto durante uma noite. Os nematoides foram clarificados em creosoto e montados em preparação histológica semipermanente utilizando entellan, para a observação das estruturas internas e a identificação, de acordo com os protocolos descritos por Moravec (2001), Pardo *et al.*, (2008) e Colorado *et al.*, (2015).

4.11 Índices parasitológicos

Para determinar a prevalência dos parasitos encontrados foram quantificados de acordo com Jerônimo *et al.*, (2016) e calculados os índices parasitológicos de prevalência e intensidade média conforme recomendado por Bush *et al.*, (1997):

$$\text{Taxa de prevalência} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de peixes infectados}}{\text{N}^\circ \text{ de peixes analisados}} \times 100$$

$$\text{Intensidade média} = \frac{\text{Quantidade de um parasito}}{\text{Nº de peixes infectados por aquele parasito}}$$

4.12 Análise estatística

Os parâmetros foram submetidos aos testes de normalidade Shapiro-Wilk e Kolmogorov- Smirnov e homogeneidade Levene. Para os resultados que atenderam aos pressupostos de normalidade, foram aplicadas ANOVA fatorial para amostras independentes. Nos casos em que os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Valores de $p \leq 0,05$ foram considerados significativos. A análise baseou-se na comparação entre as áreas estudadas, as épocas sazonais e as diferentes espécies de peixes.

Para a análise das variáveis morfométricas dos hemoparasitos do gênero *Trypanosoma* (CT, CC, CN, CK, F, BW, NW, KW, PK, NK), foi realizada uma transformação logarítmica para garantir a normalidade dos dados. Para verificar a normalidade dos pressupostos, utilizou-se o teste de Anderson-Darling. A homogeneidade dos pressupostos foi verificada pelos testes de Bartlett (para dados com distribuição normal) e Levene (para dados não normais). Para conduzir as análises, utilizou-se o teste Anova Welch (Welch, 1951). Posteriormente, foram aplicadas a Análise de Componentes Principais (PCA) e a análise de cluster para análise multivariada, conforme Johnson e Wichern (2007).

Além disso, foram calculados os índices parasitários de prevalência, intensidade média de parasitas e abundância média de parasitas, de acordo com Bush *et al.*, (1997), para análise dos dados parasitológicos. Todos os testes foram realizados com um nível de significância de 5% utilizando o software Statistica® 10.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados desta dissertação são apresentados em quatro capítulos. Os três primeiros capítulos correspondem a um artigo que foi ou será submetido a um periódico da área de Biodiversidade e último é uma revista fotográfica.

O primeiro artigo aborda o uso de metodologias de biomarcadores histológicos e genotóxicos em três espécies de peixes dos Lagos Açu e Viana, expostos a contaminação de elementos traços. Esse artigo será submetido ao periódico “Science of the Total Environment” área de Biodiversidade Qualis capes (2017-2020) avaliado A1 com fator de impacto 9.8. Com normas de submissão:

<https://www.sciencedirect.com/journal/science-of-the-total-environment/publish/guide-for-authors> .

O segundo capítulo relata a primeira ocorrência de *Braga patagonica* parasitando *Hoplias malabaricus* no estado e faz uma correlação da atividade parasitária com a contante de condição Kn. Esse artigo foi submetido na “Revista Brasileira de parasitologia Veterinária” área de Biodiversidade Qualis Capes avaliado A2 e fator de impacto 1.3. Com normas de submissão: <http://rbpv.org.br/guia-do-autor> .

O terceiro artigo avalia a diversidade de fauna parasitária encontrada em três espécies de peixes encontrados em dois lagos amazônicos do Nordeste brasileiro. O artigo será submetido na revista “International Journal for Parasitology” área de Biodiversidade Qualis Capes avaliado A1. Com normas para submissão: <https://www.sciencedirect.com/journal/international-journal-for-parasitology/publish/guide-for-authors>

Último capítulo trata-se de uma Revista fotográfica, que mostra de forma visual a relação da conservação do Ambiente, as belezas naturais e os impactos ambientais causados pelo homem no Lago Açu. O material foi publicado pela Editora UEMA.

5.1 CAPÍTULO I: Avaliação de biomarcadores mutagênicos e histopatológicos em três espécies de peixes neotropicais a impactos da poluição por metais em lagos da Amazônia Oriental, Brasil

Itallo Cristian da Silva de Oliveira¹, Ingrid Caroline Moreira Lima¹, Denise Silva Sousa¹, Natália Jovita Pereira Couto², Maria Gabriella da Silva Araújo³, Vanessa Takeshita⁴, Valdemar Luiz Tornisielo⁴, Elmary da Costa Fraga⁵, Débora Martins Silva Santos¹

¹ Laboratório de Biologia e Ambiente Aquático, Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, Brasil

² Laboratório de Biologia e Ambiente Aquático, Pós Graduação Recursos Aquáticos e Pesca (PPGRAP) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, Brasil

³ Laboratório de Ecologia Isotópica – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo (CENA/USP), Piracicaba, Brasil.

⁴ Laboratório de Ecotoxicologia – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo (CENA/USP), Piracicaba, Brasil

⁵ Laboratório de Genética e Biologia Molecular, Centro de Estudos Superiores de Caxias, Universidade Estadual do Maranhão, Caxias, Brasil

Autor correspondente: E-mail: itallo0006cristian@gmail.com; Tel: (55) 98996142205

Highlights

- 1- Os metais tóxicos em água, sedimento e músculo dos peixes apresentaram quantidades significativas neste estudo.
- 2- A presença dos metais Pb, Cd, Al, Fe, Ar e Se induz a modificações fisiológicas dos peixes, formação de micronúcleos (MN) e outras alterações nos eritrócitos e alterações histológicas nas brânquias e fígados.
- 3- A variação sazonal interfere na acumulação e no efeito dos metais sob os peixes
- 4- Biomarcadores histopatológicos em brânquias e fígado e Teste do micronúcleo são úteis para avaliação de ambientes aquáticos poluídos.

Resumo

Altas demandas de poluentes como os metais nos ecossistemas aquáticos, principalmente vindos de esgoto *in natura* e produtos químicos como agrotóxicos, limpeza e cosméticos, tornou-se uma ameaça à saúde deles e à saúde pública. E os peixes são os principais alvos desses poluentes, uma vez que necessitam de ambientes aquáticos para sobreviver. Dado o alto consumo dessas espécies, o estudo avaliou a qualidade ambiental de dois lagos da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Nordeste brasileiro, por meio de respostas dos biomarcadores histológicos em órgãos alvo e genotóxicos com o Teste do Micronúcleo nas três espécies mais consumidas dessas regiões. Realizou-se duas coletas para cada lago, sendo cada coleta em período sazonal diferente (estiagem e chuvoso). *In situ*, verificou-se os parâmetros ambientais da água (pH, temperatura, salinidade e condutividade elétrica), coletou-se amostras de água, sedimento e músculo de peixes para quantificação de elementos traços. O total de 240 peixes (*Hoplias malabaricus*, *Pygocentrus nattereri* e *Prochilodus lacustris*) foi coletado para realização do Teste de micronúcleo e análise histopatológica das brânquias e fígado para verificar alterações a nível celular e tecidual. Foram encontrados metais Al>Fe>Cu>Mn>Pb>Hg>Se e Al>Fe>Mn>Cu>Pb>Hg>Se em água e sedimento, respectivamente. As espécies coletadas também apresentam concentrações de metais com maiores concentrações no período de estiagem. Houve diferença significativa $p<0.05$ para MN, maiores no período de estiagem para os dois lagos e para as três espécies, 0.8% para *Hoplias malabaricus*, 0.4% *Pygocentrus nattereri* e 0.6% *Prochilodus lacustris*. As alterações nucleares eritrocíticas apresentaram mais expressivas durante o período chuvoso com destaque para entalhado. Encontrou-se alterações histológicas nas brânquias e fígados dos exemplares avaliados, com maiores IAHs para o período de estiagem. Houve diferença estatística em brânquias apenas para *Pygocentrus nattereri* $p<0.0001$ e para fígado em *Prochilodus lacustris* $p<0.0001$ no Lago Açu e *Pygocentrus nattereri* $p=0.049$ no Lago Viana. Ainda houveram correlações dos metais encontrados nas amostras de água e sedimento com as alterações nucleares eritrocíticas, mostrando que as elevadas concentrações de metais nesses ecossistemas podem afetar a sanidade dos peixes. Dessa forma, conclui-se que os biomarcadores são ótimas ferramentas para programas de biomonitoramento de qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos

Palavras-chave

Monitoramento Ambiental; metais pesados; estresse oxidativo; micronúcleo; índice histológico.

1 Introdução

Devido à importância dos recursos hídricos para a manutenção da vida, é indispensável discutir sobre a qualidade da água, uma vez que diversos ecossistemas aquáticos estão em processo de degradação, com níveis elevados de substâncias orgânicas e inorgânicas prejudiciais à saúde humana, ao equilíbrio ecológico e à biologia dos organismos (Silva, 2019). Abordar essa problemática, não apenas ressalta a urgência da preservação, mas também contribui com as metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU), fortalecendo assim a necessidade de ações sustentáveis para assegurar a saúde dos ecossistemas aquáticos, os quais estão sob exposição direta às atividades antrópicas.

Dentre os principais poluentes identificados nesses ecossistemas, destacam-se os metais tóxicos, provenientes principalmente dos efluentes domésticos e industriais, produtos de limpeza, agrotóxicos utilizados nas atividades agrícolas e os rejeitos da exploração mineral (Castaldo *et al.*, 2020; Kakade *et al.*, 2020).

Essas fontes de poluição liberam quantidades significativas de Cd, Pb, Al, Cr e Cu, excedendo os limites estabelecidos pelas legislações brasileiras. Esses elementos são introduzidos nos ecossistemas, principalmente por meio de combustíveis à base de petróleo, tinturas utilizadas em embarcações, roupas e cosméticos e descarte inadequado de eletrônicos (Bakshi e Panigrahi, 2018). E quando diluídos em água, tendem a acumular na cadeia trófica, não só em peixes, mas também nas comunidades que dependem desses ecossistemas.

Os metais têm uma relação forte com a ecotoxicologia, pela sua toxicidade para seres humanos, plantas (Jaishnkar *et al.*, 2014) e também para organismos aquáticos quando bioacumulados por meio de membranas lipofílicas, como nas brânquias e fígado dos peixes, por exemplo (Arisekar *et al.*, 2020). A partir dessa exposição, os efeitos vão desde reatividade autoimune (Hemdan *et al.*, 2007), estresse oxidativo em níveis enzimáticos e celulares (Chowdhury e Saikia, 2020), formação de micronúcleos (MN) (Fenech *et al.*, 2007) e outras alterações eritrocíticas (ANE), além de modificações histológicas nos órgãos-alvo (Lima *et al.*, 2024). As variações nos parâmetros ecotoxicológicos constituem bons indicadores nas modificações das massas de água contaminadas, principalmente por metais tóxicos. Essas variações podem ser influenciadas pelos períodos sazonais ou diferentes localidades.

À vista disso, a ecotoxicologia tem sido utilizada para contribuir no monitoramento de impactos ambientais (Cardoso *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2020) por meio do biomonitoramento de ecossistemas aquáticos do nível espécie até comunidade. A partir disso, são utilizados biomarcadores de efeito genotóxico como a aplicação do teste do micronúcleo (Hussain *et al.*, 2018) e histológicos por meio da histopatologia, ferramentas eficazes para diagnosticar o grau de impacto da poluição na saúde dos ecossistemas (Castro *et al.*, 2018; Nimet *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2020).

A utilização dessas técnicas, como a histopatologia, que revela as modificações nos tecidos causados pela exposição de poluentes resultando em alterações patológicas específicas, como inflamação, necrose e aneurismas. (Correia *et al.*, 2020; Kostić *et al.*, 2017) e o teste do micronúcleo que avalia os danos no material genético, fragmentos cromossômicos não incorporados durante a divisão celular, fornecem uma base científica sólida para a tomada de decisões relacionadas à gestão ambiental, regulamentação e implementação de práticas de conservação.

Essa abordagem integrada junto a outras metodologias físicas, químicas e ambientais, não apenas oferece uma visão abrangente da susceptibilidade a substâncias tóxicas (Beghin *et al.*, 2022), mas também aprofunda nosso entendimento dos efeitos adversos causados pelos poluentes nos ecossistemas aquáticos.

Para investigar os efeitos dos poluentes, utiliza-se os peixes como modelos biológicos (Hussain *et al.*, 2018), sendo reconhecidos por sua relevância na avaliação da qualidade ambiental (Oliveira *et al.*, 2019; Pawar, 2012; Silva, 2019) por ocuparem diferentes níveis tróficos e bioacumular contaminantes da água e sedimento, mostrando os impactos ambientais nos eritrócitos e órgãos relacionados aos processos metabólicos (Brito e Luz, 2015; Soares *et al.*, 2020).

As espécies *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), *Prochilodus lacustris* (Steindachner, 1907) e *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) são nativas e predominantes nas principais bacias da América do Sul. São também as mais consumidas e comercializadas na Baixada Maranhense, conforme Cardoso *et al.* (2018), Oliveira *et al.* (2019) e Pereira (2020). Com hábitos alimentares distintos, essas espécies apresentam ampla distribuição nas áreas alagadas da Baixada Maranhense (Volcan *et al.*, 2012), revelando uma notável capacidade adaptativa às variadas condições hidrológicas dessa área, a qual é internacionalmente protegida pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, conhecida como a Convenção de Ramsar (Maranhão, 1991), um tratado firmado entre 171 países para conservação de ecossistemas únicos do mundo.

Apesar de sua significância internacional, os lagos Açu e Viana carecem de programas sistemáticos de biomonitoramento utilizando biomarcadores (Cardoso *et al.*, 2018; Oliveira, 2020; Soares *et al.*, 2020). Diante dessa lacuna, avaliou-se a qualidade ambiental nos lagos da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental por meio da análise de biomarcadores genotóxicos e histológicos em brânquias e fígado de três espécies nativas dessas áreas. Além disso, determinou-se o acúmulo de metais na água, nos sedimentos e músculo dos peixes. Testou-se a hipótese que os peixes podem acumular diferentes concentrações de metais dependendo da sua posição na cadeia trófica e se as espécies utilizadas são boas bioindicadoras de qualidade de ecossistemas aquáticos impactados. Por fim, comparou-se a influência dos fatores ambientais abióticos da água nos diferentes períodos sazonais. Com o propósito de contribuir para o aprimoramento de estratégias de monitoramento ambiental e preservação dos ecossistemas aquáticos da Amazônia Oriental.

2 Material e Métodos

2.1 Área de estudo

Neste estudo, foram monitorados dois lagos localizadas na região norte do estado do Maranhão, Nordeste brasileiro, que se encontram dentro da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, uma Zona Úmida de Importância Internacional (MMA, 2022) e possui uma área de 17.775 hectares (Cardoso *et al.*, 2018). Uma delas com área de 122.38 Km² está situada no município de Conceição do Lago Açu (Latitude: 3° 51' 20'' S, Longitude: 44° 52' 59'' O) (Figura 1 A) formada pelas variações nos níveis do rio Grajaú, enquanto a outra possui 99.44 Km² e encontra-se em Viana formada pela inundação do rio Pindaré, (Latitude: 3° 12' 26" S, Longitude: 44° 59' 57" O) (Figura 1 B) (Cantanhêde *et al.*, 2016, Limeira-Filho *et al.*, 2023)

Ambos ecossistemas integram a bacia do Mearim, sendo classificadas como lagos de várzea, com duas fases distintas: um período de águas altas que ocorre entre os meses de dezembro e julho (época chuvosa), e um período de águas baixas que vai de agosto a novembro (época seca) (Funô *et al.*, 2010; Maranhão, 2011) com precipitação pluviométrica média anual de 700 mm a 2200 mm (Maranhão, 2016). No qual, predomina clima equatorial com poucas variações sazonais. Entretanto, a amplitude térmica anual para essa região tende a ser maior na região interior do que as continentais. As

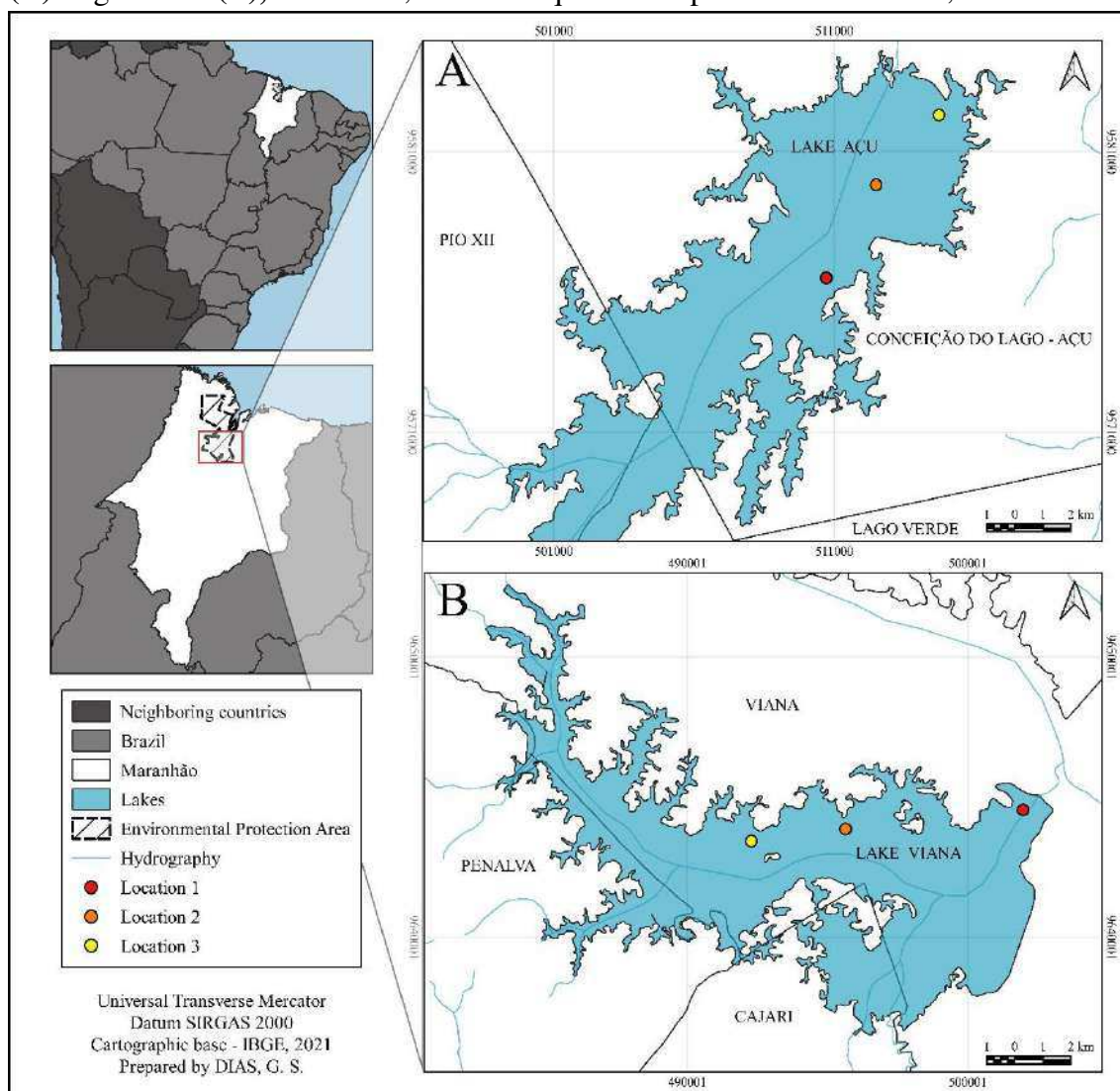
temperaturas médias anuais variam de 20,8°C a 30° entre as estações seca e chuvosa, características do clima tropical (Maranhão, 2013).

A coleta de peixes, águas e sedimentos ocorreu ao longo de um ano, abrangendo o período de novembro de 2021 a novembro de 2022, com o objetivo de realizar análises de metais e biomarcadores. Durante esse intervalo, quatro coletas distintas foram realizadas, cobrindo tanto a estação seca (novembro de 2021 e novembro de 2022) quanto a estação chuvosa (maio e junho de 2022).

2.2 Coleta das amostras de água, sedimento

Para a realização das coletas, foram estabelecidos três postos de amostragem para o Lago Viana (P1: 3°12'.219"S; 44°58'.276", P2: 3°12'.551"S; 44°58'.316" e P3: 3°12'.658"S; 44°58'.566") (figura 1 A) e três postos de amostragem para o Lago Açu (P1: 3°50'.129"S; 44°54'04.2", P2: 3°49'14.6"S; 44°55'02.6" e P3: 3°47'55.0"S; 44°51'53.1") (figura 1 B). A escolha dos postos de amostragem levou em consideração a distância em relação aos centros urbanos dos municípios 3.9 km do ponto 1 ao ponto 2 e 3.4 km do ponto 2 ao ponto 3.

Figura 1. Pontos das coletas de água superficial, sedimento em Conceição do Lago Açú (A) Lago Viana (B), Maranhão, com destaque os três pontos de coleta: P1, P2 e P3.



As amostras de água foram coletadas a uma profundidade de 80 cm, em garrafas de vidro previamente submetidas a lavagem com ácido nítrico, sendo coletado um volume de 1L de água por ponto amostral (Silva *et al.*, 2021). Enquanto que, as amostras de sedimento foram coletadas a uma profundidade de 3 cm do solo nos lagos, em cada ponto, com o auxílio de uma draga de sedimento em aço inoxidável. Em seguida, foram acondicionadas em sacos de polietileno, devidamente identificados e selados, para posterior transporte ao laboratório em caixas isotérmicas (Kontchou *et al.*, 2020).

Foram quantificados os metais chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn), selênio total (Se), cobre (Cu), mercúrio (Hg), alumínio (Al), arsênio (Ar) e cádmio (Cd) nas amostras coletadas utilizando a técnica de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES), modelo IRIS/AP (Oliveira *et al.*, 2018). Os

resultados foram submetidos à comparação com as legislações brasileiras vigentes do (CONAMA Nº 420/2009, CONAMA Nº 454/2012 e CONAMA Nº 357/2005) para água e sedimento e (ANVISA Nº42/2013) e European Union Food Contaminant Limit Standard (2006) (Apha, 1998; Martins, Hoff Brait & Santos, 2018).

Adicionalmente, parâmetros de qualidade da água, como pH, salinidade (Sal), condutividade (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (OD em mg/L) foram aferidos *in situ* utilizando sonda Multiparâmetro AK88 (Novais *et al.*, 2023)

2.3 Coleta das espécies biomonitoras

Coletaram-se o total de 240 exemplares de peixes, 20 indivíduos de *Prochilodus lacustris* (curimatá), 20 de *Pygocentrus nattereri* (piranha- vermelha) e 20 de *Hoplias malabaricus* (traíra). Isso resultou na obtenção de 120 amostras de peixes durante o período de estiagem e 120 amostras correspondentes ao período chuvoso.

Essas espécies foram escolhidas devido à abundância, ampla distribuição e importância para os municípios estudados, bem como à taxa de desembarque significativa nos ecossistemas durante o ano (Ferreira, 2016). Além disso, essas espécies possuem relevância na pesca brasileira, tanto para subsistência quanto para fins comerciais, e serem excelentes biomonitoras para estudos ecotoxicológicos (Lima *et al.*, 2024; Soares *et al.*, 2020, Cardoso *et al.*, 2019; Pessoa *et al.*, 2013). A captura dos peixes deu-se por meio redes de pesca e malhadeiras com malhas variando entre 5 e 10 centímetros (Ferreira, 2016; Costa, 2006). Posteriormente, submetidos à sensibilização de 125 mg/L de Eugenol (óleo de cravo), que corresponde ao estágio II de sedação profunda (Santos *et al.*, 2016). Em seguida, os peixes foram eutanasiados para a realização de procedimentos adicionais de biometria, incluindo a medição do comprimento total (Lt) e do comprimento padrão (Lp) com o uso de um paquímetro, além do registro do peso total (Wt) com uma balança digital.

2.4 Coleta de sangue e confecção das lâminas

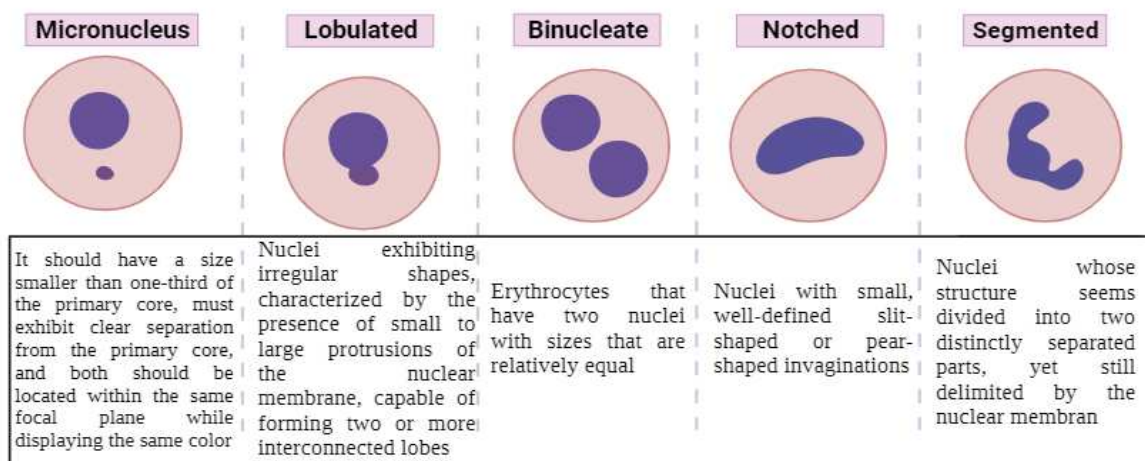
Com o auxílio de uma seringa umedecida com Ácido Etilenodiamino tetra-acético (EDTA) a 10%, foi empregada a técnica de punção caudal para a coleta de sangue, conforme descrito por Ranzani-Paiva *et al.* (2013). Subsequentemente, foram preparados dois esfregaços sanguíneos por peixe, os quais foram corados com azul de metileno May-

Grünwald, Giemsa e Wright, seguindo a metodologia proposta por Tavares-Dias e Moraes (2013).

2.5 Análise do Micronúcleo (MN) e Alterações Nucleares Eritrocíticas (ANE)

Para a análise de MN (Micronúcleos) e ANE (Alterações Nucleares Eritrocíticas), contou-se 4.000 eritrócitos por lâmina (Campana *et al.*, 1999; Grisolia, 2002 e 2009) em microscópio óptico. Considerou-se micronúcleo apenas nos eritrócitos com as membranas celulares e nucleares intactas, com coloração e estrutura semelhante à cromatina, com tamanho de até 1/3 do núcleo principal e sem ligação com o núcleo principal (Fenech, 2007; Fenech *et al.*, 2020). Para a detecção das alterações nucleares eritrocíticas (ANE), os eritrócitos foram classificados nas seguintes categorias: lobulados, binucleados, entalhados e segmentados (Figura 2), de acordo com a adaptação de Carrasco *et al.* (1990) e de Pacheco & Santos (1997), observadas em toda a extensão sanguínea.

Figura 2. Esquema para a classificação de Micronúcleos (Fenech, 2003) e Alterações Nucleares Eritrocíticas (Carrasco *et al.*, 1990).



2.6 Análise Histopatológica de órgãos-alvo

Amostras de brânquias e fígado dos peixes foram fixadas em solução de formaldeído a 10% por 24 horas (Caputo *et al.*, 2010; Neves *et al.*, 2020). Em seguida, as amostras foram clivadas e cortadas em dimensões de aproximadamente 3 a 5 mm. Adiante, os arcos branquiais foram submetidos a um processo de descalcificação em ácido nítrico a 10% por 6 horas. Enquanto isso, os fígados, após serem retirados da solução de formol a 10%, trataram-nos com solução de álcool 70%. Logo após foram desidratados em banhos de álcool (70%, 80%, 90% e 100%) diafanizados em xilol, impregnados em

parafina. Secções foram fatiadas em micrótomo Leica® RM 2125RT com 5µm e coradas com Hematoxilina e Eosina de Harry (HE) e observados em fotomicroscópio.

Calculou-se o Índice de Alterações Histológicas (IAH) como uma métrica para avaliar a severidade das lesões e classificar as alterações histológicas em diferentes estágios, de acordo com a metodologia proposta por Poleksic e Mitrovic-Tutundzic (1994). Os estágios são definidos da seguinte forma: Estágio I: alterações histológicas que não comprometem o funcionamento normal dos tecidos; Estágio II: alterações mais severas que afetam o funcionamento normal dos tecidos; e Estágio III: alterações ainda mais graves, e que os danos são irreversíveis.

Por fim, o cálculo do IAH foi realizado por meio da equação matemática: $IAH = 1 \times \sum I + 10 \times \sum II + 100 \times \sum III$, em que $\sum I$, $\sum II$ e $\sum III$ representam o somatório do número de alterações nos estágios I, II e III, respectivamente, observadas nas brânquias e fígado dos peixes. Essas alterações histológicas são categorizadas de acordo com o valor encontrado para o IAH em cinco classes de gravidade: 0-10: Indica que os tecidos mantêm um funcionamento normal; 11-20: Reflete danos leves aos tecidos; 21-50: Sugere danos moderados aos tecidos; 51-100: Indica danos graves nos tecidos. >100: Aponta danos irreversíveis nos tecidos.

2.7 Análise Estatística

Os dados foram submetidos aos testes de normalidade Shapiro-Wilk e Kolmogorov–Smirnov e homogeneidade Levene. Para os resultados que atenderam aos pressupostos de normalidade, foram aplicadas ANOVA FATORIAL para amostras independentes para determinar significância em diferentes estações e por lagos. Nos casos em que os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Valores de $p \leq 0,05$ foram considerados significativos. Dados de qualidade de água, metais em água e sedimento e dados biométricos foram expressos como média $\pm$ desvio padrão (DP). Ainda se realizou teste de correlação, considerado significativo com $p \leq 0,05$, correlação de Spearman entre os valores de médias de metais e as alterações eritrocíticas. Todas as análises estatísticas e gráficas foram realizadas no software R Studio 2023.

3 Resultados

3.1 Características físico-químicas da água

As variáveis físico-químicas estão demonstradas na Tabela 1. Em particular, as variáveis temperatura, pH e condutividade revelaram diferenças estatísticas significativas ($p \leq 0,05$) ao longo dos períodos sazonais.

A concentração de oxigênio dissolvido exibiu variação, oscilando entre 3.60 ± 0.25 mg/L durante o período chuvoso e 7.83 ± 0.83 mg/L durante a estiagem. Para o Lago Açu no ponto 1 de estiagem, a média foi de 4.36 ± 0.11 . Em contrapartida, para o Lago Viana, destacou-se o valor relativamente baixo no ponto 1, durante o período chuvoso, com média de 3.60 ± 0.25 . Valores esses abaixo do sugerido nas legislações nacionais.

A temperatura variou de 27.66 ± 0.37 °C a 31.6 ± 0.04 °C (Tabela 1), apresentaram médias mais elevadas no período de estiagem demonstrando diferenças estatisticamente significativas ($p=0.042$) entre os períodos sazonais, mas não entre os diferentes lagos.

Os dados de pH evidenciaram diferenças estatisticamente significativas ($p=0.039$) tanto entre os períodos sazonais quanto entre os lagos investigados. No período chuvoso, observaram-se valores abaixo dos limites estipulados pela resolução (CONAMA357/05), registrando 4.66 ± 0.01 no ponto 3 do Lago Viana. Durante a estiagem, todos os pontos estavam abaixo do permitido, incluindo o ponto 3 apresentou um pH de 4.64 ± 0.1 pH mais ácido. Em contrapartida, os valores de pH para o Lago Açu permaneceram dentro do estabelecido pelo CONAMA, variando de 7.13 ± 0.3 durante a estiagem a 9.4 ± 0.1 no período chuvoso.

Foi observada uma diferença significativa nos valores de condutividade elétrica (CE) entre os períodos de estiagem e chuvoso ($p=0.034$). Durante a estiagem, a CE atingiu 356.8 ± 0.35 μ S/cm, enquanto no período chuvoso variou para 87.83 ± 0.15 μ S/cm. Vale ressaltar que, no Lago Açu durante a estação chuvosa, os valores foram menores. Em contraste, tanto no período chuvoso quanto na estiagem, o Lago Viana apresentou valores superiores a 350 μ S/cm. Os valores de salinidade não apresentaram diferenças estatísticas significativas, variando entre 0.05 ± 0.00 e 0.14 ± 0.0 ppt, em conformidade com o padrão estabelecido pelo CONAMA, que define um limite de 0,5% para as amostras de água da classe 2.

Tabela 1. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos monitorados nos lagos Açú e Viana, Área de Proteção Ambiental do Maranhão, Brasil.

Parâmetros ambientais da água	Período Chuvoso						Período Seco						*Valores recomendados CONAMA 357/2005
	Lago Açú - junho/22			Lago Viana - maio/22			Lago Açú - novembro/21			Lago Viana- novembro/22			
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	
DO (mg/L)	6.2 ± 0.55 ^{aA}	6.56 ± 1.41 ^{aA}	6.56 ± 0.49 ^{aA}	3.60 ± 0.25 ^{aA*}	7.46 ± 0.34 ^{aA}	8.45 ± 0.03 ^{aA}	4.36 ± 0.11 ^{aA*}	6.16 ± 0.4 ^{aA}	6.4 ± 0.15 ^{aA}	7.7± 0.1 ^{aA}	7.83 ± 0.05 ^{aA}	7.86 ± 0.15 ^{aA}	>5,0
T (°C)	27,66± 0.37 ^{aA}	28.96 ± 0.35 ^{aA}	30.46 ± 0.25 ^{aA}	27.33 ± 0.29 ^{aA}	28.95 ± 0.03 ^{aA}	30.47 ± 0.18 ^{aA}	30 ± 0.26 ^{bA}	30.6 ± 0.4 ^{bA}	31.6 ± 0.04 ^{bA}	28.13 ± 0.55 ^{bA}	28.23 ± 0.2 ^{bA}	30,06 ± 0.83 ^{bA}	<40
pH	7.8 ± 0.31 ^{bA}	7.13 ± 0.35 ^{bA}	7.53 ± 0.15 ^{bA}	5.26 ± 0.11 ^{bB}	4.89 ± 0.00 ^{bB*}	4.66 ± 0.01 ^{bB*}	8.55 ± 0.17 ^{aA}	9.03 ± 0.02 ^{aA}	9.4 ± 0.1 ^{aA}	4.76 ± 0.05 ^{aB*}	4.96 ± 5.17 ^{B*}	4.64 ± 0.1 ^{aB}	5,0 a 9,0
EC (µS/cm)	100.73± 4.90 ^{bA}	87.83 ± 0.15 ^{bA}	211.6± 11.91 ^{bA}	356.6 ± 0.33 ^{bA}	344.23 ± 0.31 ^{bA}	318.6 ± 0.4 ^{bA}	344.3 ± 0.44 ^{aA}	314 ± 2.64 ^{aA}	326.3 ± 1.11 ^{aA}	356.8 ± 0.35 ^{aA}	344.1 ± 0.47 ^{aA}	318.9 ± 0.2 ^{aA}	-
Sal (ppt)	0.05 ± 0.0 ^{aA}	0.03± 0.00 ^{aA}	0.09 ± 0.15 ^{aA}	0.04 ± 0.00 ^{aA}	0.05 ± 0.00 ^{aA}	0.03 ± 0.00 ^{aA}	0.15 ± 0.00 ^{aA}	0.14 ± 0.0 ^{aA}	0.12 ± 0.01 ^{aA}	0.01 ± 0.0 ^{aA}	0.04 ± 0.03 ^{aA}	0.13 ± 0.00 ^{aA}	<0,5%

DO - oxigênio dissolvido; **T**- temperatura; **pH**- potencial hidrogeniônico; **CE** — condutividade elétrica; **Sal**- Salinidade.

*Valores recomendados com base na legislação brasileira (CONAMA) sob Resolução nº 357 de 2005

3.2 Concentração de elementos traço nas amostras de água e sedimento

As análises dos elementos traço (Al, As, Cd, Pb, Cu, Fe, Mn, Hg, Se) na água e no sedimento dos Lagos Açu e Viana estão detalhadas na Tabela 2, conforme as Resoluções CONAMA357/2005 e 454/2012 (BRASIL, 2012). As amostras de água e sedimento revelaram a presença de Al, Pb, Cu, Fe, Hg, Mn e As. Não houve diferença significativa entre os períodos sazonais para as amostras de água ($p>0.05$). Entretanto, houve entre os lagos ($p=0.034$), com médias superiores para o Lago Viana. Hg, Cd, As e Se mantiveram no limite de quantificação. Enquanto Pb, Cu, Fe e Mn excederam os limites da legislação brasileira. O Al mostrou valores elevados, especialmente no Lago Viana. O Fe apresentou valores superiores no Lago Viana, com média mais alta no período chuvoso. Alguns elementos estavam dentro dos limites ou não foram detectados.

Para o sedimento, a análise de variância não indicou diferença significativa ($p>0,05$) entre sazonalidades e lagos, embora todos os elementos metálicos tenham sido quantificados (Tabela 2). Os valores de Al foram mais altos no Lago Viana, enquanto os valores de Fe excederam o limite recomendado. Pb, Cu, Hg e As estavam abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA 454/2012.

Tabela 2. Média e desvio padrão de metais coletados em amostras de água e sedimentos dos lagos Açú e Viana, Maranhão, Amazônia Oriental, Brasil.

Metais da água classe 2 e sedimento		Período Chuvoso		Período Seco		Valores Rec. 420/2009; 454/2012	Limite de detecção (LD)
		Lago Açú - junho/22	Lago Viana - maio/22	Lago Açú - novembro/21	Lago Viana- novembro/22		
(Al)	FW	5.691 ± 4.61 ^{Ba}	3.466±0.957 ^{Aa}	1.213±0.544 ^{Ba}	6.371±0.06 ^{Aa}	-	0.0083
	S	32.675 ± 4.969 ^{Aa}	46.294.15±3541.98 ^{Aa}	681.45±37.635 ^{Aa}	26.119.73± 4.229.94 ^{Aa}	-	-
(Pb)	FW	0.008 ±0.001 ^{Aa*}	0.143±0.017 ^{Ba*}	0.041±0.018 ^{Aa*}	0.025±0.021 ^{Ba*}	≤0.01 mg/L	0.0310
	S	2.76 ± 0.606 ^{Aa}	3.520±2.336 ^{Aa}	0.04±0.018 ^{Aa}	29.46 ± 10.564 ^{Aa}	<72 mg/Kg	-
(Cu)	FW	0.016 ±0.014 ^{Ba *}	0.005±0.001 ^{Aa}	0.003±0.000 ^{Ba}	0.016±0.004 ^{Aa*}	≤0.009 mg/L	0.0026
	S	15.19 ± 5.133 ^A	9.251±6.159 ^A	0.050±0.008 ^A	16.05± 6.564 ^A	≤197 mg/Kg	-
(Fe)	FW	0.63± 0.23 ^{Ba*}	4.056±0.437 ^{Aa*}	1.846±1.035 ^{Ba*}	4.031±0.01 ^{Aa*}	≤0.3 mg/L	0.0061
	S	8.554.55±892.45 ^{A*}	11.301.3±1.918.253 ^{A*}	384.12±22.728 ^{Aa}	7.520.68 ± 5.920.29 ^{Aa*}	≤2.000 mg/Kg	-
(Hg)	FW	0.0002 ± 0.00 ^{Aa}	0.0002±0.00 ^{Aa}	0.0002±0.00 ^{Aa}	0.0002±0.00 ^{Aa}	≤0.0002 mg/L	0.0002
	S	0.050 ±0.00 ^{Aa}	0.090± 0.087 ^{Aa}	0.020±0.00 ^{Aa}	0.050 ±0.00 ^{Aa}	≤0.48 mg/Kg	0.0500
(Mn)	FW	0.147±0.088 ^{Aa*}	0.081±0.010 ^{Ba}	0.076±0.038 ^{Aa}	0.196±0.017 ^{Ba*}	≤0.1 mg/L	0.0007
	S	150.24±35.133 ^{Aa}	113.89±12.793 ^{Aa}	160.21±45.991 ^{Aa}	179.89±36.122 ^{Aa}	400 mg/Kg	0.0500
(As)	FW	0.010±0.000 ^{Aa}	0.010±0.000 ^{Aa}	0.010±0.000 ^{Aa}	0.010±0.000 ^{Aa}	0.14 mg/L	-
	S	0.011±0.000 ^{Aa}	0.013±0.000 ^{Aa}	0.012±0.001 ^{Aa}	0.014±0.004 ^{Aa}	<0.15 mg/Kg	0.1000

FW- Água; **S-** Sedimento; **LD-** Limite de detecção em mg/L para água e mg/Kg para sedimento. * Valores recomendados com base na legislação brasileira (CONAMA) sob as Resoluções nº 420 de 2009 e nº 454 de 2012. ^{AB} Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes indicam diferenças significativas ao nível de 5% no teste de Tukey aplicado entre os períodos sazonais. ^{ab} Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si ao nível de 5% no teste de Tukey entre os lagos.

3.3 Bioacumulação de elementos traço em músculo de peixes

As concentrações dos metais Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu) e Mercúrio (Hg) presentes nos músculos dos peixes coletados nos lagos estão dispostos na Tabela 3. Essas concentrações ficaram abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira (Resolução Anvisa 42/2013). Além disso, quando comparados aos padrões da União Europeia, os valores também se mantiveram abaixo das diretrizes estabelecidas. Vale ressaltar que, durante o período de estiagem, observou-se aumento nos valores em comparação com o período chuvoso. Especificamente, os teores de Arsênio, Chumbo e Cobre foram mais elevados na espécie *Hoplias malabaricus* (carnívora). Por outro lado, os níveis de Mercúrio e Cádmio foram quantificados, mas não apresentaram variações.

Tabela 3. Concentrações de elementos traços em peixes carnívoros e detritívoros (mg/kg) dos lagos Açú e Viana na Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental.

Elementos traço em músculo de peixes	Período Chuvoso						Período Seco						*Valores rec. ANVISA 2013 mg/Kg	Valores rec. EU 2006 mg/Kg
	Lago Açú - junho/22			Lago Viana - maio/22			Lago Açú - novembro/21			Lago Viana- novembro/22				
	Hm	Pn	Pl	Hm	PN	PL	Hm	PN	PL	Hm	PN	PL		
(Ar)	0.100	0.200	0.01	0.100	0.030	0.020	0. 100	0.100	0.0100	0.250	0.201	0.010	<1.0	0.50
(Cd)	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	< 1.0	0.05
(Pb)	0.400	0.210	0.305	0.102	0.123	0.012	0.114	012	0.100	0.28	0.25	0.22	<2.0	0.30
(Cu)	0.421	0.251	0.110	0.343	0.051	0.020	0.03	0.15	0.100	0.32	0.21	0.20	<30.0	-
(Hg)	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	<0.50	0.50
Hm – <i>Hoplias malabaricus</i> (carnívoro); Pn – <i>Pygocentrus nattereri</i> (carnívoro); Pl – <i>Prochilodus lacustris</i> (detritívoro). ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária do Brasil - RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013; UE: Padrão de Limite de Contaminantes Alimentares da União Europeia (2006)														

3.4 Dados Biométricos das espécies biomonitoras

Os dados biométricos apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) para as três espécies coletadas para comprimento total, comprimento padrão e peso (Tabela 4). *H. malabaricus* dos lagos Açú e Viana apresentaram diferença significativa ($p = 0,012$). Os comprimentos totais foram maiores durante o período de estiagem (24.2 ± 2.0) em comparação com o período chuvoso (18.0 ± 1.5). E os exemplares registraram maior peso (120.2 ± 38.8) também na estiagem.

As médias biométricas de *P. nattereri*, não apresentaram diferença estatística significativa nem entre períodos sazonais nem entre lagos. Mas observou-se que foram semelhantes tanto entre os períodos chuvoso e estiagem, como entre os lagos. Quando comparados entre os lagos, as médias de comprimento do Lago Açú foram maiores em relação ao Lago Viana.

Foram encontradas diferenças estatísticas nos comprimentos total e padrão, assim como no peso, de *P. lacustris* entre os períodos sazonais ($p = 0,041$). No período de estiagem, o lago de Viana apresentou maiores comprimentos médios, atingindo 20.2 ± 1.2 cm e 17.1 ± 1.3 no chuvoso. Para o Lago Açú os valores variaram de 19.4 ± 2.2 no período de estiagem e 16.3 ± 1.2 no período chuvoso, quanto ao peso os valores foram maiores no período de estiagem 150.1 ± 40 g quando comparado com o período chuvoso 74 ± 14.6 g.

Tabela 4. Dados biométricos (média $\pm$ desvio padrão) do comprimento total (Lt), comprimento padrão (Lp) e peso (Wt) dos espécimes de *Hoplias malabaricus*, *Prochilodus lacustris* e *Pygocentrus nattereri* capturados nos lagos Açú e Viana, Baixada Maranhense, Maranhão.

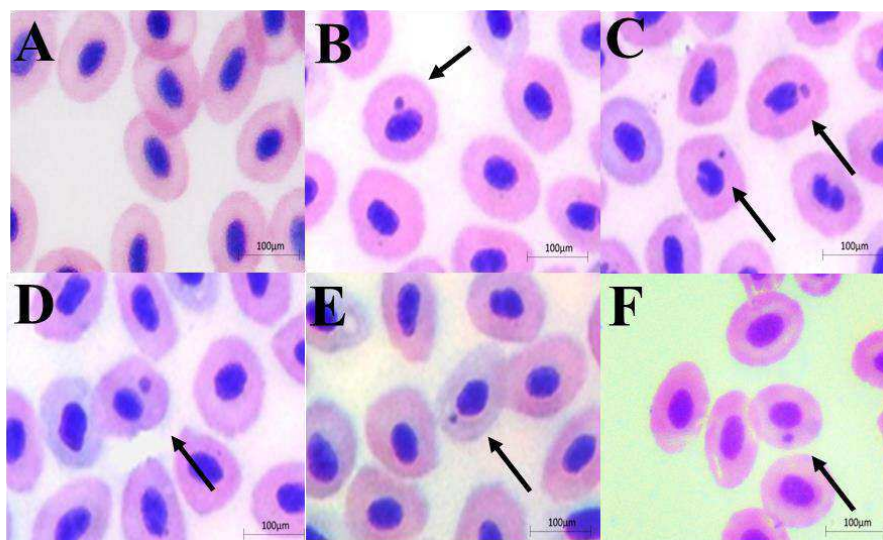
Medidas	Período Chuvoso						Período Seco					
	Lago Açú - junho/22			Lago Viana - maio/22			Lago Açú - novembro/21			Lago Viana- novembro/22		
	Hm	Pn	Pl	Hm	Pn	Pl	Hm	Pn	Pl	Hm	Pn	Pl
Lt	21,0 $\pm$	17,1 $\pm$	16,3 $\pm$	18,0 $\pm$	14,7 $\pm$ 0,	17,1 $\pm$	24,2 $\pm$	15,3 $\pm$	19,4 $\pm$	20,4 $\pm$	14,8 $\pm$	20,2 $\pm$
	2,8 ^{Ab}	1,2 ^{Aa}	1,2 ^{Bb}	1,5 ^{Bb}	6 ^{Aa}	1,3 ^{Ba}	2,0 ^{Aa}	1,0 ^{Aa}	2,2 ^{Ab}	2,1 ^{Ba}	1,0 ^{Aa}	1,2 ^{Aa}
Ls	21,0 $\pm$	14,3 $\pm$	13,7 $\pm$	15,5 $\pm$	13,4 $\pm$	14,5 $\pm$	20,4 $\pm$	13,0 $\pm$	17,0 $\pm$	17,7 $\pm$	12,6 $\pm$	17,6 $\pm$
	2,8 ^{Ab}	1,1 ^{Aa}	1,4 ^{Ba}	1,5 ^{Bb}	0,6 ^{Aa}	1,1 ^{Ba}	1,4 ^{Aa}	1,1 ^{Aa}	1,0 ^{Aa}	1,4 ^{Aa}	0,9 ^{Aa}	1,0 ^{Aa}
Wt	73,1 $\pm$	71,3 $\pm$	74 $\pm$	113,5 $\pm$ 17	83,6 $\pm$	103 $\pm$	175 $\pm$	111,4 $\pm$ 17	150 $\pm$	120,2 $\pm$ 38	70,3 $\pm$	154 $\pm$
	18,3 ^{Aa}	18,8 ^{Aa}	14,6 ^{Bb}	,6 ^{Aa}	6,4 ^{Aa}	22,3 ^{Ba}	26,6 ^{Ab}	,8 ^{Aa}	40 ^{Ab}	,8 ^{Aa}	1,4 ^{Aa}	18,3 ^{Aa}

Hm - *Hoplias malabaricus* (carnívoro); **Pn** - *Pygocentrus nattereri* (carnívoro); **Pl** - *Prochilodus lacustris* (detritívoro). **Lt** - Comprimento total; **Ls** - Comprimento padrão; **Wt** - Peso. ^{AB} As médias seguidas de letras maiúsculas diferentes indicam diferenças significativas no nível de 5% no teste de Tukey aplicado entre os períodos sazonais. ^{ab} As médias seguidas de letras minúsculas diferentes diferem entre si no nível de 5% no teste de Tukey entre os lagos.

3.5 Formação de Micronúcleo (MN) e Alterações Nucleares Eritrocíticas

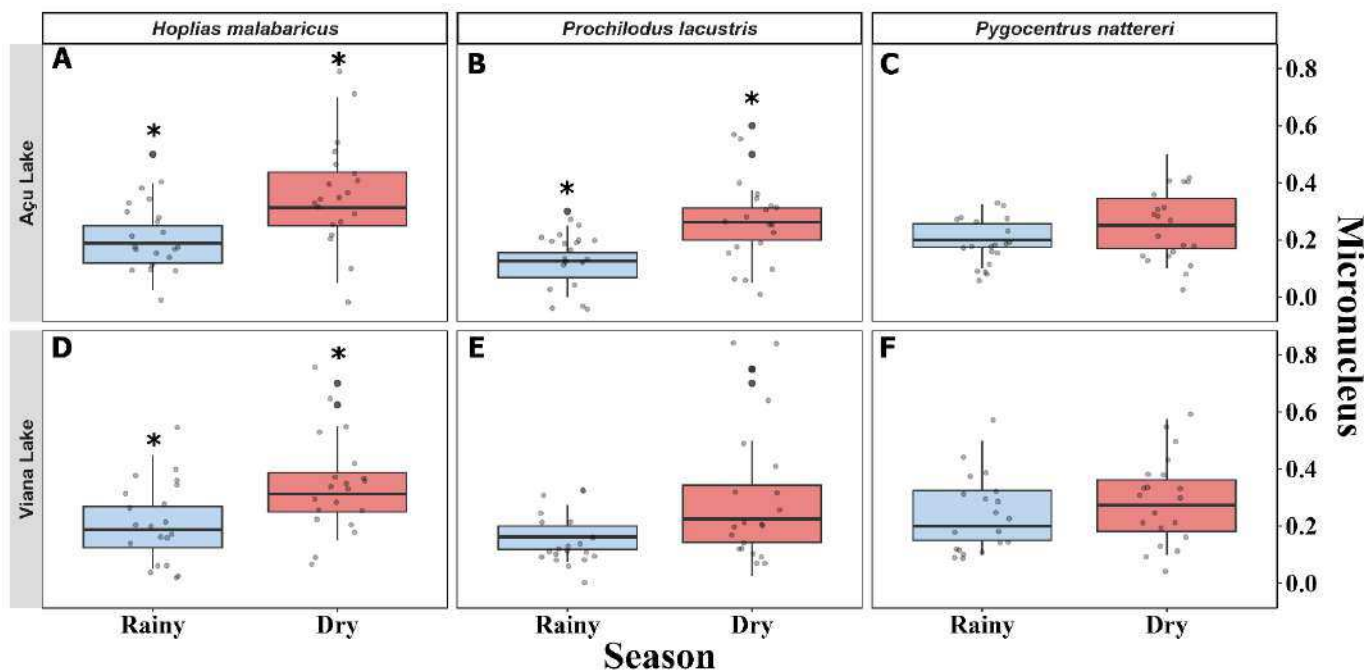
Micronúcleos e outras anormalidades nucleares foram encontrados nos eritrócitos das espécies *H. malabaricus*, *P. nattereri* e *P. lacustris* coletadas nos lagos Açu e Viana (Figura 3).

Figura 3. Fotomicrografias de micronúcleos em eritrócitos de peixes dos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. Eritrócitos normais (A); Micronúcleos (B, C, D, E, F) (seta).



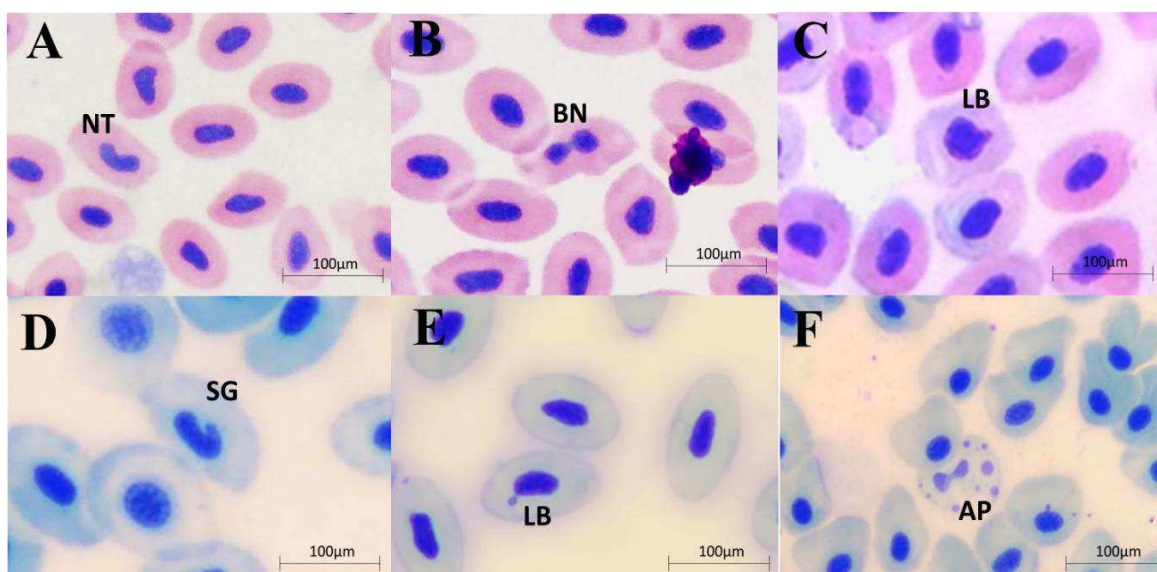
Durante as coletas referentes ao período de estiagem, observou-se o aumento nos valores de Micronúcleo (MN), chegando a frequências de até 0.8% (Figura 4) em ambos os lagos. Especificamente, os valores mais elevados foram detectados na espécie *H. malabaricus*, mostrando diferenças estatisticamente significativas entre os períodos sazonais ($p=0.003$) para o Lago Açu e ($p=0.036$) para o Lago Viana (Figura 4 A-D). Para *P. lacustris*, também verificou-se diferença significativa entre os períodos sazonais, com valores maiores durante a estiagem ($p=0.002$) apenas no Lago Açu, enquanto no Lago Viana não houve variação significativa (Figura 4 B-E). Quanto a *P. nattereri*, não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas nem entre os lagos nem entre os períodos sazonais. No entanto, as médias foram mais altas durante o período de estiagem em ambos os lagos, variando de 0.2% a 0.6% de frequência (Figura 4 C-F).

Figura 4. Frequências de Micronúcleos (MN) em *Hoplias malabaricus* (A-D); *Prochilodus lacustris* (B-E); e *Pygocentrus nattereri* (C-F) nos lagos Açú e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.



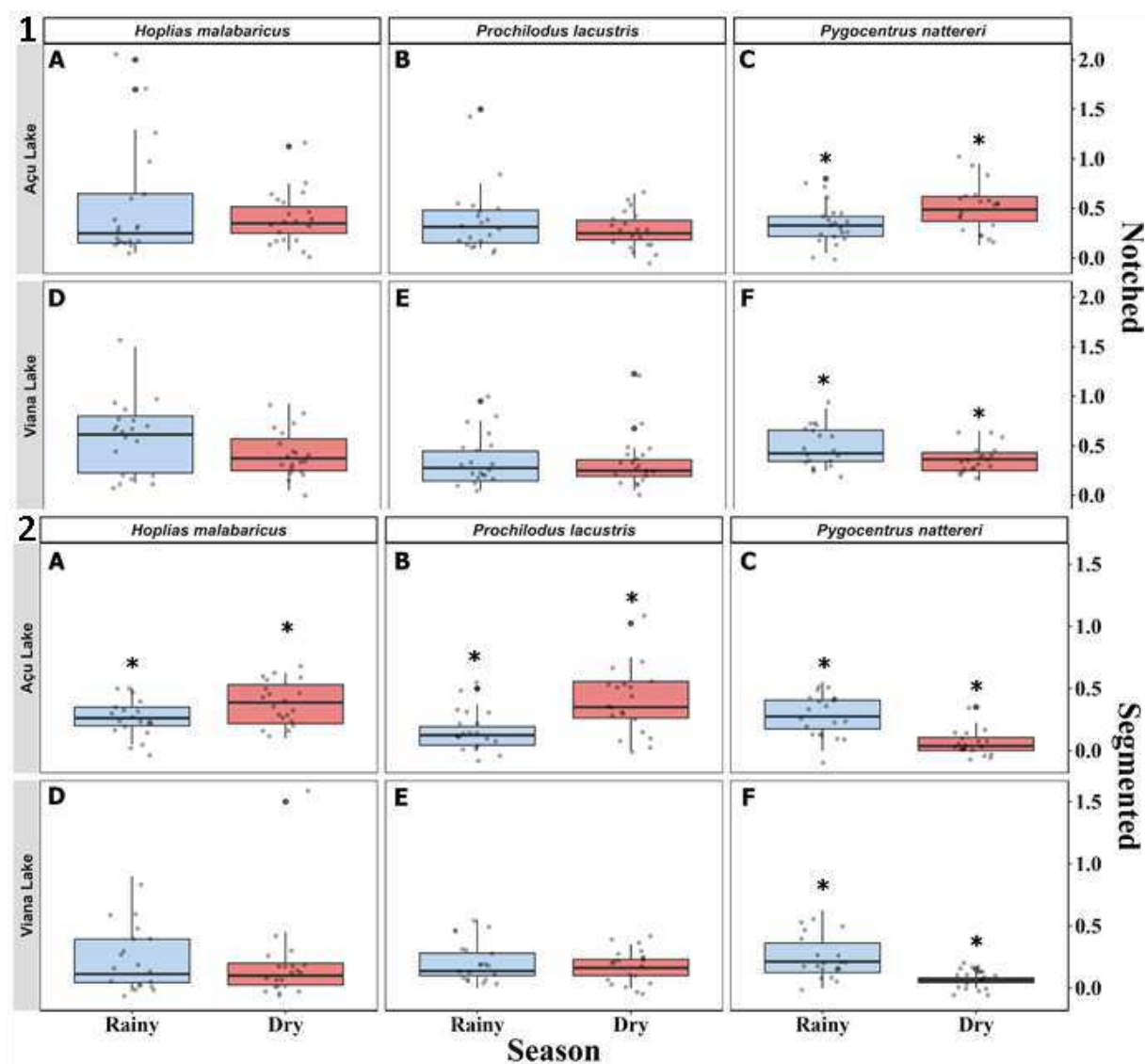
Foram observadas também Alterações Nucleares Eritrocíticas (ANE) (Figura 5) que foram superiores às médias de MN.

Figura 5. Fotomicrografias de Alterações Nucleares em eritrócitos de peixes (ANE) dos lagos Açú e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. NT - Entalhado (A); BN - Binucleado (B); LB - Lobulado (C); SG - Segmentado (D); LB - Lobulado (E); e AP - Apoptose (F).



As médias das alterações revelaram-se mais expressivas durante o período chuvoso para as espécies *H. malabaricus* e *P. lacustris*. Destaca-se uma diferença estatística significativa para entalhado apenas para *P. nattereri* nos lagos Açú (p=0.029) e Viana (p=0.042) (Figura 6-1). Em relação à alteração segmentado, observaram-se diferenças estatisticamente significativas nas três espécies no Lago Açú, *H. malabaricus* (p=0.040), *P. lacustris* (p=0.004) e *P. nattereri* (p<0.0001) (Figura 6-2). No entanto, no Lago Viana, apenas *P. nattereri* apresentou diferença significativa (p<0.001).

Figura 6. Frequência de alterações entalhados e segmentados de peixes coletados em dois períodos sazonais nos lagos Açú e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. **1-Entalhado; 2-Segmentado.** *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.

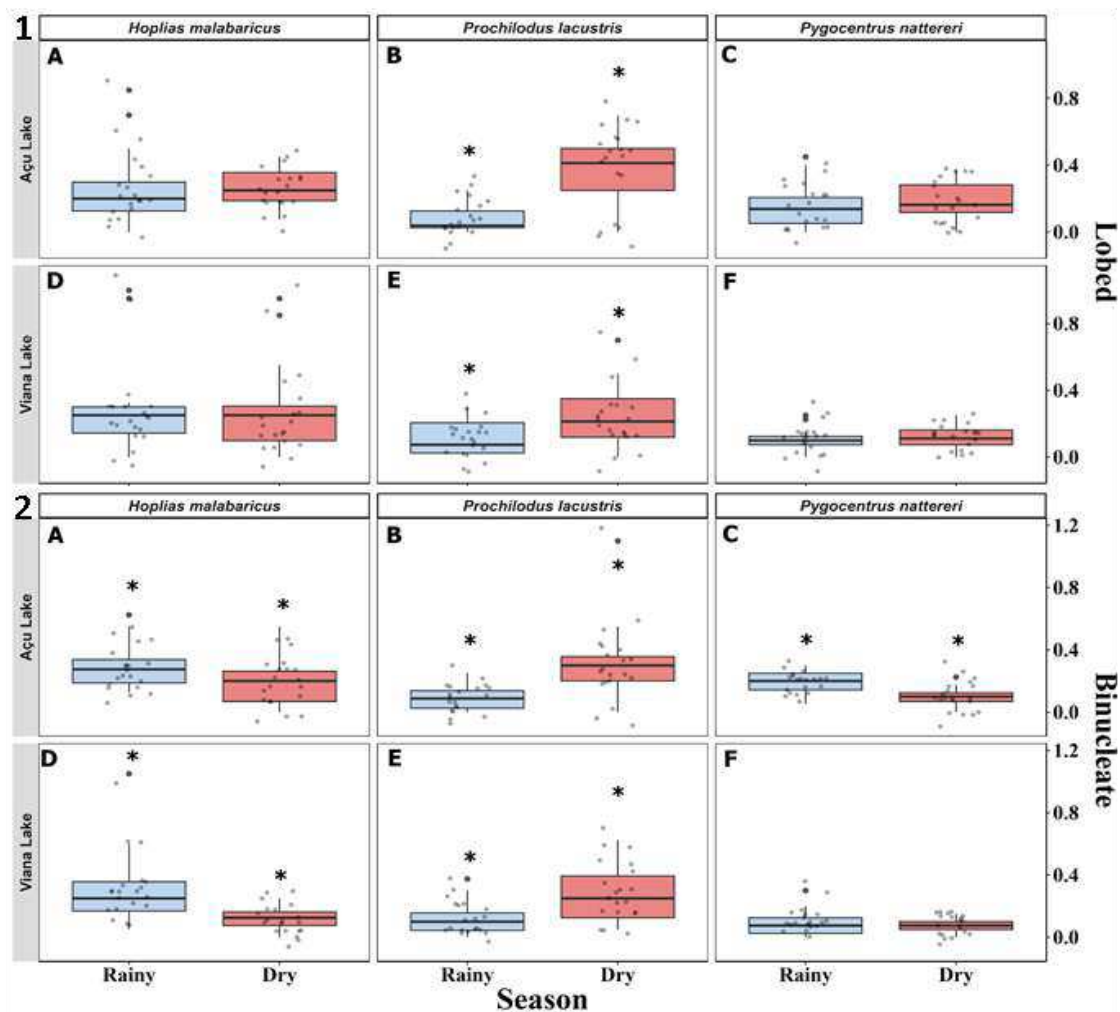


Os resultados mostraram diferença significativa na alteração lobulado para *Prochilodus lacustris* (p<0.0001), destacando médias maiores durante o período de

estiagem. Entre os lagos, observou-se uma diferença significativa ($p=0.0008$) (Figura 7-1), com maiores médias para *Prochilodus lacustris* no lago Viana. Para outras espécies analisadas, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre lagos ou períodos sazonais ($p>0.05$), apesar de um aumento geral nas frequências durante o período de estiagem.

Quanto ao binucleado, diferenças significativas foram observadas para *H. malabaricus* nos lagos Açu ($p=0.005$) e Viana ($p=0.0002$) (Figura 7-2). Para *P. lacustris*, as diferenças foram nos lagos Açu ($p=0.0001$) e Viana ($p=0.0022$), enquanto *P. nattereri* mostrou diferença apenas no Lago Açu ($p=0.0004$). Notavelmente, as frequências de binucleados foram mais observadas em *P. lacustris* durante o período de estiagem.

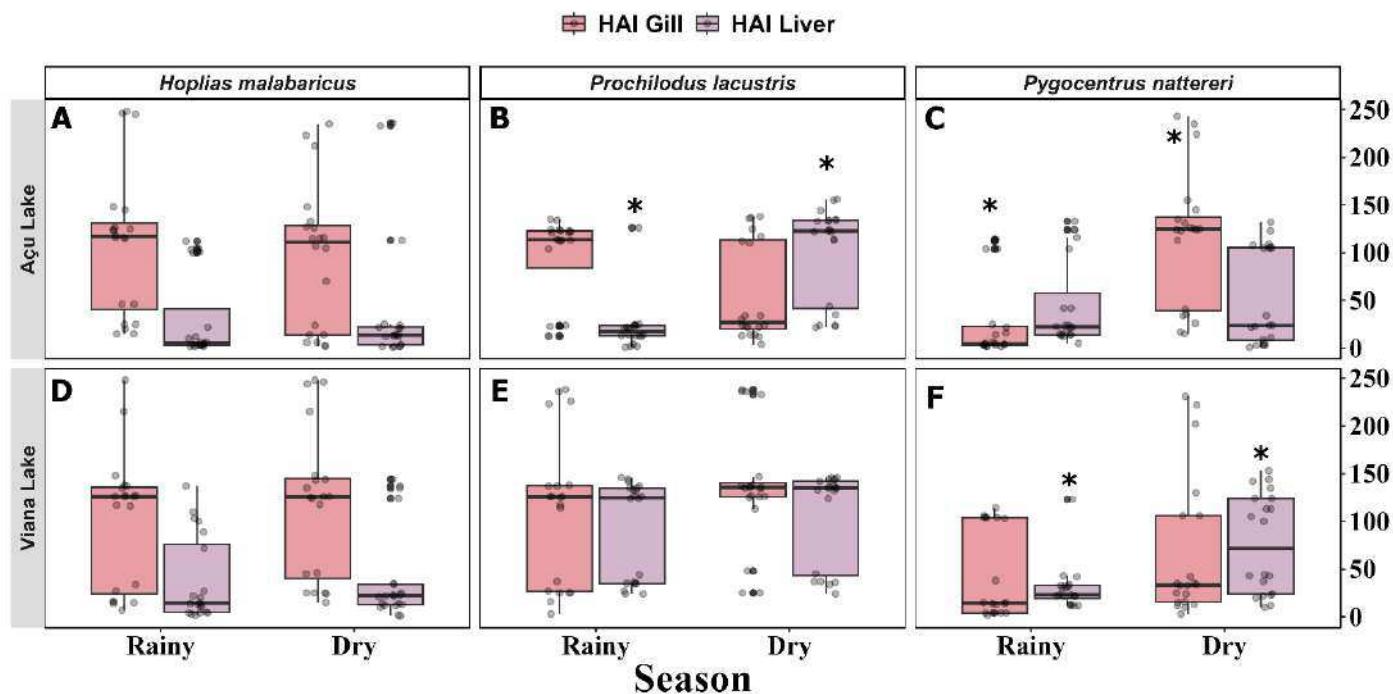
Figura 7. Frequência de alterações lobuladas e binucleadas em peixes coletados durante dois períodos sazonais nos lagos Açú e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. **1** - Lobulado; **2** - Binucleado. *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.



3.6 Histopatologia de brânquias e fígado de peixes

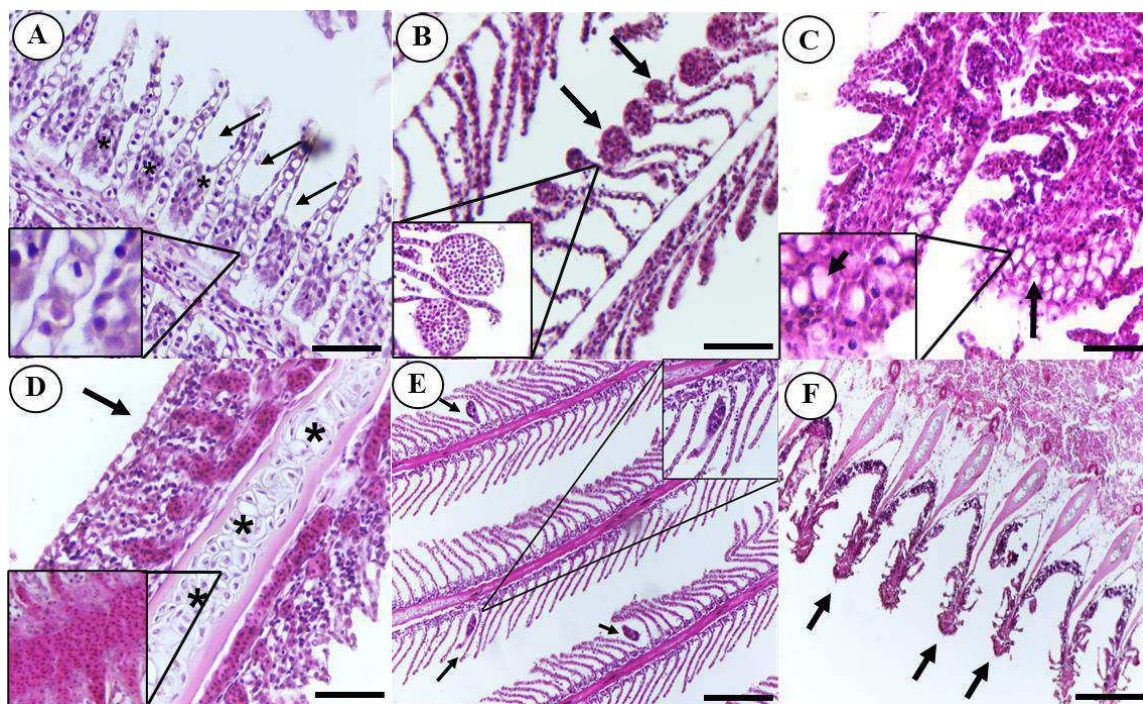
A análise da histopatologia das brânquias revelou uma diferença estatisticamente significativa para *Pygocentrus nattereri* ($p < 0.0001$) (Figura 8) entre os períodos sazonais no Lago Açú. Já em relação ao fígado, diferenças estatisticamente significativas foram observadas para *Prochilodus lacustris* ($p < 0.0001$) no Lago Açú e para *Pygocentrus nattereri* ($p = 0.049$) (figura 8) no Lago Viana. Apesar de *Hoplias malabaricus* não ter apresentado diferenças estatisticamente significativas, essa espécie exibiu valores mais elevados de Índice de Alteração Hepática (IAH) em ambos os lagos durante os dois períodos sazonais.

Figura 8. Índice de Alteração Histológica (IAH) dos peixes coletados durante dois períodos sazonais nos lagos Açu e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Amazônia Oriental, Brasil. *Hoplias malabaricus* (A-D); *Prochilodus lacustris* (B-E); e *Pygocentrus nattereri* (C-F). *A presença de asteriscos indica uma diferença significativa de 5% entre os períodos sazonais por lago.



As alterações histológicas, abrangendo todos os estágios de severidade, incluíram redução no epitélio respiratório, hiperplasia do epitélio lamelar, fusão completa e incompleta de lamelas, congestão vascular, hiperplasia das células de muco e cloreto e aneurismas lamelares, destacando-se estas últimas como as mais proeminentes. As alterações do estágio II foram menos frequentes, como hiperplasia e hipertrofia das células de muco (Figura 9).

Figura 9. Fotomicrografias de alterações nas brânquias em peixes coletados durante dois períodos sazonais nos lagos Açú e Viana, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense. **A** - Hiperplasia de células de cloreto (**seta**), elevação do epitélio respiratório; **B** - Congestão de vasos sanguíneos (**seta**); **C** - Hiperplasia de células mucosas (**seta**); **D** - Fusão completa de todas as lamelas (**seta**), dilatação do seio sanguíneo (*); **E** - Parasita (**seta**); e **F** - Redução nas lamelas. Escala - 50 µm, coloração com HE.



Foram encontradas alterações histológicas no tecido hepático dos peixes, entre elas: núcleo na periferia da célula, hipertrofia celular, centro de melanomacrófagos, vacuolização, rompimento celular (hiperemia e degeneração gordurosa).

3.7 Correlação entre metais, parâmetros ambientais e alterações nucleares de peixes

Os resultados da análise de correlação de Spearman revelaram padrões significativos a 5% entre os teores de metais, parâmetros ambientais e alterações celulares nos peixes (Figura 10). Nas correlações observadas, notou-se que os peixes do Lago Açú apresentaram maiores correlações com significância a 5% quando comparados ao Lago Viana.

Na espécie *H. malabaricus* do Lago Açú, identificou-se correlações significativas, destacando-se uma forte associação ($r=1.0$ $p<0.001$) entre Pb e Al, Fe, Mn, bem como a frequência de micronúcleo ($r=0.83$; $p=0.042$). Além disso, foi identificada correlação entre Al e Hg ($r=0.88$; $p=0.021$) e uma correlação forte entre Fe e a frequência de

micronúcleo ($r=1.0$; $p<0.001$), juntamente com lobulado ($r=0.83$; $p=0.042$), sal e pH ($r=0.89$; $p=0.019$). Observou-se que o pH estava correlacionado com as frequências de micronúcleo, lobulado e segmentado ($r=0.89$; $p=0.019$). A salinidade demonstrou uma correlação com a CE ($r=0.94$; $p=0.005$) e associação forte com micronúcleo e lobulado ($r=0.93$; $p=0.008$). Por sua vez, a CE apresentou correlação forte com a frequência de lobulado ($r=0.99$; $p=0.001$). No entanto, foram observadas correlações negativas, como entre o cobre e o ferro ($r=-0.81$; $p=0.050$), sal ($r=-0.93$; $p=0.008$), CE ($r=-0.84$; $p=0.36$) e micronúcleo ($r=-0.81$; $p=0.050$). Al revelou correlação forte com Fe, micronúcleo e binucleado ($r=-0.94$; $p=0.005$), enquanto Pb apresentou uma correlação negativa com pH, frequência de segmentado e binucleado ($r=-0.94$; $p=0.005$). Hg exibiu correlações fracas com todos os parâmetros ambientais e com as frequências de micronúcleo, segmentado e binucleado ($r=-0.88$; $p=0.021$).

No caso do Lago Viana, Al teve correlação fraca com Cu, Fe, sal e frequência de lobulado ($r=0.81$; $p=0.050$). Pb apresentou correlação intermediária com Alumínio ($r=0.94$; $p=0.005$), Mn ($r=0.94$; $p=0.005$) e lobulado ($r=0.83$; $p=0.042$). Cu teve correlação forte com frequência de lobulado e binucleado ($r=0.93$; $p=0.008$). Hg teve correlação entalhado ($r=0.88$; $p=0.021$). Selênio apresentou correlação forte com oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica ($r=0.93$; $p=0.008$), enquanto OD teve correlação com temperatura ($r=0.83$; $p=0.042$), salinidade e segmentado correlacionaram ($r=0.94$; $p=0.005$). Foram observadas correlações negativas entre o elemento Mn e pH ($r=-0.89$; $p=0.019$), OD e CE ($r=-0.83$; $p=0.042$), e temperatura e CE ($r=-0.89$; $p=0.019$), pH e salinidade, que apresentaram correlação negativa com micronúcleo ($r=-0.83$; $p=0.042$).

Em contrapartida, *Prochilodus lacustris* do Lago Açu apresentou correlações significativas entre metais e parâmetros ambientais. Houve correlação fraca entre Pb e Ferro, Manganês e a frequência de micronúcleo ($r=0.83$; $p=0.042$), enquanto Al correlacionou-se com Pb e Hg ($r=0.88$; $p=0.042$). Destaca-se que o ferro apresentou uma correlação forte com a frequência de micronúcleo ($r=1.0$; $p<0.001$). Os valores de pH correlacionaram-se com as frequências de micronúcleo, segmentado e lobulado ($r=0.89$; $p=0.019$), assim como sal, CE e a frequência de lobulado ($r=0.94$; $p=0.005$).

No Lago Viana, as correlações foram mais fracas, com destaque para Pb, que apresentou correlação com todas as variáveis ambientais, incluindo Mn ($r=0.94$; $p=0.005$) e Se com OD e temperatura ($r=0.93$; $p=0.008$). Algumas correlações negativas também foram observadas, como Cu com a frequência de segmentado ($r=-0.81$; $p=0.050$), Mn

com o pH ($r=-0.89$; $p=0.019$), Pb com a frequência de segmentado ($r=-0.94$; $p=0.0058$), Fe com a sal ($r=-0.83$; $p=0.042$), Mn com a frequência de segmentado ($r=-0.83$; $p=0.042$) e Se com a CE ($r=-0.93$; $p=0.004$).

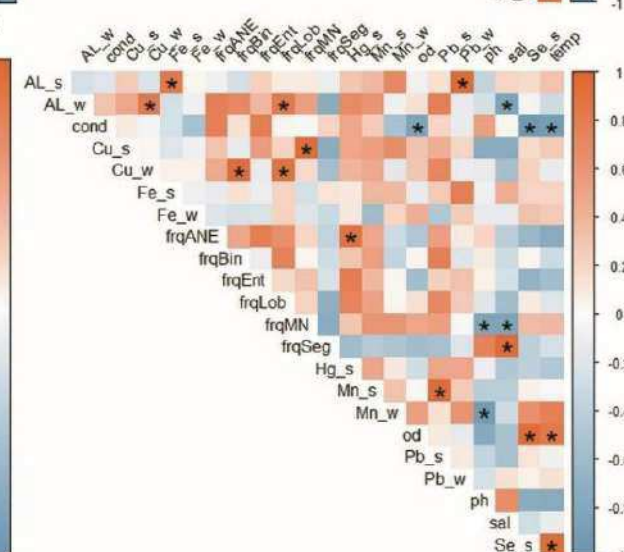
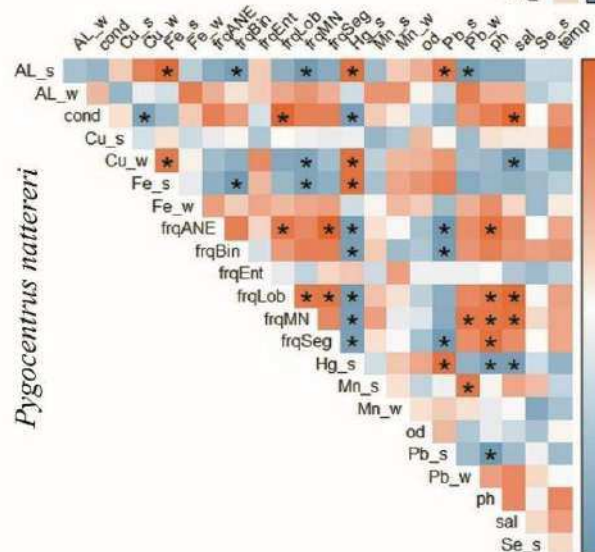
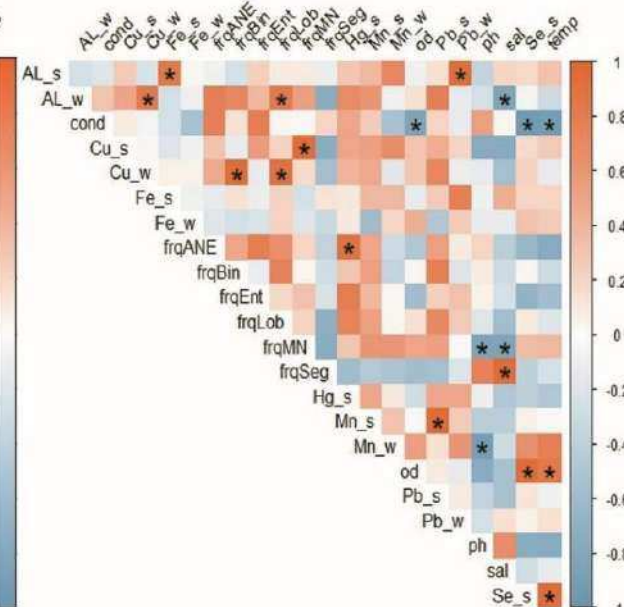
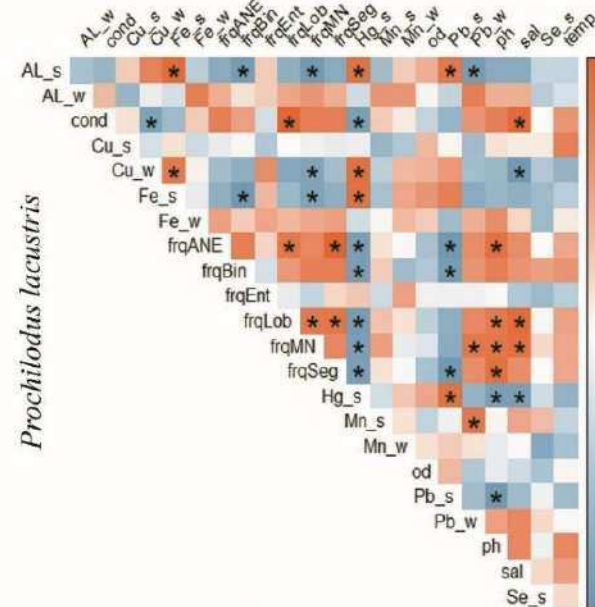
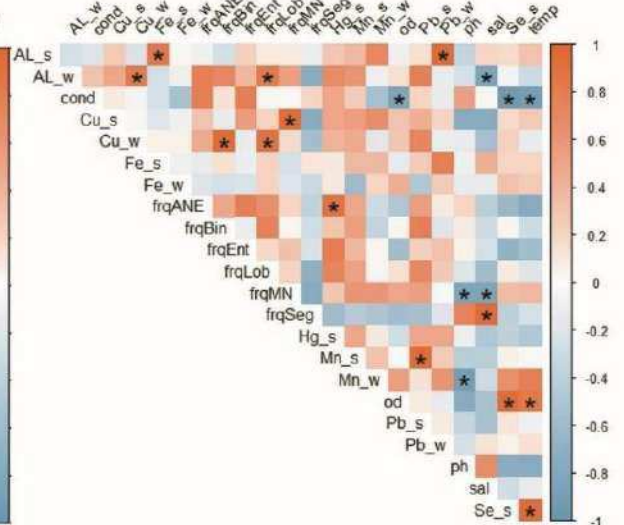
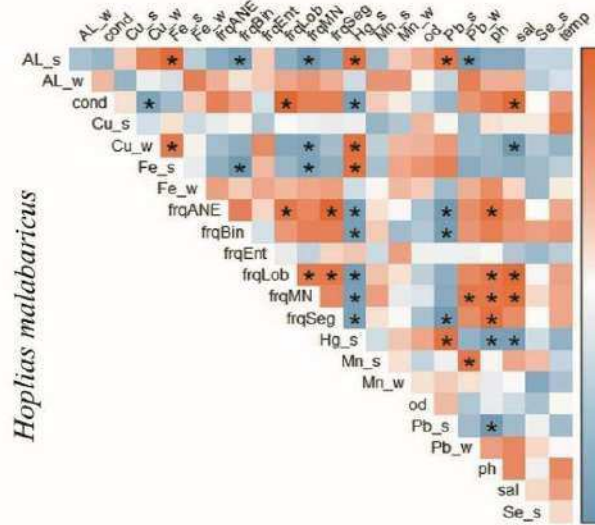
Em relação a *Pygocentrus nattereri* no Lago Açu, foram observadas correlações significativas. Destaca-se correlação entre Alumínio e a frequência segmentado ($r=0.81$; $p=0.05$), Pb e a frequência de segmentado ($r=0.90$; $p=0.005$), e Cu e a frequência de lobulado ($r=0.94$; $p=0.005$). O ferro apresentou correlação significativa com o pH ($r=0.83$; $p=0.042$) e a salinidade ($r=0.89$; $p=0.019$). Além disso, a temperatura correlacionou-se com as frequências de entalhado e lobulado ($r=0.89$; $p=0.019$), enquanto o pH correlacionou-se com a frequência de entalhado ($r=0.94$; $p=0.005$). A condutividade elétrica mostrou uma correlação positiva com a frequência de micronúcleo ($r=0.87$; $p=0.024$). Por outro lado, Pb revelou correlações negativas com o pH ($r=-0.95$; $p=0.005$) e a frequência de entalhado ($r=-0.83$; $p=0.042$). Hg apresentou correlações negativas com todos os parâmetros ambientais analisados ($r=-0.88$; $p=0.021$), além de correlacionar-se negativamente com a frequência de segmentado ($r=0.89$; $p=0.019$). A condutividade também apresentou correlação negativa com a frequência de segmentado ($r=-0.87$; $p=0.050$).

Em contrapartida no Lago Viana, as correlações foram mais fracas. Notavelmente, Pb apresentou uma correlação forte com diversas variáveis, incluindo Mn ($r=0.94$; $p=0.005$) e Se, que se associou a OD e temperatura ($r=0.93$; $p=0.008$). Foram observadas algumas correlações negativas, como Cu com a frequência de segmentação ($r=-0.81$; $p=0.050$), Mn com o pH ($r=-0.89$; $p=0.019$), Pb com a frequência de segmentação ($r=-0.94$; $p=0.0058$), F com a salinidade ($r=-0.83$; $p=0.042$), Mn com a frequência de segmentação ($r=-0.83$; $p=0.042$) e Se com a CE ($r=-0.93$; $p=0.004$).

Figura 10. Correlação de Spearman entre metais traços na água e sedimento, parâmetros ambientais e alterações nucleares em eritrócitos de peixes. 1 ou -1 indica uma correlação mais forte. * indica a presença de uma correlação significativa a 5%. **AL** - Alumínio, **Cu** - cobre, **Fe** - ferro, **Pb** - chumbo, **Se** - selênio, **Hg** - mercúrio, **Od** - oxigênio dissolvido, **Cond** - condutividade elétrica, **Sal** - salinidade, **Freq** - frequência, **Ent** - entalhado, **Lob** - lobulado, **MN** - micronúcleo, **Seg** - segmentado, **Bin** - binucleado, **W** - água, e **S** - sedimento.

Açu Lake

Viana Lake



4 Discussão

O monitoramento da qualidade da água é essencial para controlar as variações nos ecossistemas aquáticos e pode ser realizado por meio de múltiplos parâmetros, como temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e salinidade. Estas variações são principalmente desencadeadas por modificações nesses ecossistemas decorrentes das atividades antrópicas, intensificando-se com as variações sazonais (El Mourabit *et al.*, 2023; Patra *et al.*, 2023). A temperatura, um dos parâmetros avaliados, não apenas indica a criticidade de controle nos ecossistemas aquáticos, mas também exerce influência significativa nas transformações biológicas, químicas e físicas desses ambientes (Asmaa *et al.*, 2022). Tais variações podem ser atribuídas às mudanças climáticas regionais (Silva *et al.*, 2013) e à elevada vulnerabilidade do Brasil a alterações nos padrões climáticos, acompanhando a tendência do aquecimento global (Assis *et al.*, 2012) com mudanças nas temperaturas e nos padrões de chuva da região da Baixada Maranhense.

Além disso, durante o período de estiagem, os níveis mais baixos de Oxigênio Dissolvido (OD) registrados no ponto 1 de ambos os lagos, mais próximos as atividades antrópicas podem estar associadas à sua utilização por bactérias aeróbicas (Zhang *et al.*, 2020). Bactérias estas, envolvidas na decomposição de resíduos provenientes de águas não tratadas ou esgoto *in natura*, conforme discutido por El Mourabit *et al.* (2023). A carga mais elevada de resíduos resulta em maior demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e, conseqüentemente, uma redução na taxa de OD (Al-Afify *et al.*, 2023; Eh Rak *et al.*, 2022; Priya *et al.*, 2022).

As variações nas taxas de OD estão diretamente relacionadas às taxas de temperatura, pois quanto mais elevadas, menores são as concentrações de OD. Esse parâmetro caracteriza-se como bom indicador de qualidade da água, pois a sua diminuição para níveis insuficientes pode resultar na depleção de oxigênio na água, prejudicando os ecossistemas, levando à morte de organismos sensíveis, como peixes e outros animais aquáticos (Andrade *et al.*, 2022).

Durante o período chuvoso, observou-se que os valores de pH nos pontos do Lago Viana foram mais ácidos em comparação com o período de estiagem. Em ambas as épocas, os três pontos apresentaram valores abaixo do limite recomendado pela legislação nacional (CONAMA). Por outro lado, no Lago Açú, os valores estavam dentro dos limites estabelecidos na legislação para ambas as coletas, variando de (7.13 ± 0.35) durante a estiagem a (9.4 ± 0.01) no período chuvoso. Esses resultados assemelham-se aos achados

de estudos anteriores conduzidos por Cardoso *et al.* (2018), Lima *et al.* (2022) e (2023) na mesma região e época do ano.

O pH desempenha papel crucial no estudo da qualidade da água, sendo fortemente influenciado pela presença de matéria orgânica em decomposição (Bolan *et al.*, 2011). Maior disponibilidade de matéria orgânica resulta em pHs mais baixo, devido à produção de ácidos durante a decomposição (Esteves, 1998; Nogueira, Costa, Pereira, 2015). Mudanças desse elemento, podem interferir na disponibilidade de nutrientes essenciais, aumentando a toxicidade da água (Massod *et al.*, 2023). Em pHs extremos, certos nutrientes podem tornar-se menos disponíveis, impactando a saúde e o crescimento dos peixes (Yavuzcan Yildiz *et al.*, 2017). Cabe ressaltar, que taxas de pH mais ácidas relacionam-se diretamente ao despejo de efluentes residenciais (Rubio *et al.*, 2022).

O despejo de águas residuais contribui também para o aumento nos valores de condutividade elétrica (CE) devido à maior concentração de íons na água (Abreu *et al.*, 2016). Nesse estudo, ficaram evidentes as variações significativas nos valores de CE entre os períodos sazonais e os lagos. No período chuvoso, os valores registrados foram de $87,8 \pm 0,15 \mu\text{S/cm}$, e estiagem $356,8 \pm 0,35 \mu\text{S/cm}$ no Lago Açu, mostrando que o período sazonal pode interferir na solubilização de íons. E valores apresentados nesse estudo acima de $350 \mu\text{S/cm}$ em ambos os períodos, indicando possível variação deste parâmetro. Embora não existam limites estabelecidos nas legislações brasileiras, esses valores são considerados elevados para águas de classe 2 que são destinadas ao consumo humano (Cardoso *et al.*, 2018).

Esses resultados mostram níveis elevados de íons dissolvidos na água, podendo ser atribuída a diversos fatores (Hlondzi *et al.*, 2020). Dentre eles, destacam-se a geologia local e a possível influência de fontes de poluição, no qual os processos de evaporação durante a estiagem concentram os íons na água. Mesmo águas com baixos teores iônicos dissolvidos podem causar problemas para todo o ecossistema aquático, interferindo na regulação osmótica dos organismos e resultando em alterações fisiológicas (Kültz, 2015).

A superação dos limites estabelecidos nas resoluções CONAMA 357/2005, 420/2009 e 454/2012 para concentrações de metais nas amostras de água e sedimento dos lagos Açu e Viana, destacando-se a atenção à presença de metais não essenciais, dada sua reconhecida toxicidade, persistência ambiental e acumulação nos organismos, acarretando riscos significativos aos ecossistemas (Pujari e Kapoor, 2021). As concentrações médias dos elementos traços em água e sedimento neste estudo seguiram as sequências decrescentes $\text{Al} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Hg} > \text{Se}$ e $\text{Al} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Hg} > \text{Se}$.

Este padrão indicou maior quantificação de alumínio e ferro em comparação com mercúrio e selênio em ambas as amostras. A elevação nos níveis de Al e Fe, nas amostras de sedimento, associou-se à composição geomorfológica do estado do Maranhão (Almeida *et al.*, 2020), caracterizado por Argissolo vermelho, Gleissolos e plintossolos (Embrapa, 2021), ricos em minerais como Al e Fe, resultantes do intemperismo das rochas na região da Baixada Maranhense (Anjos *et al.*, 2007).

Embora Cardoso *et al.* (2018) e Lima *et al.* (2024) tenham identificado esses mesmos elementos nessas regiões, os valores deste estudo excederam, destacando-se especialmente os teores desses elementos.

A presença de metais não essenciais em quantidades mais elevadas pode ser reflexo das fontes de poluição, principalmente de esgoto *in natura* acarretando o aumento deles. E esse aumento não só altera os parâmetros físico-químicos da água e solo, mas potencializam impactos sobre organismos (Oliveira *et al.*, 2018). Apesar de Fe, Al e Mn serem elementos de origem natural, seu aumento pode desencadear toxicidade, induzir estresses oxidativos, e provocar disfunções metabólicas e fisiológicas nos peixes (Balali *et al.* 2023). A presença de Pb, Cu, Cd, Se e Hg mesmo em baixos níveis já são indicativos de degradação ambiental por atividades antrópicas (Vieira *et al.*, 2022). Sedimentos poluídos atuam como um reservatório e fonte contínua de poluentes (Khan *et al.*, 2019), acumulando esses elementos ao longo do tempo que pode ser introduzido na cadeia trófica e prejudicar a saúde coletiva.

Os organismos aquáticos, incluindo peixes e invertebrados, podem entrar em contato direto com os sedimentos contaminados durante suas atividades de alimentação, respiração e reprodução (Carvalho *et al.*, 2017). Eles podem ingerir partículas de sedimentos ou filtrar poluentes através de suas brânquias ou tegumento (Chui *et al.*, 2021). Essa exposição contínua tende a bioacumular nos tecidos desses organismos como observado neste estudo.

O hábito alimentar influencia nas taxas de acumulação de elementos traços (Albuquerque *et al.*, 2020). Nesse estudo, as traíras, conhecidas por se alimentarem não apenas de outros peixes, mas também de resíduos orgânicos e sedimentos de fundo, demonstraram valores mais elevados de acúmulo de metais, seguidas pela piranha-vermelha e curimatá. É pertinente destacar que organismos contaminados, quando consumidos pelas comunidades, transferem os poluentes para a cadeia trófica, expondo os indivíduos a substâncias (Montenegro *et al.*, 2019). Essa exposição pode resultar em efeitos adversos à saúde (Almeida *et al.*, 2017), incluindo danos ao sistema nervoso,

alterações hormonais, problemas de desenvolvimento embrionário e outros distúrbios reprodutivos (Achifer *et al.*, 2005; Gomes *et al.*, 2021), doenças cardiovasculares e câncer (Froes e Pereira, 2020; Galvão e Corey, 1987; Rocha, 2009).

Além desses efeitos, podem modificar estruturas celulares, como composição química, diâmetro do núcleo e condensação da cromatina na formação do núcleo (Fernandes, 2005; Genchi *et al.*, 2020). A presença de micronúcleos e outras anormalidades nucleares encontradas nos eritrócitos das espécies *H. malabaricus*, *P. nattereri* e *P. lacustris* coletadas nos lagos desse estudo pode ser considerado uma das respostas secundárias da exposição desses organismos aos elementos traços encontrados. As frequências de MN foram maiores no período de estiagem para ambos os lagos e entre as espécies, mas destaca-se a traíra, pois apresentou maiores médias no Lago Açu quando comparados às outras espécies, essa diferença nos valores das frequências pode estar associada a maior acumulação de metais por essa espécie e o hábito alimentar como observado nesse estudo (Jiang *et al.*, 2022; Moiseenk, Gashkina., 2020).

Além do hábito alimentar, sugere-se que o período sazonal pode influenciar diretamente na bioacumulação de metais (Griboff *et al.*, 2020), resultando no aumento das frequências de MN dos eritrócitos dos peixes (Fenech, 2000), uma vez que as condições ambientais como, pH mais ácido, temperaturas e condutividade elétrica mais elevadas podem interagir na atuação desses elementos nos organismos (Yu *et al.*, 2019), uma vez que essa interação pode facilitar a absorção deles. (Alloway, 1995)

As frequências espontâneas de micronúcleos em peixes normalmente são baixas (Aguiar, 2018; Ferraro *et al.*, 2004). Segundo Melo *et al.*, (2013), a presença de MN e ANE espontâneas, para as espécies *P. lacustris* é igual a 0,01% conforme Porto *et al.* (2005), *H. malabaricus* é de 0,006% e *Pygocentrus nattereri* ainda não existem ensaios que mostrem esses valores espontâneos. A partir dessas frequências espontâneas e levando em consideração os resultados obtidos das médias de alterações, observou-se que as espécies apresentaram valores acima da frequência espontânea dessas anomalias.

Grisolia *et al.* (2009), encontraram frequência para MN para *Hoplias malabaricus* 0,18% no Lago Paranoá- Brasília, no qual ele associou a formação dessas alterações à exposição dos organismos ao despejo de esgoto doméstico. Porto *et al.* (2005) encontraram frequência elevada em *Hoplias malabaricus* expostos a mercúrio evidenciando aumento significativo na frequência de MN e outras alterações genotóxicas nos rios amazônicos. Em consonância com esses achados, nosso estudo também revelou

frequências significativas de micronúcleo, sobretudo para a espécie *Hoplias malabaricus*, mostrando que pode responder à exposição de substâncias genotóxicas nos lagos.

Matos *et al.* (2022) relataram frequências de 0.25% para *Pygocentrus nattereri* na área do Fundão, região essa, que foi impactada por um desastre ambiental relacionado a rejeitos de mineração, que mostram que elementos traços em quantidades elevadas induziam essas alterações. Nesse estudo encontrou frequência de 0.15% para o Lago Açu, sugerindo valores comparáveis em uma região que sofreu considerável influência de elementos traços, assemelhando-se à área afetada pelo desastre ambiental mencionado, mesmo sendo as fontes de poluição menores quando comparados dessa área impactada.

A presença significativa dessas alterações nos peixes dos lagos Açu e Viana pode ser atribuída à exposição a metais, detectados tanto na água e sedimentos, quanto no músculo dos peixes. Estas anomalias surgem nas células em resposta à ação de agentes mutagênicos como é o caso dos elementos traços (Safina *et al.*, 2021). A exposição desses organismos a metais resulta na modificação do material genético das células, desencadeando a formação dos MNs (Silva *et al.*, 2019). Uma vez modificados, comprometem as funções dessas células que transportam oxigênio (Razzaq *et al.*, 2021), modificam o sistema imunológico dos organismos e causam deficiências nutricionais.

Embora tanto as alterações nucleares eritrocíticas quanto a formação de micronúcleos possam ser causadas por danos cromossômicos, é importante destacar que nem toda alteração nuclear resultará na formação de micronúcleos (Kwon *et al.*, 2020). Existem diferentes mecanismos e vias celulares envolvidas na reparação do DNA e na segregação deles, o que leva a diferentes consequências nas células (Hustedt e Durocher, 2017).

Além das ANE e MN, observou-se células com mais de quatro micronúcleos, de acordo com Osman *et al.* (2010), devem ser descartadas e consideradas como um fenômeno de apoptose, um evento celular programado. Quando ocorre uma modificação no núcleo, como danos no DNA, a célula automaticamente inicia um processo de autodestruição (Kolodziej *et al.*, 2018) para evitar a formação de novas células defeituosas. A apoptose é um mecanismo importante para remover células durante o desenvolvimento do animal, eliminar células potencialmente cancerosas e manter o equilíbrio no corpo do organismo (Alberts *et al.*, 2017).

A presença dos metais encontrados principalmente nas amostras de água e músculo dos peixes pode interferir na inibição das cascatas de MAPk quinases (Kefaloyianni *et al.*, 2005) e na formação de células apoptóticas através de mecanismos

como estresse oxidativo (Sytar *et al.*, 2013), danos ao DNA, modulação da via de sinalização e regulação da expressão gênica (Silva-Filho, 2021). Além disso, alguns elementos podem interagir com diferentes vias de sinalização (Fatima *et al.*, 2019) causando distúrbios mitocondriais. O desenvolvimento de cânceres e retardo no crescimento dos organismos são reflexos desses distúrbios (Genchi *et al.*, 2020).

Jomova e Valko (2011) e Valko *et al.* (2016) discutiram que metais pesados podem induzir a formação de radicais livres, levando ao estresse oxidativo e danificando as proteínas e lipídios presentes nas membranas eritrocitárias. O chumbo, em particular, inibe enzimas chaves envolvidas no metabolismo celular, impactando o funcionamento dos eritrócitos (Fu e Xi, 2020). Essas alterações podem resultar em uma maior fragilidade celular, diminuição da capacidade de transporte de oxigênio e até mesmo na formação de corpos de inclusão, comprometendo a homeostase e a funcionalidade dos eritrócitos (Sharma, Khan e Mahmood, 2023). Efeitos como esses podem variar dependendo do metal, concentração, tempo de exposição e tipo de célula exposta.

Durante esse estudo, foram observadas alterações histológicas graves nas brânquias e no fígado dos peixes, devido à exposição de poluentes dos lagos. Mallat (1985) e Marinovic *et al.* (2021) mostraram que hipertrofia do epitélio respiratório e a necrose das lamelas são as alterações mais comuns observadas quando os organismos foram expostos a metais tóxicos em seus experimentos, associadas às elevadas taxas desses metais, como $Fe > Al > Cu > Pb$ encontrados nos lagos Açu e Viana.

Por serem órgãos sensíveis, as brânquias reagem de forma generalizada a diversos fatores, como pH mais ácido, baixos teores de OD e atividades parasitárias (Lima *et al.*, 2024), como demonstrado neste estudo. Essas alterações nas estruturas podem surgir por dois principais motivos: mecanismos de defesa ou como resposta à exposição de certos poluentes ou agentes xenobióticos.

A hiperplasia e hipertrofia epitelial, bem como o levantamento do epitélio respiratório, são interpretadas como primeiros mecanismos de defesa nas brânquias (Ugurlu *et al.*, 2019). A hiperplasia reduz a superfície respiratória, enquanto a hipertrofia e o deslocamento do epitélio lamelar ampliam a distância de difusão, tornando mais desafiadora a captação de xenobióticos (Camargo e Martinez, 2007). Essas alterações são reversíveis, e espera-se que regridam após o período de exposição. Em contrapartida, alterações irreversíveis, como necroses e aneurismas são consideradas decorrentes de xenobióticos, conforme Marinovic *et al.* (2021). Comparando entre períodos sazonais, observa-se que os valores do Índice de Alterações Histológicas (IAH) foram mais

elevados, principalmente para as alterações no fígado, durante o período de estiagem. Isso mostra que organismos como os peixes são sensíveis às variações ambientais como visto nesse estudo que os parâmetros estudados apresentaram correlações com os metais.

Um padrão semelhante foi identificado por Cardoso *et al.* (2018) e Lima *et al.* (2024) na mesma região, no qual registrou-se maiores IAHs durante o período de estiagem, com maior frequência de alterações irreversíveis. Kostić-Vuković *et al.* (2021) também destacaram que o acúmulo de metais em peixes é maior durante a estiagem, resultando em maiores alterações histológicas nos órgãos concordando com o estudo de Ali *et al.*, (2023), devido à maior atividade metabólica dos peixes nesse período, acumulando maiores teores de metais. Bhuvaneshwari *et al.* (2015), Lima *et al.* (2022) e (2024) demonstraram alterações histológicas em brânquias e fígado como biomarcador útil para avaliar o impacto tóxico de metais em peixes.

A análise de correlação neste estudo foi fundamental para determinar a influência e direção do relacionamento entre o surgimento das alterações a nível celular, as variações nos parâmetros ambientais e níveis de metais da água e sedimento. Mostrando que as variações sazonais interferem na sua disponibilidade no ecossistema. Cabe ressaltar que alguns desses elementos quando em contato com outros podem surgir efeitos sinérgicos (Youssef *et al.*, 2024), o chumbo facilita a absorção de cobre, e o cobre, o mesmo com o chumbo (Tao *et al.*, 1999; Youssef *et al.*, 2024) isso ficou claro na análise de correlação. Komjarova e Blust (2009) discutiram que a presença de Cu diminui a absorção de Cd. Nesse estudo os valores de cádmio não tiveram variações, apesar da presença do elemento cobre, pois apresentaram valores superiores ao limite de quantificação, corroborando com os estudos de Cardoso *et al.* (2018), Lima *et al.* (2024). Além dessas, observou-se ainda correlações positivas e negativas entre os metais, como exemplo, entre chumbo e alumínio, ferro e entre manganês e arsênio.

Obteve-se correlações positivas e negativas entre os metais de água e sedimento e as variáveis abióticas como correlação negativa entre Cu e as variáveis (pH, sal e CE), Pb e pH, Hg e (pH, sal, CE e Temp) e positivas entre Fe e (OD, pH, Temp e CE), Pb e Mn e Se com (CE, OD e Temp).

Mubiana e Blust (2007) ressaltaram uma correlação positiva entre a temperatura e o Cd. No entanto, em nosso estudo, corroborando os achados de Youssef *et al.* (2024), observamos uma correlação negativa entre Cd e a temperatura. Essa disparidade sugere que, embora temperaturas elevadas possam resultar em maior bioacumulação de Cd nos organismos, essas tendências podem ser influenciadas por variações na solubilidade ou

nas taxas de deposição em diferentes faixas de temperatura. O mesmo padrão foi constatado em relação ao Cu e à temperatura em nossa pesquisa. Em paralelo, Yuan et al. (2020) relataram correlações negativas entre os metais e os parâmetros ambientais pH e salinidade, alinhando-se aos resultados deste estudo. Nyholt *et al.* (2022) associaram essas relações aos lagos do tipo várzea, destacando-os como pontos centrais para o acúmulo de metais devido às condições ambientais favoráveis às bactérias.

Essas correlações mostram as complexas interações entre os metais e os ecossistemas, não só entre eles com os parâmetros ambientais, mas também a forma como induzem o surgimento de alterações celulares e teciduais nos organismos expostos. Cabe ressaltar que essa correlação pode variar dependendo das espécies utilizadas, a região geográfica e além das condições ambientais. Ainda se destaca que a presença desses metais pode ser uma das consequências das ações antrópicas aos redores dos lagos e que eles podem acumular nos peixes e podem resultar no retardo do crescimento, como visto neste estudo.

Naturalmente, os organismos precisam de metais para realizar algumas das principais atividades metabólicas. O processo de bioacumulação nos peixes exige um processo de absorção, metabolização e excreção bem rígidos. Embora esses elementos sejam necessários, em quantidades elevadas não conseguindo ser metabolizados pode levar a toxicidades deles. As variações na bioacumulação desses metais podem ser influenciadas pela interação dos íons metálicos durante o processo de absorção juntamente com métodos únicos de fixação e controle de metal. Pelletier e Campbell (2004) e Yap *et al.* (2003) sugerem que essas interações podem impactar a forma como os organismos acumulam íons metálicos.

Esses resultados destacam a complexidade das relações entre os metais, parâmetros ambientais e as alterações observadas nos peixes, contribuindo para uma compreensão mais abrangente dos impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos. Esta avaliação da qualidade ambiental dos lagos, é de suma importância para entender o comportamento de xenobióticos nos ecossistemas.

5 Conclusão

Dessa forma, a poluição por metais oriundos de fontes pontuais e difusas nos lagos Açu e Viana, são consideradas ameaças não apenas ambiental, mas também a saúde humana. Uma vez que a presença desses metais pode prejudicar a saúde dos peixes, induzindo a formação de alterações nucleares eritrocíticas e alterações histológicas graves

nos órgãos- alvo. Os níveis de metais encontrados, no sedimento, água e musculatura dos peixes coletados mostram que os lagos estão sofrendo impactos provocados pela poluição desses poluentes. As altas frequências de micronúcleo e índices de alterações histológicas (IAH) nas brânquias e fígado reforçam e comprovam não só esse fator, mas mostram a eficácia dessas técnicas de biomarcadores de efeito para avaliação ambiental de ecossistemas aquáticos. E que os peixes utilizados neste estudo são ótimos modelos para biomonitoramento como *a Hoplias malabaricus* que foi considerada melhor biomonitora. Com isso, o fato de a presença desses metais tóxicos nos ecossistemas aumentar a cada dia, precisa-se discutir e novas legislações que ajustem os valores permitidos, principalmente as legislações nacionais, além de realizar fiscalização mais eficazes para evitar esse descarte de efluentes nos ecossistemas.

Declaração de conflito de interesse

Os autores declaram que não têm interesses financeiros concorrentes ou relações pessoais conhecidas que possam ter influenciado o trabalho relatado neste artigo.

Comitê de ética e Licenças Ambientais

Atividades de captura, coleta e manipulação foram devidamente autorizadas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) sob o registro nº 69518-4, pela Secretaria do Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA) sob os registros nº 301045/19 e nº A18-2022, bem como pelo Comitê de Ética e Experimentação Animal da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), com o certificado Nº 022/2019.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica na Amazônia PROCAD/Amazônia da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES/Brasil (Processo n. 88887.200470/2018-00). À Universidade Estadual do Maranhão e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela bolsa de pesquisa

Contribuição dos autores

Itallo Cristian da Silva de Oliveira: Escrita do projeto, coleta de dados em campo, análises laboratoriais, confecção e análise das lâminas, análises estatísticas, escrita, revisão do manuscrito.

Ingrid Caroline Moreira Lima: coleta dados em campo, processamentos histológicos, análise de dados, escrita e revisão do manuscrito.

Denise Silva Sousa: coleta dados em campo, escrita e revisão do manuscrito.

Natália Jovita Pereira Couto: Escrita do projeto, processamento histológico, confecção das lâminas histológicas, revisão e melhora do manuscrito.

Maria Gabriella da Silva Araújo: Análise estatística, revisão do manuscrito.

Vanessa Takeshita: Escrita e revisão do manuscrito.

Valdemar Luiz Tornisielo: Revisão artigo

Elmary da Costa Fraga: Revisão do projeto, revisão do manuscrito.

Débora Martins Silva Santos: Coordenação do projeto, revisão do projeto, revisão do manuscrito.

Referências

Abreu CHM, Cunha AC. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. Eng Sanit Ambient. 2016;22:45-56.

Aguiar EM. Alterações genotóxicas como biomarcadores em peixes de uma área protegida do sul do Maranhão. Rev Bras Eng Pesca. 2018;11(1):13-28.

Al-Afify AD, Abdo MH, Othman AA, Abdel-Satar AM. Water Quality and Microbiological Assessment of Burullus Lake and Its Surrounding Drains. Water, Air, & Soil Pollution. 2023;234(6):385.

Albuquerque FEA, Minervino AHH, Miranda M, Herrero-Latorre C, Júnior RAB, Oliveira FLC, et al. Toxic and essential trace element concentrations in fish species in the Lower Amazon, Brazil. Sci Total Environ. 2020;732:138983. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138983.

Ali MM, Kubra K, Alam E, et al. Bioaccumulation and sources of metal(loid)s in fish species from a subtropical river in Bangladesh: a public health concern. Environ Sci Pollut Res. 2023. doi: 10.1007/s11356-023-31324-8.

Alloway BJ, et al. Soil processes and the behaviour of metals. *Heavy Metals in Soils*. 1995;13:3488.

Almeida JL, Silva VAR, Dos Santos JS, Santos JRN, De Araújo MLS, Pyles MV, Silva FB. O cenário de fragilidade ambiental do baixo curso do rio Mearim. *Rev Bras Geogr Fís*. 2020;13(01):102-120.

Almeida MA, Papandrea P, Carnevali M, de Andrade AX, Correa FDPV, Andrade MRM. Destinação do lixo eletrônico: impactos ambientais causados pelos resíduos tecnológicos. *Rev Cient e-Locução*. 2015;1(07):17-17. doi: 10.57209/e-locucao.v1i07.43.

Andrade MHS, Brandimarte AL, Calheiros DF, Suárez YR. Aspects of a unique natural limnological phenomenon in the Brazilian Pantanal. *Rev Ambiente Água*. 2022;17(5):e2870.

Anjos LHC, Pereira MG, Pérez DV, Ramos DP. Caracterização e classificação de Plintossolos no município de Pinheiro-MA. *R Bras Ci Solo*. 2007;31:1035-1044.

APHA, AWWA & WEF. Microbiological examination (9000). In: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st edn. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC, USA. 2005.

APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*—American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington.1998.

Arisekar U, Shakila RJ, Shalini R, Jeyasekaran G. Human health risk assessment of heavy metals in aquatic sediments and freshwater fish caught from Thamirabarani River, the Western Ghats of South Tamil Nadu. *Mar Pollut Bull*. 2020;159:111496.

Assis JMO, Lacerda FF, Sobral MCM. Análise de detecção de tendências no padrão pluviométrico na bacia hidrográfica do Rio Capibaribe. *Rev Bras Geogr Fís*. 2012;2:320-331.

Bakshi A, Panigrahi A. A comprehensive review on chromium induced alterations in fresh water fishes. *Toxicol Rep*. 2018;5:440-447.

- Balali-Mood M, Naseri K, Tahergorabi Z, Khazdair MR, Sadeghi M. Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. *Front Pharmacol.* 2021;227. doi: 10.3389/fphar.2021.643972.
- Beghin, M., Paris-Palacios, S., Mandiki, S.N., Schmitz, M., Palluel, O., Gillet, E., Bonnard, I., Nott, K., Robert, C., Porcher, J.M., et al. Integrative multi-biomarker approach on caged rainbow trout: A biomonitoring tool for wastewater treatment plant effluents toxicity assessment. *Science of The Total Environment.* 2022; 838:155912.
- Bhuvaneshwari R, Padmanaban K, Rajendran BR. Alterações histopatológicas nos tecidos musculares, hepáticos e branquiais do peixe zebra *Danio rerio* devido a concentrações ambientalmente relevantes de pesticidas organoclorados (OCPs) e metais pesados. *Int J Environ Res.* 2015;9:1365–1372.
- Bolan NS, Adriano DC, Kunhikrishnan A, James T, McDowell R, Senesi N. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. In: *Advances in agronomy.* 2011;110:1-75. doi: 10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3
- Brito, L.O., Luz, L.D. Avaliação e monitoramento da qualidade das águas: usando análises moleculares. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais.* 2015; 3(2):76-90.
- Camargo MPM, Martinez CBR. Histopatologia de brânquias, rins e fígado de um peixe Neotropical enjaulado em um riacho urbano. *Ictiol Neotrop.* 2007;5:327-336. doi: 10.1590/S1679-62252007000300013.
- Campana, M.A., Panzeri, A.M., Moreno, V.J., Dulout, F.N. Genotoxic evaluation of the pyrethroid lambda-cyhalothrin using the micronucleus test in erythrocytes of the fish *Cheirodon interruptus*. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis.* 1999; 438(2):155-161.
- Cantanhêde, L.G., Carvalho, I.F.S., Santos, N.B., Almeida, Z.S. Biologia reprodutiva do *Hassar affinis* (Pisces: Siluriformes, Doradidae), Lago de Viana, Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil. *Acta Amazonica.* 2016; 46(2):219–226.
- Cardoso, R.L., Carvalho-Neto, R.N.F., Castro, A.C.L., Ferreira, C.F.C., Silva, M.H.L., Jesus Azevedo, J.W., Santos, D.M.S. Histological and Genotoxic Biomarkers in *Prochilodus lacustris* (Pisces, Prochilodontidae) for Environmental Assessment in a

Protected Area in the Northeast of Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2018; 101(5):570-579.

Carrasco, K.R., Tilbury, K.L., Myers, M.S. An assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1990; 47(11):2123–2136.

Carvalho MM, Lira VS, Watanabe CH, Fracacio R. Estudo da toxicidade de metais (zinco e cádmio) sobre *Ceriodaphnia dubia*, por multivias de exposição e recuperação biológica de descendentes. *Eng Sanit Ambient*. 2017;22(5):961-968.

Castaldo G, Pillet M, Sloomackers B, Bervoets L, Town RM, Blust R, De Boeck G. Investigating the effects of a sub-lethal metal mixture of Cu, Zn and Cd on bioaccumulation and ionoregulation in common carp, *Cyprinus carpio*. *Aquat Toxicol*. 2020;218:105363.

Castro, J.S., França, C.L., Fernandes, J.F.F., Silva, J.S., Carvalho-Neto, R.N.F., Teixeira, E.G. Biomarcadores histológicos em brânquias de *Sciades herzbergii* (Siluriformes, Ariidae) capturados no Complexo Estuarino de São Marcos, Maranhão. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. 2018; 70(2):410-418.

Chowdhury S, Saikia SK. Oxidative Stress in Fish: A Review. *J Sci Res*. 2020;12(1). <https://doi.org/10.3329/jsr.v12i1.41716>.

Chui HN, Roque B, Huaquisto E, Sardón DL, Belizario G, Calatayud AP. Heavy metals in intensive farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) from northwestern Titicaca Lake. *Rev Investig Vet Peru*. 2021;32(3):e20398.

Correia AT, Rodrigues S, Ferreira-Martins D, Nunes AC, Ribeiro MI, Antunes SC. Multi-biomarker approach to assess the acute effects of cerium dioxide nanoparticles in gills, liver and kidney of *Oncorhynchus mykiss*. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*. 2020;238:108842.

Costa, C.L. Sustainability of small-scale fisheries in the lake Viana, Environmental Protection Area OF Maranhao Downtown. Dissertação (Mestrado em OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís. 2006. 104p.

Eh Rak, A. Abdul Kari, Z., Ramli, M. Z., Harum, H. C., Sukri, S. A. M., Khalid, H. N. M., Abdullah, F., Dawood, M. A. O., Wee, W., Wei, L. S. The impact of water quality on the Asian clam, *Corbicula fluminea*, distribution in Pergau Lake, Kelantan, Malaysia. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 2022;29(4):2348–2354.

El Mourabit Y, Hasni M, Agnaou M, Nadir M, Abou Oualid J, Moukrim A, Alla AA. Assessment of trace metal bioaccumulation in *Mytilus galloprovincialis* of the central Atlantic ocean after installation of treatment sewage facilities. *Chemosphere*. 2024;348:140730.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. In: Silva MSL, Oliveira Neto MB. Brasília: Embrapa – CNPS; 2021. p. 353

Fatima G, Raza AM, Hadi N, Nigam N, Mahd AA. Cadmium in human diseases: it's more than just a mere metal. *Indian J Clin Biochem*. 2019;34:371–378.

Fenech M, Knasmueller S, Bolognesi C, Holland N, Bonassi S, Kirsch-Volders M. Micronuclei as biomarkers of DNA damage, aneuploidy, inducers of chromosomal hypermutation and as sources of pro-inflammatory DNA in humans. *Mutat Res Rev Mutat Res*. 2020;786:108342.

Fenech M. The in vitro micronucleus technique. *Mutation Research*. 2000;455:81-5.

Fenech, M. Cytokinesis-block micronucleus cytome assay. *Nature Protocols*. 2007; 2(5):1084-1104.

Fenech, M., et al. HUMN project: detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2003; 534(1-2):65-75.

Ferraro MVM, Fenocchio AS, Mantovani MS, Ribeiro CDO, Cestari MM. Mutagenic effects of tributyltin and inorganic lead (Pb II) on the fish *H. malabaricus* as evaluated using the comet assay and the piscine micronucleus and chromosome aberration tests. *Genet Mol Biol*. 2004;27(1):103-107.

Ferreira, C.F.C. Pesca e composição da ictiofauna do Lago Açu, Área de Proteção Ambiental (APA) da Baixada Maranhense, Brasil. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, Maranhão. 2016.

França Frois AC, Pereira SG. Qualidade da água do Rio Paranaíba na região de Patos de Minas-MG: organoclorados e metais pesados e a sua relação com saúde pública e coletiva. *Scientia Generalis*. 2020;1(3):54–99

Fu Z, Xi S. The effects of heavy metals on human metabolism. *Toxicol Mech Methods*. 2020;30(3):167-176. doi: 10.1080/15376516.2019.1701594.

Galvão LAC, Corey GA. Arsênico. México: OPS; OMS; 1987. 70 p.

Genchi G, Sinicropi MS, Lauria G, Carocci A, Catalano A. The effects of cadmium toxicity. *Int J Environ Res Public Health*. 2020;17(11):3782. doi: 10.3390/ijerph17113782.

Genchi G, Sinicropi MS, Lauria G, Carocci A, Catalano A. The effects of cadmium toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2020;17(11):3782.

Gomes BLC, Malato AMP, do Nascimento Ribeiro I, da Silva CCF, da Silva EV, Santana DS, et al. Análise temporal da exposição ao mercúrio na população ribeirinha da Amazônia: revisão integrativa. *Rev Eletr Acervo Saúde*. 2021;13(5):e7172-e7172. doi: 10.25248/reas.e7172.2021.

Griboff J, Wunderlin DA, Horacek M, Monferrán MV. Seasonal variations on trace element bioaccumulation and trophic transfer along a freshwater food chain in Argentina. *Environ Sci Pollut Res*. 2020;27:40664-40678. doi: 10.1007/s11356-020-10068-9.

Grisolia, C.K., Palhares, D. Comparison between the micronucleus frequencies of kidney and gill erythrocytes in tilapia fish, following mitomycin C treatment. *Genetics and Molecular Biology*. 2002; 25(3):281-284.

Grisolia, C.K., Rivero, C.L., Starling, F.L., da Silva, I.C., Barbosa, A.C., Dorea, J.G. Profile of Micronucleus Frequencies and DNA Damage in Different Species of Fish in a Eutrophic Tropical Lake. *Genetics and Molecular Biology*. 2009; 32(1):138–143.

- Hemdan NY, Emmrich F, Faber S, Lehmann J, Sack U. Alterations of TH1/TH2 reactivity by heavy metals: possible consequences include induction of autoimmune diseases. *Ann N Y Acad Sci.* 2007;1109(1):129-137. DOI: 10.1196/annals.1398.015.
- Hlirdzi V, Kuebutornye FK, Afriyie G, Abarike ED, Lu Y, Chi S, Anokyewaa MA. The use of *Bacillus* species in maintenance of water quality in aquaculture: A review. *Aquacult Rep.* 2020;18:100503.
- Hussain B, Sultana T, Sultana S, Masoud MS, Ahmed Z, Mahboob S. Fish ecogenotoxicology: Comet and micronucleus assay in fish erythrocytes as in situ biomarker of freshwater pollution. *Saudi J Biol Sci.* 2018;25(2):393-398.
- Hustedt N, Durocher D. The control of DNA repair by the cell cycle. *Nature Cell Biology.* 2017;19(1):1-9.
- Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, Mathew BB, Beeregowda KN. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscipl Toxicol.* 2014;7:60-.
- Jiang X, Wang J, Pan B, Li D, Wang Y, Liu X. Assessment of heavy metal accumulation in freshwater fish of Dongting Lake, China: Effects of feeding habits, habitat preferences and body size. *J Environ Sci.* 2022;112:355-365. doi: 10.1016/j.jes.2021.05.004.
- Jomova K, Valko M. Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. *Toxicology.* 2011;283(2-3):65-87.
- Kefaloyianni E, Gourgou E, Ferle V, Kotsakis E, Gaitanaki C, Beis. Acute thermal stress and various heavy metals induce tissue-specific pro-or anti-apoptotic events via the p38-MAPK signal transduction pathway in *Mytilus galloprovincialis* (Lam.). *J Exp Biol.* 2005;208(23):4427-4436
- Khan MB, Dai X, Ni Q, Zhang C, Cui X, Lu M, et al. Toxic metal pollution and ecological risk assessment in sediments of water reservoirs in Southeast China. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal.* 2019;28(7):695-715.
- Kołodziej U, Maciejczyk M, Zalewska A. Oxidative stress–repair systems of oxidatively damaged biomolecules. *Prog Health Sci.* 2018;8:141-150. doi: 10.5604/01.3001.0012.1118.

Komjarova I, Blust R. Multimetal interactions between Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn uptake from water in the zebrafish *Danio rerio*. *Environ Sci Technol*. 2009;43:7225-7229. doi: 10.1021/es900587r.

Kontchou JA, Nachev M, Sures B. Ecotoxicological effects of traffic-related metal sediment pollution in *Lumbriculus variegatus* and *Gammarus* sp. *Environ Pollut*. 2020;268:115884. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115884.

Kostić J, Kolarević S, Kračun-Kolarević M, Aborgiba M, Gačić Z, Paunović M, et al. The impact of multiple stressors on the biomarkers response in gills and liver of freshwater breams during different seasons. *Sci Total Environ*. 2017;601:1670-1681.

Kostić-Vuković J, Kolarević S, Kračun-Kolarević M, Višnjić-Jeftić Ž, Rašković B, Poleksić V, Gačić Z, Lenhardt M, Vuković-Gačić B. Temporal variation of biomarkers in common bream *Abramis brama* (L., 1758) exposed to untreated municipal wastewater in the Danube River in Belgrade, Serbia. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2021;193:465.

Kültz D. Mecanismos fisiológicos utilizados pelos peixes para lidar com o estresse salino. *J Exp Biol*. 2015;12:1907-1914. doi: 10.1242/jeb.118695.

Kwon M, Leibowitz ML, Lee JH. Small but mighty: the causes and consequences of micronucleus rupture. *Exp Mol Med*. 2020;52(11):1777-1786. doi: 10.1038/s12276-020-00529-z.

Lima ICM, Couto NJ, Sousa DM, Oliveira ICS, Vale R, Santos DM. Biomarcadores histológicos em espécies nativas de peixes na avaliação da saúde do ecossistema Lago Açu, Maranhão. In: *Pesquisa em Ciência Aberta*, 9ª ed. Pernambuco; 2022. pp. 1425–1440. doi: 10.37885/221211316.

Lima ICM, Oliveira ICDS, da Silva Sousa D, Couto NJP, Carvalho Neta RNF, Santos DMS. Evaluation of the Genotoxic and Histological Effects in Neotropical Fish *Prochilodus lacustris* (Pisces, Prochilodontidae) in Conservation Area of the Brazilian Northeast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2024;112(1):4.

Mallatt J. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: A statistical review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 1985;42:630–648.

Maranhão. Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão. São Luís: Núcleo Geoambiental, Universidade Estadual do Maranhão; 2016

Maranhão. Decreto nº 11.900 de 11 de junho de 1991. Criação da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense. Palácio do Governo do Estado do Maranhão, em São Luís, 11 de junho de 1991.

Maranhão. Decreto nº 27.317, de 14 de abril de 2011. Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Estado do Maranhão. Diário Oficial, São Luís, 15 abr; 2011

Marinović Z, Miljanović B, Urbányi B, Lujčić J. Gill Histopathology as a Biomarker for Discriminating Seasonal Variations in Water Quality. *Applied Sciences*. 2021;11(20):9504.

Masood, M. U., Haider, S., Rashid, M., Naseer, W., Pande, C. B., Đurin, B., et al. Assessment of Hydrological Response to Climatic Variables over the Hindu Kush Mountains, South Asia. *Water*. 2023;15(20):3606.

Matos AR, da Silva HT, da Faria MCS, Freire BM, Pereira RM, Batista BL, et al. Environmental disaster in mining areas: routes of exposure to metals in the Doce River basin. *Int J Environ Sci Technol*. 2022;19(12):12091-12102. doi: 10.1007/s13762-022-03981-8.

Melo KM, Alves IR, Pieczarka JC, David JAD, Nagamachi CY, Grisolia CK. Profile of micronucleus frequencies and nuclear abnormalities in different species of electric fishes (Gymnotiformes) from the Eastern Amazon. *Genet Mol Biol*. 2013;36(3):425-429.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Sítio Ramsar APA da Baixada Maranhense – MA. 2011. Disponível em: <https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/gestao/3492-sitio-ramsar-apa-da-baixada-maranhense-ma-planejamento-para-o-sucesso-de-conservacao>. Acesso em: 29 set. 2023.

Moiseenko TI, Gashkina NA. Distribution and bioaccumulation of heavy metals (Hg, Cd and Pb) in fish: Influence of the aquatic environment and climate. *Environ Res Lett*. 2020;15(11):115013. doi: 10.1088/1748-9326/abbf7c.

- Montenegro da Silva K, Guimarães TCSM, Wasserman JCF. Distribuição espacial da concentração de nutrientes em sedimentos na Laguna hipersalina de Araruama-RJ, Brasil. *Geochim Brasiliensis*. 2019;33(1). doi: 10.21715/GB2358-2812.2019331016.
- Neves, L.C., Miranda Filho, K.C., Lorenzini, J.P.S., Nakayama, C.L., Luz, R.K. Effect of formalin in early stages of the freshwater neotropical catfish, *Lophiosilurus alexandri*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2020; 73:e103277.
- Nogueira, F. F., Costa, I. A., Pereira, U. A. Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis-Goiás. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 2015.
- Novais MH, Marchã Penha AC, Catarino I, Martins S, Fialho S, Lima A, Morais M, Palma P. The usefulness of ecotoxicological tools to improve the assessment of water bodies in a climate change reality. *Sci Total Environ*. 2023 Nov 25;901:166392.
- Nyholt K, Jardine TD, Villamarín F, et al. High rates of mercury biomagnification in fish from Amazonian floodplain-lake food webs. *Sci Total Environ*. 2022;833:155161. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.155161.
- Oliveira GMTSD, Oliveira ESD, Santos MDLS, Melo NFACD, Krag MN. Concentrações de metais pesados nos sedimentos do lago Água Preta (Pará, Brasil). *Eng Sanit Ambient*. 2018;23:599-605.
- Oliveira, F.G., et al. Toxicological effects of anthropogenic activities in *Geophagus brasiliensis* from a coastal river of southern Brazil: A biomarker approach. *Science of the Total Environment*. 2019; 667(1):371-383.
- Pacheco, M., Santos, M.A. Induction of EROD Activity and Genotoxic Effects by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Resin Acids on the Juvenile Eel (*Anguilla Anguilla* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 1997; 38(3):252–259.
- Patra A, Das S, Mandal A, Mondal NS, Dutta P, Ghosh AR. Seasonal variation of physicochemical parameters and heavy metal concentration in water and bottom sediment at harboring areas of Digha coast, West Bengal, India. *Regional Studies in Marine Science*. 2023;62:102945.

Pawar DH. River water pollution, an environmental crisis: a case study of Panchaganga river of Kolhapur city. *Int J Ecol Develop Sum*. 2012;9(1):131-133.

Pelletier É, Campbell PG. *Écotoxicologie moléculaire: Principes fondamentaux et perspectives de développement* (first ed.). Presses de l'université de Québec. 2004.

Pereira, D.P. Avaliação de impactos ambientais no Lago Açú (Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense e Sítio Ramsar) com a aplicação de biomarcadores em espécies nativas. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão. 2020.

Poleksic, V., Lenhardt, M., Jaric, I., Djordjevic, D., Gacic, Z., Cvijanovic, G., Raskovic, B. Liver, gills, and skin histopathology and heavy metal content of the Danube sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 2010; 29(3):515-521.

Porto JIR, Araujo CSO, Feldberg E. Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environ Res*. 2005;97:287–292.

Priya U, Iqbal MA, Salam MA, Nur-E-Alam M, Uddin MF, Islam ARM T, et al. Sustainable groundwater potential zoning with integrating GIS, remote sensing, and AHP model: a case from North-Central Bangladesh. *Sustainability*. 2022;14(9):5640.

Pujari M, Kapoor D. Heavy metals in the ecosystem: Sources and their effects. In: *Heavy metals in the environment*. Elsevier; 2021. p. 1-7. doi: 10.1016/B978-0-12-821656-9.00001-8.

Ranzani-Paiva, M.J.T., Pádua, S.B., Tavares-Dias, M., Egami, M.I. *Métodos para análise hematológica em peixes*. Maringá: Ed.UEM; 2013. 135 p.

Rocha AF. Cádmio, Chumbo, Mercúrio – A problemática destes metais pesados na Saúde Pública. [Dissertação de Doutorado]. Porto: Universidade do Porto; 2009. 120 p. Disponível em:

https://repositorioaberto.up.pt/bitstream/10216/54676/4/127311_0925TCD25.pdf.

Acesso em: 30 de novembro de 2023.

Rubio HB, de Carvalho Silvestrin AR, Ribaski NG. Utilização da taboa (*Typha angustifolia*) e aguapé (*Eichhornia crassipes*) na fitorremediação do Rio Belém, Curitiba-PR. *Revista Ciência da Sabedoria*. 2022;3(2).

- Safina K, Javed M, Ambreen F, Abbas S. Determination of genotoxic effects of aluminum on *Cirrhinus mrigala* and *Ctenopharyngodon idella* using comet assay and micronucleus test. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*. 2022;21(2):545-567.
- Santos, E.S., Silva, T.G., Freitas, R.M. Diferentes concentrações de eugenol na anestesia de *Mollienesia* sp.. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*. 2016; 9(2):10-18.
- Schifer TS, Junior SB, Montano MAE. Aspectos toxicológicos do chumbo. *Infarma*. 2005;17(5-6):67-71.
- Sharma M, Khan FH, Mahmood R. Nickel chloride generates cytotoxic ROS that cause oxidative damage in human erythrocytes. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 2023;80:127272.
- Silva DPP, Andrade NLR, Webler AD. Qualidade da água de nascentes urbanas: estudo de caso em microbacia Amazônica, município de Ji-Paraná/RO. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*. 2019;10(3):90-102.
- Silva FB, Santos JRN, Feitosa FECS, Silva IDC, Araújo MLS, Guterres CE, Santos JS, Ribeiro CV, Bezerra DS, Neres RL. Evidências de Mudanças Climáticas na Região de Transição Amazônia-Cerrado no Estado do Maranhão. *Rev Bras Meteorol*. 2016;31(3):330–336. doi: 10.1590/0102-778631320150149.
- Silva JGD. Avaliação genotóxica e mutagênica em Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) das águas do Rio Capibaribe, Pernambuco, Brasil [tese]. Recife: Universidade Federal de Pernambuco; 2019.
- Silva, N., Junqueira, V.C.A., Silveira, N.F.A., Taniwaki, M.H., Gomes, R.A.R., Okazaki, M.M., Iamanaka, B.T. Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água. 6. Ed. -São Paulo: Blucher; 2021. p. 05.
- Soares, H.K.S.S., Oliveira I.C.S., Santos, M.M., Lima, I.C., Pereira, M.N.J., Sousa, D.S., Oliveira, V.M., Santos, D.M.S. Biomarcadores histológicos em *Prochilodus lacustris* (STEINDACHNER, 1907) para avaliação de impactos ambientais em área de proteção maranhense. In: Águas e Florestas: desafios para conservação e utilização. Editora Científica. 2021; Vol. 2, cap. 07, p. 100-113.

- Sytar O, Kumar A, Latowski D, Kuczynska P, Strzałka K, Prasad MNV. Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants. *Acta Physiol Plant*. 2013;35:985-999.
- Tao T, Liang J, Cao J, Dawson RW, Liu C. Synergistic effect of copper and lead uptake by fish. *Ecotoxicol Environ Saf*. 1999;44:190-195. doi: 10.1006/eesa.1999.1822.
- Uğurlu P, Satar EI, Çiçek T. The histopathological, cytopathological and ultrastructural effects of carbaryl on gills of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). *Environ Toxicol Pharmacol*. 2019;71:103217. doi: 10.1016/j.etap.2019.103217.
- Valko M, Jomova K, Rhodes CJ, Kuča K, Musílek K. Redox-and non-redox-metal-induced formation of free radicals and their role in human disease. *Arch Toxicol*. 2016;90:1-37
- Vieira CED, Marques JA, da Silva NG, Bevitório LZ, Zebral YD, Maraschi AC, et al. Evaluation of the Genotoxic and Histological Effects in Neotropical Fish *Prochilodus lacustris* (Pisces, Prochilodontidae) in Conservation Area of the Brazilian Northeast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2024;112(1):4.
- Volcan, M.V., Lanés, L.E.K., Gonçalves, A.C., Fonseca, A.P., Cirne, M.P. The fish fauna of the Corrientes stream basin, Patos lagoon system, state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Check List*. 2012; 8(1):77-82.
- Yavuzcan Yildiz H, et al. Fish welfare in aquaponic systems: its relation to water quality with an emphasis on feed and faeces—a review. *Water*. 2017;9(1):13.
- Yap CK, Ismail A, Tan SG, Omar H. Accumulation, depuration and distribution of cadmium and zinc in the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) under laboratory conditions. *Hydrobiologia*. 2003;498:151-160. doi: 10.1023/A:1026221930811.
- Yu F, Yang C, Zhu Z, Bai X, Ma J. Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Sci Total Environ*. 2019;694:133643. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133643.
- Yuan Y, Sun T, Wang H, Liu Y, Pan Y, Xie Y, et al. Bioaccumulation and health risk assessment of heavy metals to bivalve species in Daya Bay (South China Sea): consumption Advisory. *Marine Pollution Bulletin*. 2020;150:110717.

Zhang X, Zheng S, Wang R. Effect of dissolved oxygen concentration (microaerobic and aerobic) on community structure and activity of culturable heterotrophic nitrifying bacteria in activated sludge. *Chem Ecol.* 2020;36(10):953-966.

5.2 CAPÍTULO II: First report of *Braga patagonica* (Crustacea: Isopoda) in *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) in a lake in Eastern Amazon, Brazil

Abstract

This study documents the inaugural occurrence of the isopod *Braga patagonica* in *H. malabaricus* in Maranhão, eastern Amazon, across two seasons. The paper includes a detailed description of the parasite's morphology. Isopods were extracted from the gill cavity, integument, and fins of 30 fishes during the dry season (November 2021) and rainy season (May 2022), followed by euthanasia with eugenol and necropsy. Parasite identification relied on analyzing morphological structures and body size. The study also calculated parasitological indicators, such as prevalence rate (P), mean intensity (MI), mean abundance (MA), and the fish's relative condition factor (Kn). Both female and male parasites were observed on the gill cavity, integument, and near pectoral and pelvic fins. Hosts exhibited elevated MI and MA of isopods (1.0 ± 0.00) in the dry season, with a P of 66.67%, while in the rainy season, MI and MA were 0.67 ± 0.49 . Fish Kn displayed significant seasonal variations ($p < 0.05$), ranging from 1.58 to 1.77 in the dry season and 1.19 to 1.31 in the rainy season. This paper substantiates the initial report of isopods in Maranhão, delineating morphological distinctions in the species and contributing essential information about *Cymothoidae* in the eastern Amazon basin.

Keywords: Aquatic ecology, condition constant, biometric variables crustacean, ectoparasite.

Introduction

Ectoparasitic isopods, despite their tiny size, are intriguing for their notable adaptation to parasitic life and the variety of effects they cause on the organisms with which they associate (Cardoso et al., 2017). They usually parasitize the gills, integument, fins, oral cavity, and nostrils of fish (Tavares-Dias et al. 2014, 2015), causing considerable

damage by interfering in metabolic growth and reproduction rates, often resulting in the death of their hosts (Acosta et al., 2016).

The genus *Braga* described by Schiodte & Meinert (1881) comprises eight species, namely, *B. cichlae* Schiodte & Meinert (1881); *B. nasuta* Schiodte & Meinert (1881); *B. brasiliensis* Schiodte & Meinert (1881); *B. patagonica* Schiodte & Meinert (1884); *B. fluviatilis* Richardson (1911); *B. bachmanni* Stadler (1972); *B. amapaensis* Thatcher (1996), and *B. cigarra* Szidat & Shubart, (1960), Thatcher, (2002). The occurrence of *Braga patagonica* in neotropical fishes has already been reported in Brazil, although there are still only a few scientific records, i.e., two reports in pisciculture and several in natural environments (Tavares-Dias et al., 2015, Virgílio et al., 2020). To date no report has been published of this parasite in the municipality of Conceição do Lago Açu, Maranhão, Brazil, specifically in the Baixada Maranhense region. Hence, this is the first case report of the parasite in the region and in its lake area.

The life cycle of these parasites presents well-defined stages, which are divided into intra-marsupium and post-marsupium. The formation of the marsupium, where the eggs are deposited, occurs in the female organism before reproduction. After the eggs have formed and the larvae hatched, the first larval stage of these crustaceans, which is called nauplius, takes place inside the marsupium (Souza et al., 2018).

The fish *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), commonly called “traíra” in Brazil, is a medium size species found in rivers and lakes of the Neotropical regions of South America, especially in the Amazon basin (Alcantara & Tavares-Dias, 2015). This fish has nocturnal habits, great resistance and is highly adaptable to modified environments and lentic water, which is why it is present in 76.92% of the lake Lago Açu, Maranhão (Benigno et al., 2016; Cavalcanti, 2019; Ferreira, 2016; Martins, 2015). Given the relevance of ichthyoparasitology to the conservation and handling of aquatic ecosystems, this investigation into the presence and prevalence of the ectoparasite *B. patagonica* in Maranhão has become extremely important. This study also contributes to expand the biogeographic distribution of this species and to shed light on the pathological effects of the parasite on its host.

Despite the well-known diversity of crustacean ectoparasites in Brazil, little is known about their distribution. Therefore, this paper reports on the occurrence of *B. patagonica* in *H. malabaricus* caught in two seasonal periods in the lake of Baixada Maranhense, in the municipality of Conceição do Lago Açu, state of Maranhão, Brazil.

Material and Methods

Environmental permits

The study was conducted following the normal procedures and ethical standards established by the Ethics Committee for Animal Experimentation (CEEA), Faculty of Veterinary Medicine at the State University of Maranhão – UEMA, under Process No. 022/2019. All the necessary permits for this work in the Environmental Protection Area of Baixada Maranhense were issued by State Secretariat for the Environment (SEMA), under Process No. A18-2022, and authorization for the activities involving biodiversity was obtained from the *Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation* (ICMBio), under Process No. 69518-4.

Study site and fish sampling

Thirty specimens of *Hoplias malabaricus* were caught by means of artisanal fishing in three sampling spots of Açú Lake, located in the mesoregion of Maranhão, in the municipality of Conceição do Lago Açú (N 9573.837.92, E 512.983.74, zone 23S UTM) (Figure 1). During the rainy season, this lake is considered one of the largest in South America (Cardoso et al., 2018), reaching a length of 122km. It is classified as a floodplain and is part of the Environmental Protection Area in Baixada Maranhense, considered a Humid Zone of International Importance (Maranhão, 1991).

The first fish specimen collection took place in November 2021 (dry season) and the second in May 2022 (rainy season), with a total of 15 fish per season. The animals were euthanized by immersion in 75 mg L⁻¹ of eugenol (Jerônimo et al. 2016), and necropsied to remove the parasites found in their gill cavities, integument and fins, using a pair of tweezers. The isopods thus removed were fixed in 10% formalin, and 24 hours later, were preserved in 70% alcohol, when their length and width were calculated for identification to the species level (Jerônimo et al. 2012).

Using a pachymeter and balance, the morphometry of the fishes was measured, i.e., (total length (Lt), standard width (sW) (in cms) and total weight (Wt) (in grams), and the curve of the Wt/sW ratio ($Wt = a.Ltb$) was adjusted by estimating the values of *a* and *b* to verify the expected results of weight (We).

The isopods were identified in the laboratory using the dichotomous keys of Thatcher et al. (2009) and Tavares-Dias (2010; 2014). Measurements of the parasites and morphological analysis, such as uropods, maxillipeds and telson, helped in the identification (length and width in cm).

The parasite prevalence rate (P, in %), mean intensity (MI), and mean abundance (MA) of the parasite were calculated as described by Bush et al. (1997). Lastly, we calculated the fishes' relative condition factor (Kn) tested according to the $Kn = 1.00$ standard (Le Cren, 1951), which is the coefficient between observed weight and expected weight at a given length ($Kn = W_t/W_e$).

The normality and homogeneity of the data on total length, standard length, and weight and condition coefficient (k-n) in the dry and rainy seasons were then verified, using Shapiro-Wilk's test and Levene's test, respectively. After our hypotheses were confirmed, each variable was subjected to an independent *t* test, using STATISTICA 10 software, with a significance level of $\alpha = 0.05$ to evaluate statistical differences between the seasons.

Results and Discussion

Identification and morphology of *Braga patagonica*

Twenty-five *B. patagonica* isopods were found attached to the integument next to the host's pectoral and pelvic fins and branchial cleft (Figure 2), 15 during the dry season (ten females and five males) and 10 during the rainy season (seven females and three males). It should be noted that the average length and width of the females were larger than those of the males (Table 1). This difference can be attributed to the morphology of the females, whose eggs develop in a marsupium, contributing to increase their body size (Tavares-Dias et al., 2014).

We also found that the male isopods collected during the dry season were smaller (Figure 3A-3B) in length and width compared to those in the rainy season. This difference can be attributed to seasonal variations in environmental conditions, especially in the dry season, which is characterized by scant food resources, water quality modifications, and temperature and pH variations in these environments (Lizama et al., 2007).

On the other hand, female isopods were larger (Figure 3C-3D) in the dry season, with an average length of 2.09 cm, following the same standard as the males (Eiras et al., 2017). This feature was also reported by Thatcher (2006). Environmental and behavioral factors (seasonal photoperiodism) can influence these seasonal variations in the size of *B. patagonica* parasites according to water quality, highlighting the complexity of the interactions between organisms and environment (Reis et al., 2019). Temperature may be an ideal factor for the development of this isopod (Oliveira & Masurani, 2006). Moreover, body size variations may be ascribed to changes in the cycle of life of females in response

to seasonal fluctuations, favoring the faster growth of offspring. Body size may be an advantage during this period, since it influences sexual selection, which is confirmed by the body length rates in the dry season.

Although very little is known about the impact of isopods on fish health, branchial injuries are very common. They are commonly found on the integument, fins (Innal et al., 2017), branchial cleft (Eiras et al., 2010) and even in the mouth and tongue of fishes (Eiras, Takemoto & Pavanelli, 2000). The parasitic activity of *B. patagonica* could have very deleterious effects on the structures of the host's organs to which the isopod attaches itself. This leads to atrophy of the branchial arches, especially the fusion and atrophy of branchial lamellae (Eiras et al., 2010), as well as tongue injuries, culminating in cell hypertrophy, degeneration, and necrosis (Takemoto et al., 2009). This, in turn, causes weight loss of fish, reducing their metabolic and respiratory functions (Jerônimo et al., 2015); not to mention secondary infections, development of aneurysm of the gills (Carvalho et al., 2004) or death of the host (Acosta *et al.*, 2016; Texeira et al., 2018). In some cases, this class of parasites can act as a vector for another parasite through integumentary system injuries on the hosts (Rhode, 2005; Chávez-Lopes, Rocha-Ramírez & Bruce, 2005).

Isopods have three body parts: head (cephalon), thorax (pereion) and abdomen (pleon). They have sessile eyes and a pair of antennules, followed by a pair of antennae (Figure 4 – C), which are considerably larger than the former and develop a crucial sensory function. The female cephalon is triangular in shape, curving slightly downward along the edge. In addition, the head contained maxilla, as well as the first and second mandibles, which are essential structures that enable these parasites to feed, according to Thatcher (2006). Another important element in the identification of isopods is the presence of an additional pair of maxillipeds (Figure 4 – C). These are usually linked to the first thoracic segment; however, in this case, they are already combined with the parasite's cephalon. These specific anatomical features of the isopod's body develop crucial functions in their feeding and sensory activities, contributing to their adaptation and survival in their environment (Thatcher, 2006; Tavares-Dias, 2014).

Females of the genus *Braga* are usually oval shaped, their largest portion being the third segment of the thorax (pereion). A distinctive feature is the presence of a marsupium in which the female's eggs develop. Depending on the size of the isopod, the number of eggs can vary significantly from 200 to 1600 (Souza et al., 2018). The color of females is similar to that of males, but they are less pigmented (Tavares-Dias et al.,

2014). The final abdominal segment of the females is a rounded pleotelson (Figure 4 – E and F), and the uropods are shorter than the top of the telson, with exopodites and endopodites of the same length, ending with a shorter rounded tip (Figure 4 – G). All the pereopods ended with claw-shaped dactyls (Figure 4 – H).

As described in the identification key, the males are smaller than the females and exhibit an intense green color, with black pigmentation in every segment. The cephalon and pleon of the males are larger than those of the females. A noteworthy aspect is the evident sexual dimorphism in the maxillipeds, in both shape and size, as described by Tavares-Dias, Araújo & Barros (2014). These morphological and color differences between males and females are important to identify these isopod species and understand their biology (Thatcher, 1997; Araujo, 2002).

It should be noted that the literature on these morphological features of the parasite is very limited, and are described only by Schiodte & Meinert (1884) and Thatcher (2006). Other authors, such as Chagas et al. (2016), Hoshino et al. (2016), Gonçalves et al. (2018) and Tavares-Dias (2014), describe only the parasite's geographic distribution.

According to the parasitological index in Table 2, the prevalence rate, mean intensity and mean abundance of *B. patagonica* were significantly higher during the dry season (prevalence of 100%, mean intensity of 1.0 ± 0.00 and mean abundance of 1.0 ± 0.00) than in the rainy season (prevalence of 66.67%, mean intensity of 0.67 ± 0.49 and parasite abundance of 0.67 ± 0.49). In comparison with studies by Lima, Challapa and Thatcher (2006), who reported an mean intensity of 1.5 parasites per host, the intensity levels per host were relatively low. This difference may indicate variations in the parasite load between fish populations and studied ecosystems.

Several *Cymothoidae* species have been reported to act as ectoparasites of freshwater fish in South America (Thatcher (2006); Tavares-Dias (2014; Oliveira et al., (2019); Neves & Tavares-Dias, (2019), especially the genus *Braga* in the Brazilian Amazon, demonstrating the importance of parasite biodiversity (Virgílio et al., 2020). We observed that *Braga patagonica* is able to parasitize numerous freshwater fish species (Tavares-Dias, 2014; Araújo, 2002). However, the literature offers little data about infection rates and transmission of *Braga* spp. in Brazilian fish species. Tavares et al. (2014) was the first to describe these parasites in Brazilian fish farming, representing the first report in a controlled environment and classifying its effects as highly pathogenic. In the marine environment, Chagas et al. (2016) published the first description of these parasites in the municipality of São João de Pirabas, state of Pará.

Table 3 lists the reports of *Braga patagonica* in Brazil, including prevalence rates, mean intensity and mean abundance of the parasite, hosts they were parasitizing, environment, and place of record. The presence of the isopod has been reported in the main rivers of Brazil's Amazon basin, most of them in northern Brazil, so this is the first report of the isopod in northeastern Brazil.

Reports of *Braga patagonica* collected from fish species in the Brazilian Amazon from 2004 to the latest research (2023). P%: Prevalence; MI: Mean Intensity; MA: Mean Abundance

Only a few studies, such as those of Chagas et al. (2016), Oliveira et al. (2019), Neves & Tavares-Dias (2019), Gonçalves et al. (2018), Alcântara & Tavares-Dias (2015) Neves et al. (2014), Carvalho et al. (2004), and Tavares-Dias et al. (2014), reported the low prevalence and characterized isopod ectoparasites in fishes from natural environments in Lake Açú. This paucity of information underscores the relevance of this research aimed at shedding light on the dynamics of these parasites in lentic ecosystems of lakes. It also indicates to the need for further studies to gain a better understanding of the interactions between these parasites and their hosts in natural environments, and to expand the body of knowledge about the dispersion and geographic distribution of isopod ectoparasites.

On the other hand, estimating the real prevalence of ectoparasites in natural environments is not an easy task. When these fish are caught in fishing nets, they start to struggle, seeking to escape, which raises their stress levels and reduces their metabolism over time. This can cause the isopod to leave the host's branchial cleft and look for another organism to parasitize in order to survive.

The main hosts this isopod species parasitizes in South America's ecosystems (Table 3) include: *Serrasalmus* spp. (Araújo, 2002), *Colossoma macropomum* (Tavares-Dias et al., 2014), *Pygocentrus nattereri* (Carvalho et al., 2004), *Curimata inornata* (Neves et al., 2014), *Propimelodus eigenmanni* (Neves et al., 2014), *Hoplias malabaricus* (Alcântara & Tavares-Dias, 2015) and *Phractocephalus hemiliopterus* (Oliveira et al., 2019) in lake environments, as well as *Peprilus paru* (Chagas et al., 2019) in marine environments. In addition to their vast geographic distribution, these species are important in commercial fishing, especially those from lake ecosystems, such as *Hoplias malabaricus* specimens that we found.

Morphometrics of *Hoplias malabaricus*

Table 4 lists all the data on total length, standard length, total weight and Kn of *H. malabaricus* specimens caught in Lake Açu. An analysis of the results reveals that the numbers are higher in the dry season than in the rainy season, although there is no statistically significant difference ($P>0.05$).

This analysis demonstrates that the body size of *H. malabaricus* is usually larger in the dry season than in the rainy season, with a slight difference Lt ($p = 0.95$). This information is crucial to understand the effects of seasonal variations on the physical characteristics of these fishes, and can be attributed to food availability and environmental conditions.

The numbers found in this study corroborate previous studies by Oliveira (2019), who investigated the same species during the same seasonal periods in Lake Açu. Complex factors such as food availability, decreasing competition for food resources and environmental conditions may have influenced the growth and weight of traíra fish (Vaz-dos-Santos et al., 2021).

The relative condition (Kn) showed different statistics ($p<0.05$), from 1.58 to 1.77 in the dry season, to 1.19 to 1.31 in the rainy season, indicating that the measured weight was greater than the estimated weight. As suggested by Barbieri (1989), this is attributed to the spawning season. The Kn factor is a sign of health of organisms in different environments and conditions. Even though *H. malabaricus* were parasitized by *Braga patagonica*, the fish were in healthy condition for the environmental situation of Lake Açu, since the higher the constant the greater the well-being of fishes (Ahmed et al., 2021; Giarrizzo et al., 2015).

An analysis of the dispersion diagram representing the Kn-to-body length ratio (Figure 5) revealed that this ratio of the variations under study was negative during seasonal periods. During the dry season, the Kn value remained stable at around 1.75, with few variations in the body length of the specimens. These data are in contrast to those recorded in the rainy season, when the data showed a wider dispersion in the diagram compared to the line, indicating that the most significant variations occurred in body length. It should be noted that all the results of this condition constant were similar to the findings reported by Alcantara and Tavares-Dias (2015) for the same fish species collected in the Amazon basin.

Figure 6 (A and B) illustrates the weight-to-length ratio of *Hoplias malabaricus*. The graphic representation exhibits the plotted data, with their corresponding equations of coefficients of determination (R^2) for both seasons under analysis.

The equations were as follows: $y = 7.3061x + 4.1925$ for the dry season, and $y = 11.719x - 106.18$ for the rainy season. Both cases have a positive weight-to-length ratio, indicating a direct correlation. In other words, the greater the length of the fish, the heavier its total weight. Moreover, within the confidence interval, the variation in data is minimal, suggesting a significant consistency in the identified ratios.

Although the Kn constants indicate the good health of these fish, the parasitic activity of *B. patagonica* can injure its host, with serious implications for the structures of the organs to which they attach.

Conclusions

In conclusion, this study describes advances in the occurrence and distribution of *Cymothoidae* parasites in Baixada Maranhense, in the eastern Amazon basin, providing the first description of their occurrence in a Neotropical fish in the state of Maranhão. In addition, a visible dimorphism was identified in the dimensions of *Braga patagonica*, especially in the females, with biological and ecological implications of these parasites in different seasons. These discoveries establish a solid basis for future research into the biodiversity, ecology and conservation of *Cymothoidae* in the Amazon region, contributing to the preservation of biodiversity in the Amazon region.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge the financial support of the following Brazilian research agencies: PROCAD/Amazon (National Program of Academic Cooperation), CAPES (Federal Agency for the Support and Improvement of Higher Education), FAPEMA (Maranhão Foundation for Scientific Research and Development), AQUOS (Aquatic Organism Health Laboratory) at the Federal University of Santa Catarina – UFSC, and LABioAqua (Laboratory of Biology and Aquatic Environments) at the State University of Maranhão – UEMA. G.T. Jerônimo thanks CNPq (National Council for Scientific and Technological Development) for awarding him a research productivity grant (No. 314239/2020-0).

Ethics statement

This research was approved by the Ethics Committee for Animal Research at the State University of Maranhão – UEMA, under protocol No. 022/2019, by the Chico Mendes Biodiversity Conservation Institute – ICMBio, under protocol No. 69518-4, and

by the Maranhão State Secretariat for the Environment – SEMA under protocols No. 69518-4 (2021) and No. A18-2022 (2022).

Conflict of interest statement

The authors declare no competing personal or financial interests.

References

- Acosta AA. *et al.* Aspectos parasitológicos dos peixes. In: Silva, RJ. orgs. Integridade ambiental da represa de Jurumirim: ictiofauna e relações ecológicas [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2016, pp. 115-192. 10.7476/9788568334782.
- Ahmed EGBAL, Mohammed ALI, Aziz, AFRA. Length-weight relationships and condition factors of six fish species in atbara river and khashm el-Girba Reservoir, Sudan. *International Journal of Agriculture Sciences* 2011; 39(1): 65-70. <http://doi.org/10.9735/0975-3710.3.1.65-70>
- Alcântara NM, Tavares-Dias, M. Structure of the parasites communities in two Erythrinidae fish from Amazon River system (Brazil). *Revista Brasileira De Parasitologia Veterinária* 2015; 24(2), 183–190. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612015039>
- Araujo, CSA. *Taxonomia, morfologia e aspectos da biologia reprodutiva de Cymothoidae (Crustacea: Malacostraca: Isopoda) parasitas de peixes da Amazônia brasileira*. [Tese] Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; 2002.
- Barbieri G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da represa do Monjolinho, São Carlos/SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 1989; 6: 225-233. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-81751989000200006>
- Benigno RNM, Knoff M, Matos ER, Gomes DC, Pinto RM, São Clemente SC. Morphological aspects of *Clinostomidae metacercariae* (Trematoda: Digenea) in *Hopleryttrinus unitaeniatus* and *Hoplias malabaricus* (Pisces: Erythrinidae) of the Neotropical region, Brazil. *Anais Acad Bras Ciênc* 2014; 86(2): 733-744. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201420130025>
- Bittencourt LS, Pinheiro DA, Cárdenas MQ, Fernandes BM & Tavares-Dias M. Parasites of native Cichlidae populations and invasive *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) in tributary of Amazonas River (Brazil). *Revista Brasileira De Parasitologia Veterinária* 2014; 23(1), 44–54. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612014006>
- Bush AO, vLafferty KD, Lotz JM, Shostak W *et al.* Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. *J Parasitol* 1997; 83(4):575–583. <https://doi.org/10.2307/3284227>

Cardoso L, Martins ML, Golzio JEDA, Bomfim CN, Oliveira RLD, Santos LBD, & Lacerda, A. C. F. *Rocinela signata* (Isopoda: Aegidae) parasitizing the gills of the spotted goatfish *Pseudupeneus maculatus* (Actinopterygii: Mullidae) in Northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 2017; 89: 2075-2080. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720150677>

Cardoso RL, Carvalho-Neta RNF, Castro ACL, Ferreira CFC, Silva MHL, Jesus Azevedo JW, Santos DMS. Histological and Genotoxic Biomarkers in *Prochilodus lacustris* (Pisces, Prochilodontidae) for Environmental Assessment in a Protected Area in the Northeast of Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2018; 101(5): 570-579.

Carvalho LN, Arruda R, Del-Claro K. Host-parasite interactions between the piranha *Pygocentrus nattereri* (Characiformes: Characidae) and isopods and branchiurans (Crustacea) in the Araguaia River basin, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 2004; 2: 93-98. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252004000200006>

Chagas RA, Barros MRF, Salimos RKC, Santos WCR, Herrmann M. Occurrence of *Braga patagonica* (Isopoda, Cymothoidae) parasitizing *Peprilus paru* (Osteichthyes: Stromateidae) in tropical coastal waters of São João de Pirabas, Pará, Northern Brazil. *Acta Fish. Aquat*, 2015; 3(2): 1-9. <https://doi.org/10.2312/Actafish.2015.3.2.1-9>

Dias MKR, Neves LR, Marinho RGB, & Tavares-Dias M. Parasitic infections in tambaqui from eight fish farms in Northern Brazil. *Arquivo Brasileiro De Medicina Veterinária E Zootecnia*, 2015; 7(4): 1070–1076. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-7592>

Eiras JC, Velloso AL, Pereira JRJ. Parasitos de peixes marinhos da América do Sul. Rio Grande: FURG 2017.

Eiras, JC; Takemoto, RM e Pavanelli, GC. Diversidade dos parasitos de peixes de água doce do Brasil. Clichetec, Maringá, 2010, 333p.

Giarrizzo, TSOR, Costa AM, Pedrosa GA, Barbosa TA P., Martins, A. R., ... & Melo de Sousa, L. Length–weight and length–length relationships for 135 fish species from the Xingu River (Amazon Basin, Brazil). *Journal of Applied Ichthyology*, 2015; 31(2), 415-424.

Gonçalves BB, Oliveira MSB, Borges WF, Santos GG, & Tavares-Dias, M. Diversity of metazoan parasites in *Colossoma macropomum* (Serrasalminidae) from the lower Jari River, a tributary of the Amazonas River in Brazil. *Acta Amazonica*, 2018; 48(3), 211–216. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201704371>

Hata H, Sogabe A, Tada S, Nishimoto R, Nakano R, Kohya N, *et al.* Molecular phylogeny of obligate fish parasites of the family Cymothoidae (Isopoda, Crustacea): evolution of the attachment mode to host fish and the habitat shift from saline water to freshwater. *Marine Biology* 2017; 164(5): 105. <http://dx.doi.org/10.1007/s00227-017-3138-5>

Hoshino MDFG, Neves LR, Tavares-Dias M. Parasite communities of the predatory fish, *Acestrorhynchus falcatus* and *Acestrorhynchus falcirostris*, living in sympatry in Brazilian Amazon. *Rev Bras Parasitol Vet* 2016; 25(2): 207-216. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-29612016038>.

INNAL, D. *et al.* Susceptibility of endemic and non-indigenous fish to Lernaecyprinacea (Copepoda: Lernaecidae): a case study from Düger Spring Creek (Burdur-Turkey). *Bull Eur Assoc. Fish Pathol.* 2017; 37(3): 100-109

Jerônimo, GT. *et al.* Parasitos de peixes Characiformes e seus híbridos cultivados no Brasil. In: Tavares-Dias, M.; Mariano, W. S. (Org.). *Aquicultura no Brasil: novas perspectivas*. Editora Pedro & João, São Carlos, 2015.

Jerônimo GT, Pádua SB, Ventura AS, Gonçalves ELT, Ishikawa MM, Martins ML. Parasitological assessment in the hybrid surubim (*Pseudoplatystoma reticulatum* × *P. corruscans*), with uncommon occurrence of Monogenea parasites. *Brazilian Journal Veterinary Parasitology*, 2016; 25: 179–186.

Jerônimo GT, Tavares-Dias M, Martins ML, Ishikawa MM. *Manual para coleta de parasitos em peixes de cultivo*. Brasília, DF: Embrapa, 2012.

Lizama MDLAP, Takemoto RM, Ranzani-Paiva MJT, Silva Ayr LM, & Pavanelli GC. Relação parasito-hospedeiro em peixes de pisciculturas da região de Assis, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 2007; 29(4) 437-44.

Maranhão (1991) Decreto nº 11.900 de 11 de junho de 1991. Cria, no Estado do Maranhão, a Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, compreendendo 03 (três) Sub-Áreas: Baixo Pindaré, Baixo Mearim-Grajaú e Estuário do Mearim-Pindaré – Baía de São Marcos incluindo a Ilha dos Caranguejos. Publishing <http://oads.org.br/leis/2192.pdf>. Accessed 23 mai 2023.

Neves LR, Tavares-Dias M. Low levels of crustacean parasite infestation in fish species from the Matapi River in the state of Amapá, Brazil. *Rev Bras Parasitol Vet* 2019; 28(3): 493-498. <http://dx.doi.org/10.1590/s1984-29612019006>

Neves LR, Braga ECR, Tavares-Dias M. Diversity of parasites in *Curimata incompta* (Curimatidae), a host from Amazon River system in Brazil. *Journal of Parasitic Diseases* 2016; 40(4): 1296-1300. <http://dx.doi.org/10.1007/s12639-015-0674-0>

Oliveira E, Masunari, Setuko. Distribuição temporal de densidade de *Aporobopyrus curtatus* (Richardson) (Crustacea, Isopoda, Bopyridae), um parasito de *Petrolisthes armatus* (Gibbes) (Crustacea, Anomura, Porcellanidae) na Ilha do Farol, Matinhos, Paraná, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 2006; 23: 1188-1195. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000400028>

Ranzani-Paiva, MJT, Takemoto RM, Perez Lizama MA. *Sanidade de organismos aquáticos*. São Paulo: Varela, 2004.

- Reis LLD, Balieiro AADS, Fonseca FR, Gonçalves MJF. Leishmaniose visceral e sua relação com fatores climáticos e ambientais no Estado do Tocantins, Brasil, 2007 a 2014. *Cadernos de Saúde Pública*, 2019; 35(1). <https://doi.org/10.1590/0102-311X00047018>
- Schiödte, JC & F. Meinert. Símbolos ad Monographiam Cymothoarum Crustaceorum Isopodum, Família II. Anilocridae. *Naturhist Tidsskrift*. 1884; 4(14): 221-454.
- Takemoto R, Pavanelli G, Lizama M, Lacerda A, Yamada F, Moreira L, Ceschini T, Bellay, S. Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 2009; 69(2): 691–705. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300023>
- Takemoto, RM., Lizama, MAP., Guidelli, GM. and Pavanelli, GC.,. Parasitos de peixes de águas continentais. In Ranzani-Paiva, MJT., Takemoto, RM. and Lizama, MAP. (Eds.). *Sanidade de organismos aquáticos*, São Paulo: Editora Varela; 2004. P. 179-197.
- Tavares-Dias M, Araújo CSO, Barros MS, Viana GM. New hosts and distribution records of *Braga patagonica*, a parasite Cymothoidae of fishes from the Amazon. *Brazilian Journal Aquatic Science Technology* 2014; 18(1): 91-97. <http://dx.doi.org/10.14210/bjast.v18n1.p91-97>.
- Tavares-Dias M, Dias-Júnior MBF, Florentino AC, Silva LMA, Cunha ACD. Distribution pattern of crustacean ectoparasites of freshwater fish from Brazil. *Rev Bras Parasitol Vet* 2015; 24(2): 136-147. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-29612015036> .
- Tavares-Dias M, Gonçalves RA, Oliveira MSB, Neves LR. Parasites community in *Chaetobranchius flavescens* Heckel, 1840, (Cichliformes: Cichlidae) from the Eastern Amazon, Brazil. *Bol Inst Pesca*, 2018; 44(1): 10-16. <http://dx.doi.org/10.20950/1678-2305.2018.262>
- Teixeira RJ, Eiras JC, Spadacci-Morena DD, Xavier JG, Lallo MA. Infecção das brânquias de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) por Myxosporea. *Pesq Vet Bras* [Internet]. 2018 Jun; 38(6):1085–90. <https://doi.org/10.1590/1678-5150-PVB-4859>
- Thatcher VE, Oliveira AAN, Garcia AM. *Braga cigarra* comb. nov for *Philostomella cigarra* with a redescription of the species based on specimens from *Galeocharax kneri*, a freshwater fish Minas Gerais State, Brasil. *Zoologia*. 2009; 26(1):155-60. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702009000100021>
- Thatcher VE. Amazon fish parasites 2nd ed. Sofia-Moscow: Pensoftpp. 508; 2006.
- Thun, M. & R.C. Brusca. On the status of the eastern Pacific cymothoid fish parasite *Braga occidentalis* Boone, and its synonymy with *B. patagonica* Schioedte and Meinert (Crustacea: Isopoda: Cymothoidae). *Bull. So. Calif. Acad. Sci*, 1980; 79(3): 130-132.
- Vaz-Dos-Santos, André Martins; Da Silveira, Estevan Luiz. Idade e crescimento de peixes de riacho: métodos e desafios para a obtenção de estimativas robustas. *Oecologia Australis*, 2021; 25(2): 366.

Virgilio LR, Oliveira MSB, Almeida LS, Takemoto RM, Camargo LMA, & Meneguetti DUO. Isopods Cymothoidae ectoparasites of fish from the Amazon. *Revista Brasileira De Parasitologia Veterinária*, 2020; 29(4): e017920. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612020093>

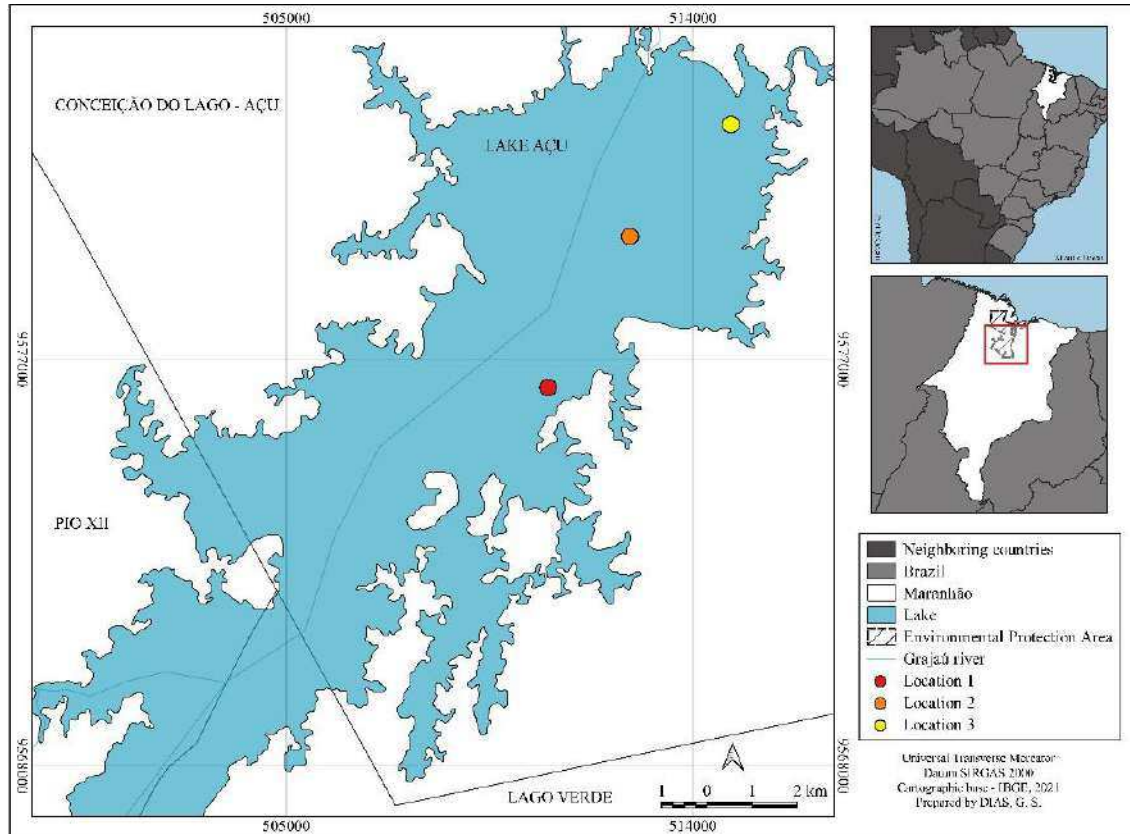


Figure 1. Geographic area of *Hoplias malabaricus* collection sites in Lake Açu, Maranhão, Brazil.

881 x 652



Figure 2. *Braga patagonica* ectoparasite attached to the pelvic fin of *Hoplias malabaricus*.
679x428

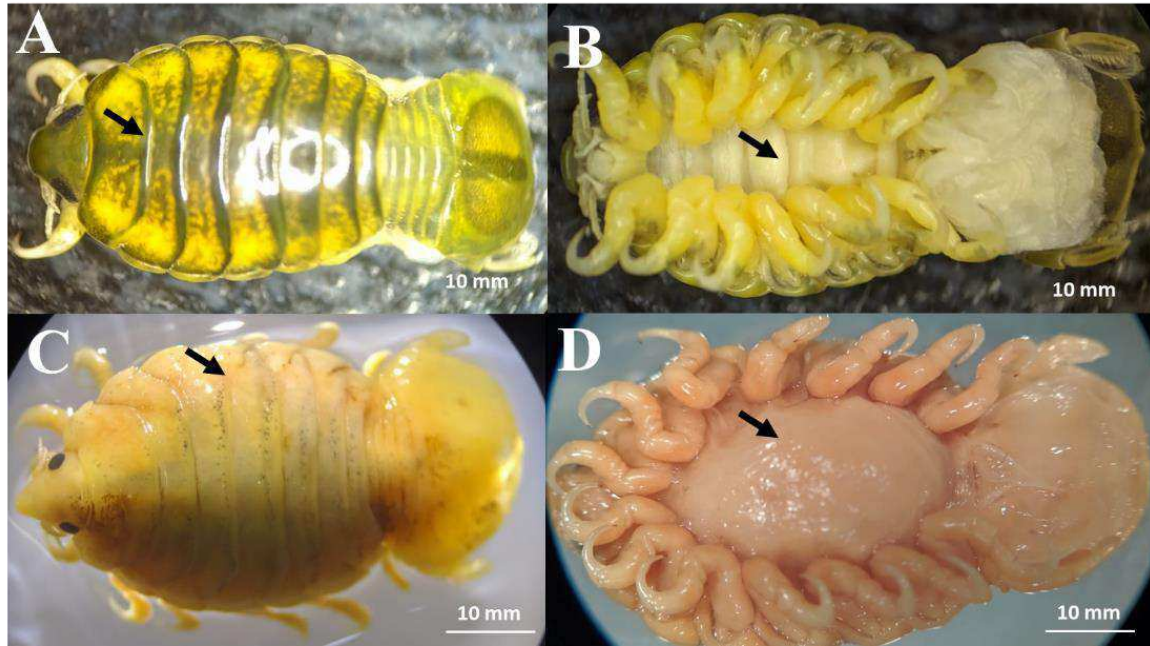


Figure 3. *Braga patagonica* isopod. **A** – Dorsal view of the male (dark arrow), highlighting its color; **B** – Ventral view of the male; **C** – Dorsal overall view of the female (black arrow) 3rd largest segment, and **D** – Ventral view of the female (black arrow), showing the marsupium. Scale: 10mm.

809 X 461

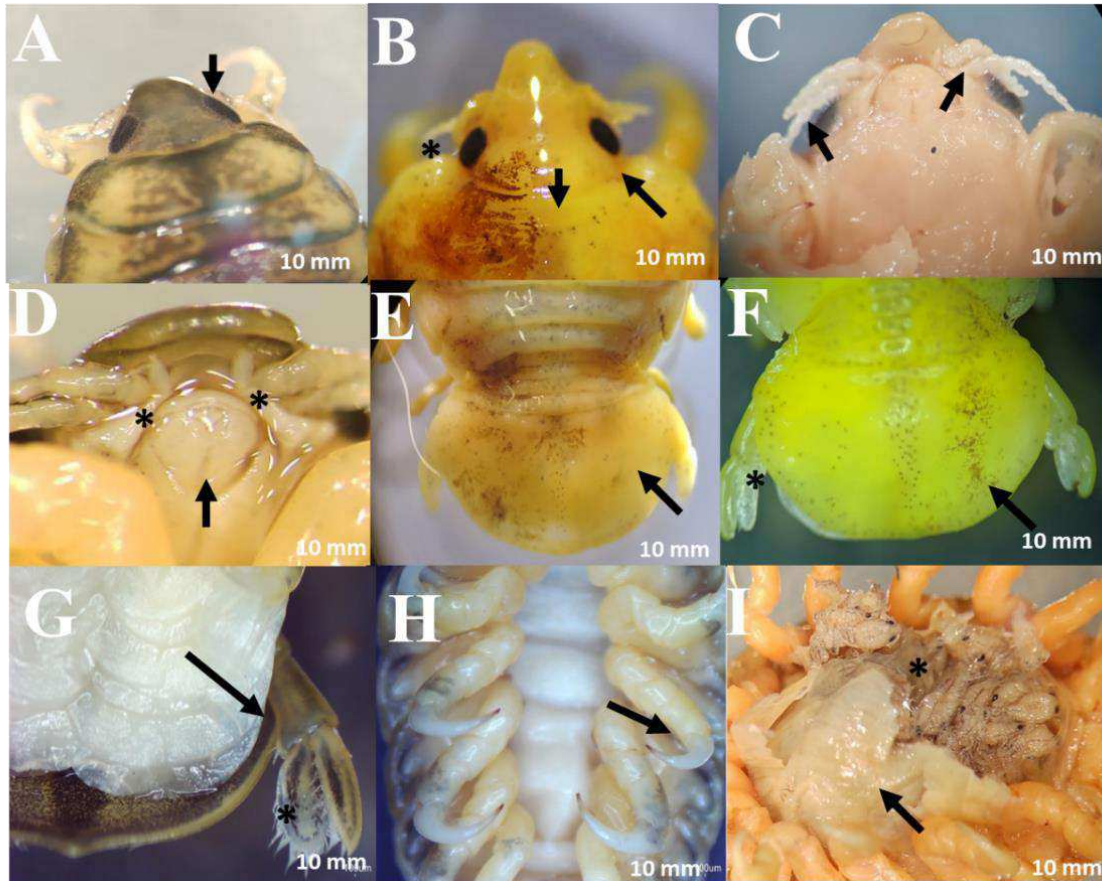


Figure 4. Morphological structures of *Braga patagonica* removed from *Hoplias malabaricus*. **A** – Male cephalon and sessile eyes (black arrow); **B** – Female cephalon, with eyes and antennae (black arrow and asterisk); **C** – Pair of antennae and antennules (black arrow); **D** – mandibles (black arrow) and maxillipeds (*); **E** and **F** – telson, highlighting uropods (black arrow and asterisk); **G** – uropods, highlighting exopodites and endopodites (*); **H** – view of pereopods with claw-shaped dactylus; **I** – marsupium containing hatched larvae.

797 X 628

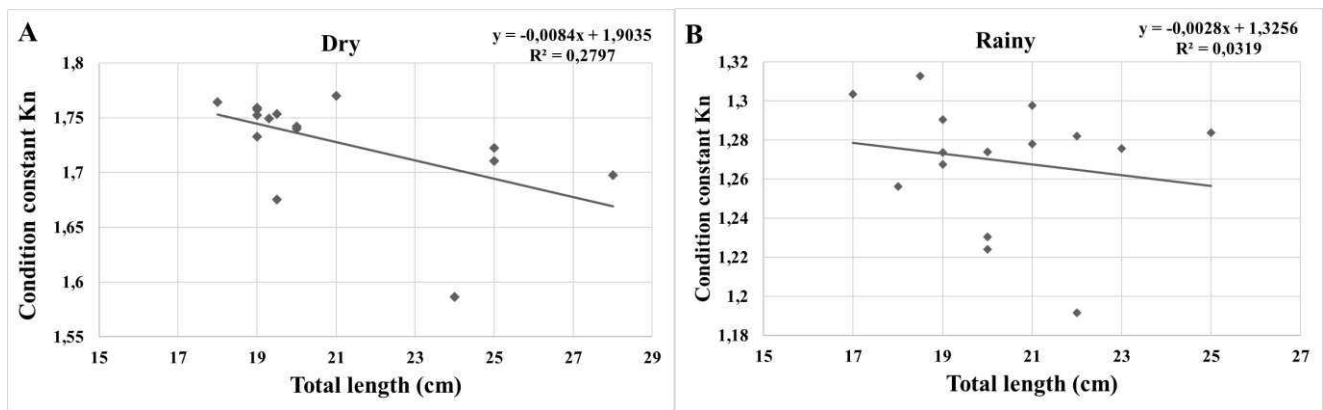


Figure 5. Ratio of condition constant K_n -to-standard length of *Hoplias malabaricus* (N=30) caught in Maranhão, Brazil, showing the plotted results of determination coefficient/ R^2 and line regression (**A** – dry and **B** – rainy).

1053x321

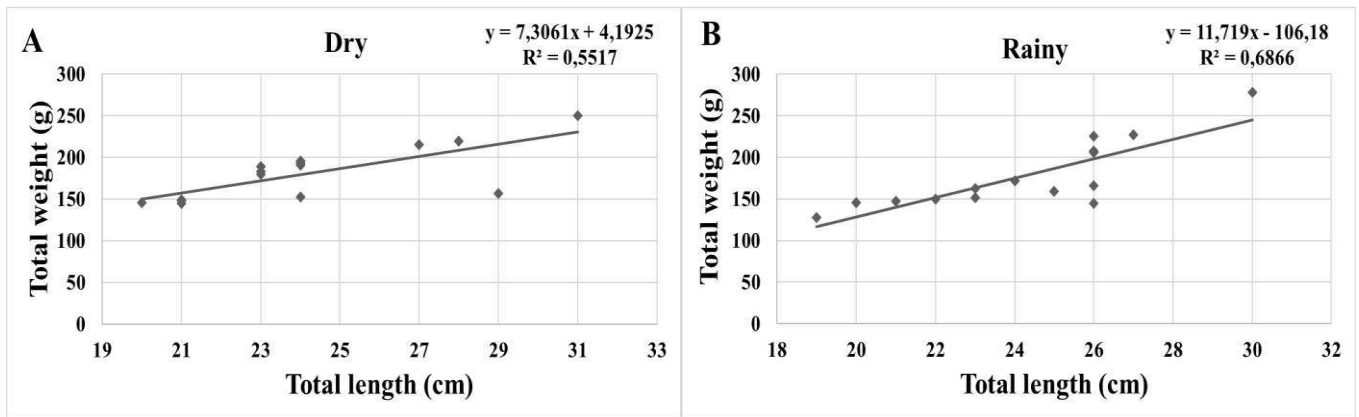


Figure 6. Weight-to-length ratio of *H. malabaricus* (N=30) caught in Maranhão, Brazil, showing plotted results, determination coefficients/ R^2 and line regressions (A – dry season, and B – rainy season).

1053x321

Table 1. Biometrics of females and males (cm) of *Braga patagonica* in *Hoplias malabaricus* of Lake Açú, Baixada Maranhense, Maranhão, Brazil. Mean $\pm$ standard deviation.

Season	No.	Sex		Males		Females	
		F	M	Length	Width	Length	Width
Dry*	15	10	5	1.23 $\pm$ 0.04	0.76 $\pm$ 0.17	2.09 $\pm$ 0.39	10.9 $\pm$ 0.23
Rainy*	10	7	3	1.96 $\pm$ 0.35	0.86 $\pm$ 0.04	1.84 $\pm$ 0.39	0.97 $\pm$ 0.24

*The samples showed no significant differences between the seasons or sexes.

Table 2. Parasitological data of *Braga patagonica* on *Hoplias malabaricus* from Lake Açu, eastern Amazon basin.

Season	EF/PF	TNP	P%	IM	AP
Dry	15/15	15	100%	1.0±0.00	1.0±0.00
Rainy	15/10	10	66.67%	0.67±0.49	0.67±0.49

EF-Examined fish, **PF**-Parasitized fish, **TNP**- Total number of parasites **P%**- Prevalence rate, **MI**- mean intensity, **PA**- Parasite abundance.

Table 3. Reports of *Braga patagonica* collected from fish species in the Brazilian Amazon from 2004 to the latest research (2023). P%: Prevalence; MI: Mean Intensity; MA: Mean Abundance.

Host	Site in the Municipality / State	P (%)	MI	MA	Environment	Reference
<i>Hoplias malabaricus</i>	Conceição do Lago Açu (Maranhão)	83%	0.83	0.83	Lake Açu	Current study (2023)
<i>Pimelodella cf. humeralis</i>	(Amapá)	-	1.0	0.5	Distributary	Virgílio et al., 2020
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	(Pará)	8.3%	1.0	0.08	Amazonas River	Oliveira et al., 2019
<i>Leporinus fasciatus</i>	Santana (Amapá)	20.0%	1.0	0.2	Matapi River	Neves & Tavares-Dias, 2019
<i>Propimelodus eigenmanni</i>		12.0%	2.0	0.2		
<i>Colossoma macropomum</i>	Gurupá (Pará)	5.9%	0.1	0.1	Jari River	Gonçalves et al., 2018
<i>Peprilus paru</i>	São João de Pirabas (Pará)	84.3 %	1.0	0.8	Maré	Chagas et al., 2016
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	Macapá (Amapá)	1.6%	-	0.6	Igarapé Stream Fortaleza	Hoshino et al., 2016
<i>Curimata incompta</i>	Macapá (Amapá)	2.5%	2.0	0.05	Igarapé Fortaleza	Neves et al., 2016
<i>Hoplias malabaricus</i>	(Amazonas)	6.1%	1.0	0.1	Igarapé Stream Fortaleza	Alcântara & Tavares-Dias, 2015
<i>Colossoma macropomum</i>	Macapá (Amapá)	2.5%	1.0	0.03	Fish farming	Dias et al., 2015
<i>Chaetobranchius flavescens</i>		7.1%	1.0	-	Igarapé Fortaleza	Bittencourt et al., 2014
<i>Propimelodus eigenmanni</i>		0.4%	2.0	0.4	Matapi River	Neves et al., 2014
<i>Curimata inornata</i>		0.4%	2.0	0.4	Matapi River	
<i>Colossoma macropomum</i>	Central Amazon (Amazonas)	4.28%	1.2	0.1	Negro Ilha River Marchantaria Solimões	Tavares-Dias et al., 2014
		1.26%	1.2	0.2	River Tarumã-Mirim creek	
	Amapá (Macapá)	30.0%	-	-	Aquaculture	Tavares-Dias et al., 2014

<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Macapá (Amapá)		1.2	-	Solimões River	Tavares-Dias et al., 2014
<i>Serrasalmus</i> sp.						
<i>Serrasalmus rhombeus</i>						
<i>Mylossoma duriventre</i>	Central Amazon (Amazonas)	0.04%	1.2	-	(INPA) – Solimões River	Tavares-Dias et al., 2014
<i>Brycon amazonicus</i>						
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>						
<i>Hydrolycus scomberoides</i>						
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Araguaia (Goiás)	88.8%	1.2	0.1	Araguaia River	Carvalho et al., 2004

Table 4. Biometric data (mean $\pm$ standard deviation), total length (Lt), standard width (sW), total weight (Wt), and constant condition (Kn) of *Hoplias malabaricus* in Lake Açu, Baixada Maranhense, Maranhão, Brazil.

Morphometrics	Dry season			Rainy season		
	Mean $\pm$ SD	Min.	Max.	Mean $\pm$ SD	Min.	Max.
Lt (cm) *	25.2 $\pm$ 2.42*	20	31	24.26 $\pm$ 2.38*	19	30
sW (cm) *	21.02 $\pm$ 2.32*	18	28	20.3 $\pm$ 1.62*	17	25
Wt (g) *	181 $\pm$ 25.2*	145	250	178.2 $\pm$ 33.86*	128	278
Kn**	1.72 $\pm$ 0.03**	1.58	1.77	1.26 $\pm$ 0.02**	1.19	1.31

* No significant differences were found between the samples in the two seasons.

** Significant differences were found between the samples in the two seasons.

5.3 CAPÍTULO III: Avaliação da fauna parasitária de peixes Characiformes e parâmetros ambientais de lagos amazônicos do Nordeste brasileiro

Itallo Cristian da Silva de Oliveira, Margareth Marques dos Santos, Verdson Frazão, Ingrid Caroline Moreira Lima, Nancyleni Pinto Chaves Bezerra, Débora Martins Silva Santos, Elmary da Costa Fraga

Introdução

Nas últimas décadas, os múltiplos impactos ambientais têm causado diversos estresses nos ecossistemas aquáticos, um deles é a exposição e a suscetibilidade da ictiofauna ao parasitismo de agentes infecciosos, que interferem no equilíbrio do sistema hospedeiro-parasito-ambiente (Jerônimo *et al.*, 2022; Martins *et al.*, 2015). Com modificações na tríade epidemiológica, observa-se alterações no comportamento e na fisiologia dos hospedeiros (Timi; Poulin, 2020).

A fauna parasitária em peixes pode ser influenciada por vários fatores estressores, como pH, níveis de amônia (Pampoulie *et al.*, 2004), oscilações bruscas na temperatura (Jerônimo *et al.*, 2022), variações nos níveis de oxigênio dissolvido e sazonalidade (Cavalcanti *et al.*, 2020) e, quantidade de matéria orgânica. Além disso, problemas atuais críticos, como os efeitos do aquecimento global, ações antrópicas, atividades agrícolas e agropecuárias (Ramos 2016), também provocam estresses significativos nesses ecossistemas. Esses fatores podem resultar no aumento da temperatura dos corpos d'água, na desertificação dos lençóis freáticos e diversos desafios globais (Mira *et al.*, 2022).

Com o aumento dos impactos nos lagos da Baixada Maranhense, por exemplo, despejo de esgoto doméstico, presença descontrolada de animais domésticos (bubalinos, bovinos, caprinos e equinos), as espécies *Hoplias malabaricus*, *Pygocentrus nattereri* e *Prochilodus lacustris*, peixes amazônicos mais comercializados na região, tem apresentado maior suscetibilidade à fauna parasitária. Essa predisposição, por vezes, está associada à baixa qualidade ambiental dos habitats onde esses organismos habitam (Colorado *et al.*, 2015) ou mesmo aos hábitos alimentares.

Pesquisas evidenciam diversos parasitos em peixes: como diversas espécies de ectoparasitos crustáceos (Bernardino *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2016), endoparasitos nematoides (Colorado *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2018; Pereira, 2020) e hemoparasitos (Clauss *et al.*, 2008), principalmente com potencial patogênico como Mixozoários, Protozoários, Acanthocefalos e Cestoda. Tendo em vista, que peixes que são os mais consumidos e comercializados pelas comunidades ribeirinhas fica evidente que pode

representar uma ameaça não apenas para esses ecossistemas, mas também para a população local.

Às parasitoses estão associadas a problemas básicos de infraestrutura, questões sanitárias e até falta de conhecimento por parte da população (Souza *et al.*, 2023). Como resultado, os municípios com concentração de população mais pobre, como observado na região da Baixada Maranhense, negligenciados autoridades governamentais e sociedade em geral, não tendo investimento necessário para lidar de forma eficaz com esses problemas.

É responsabilidade do sistema governamental trabalhar em conjunto para alcançar objetivos fundamentais para as comunidades, alinhados com as metas estabelecidas pelas Organização das Nações Unidas, como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Erradicação da pobreza (ODS 1), saúde e bem-estar (ODS 3), educação de qualidade (ODS 4) e acesso à água potável e saneamento básico (ODS 6) (Araújo *et al.*, 2022) para essas regiões. Assim evitando altos índices de parasitos em peixes e parasitoses na população local.

Dessa forma, objetivou-se avaliar a fauna parasitária de três espécies de peixes dos Lagos Açu e Viana localizados Maranhão, Nordeste brasileiro. Além de verificar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água.

2 Material e método

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em dois lagos localizados na região norte do estado do Maranhão, Nordeste brasileiro, que se encontram inserido na Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, uma Zona Úmida de Importância Internacional (Ramsar, 2022) e possui uma área de 17.775 hectares (Cardoso *et al.*, 2018). Uma delas com área de 122.38 Km² está situada no município de Conceição do Lago Açu (Latitude: 3° 51' 20" S, Longitude: 44° 52' 59" O) (Figura 1 A) formada pelas variações nos níveis do rio Grajaú, enquanto outro lago possui 99.44 Km² e encontra-se em Viana formada pela inundação do rio Pindaré, (Latitude: 3° 12' 26" S, Longitude: 44° 59' 57" O) (Figura 1 B) (Cantanhêde *et al.*, 2016, Limeira-Filho *et al.*, 2023)

Ambos ecossistemas integram a bacia do Mearim, sendo classificadas como lagos de várzea, com duas fases distintas: um período de águas altas que ocorre entre os meses de dezembro e julho (época chuvosa), e um período de águas baixas que vai de agosto a novembro (época seca) (Funô *et al.*, 2010; Maranhão, 2011) com precipitação

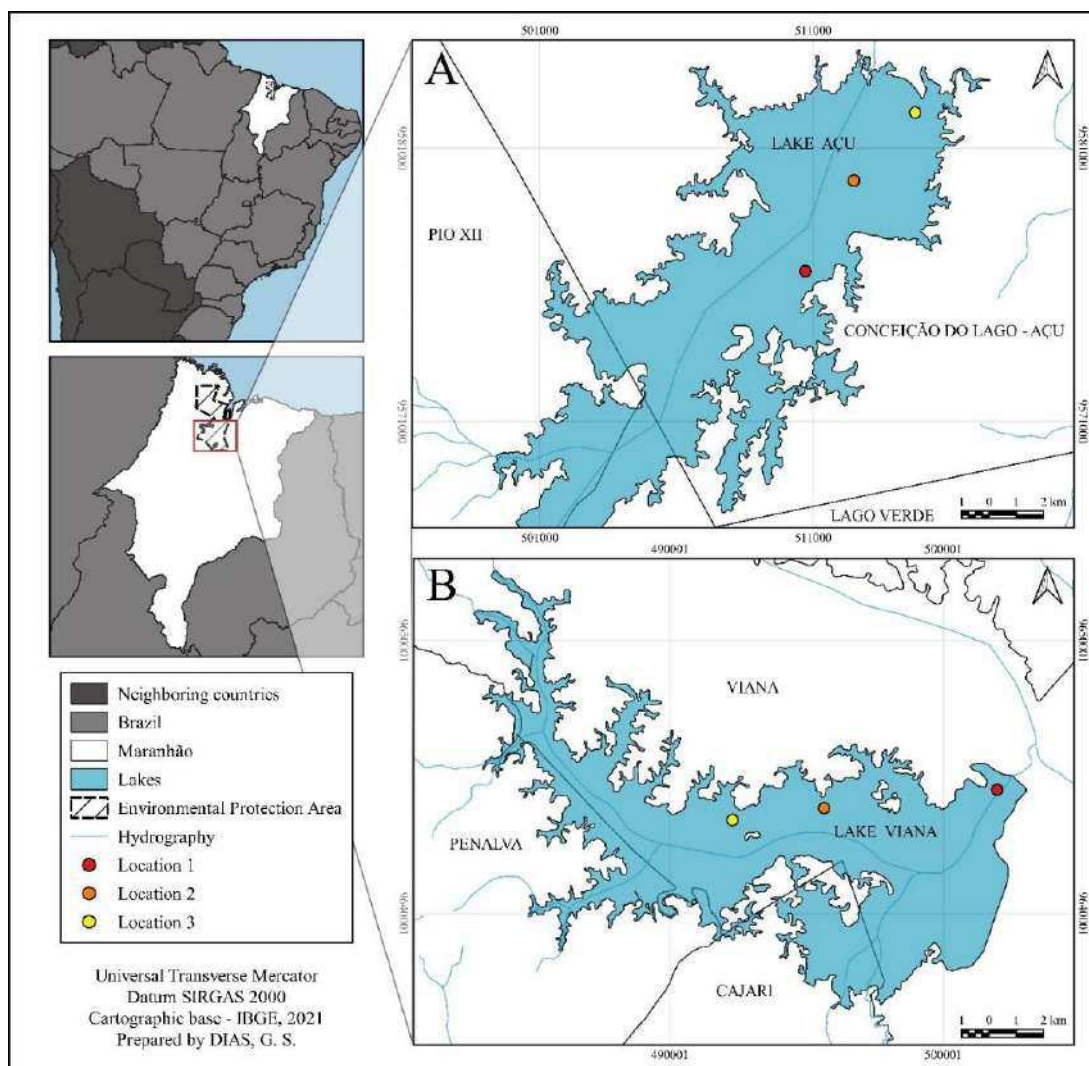
pluviométrica média anual de 700 mm a 2200 mm (Maranhão, 2016). Nessas áreas, predomina clima equatorial com poucas variações sazonais. Entretanto, a amplitude térmica anual para essa região tende a ser maior na região interior do que as continentais. As temperaturas médias anuais variam de 20,8°C a 30° entre as estações seca e chuvosa características do clima tropical (Maranhão, 2013).

A coleta de peixes, águas e sedimentos ocorreu ao longo de um ano, abrangendo o período de novembro de 2021 a novembro de 2022. Durante esse intervalo, quatro coletas distintas foram realizadas, cobrindo tanto a estação seca (novembro de 2021 e novembro de 2022) quanto a estação chuvosa (maio e junho de 2022) sendo duas coletas por período.

2.2 Coleta das amostras de água

Estabeleceu-se três pontos amostrais para realização das coletas no Lago Viana (P1: 3°12'.219"S; 44°58'.276", P2: 3°12'.551"S; 44°58'.316" e P3: 3°12'.658"S; 44°58'.566") (figura 1 A) e para o Lago Açu (P1: 3°50'.129"S; 44°54'04.2", P2: 3°49'14.6"S; 44°55'02.6" e P3: 3°47'55.0"S; 44°51'53.1") (figura B). Esses pontos foram considerados a partir da distância em relação aos centros urbanos dos municípios 3.9 Km do ponto 1 ao ponto 2 e 3.4 km do ponto 2 ao ponto 3.

Figura 1. Pontos das coletas das amostras de água superficial de Conceição do Lago Açu (A) Lago Viana (B), Maranhão, com destaque os três pontos de coleta: P1, P2 e P3.



2.3 Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água

In situ foram aferidos os parâmetros de qualidade da água, como pH, salinidade (Sal), condutividade (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (OD em mg/L) utilizando sonda Multiparâmetro AK88 (Novais *et al.*, 2023). As amostras de água foram coletadas de acordo com Silva *et al.* (2021). Em seguida, transportadas ao laboratório em caixas isotérmicas (Kontchou *et al.*, 2020). Para a análise microbiológica, utilizou-se a técnica do substrato cromogênico enzimático para a determinação do número mais provável (NMP) de coliformes totais e *Escherichia coli* por meio do teste de Colilert-18, segundo Apha (2005) e Silva *et al.*, (2021). Interpretados de acordo com as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA N° 357/2005 (Brasil, 2005) e N° 430/2011 (Brasil, 2011).

2.4 Coleta do material biológico

Foram coletados o total de duzentos e quarenta (240) exemplares de peixes, das espécies *Hoplias malabaricus* (Pisces, Erythrinidae), *Prochilodus lacustris* (Pisces, e *Pygocentrus nattereri* (Pisces, Serrasalminidae) de ambos os lagos, sendo 40 exemplares para cada coleta realizada.

Posterior, realizou-se a morfometria dos peixes, no qual foram aferidos o tamanho total (Lt) e padrão (Lp) dos organismos com auxílio de paquímetro e o peso (Wt) com auxílio de balança digital.

2.5 Sensibilização e eutanásia dos peixes

Após a captura, os peixes foram sensibilizados com 75 mg L⁻¹ de Eugenol (óleo de cravo), correspondendo ao estágio II de sedação profunda descrito por Santos *et al.* (2016). Em seguida, os peixes foram eutanasiados com secção medular para a realização de outros procedimentos de biometria.

2.6 Análise parasitológica

A avaliação parasitológica dos peixes foi conduzida de acordo com a localização e o tipo do parasito coletado: (i) ectoparasitos (superfície corporal e brânquias dos peixes), (ii) endoparasitos (na cavidade gastrointestinal, órgãos e tecido adiposo) e (iii) hemoparasitos (coletados no sangue periférico).

2.6.1 Confecção das extensões sanguíneas para observação de hemoparasitos

Após a coleta dos espécimes, retirou-se uma alíquota de sangue dos peixes com uma seringa previamente umedecida com EDTA a 10% por meio da técnica de punção caudal (Pretto *et al.*, 2014; Ranzani-Paiva *et al.*, 2013). Em laboratório, foram coradas pelo método Rosenfeld modificado de Tavares-Dias e Moraes (2013). E analisou-se toda a extensão sanguínea para quantificação dos hemoparasitos e a identificação baseou-se nas características morfológicas dos parasitos. E por fim, realizou as fotomicrografias com auxílio de programa Leica Application Suite (LAS EZ) version 3.3.0 (Copyright © 2016).

2.6.2 Coleta e identificação de Ectoparasitos e Endoparasitos

Os ectoparasitos crustáceos foram retirados da superfície externa do corpo, brânquias e nadadeiras dos peixes e fixados em álcool a 70% (Neves *et al.*, 2017; Jerônimo *et al.*, 2012; Tavares-Dias *et al.*, 2015). Posteriormente, identificados por chaves

dicotômicas de acordo com de Lemos de Castro (1959), Thatcher (1995, 1997, 2006, 2009), no qual foram observadas sexo, tamanhos, coloração e estruturas morfológicas.

Após a dissecação dos músculos, das vísceras e gordura dos organismos, coletou-se os nematoides, que foram colocados em solução salina a 0,65% e agitados para remover impurezas e restos de musculatura dos peixes. Fixados em AFA (Álcool- formol- ácido acético) por 48h e por fim, conservados em álcool 70% (Mattiucci *et al.*, 2020).

Para a identificação dos endoparasitos, submeteram-se ao processo de desidratação em séries de álcool, incluindo concentrações de 70%, 80% e 90%, por aproximadamente 3 horas (Oliveira *et al.*, 2020). Em seguida, desidratados em álcool absoluto durante uma noite. Os nematoides foram clarificados em creosoto de faia e montados em preparação de lâmina semipermanente utilizando entellan, observando as estruturas internas e a identificação de acordo com os protocolos descritos por Moravec (2001), Pardo *et al.* (2008) e Colorado *et al.* (2015).

2.7 Índices parasitológicos e estatística

Para determinar a ocorrência de ectoparasitos, endoparasitos e hemoparasitos (apenas prevalência), os mesmos foram quantificados de acordo com Jerônimo *et al.*, (2016) e calculados os índices parasitológicos de prevalência e intensidade média conforme recomendado por Bush *et al.*, (1997).

Os parâmetros de qualidade de água e biométricos dos peixes foram submetidos aos testes de normalidade Shapiro-Wilk e Kolmogorov- Smirnov e homogeneidade Levene. Para os resultados que atenderam aos pressupostos de normalidade, foram aplicadas ANOVA fatorial para amostras independentes. Nos casos em que os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Valores de $p \leq 0,05$ foram considerados significativos. A análise baseou-se na comparação entre as áreas estudadas, as épocas sazonais e as diferentes espécies de peixes.

3 Resultado e Discussão

3.1 Análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água

Os valores das variáveis físico-químicas e microbiológicas aferidos nos lagos Açú e Viana estão dispostos na Tabela 1. Os resultados foram comparados com os valores recomendados pelas legislações brasileiras. Os resultados microbiológicos, coliformes

totais e *Escherichia coli*, não apresentaram diferenças estatísticas entre períodos sazonais ($p \leq 0,05$).

Os parâmetros analisados pH, OD e *E. coli* apresentaram valores fora do recomendado pela legislação CONAMA357/2005 e 430/ 2011. Em todas as amostras de água foram encontrados coliformes totais e *E. coli*, com valores mais elevados no Lago Açú em ambos os períodos sazonais.

Ao compararmos os valores de coliformes totais entre os períodos sazonais, apesar de não haver diferença estatística significativa, observa-se valores mais elevados durante o período de estiagem, tanto no Lago Açú quanto no Lago Viana, ultrapassando 1.000/100 mL de NMP. Quando comparado os lagos entre si, constata-se que os valores médios do Lago Açú são maiores do que os do Lago Viana.

A presença de *E. coli*, apesar de natural, mas em níveis elevados pode ser considerada indicador confiável da presença de microrganismos patogênicos de origem entérica, provenientes de esgotos, fezes humanas e/ou animais de sangue quente (Herphs *et al.*, 2023; Dmae, 2001) como visto na área estudada. Essa constatação ressalta a importância da avaliação da qualidade da água e destaca a necessidade de medidas adequadas para mitigar a contaminação microbiológica nesses corpos d'água (Panagopoulos, 2022). A presença desses microrganismos, pode ser atribuída à proximidade dos pontos de coleta com as comunidades, onde ocorre o despejo inadequado de esgoto doméstico *in natura*, falhas no sistema de esgoto e tratamento inadequado das águas residuais, contribuindo para o aumento da concentração desses.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e microbiológicos das amostras de água coletadas nos períodos estiagem e chuvoso por pontos de amostragem

(P1 – ponto 1; P2- ponto 2; P3- ponto 3) nos Lagos Açu e Viana, Maranhão

Parâmetros de água	Período Chuvoso						Período Seco						*Valores rec. CONAMA 357/2005
	Lago Açu - junho/22			Lago Viana - maio/22			Lago Açu - novembro/21			Lago Viana- novembro/22			
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	
Total coliforms	24.196± 0.0 ^{Aa}	24.196± 0.0 ^{Aa}	20.196± 1.550 ^{Aa}	5.924± 450 ^{Aa}	6.867± 214 ^{Aa}	5.112± 580 ^{Aa}	24.196± 4.000 ^{Aa}	24.196± 1.524 ^{Aa}	16.659± 4.231 ^{Aa}	20.142± 1.254 ^{Aa}	12.033 ±200 ^{Aa}	24.196± 0.0 ^{Aa}	-
<i>Escherichia coli</i>	259± 25.63 ^{Aa}	41± 15.1 ^{Aa}	40± 0.0 ^{Aa}	41± 0.56 ^{Aa}	63± 12.02 ^{Aa}	58± 10 ^{Aa}	10± 0.0 ^{Aa}	10± 0.0 ^{Aa}	10± 0.0 ^{Aa}	8.664± 1.236 ^{Aa*}	554± 25 ^{Aa}	2.238± 684 ^{Aa*}	1.000/100m L
DO (mg/L)	6,2 ± 0,55 ^{Aa}	6.56 ± 1.41 ^{Aa}	6.56 ± 0.49 ^{Aa}	3.60 ± 0.25 ^{Aa*}	7.46 ± 0.34 ^{Aa}	8.45 ± 0.03 ^{Aa}	4.36 ± 0.11 ^{Aa*}	6.16 ± 0.04 ^{Aa}	6,4 ± 0,15 ^{Aa}	7,7± 0,1 ^{Aa}	7,83 ± 0,05 ^{Aa}	7,86 ± 0,15 ^{Aa}	>5,0
T (°C)	27.66± 0.37 ^{Aa}	28.96 ± 0.35 ^{Aa}	30,46 ± 0.25 ^{Aa}	27,33 ± 0.29 ^{Aa}	28.95 ± 0.03 ^{Aa}	30.47 ± 0.18 ^{Aa}	30 ± 0.26 ^{Ba}	30.6 ± 0.4 ^{Ba}	31,6 ± 0,04 ^{Ba}	28,13 ± 0,55 ^{Ba}	28,23 ± 0,2 ^{Ba}	30,06 ± 0.83 ^{Ba}	<40
pH	7,8 ± 0.31 ^{Ba}	7.13 ± 0.35 ^{Ba}	7.53 ± 0.15 ^{Ba}	5,26 ± 0.11 ^{Bb}	4.89 ± 0.00 ^{Bb*}	4.66 ± 0.01 ^{Bb*}	8.55 ± 0.17 ^{Aa}	9.03 ± 0.02 ^{Aa}	9.4 ± 0.1 ^{Aa*}	4.76 ± 0.05 ^{Ba*}	4.96 ± 5.17 ^{Ba*}	4.64± 0.1 ^{Ba}	5,0 a 9,0
EC (µS/cm)	100.73± 4.90 ^{bA}	87.83 ± 0.15 ^{bA}	211.6± 11.91 ^{bA}	356.6 ± 0.33 ^{bA}	344.23± 0.31 ^{bA}	318.6 ± 0.4 ^{bA}	344.3 ± 0.44 ^{aA}	314 ± 2.64 ^{aA}	326.3 ± 1.11 ^{aA}	356.8 ± 0.35 ^{aA}	344.1 ± 0.47 ^{aA}	318.9± 0.2 ^{aA}	-
S (ppt)	0.05 ± 0.0 ^{Aa}	0.03± 0.00 ^{Aa}	0.09 ± 0.15 ^{Aa}	0.04 ± 0.00 ^{Aa}	0.05 ± 0.00 ^{Aa}	0.03 ±0.00 ^{Aa}	0.15 ± 0.00 ^{Aa}	0.14 ± 0.0 ^{Aa}	0.12 ± 0.01 ^{Aa}	0.01 ± 0.0 ^{Aa}	0.04 ± 0.03 ^{Aa}	0.1 3± 0.00 ^{Aa}	<0,5%

DO – oxigênio dissolvido; **T**- temperatura; **pH**- potencial de hidrogênio; **EC** — condutividade elétrica; **S**- salinidade.

*Excederam os valores recomendados pelas legislações brasileiras (CONAMA) Resolução Nº 357 de 2005 e 430/2011.

3.2 Dados biométricos dos peixes

Os valores médios de comprimento total e padrão dos espécimes de *H. malabaricus* nos lagos Açu e Viana mostraram médias e desvios padrões mais elevados durante o período de estiagem, atingindo uma média de 24,2 cm. No período chuvoso, o comprimento total médio foi de aproximadamente 21 cm. Essas médias corroboram com estudos anteriores conduzidos por Oliveira (2019), que investigou a mesma espécie nos mesmos períodos sazonais no Lago Açu. Freitas (2018) e Gomes (2021), revelaram valores semelhantes para essas mesmas áreas da Baixada Maranhense. Esses estudos constataram que, durante o período de estiagem, o tamanho corporal variou de 25 a 30 cm, enquanto no período chuvoso variou de 23 a 26 cm. Notavelmente, essas medidas são superiores às registradas no Lago Açu (21 cm) e no Lago Viana (18 cm) durante o mesmo período de análise (Tabela 2).

Quanto às médias biométricas de *Pygocentrus nattereri*, observou-se relativa semelhança tanto entre os períodos chuvoso e de estiagem quanto entre os lagos, sem evidências de diferenças estatísticas significativas. A variação média entre os períodos sazonais foi de apenas 0,15 cm para o Lago Viana, enquanto para o Lago Açu, essa variação alcançou 3 cm. Ao comparar os lagos, notou-se que as médias de comprimento no Lago Açu foram superiores em relação ao Lago Viana. Esses resultados indicam que, no caso de *Pygocentrus nattereri*, as variações biométricas são menos influenciadas pelos períodos sazonais e mais relacionadas às características específicas de cada lago.

Foram identificadas diferenças estatísticas nos comprimentos total e padrão, assim como no peso, de *P. lacustris* entre os períodos sazonais. Durante o período de estiagem, o Lago Viana registrou maiores comprimentos médios, atingindo 20,23 cm, com diferença de 0,7 cm em relação ao Lago Açu. Este mesmo padrão se estendeu para o peso dos espécimes, com média de 154,38 g no Lago Viana durante o período de estiagem. Estudos anteriores conduzidos por Cardoso *et al.* (2018), Lima *et al.* (2022; 2024) e Soares *et al.* (2021) no Lago Açu, com *P. lacustris*, obtiveram médias de comprimentos de 19,2 cm e 18,8 cm para o mesmo período sazonal. Esses resultados sugerem que, na atualidade, os *P. lacustris* apresentam tamanhos corporais menores durante o período de estiagem.

Tabela 2. Dados biométricos (média $\pm$ desvio padrão) comprimento total (Lt), comprimento padrão (Lp) e peso (Wt) dos espécimes de *Hoplias malabaricus*, *Prochilodus lacustris* e *Pygocentrus nattereri* capturados nos lagos Açú e Viana, Baixada Maranhense, Maranhão.

Amostra de peixe	Período Chuvoso						Período Seco					
	Lago Açú - junho/22			Lago Viana - maio/22			Lago Açú - novembro/21			Lago Viana- novembro/22		
	Lt	Lp	Wt	Lt	Lp	Wt	Lt	Lp	Wt	Lt	Lp	Wt
<i>Hoplias malabaricus</i>	21,0 $\pm$ 2,8 ^{aB}	19,4 $\pm$ 2,2 ^{aB}	73,1 $\pm$ 18,3 ^{aA}	18,0 $\pm$ 1,5 ^{bB}	15,5 $\pm$ 1,5 ^{bB}	113,5 $\pm$ 17,6 ^{aA}	24,2 $\pm$ 2,0 ^{aA}	20,4 $\pm$ 1,4 ^{aA}	175,8 $\pm$ 26,6 ^{aB}	20,4 $\pm$ 2,1 ^{bA}	17,7 $\pm$ 1,4 ^{bA}	120,2 $\pm$ 38,8 ^{aB}
<i>Pygocentrus nattereri</i>	17,1 $\pm$ 1,2 ^{aA}	14,3 $\pm$ 1,1 ^{aA}	71,3 $\pm$ 18,8 ^{aA}	14,7 $\pm$ 0,6 ^{aA}	13,4 $\pm$ 0,6 ^{aA}	83,6 $\pm$ 6,4 ^{aA}	15,3 $\pm$ 1,0 ^{aA}	13,0 $\pm$ 1,1 ^{aA}	111,4 $\pm$ 17,8 ^{aA}	14,8 $\pm$ 1,0 ^{aA}	12,6 $\pm$ 0,9 ^{aA}	70,3 $\pm$ 1,4 ^{aA}
<i>Prochilodus lacustris</i>	16,3 $\pm$ 1,2 ^{bB}	13,7 $\pm$ 1,4 ^{bA}	74 $\pm$ 14,6 ^{bB}	17,1 $\pm$ 1,3 ^{bA}	14,5 $\pm$ 1,1 ^{bA}	103,8 $\pm$ 22,3 ^{bA}	19,4 $\pm$ 2,2 ^{aB}	17,0 $\pm$ 1,0 ^{aA}	150,1 $\pm$ 40 ^{aB}	20,2 $\pm$ 1,2 ^{aA}	17,6 $\pm$ 1,0 ^{aA}	154,3 $\pm$ 18,3 ^{aA}
Lt - Comprimento total; Ls - Comprimento padrão; Wt – Peso. ^{a b} Letras diferentes indicam diferença estatística entre os períodos sazonais e letras iguais indicam a ausência de diferença significativa ($p \leq 0,05$). ^{A B} Letra maiúscula diferentes indica presença diferença estatística entre lagos e ^A letras iguais ausência da diferença estatística entre lagos.												

Variações morfológicas e morfométricas intervêm na estrutura corporal dos peixes e podem levar a diferenças funcionais, fisiológicas, de alimentação, locomoção e de resistência (Breda *et al.*, 2005; Motta, Wilga, 1995; Wainwright *et al.*, 2002).

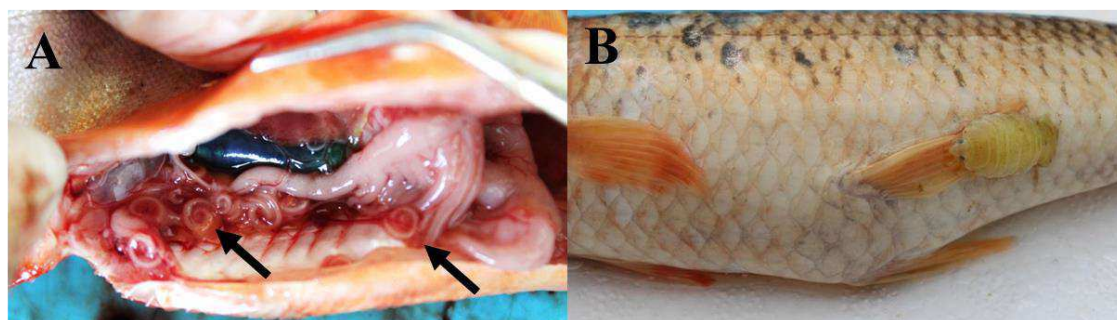
Os fatores presentes nos lagos como disponibilidade de alimento fatores presentes nos lagos podem afetar o tamanho e o peso dos peixes (Carvalho *et al.*, 2021). A disponibilidade de alimento, a competição por recursos, a qualidade da água (como temperatura, oxigênio dissolvido, pH e níveis de poluentes), a estrutura do habitat (como vegetação aquática, troncos submersos e pedras) e a atividade parasitária (Silva, 2020). Podem prejudicar o crescimento e desenvolvimento dos peixes (Almeida *et al.*, 2017).

3.2 Fauna parasitária dos hospedeiros

3.2.1 Ectoparasitos e Endoparasitos

Nos peixes avaliados foram encontrados parasitos das ordens Isopoda (*Braga patagonica*) e Nematoda (*Contracaecum* (figura 2).

Figura 2. Parasitos de peixes dos lagos Açú e Viana, Baixada Maranhense. Seta - Nematoides aderidos a musculatura interna e parte do mesentério. *Contracaecum* sp. em *Pygocentrus nattereri* (A); *Braga patagonica* fixada no tegumento de *Hoplias malabaricus* (B).



Os ectoparasitos coletados na superfície corporal dos peixes, incluindo as nadadeiras laterais e peitorais, além de alguns exemplares encontrados na cavidade branquial dos mesmos (Figura-2). Todos eles pertencem à mesma espécie, da ordem Isopoda. Esse grupo foi encontrado apenas para *Hoplias malabaricus* no Lago Açú tanto no período chuvoso com prevalência de 50% e na estiagem com 75% (Figura 3 A). A espécie identificada foi *Braga patagonica*.

Foram coletados 15 espécimes para o período de estiagem e 10 no período chuvoso para o Lago Açú apenas para o peixe *Hoplias malabaricus*, sendo 68% dos parasitos fêmeas e 32% machos. Os exemplares coletados no período de estiagem tiveram medias maiores de comprimento (2 cm) e largura (1,08 cm) enquanto para chuvoso

comprimento foi (1,88 cm) e largura (0,94), podendo concluir que as fêmeas são maiores do que os machos como estudos de Tavares-Dias *et al.* (2014) e Thatcher (2006).

A espécie já foi descrita no Brasil encontrada nas nadadeiras dorsais de *Colassoma macropomum* (Cuvier, 1816) em cultivo no estado do Amapá e fez a distribuição de ectoparasitos de peixes para água doce do Brasil (Tavares-Dias, Araújo & Viana, 2014). Thatcher (2006) descreveu que cimotoídes espécies do gênero *Braga* infestam a parte ventral da cavidade opercular ou a boca de seus hospedeiros. Para essa espécie no estado Maranhão esse é o segundo registro de *Braga patagonica*, o primeiro relato Reis *et al.* (2021) fez para a mesma espécie na bacia do rio Gurupi, Baixada Maranhense. A presença desses organismos pode causar lesões tegumentares nos e levam a futuras infecções.

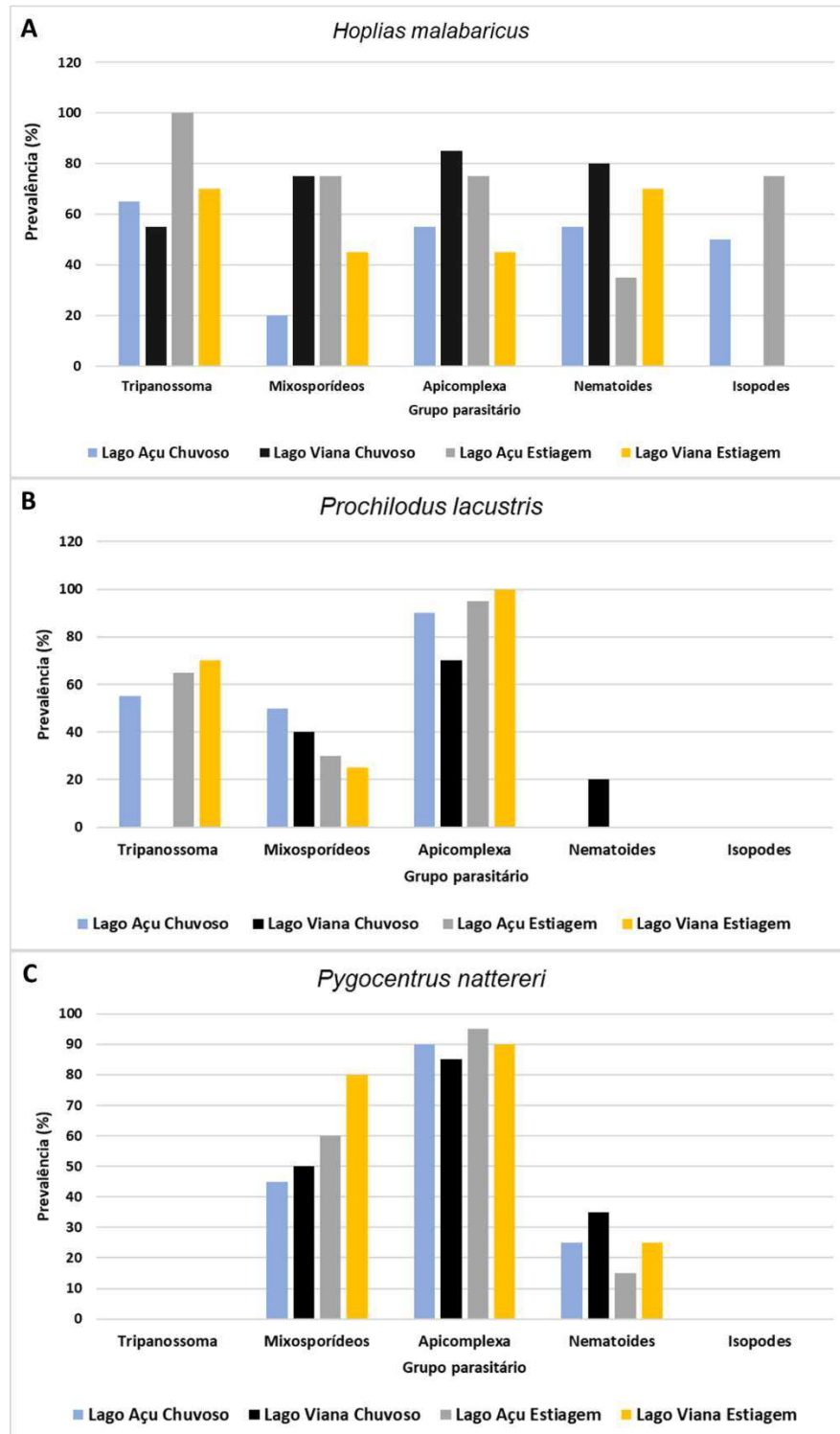
A transmissão parasitária é de forma direta, com os parasitas nadando ativamente em busca de um peixe para se fixar e se alimentar (Chagas *et al.*, 2015; Hirano *et al.*, 2006). Esse parasitismo pode levar a infecções ulcerativas que favorecem a formação secundária de fungos, vírus e bactérias. Os efeitos dessa infestação por ectoparasitas podem variar de acordo com o equilíbrio e a interação entre o hospedeiro e o parasita (Leonardos & Trilles, 2003; Hirano *et al.*, 2006).

Os nematoides *Contracaecum* sp e *Procamallanus* sp foram encontrados com maiores prevalências para *Hoplias malabaricus*. No qual registrou durante o período chuvoso P=55% para o Lago Açu e 80% para o Lago Viana e para o período estiagem P=35% no Lago Açu e 70% no Lago Viana (figura 3 A). Os valores para *Pygocentrus nattereri* foram menores, registrado 25% para Lago Açu e 35% Lago Viana no período chuvoso e 15% no Lago Açu e 25% Lago Viana no período de estiagem (Figura 3 B). Por fim para *Prochilodus lacustris* encontrou nematoides apenas durante o período chuvoso no Lago Viana com prevalência de 20%. A infecção por nematoides em peixes geralmente ocorre quando os peixes ingerem ovos ou larvas desses parasitas presentes na água ou em alimentos contaminados (Santos-Clapp *et al.*, 2022). Após a ingestão, as larvas penetram no trato gastrointestinal do peixe e se desenvolvem, podendo migrar para outros órgãos e tecidos.

A frequência de nematoides em peixes como a traíra e a piranha pode estar relacionada a vários fatores (Cárdenas *et al.*, 2022). Primeiro, essas espécies de peixes são predadores carnívoros, o que significa que têm maior probabilidade de se alimentar de outros animais, incluindo presas que podem estar infectadas com nematoides (Silva *et al.*, 2019). Além disso, a traíra e a piranha geralmente ocupam posições mais altas na cadeia alimentar, o que pode aumentar a exposição a parasitas, uma vez que acumulam

as infecções presentes em suas presas. E essas espécies são as que possuem mais diversidade de metazoários.

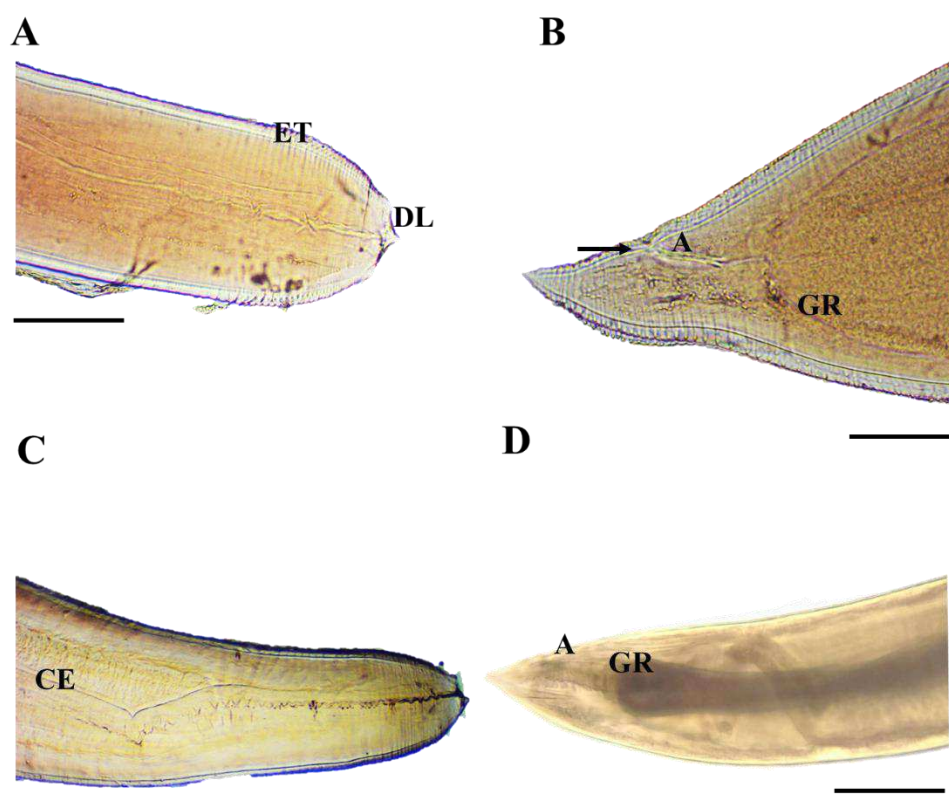
Figura 3. Prevalência parasitaria em (%) dos peixes coletados nos lagos Açú e Viana, Baixada Maranhense.



O gênero *Contracaecum* possui um corpo cilíndrico e alongado, com uma extremidade anterior que se afunila para formar uma cápsula bucal distintiva (Figura 4).

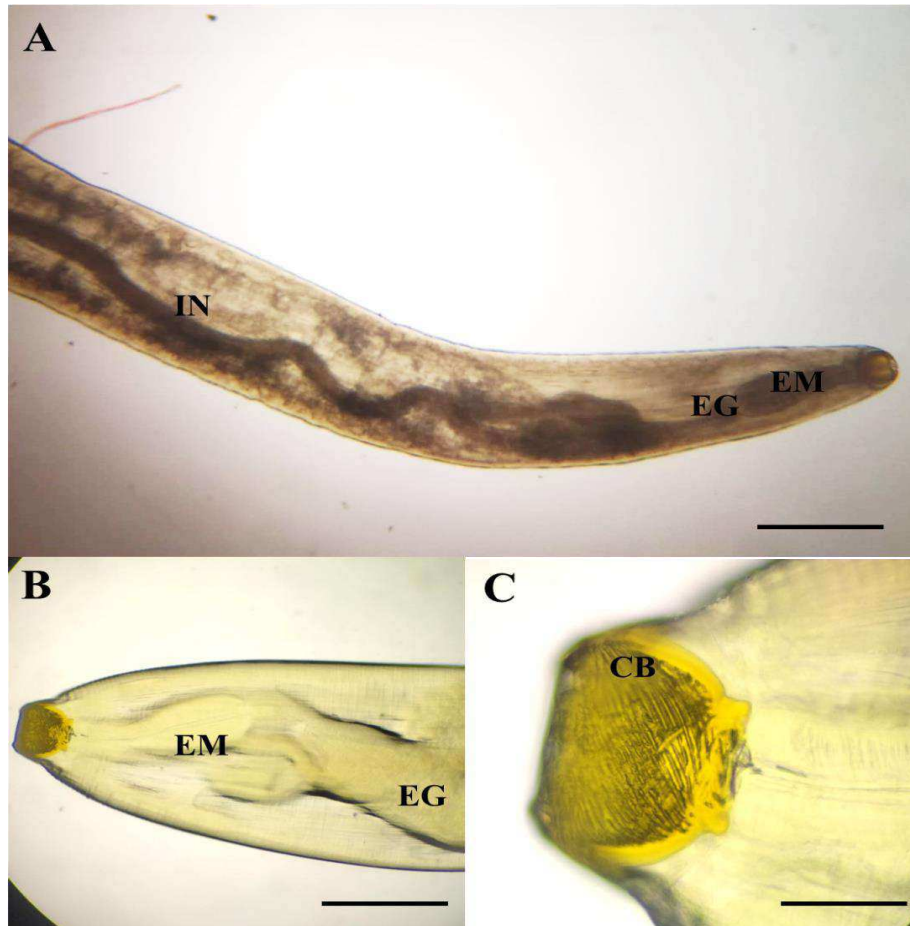
Geralmente possuem uma cápsula bucal com três dentículos cortantes e um esôfago bem desenvolvido, que é uma parte importante do aparelho de alimentação do parasito. São encontrados em diversas regiões do mundo, especialmente em áreas costeiras e estuarinas, onde há maior concentração de aves marinhas e peixes.

Figura 4. Fotomicrografias de *Contracaecum* sp. parasitos de *H. malabaricus* e *P. nattereri*. **A-** Parte anterior do corpo da larva **DL-** dente larval, **ET-** estrias transversais. **B-** Parte posterior da larva, **A-** ânus; **GR-** glândulas retais, **C-** (CE) Ceco intestina, **D-** **GR-** glândulas retais. Escalas = 50µm



As características morfológicas deste táxon são consistentes com as descrições feitas por Moravec *et al.* (1998) e Pinto & Noronha (1976). Nesse táxon, é possível observar uma cápsula bucal lisa e contínua, esôfago dividido em uma porção anterior muscular e outra posterior glandular, extremidade posterior afilada e a presença de espículas desiguais. Essas características anatômicas são importantes para a identificação e classificação dos nematoides do gênero *Procamallanus* (Figura 5). Cabe ressaltar que as taxas encontradas para esse parasito foram menores do que encontradas para *Contracaecum*. Pereira (2020), Gomes (2021) e Silva *et al.* (2023) encontraram a mesma espécie com taxas de prevalência altas para a região da Baixada Maranhense para a mesmas espécies de peixes.

Figura 21. Fotomicrografias de *Procamallanus sp.* parasitos de *H. malabaricus* e *Pygocentrus nattereri*. A- Parte anterior do corpo, com cápsula bucal (CB), esôfago muscular (EM), esôfago glandular (EG), intestino (IN); B- cápsula bucal, (CB), esôfago médio (EM) e esôfago glandular (EG); C- cápsula bucal. Escalas = 50µm.

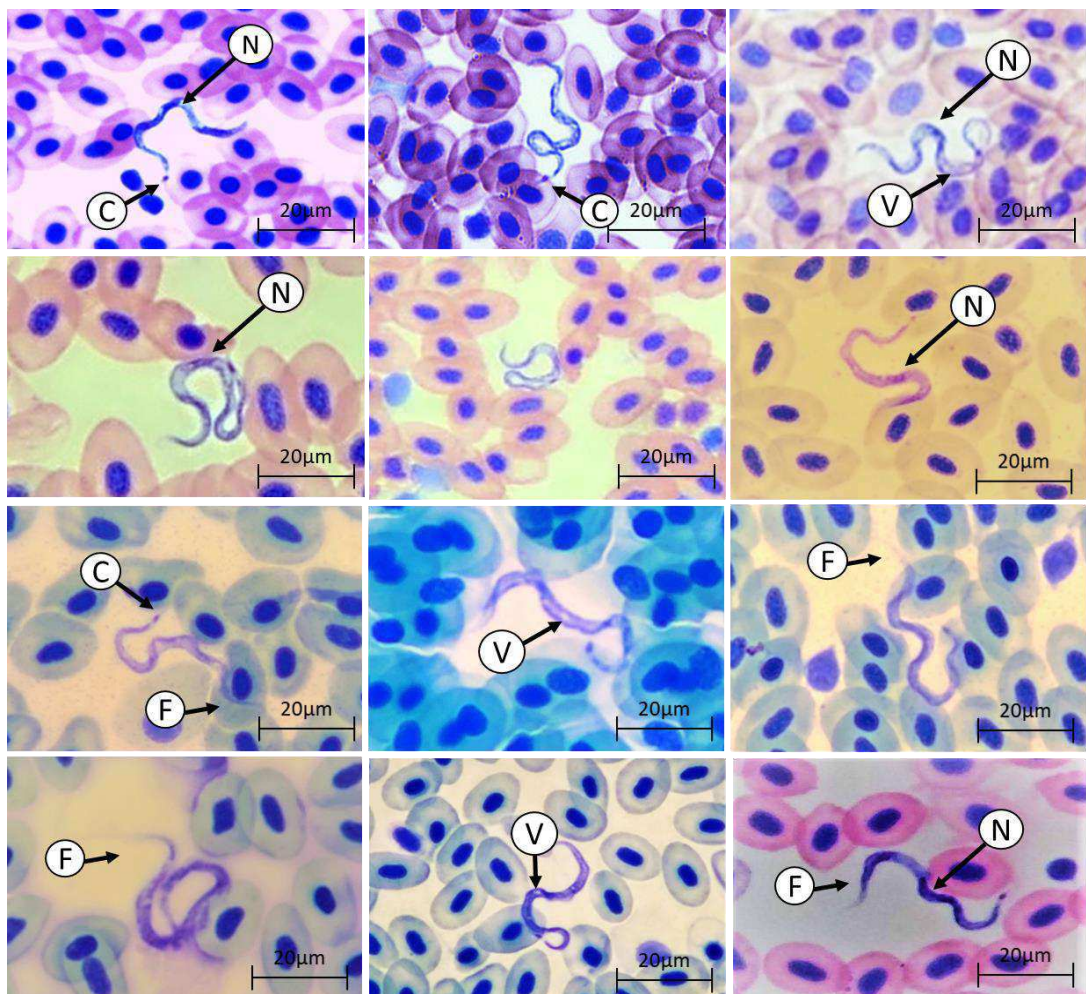


A presença de animais como bovinos, bubalinos, suínos e equinos nas regiões da Baixada Maranhense, principalmente nos locais onde os peixes foram coletados, pode estar relacionado à contaminação do ambiente aquático por fezes desses animais. Os nematoides podem estar presentes nas fezes desses animais e, uma vez levadas para os corpos d'água, podem contaminar a esse ambiente. Assim, os peixes *Hoplias malabaricus* e *Pygocentrus nattereri*, por possuírem hábitos alimentares carnívoros e detritívoros podem ser mais suscetíveis à infecção por nematoides devido à sua dieta e ao ambiente em que vivem.

3.2.2 Hemoparasitos

Nas análises dos esfregaços sanguíneos, identificaram-se três grupos distintos de parasitos, a saber: *Trypanosomatida*, *Mixosporida* e *Eucoccidiorida*. No contexto dos tripanossomatídeos, especificamente do gênero *Trypanosoma*, procedeu-se à classificação destes como morfotipo 4, conforme estabelecido por Diamond (1965) e Borges (2016) (Figura 6). Estes organismos evidenciaram características morfológicas distintivas, tais como corpo alongado, extremidades mais estreitas, configuração corpórea mais retilínea, cinetoplasto nitidamente visível e corado. Notavelmente, os tripanossomatídeos em questão não manifestaram flagelos livres bem definidos e apresentaram o cinetoplasto localizado mais próximo da extremidade posterior em relação ao núcleo.

Figura 6. *Trypanosoma* sp encontrados em espécies nativas de peixes dos lagos da Baixada Maranhense, Maranhão. Cinetoplasto (C), o núcleo (N), flagelo (F), os vacúolos (V) Aumento 1000x. Coloração Rosenfeld modificado.



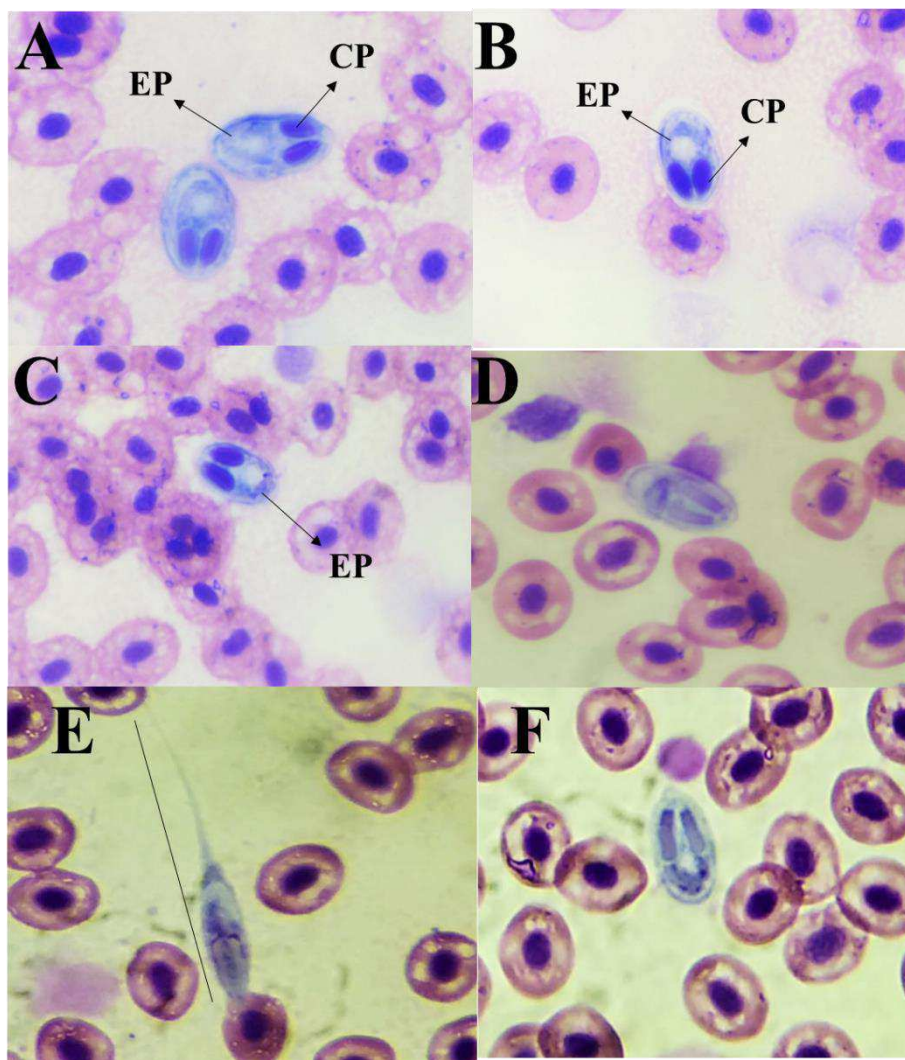
As maiores taxas de prevalência foram registradas para *Hoplias malabaricus*, particularmente no Lago Açu, atingindo 100% durante o período de estiagem, e no Lago Viana, com uma taxa de 70%. Durante o período chuvoso, as taxas de prevalência foram de 65% no Lago Açu e 55% no Lago Viana (figura 3A). Em contrapartida, para *Prochilodus lacustris*, as taxas de prevalência foram mais elevadas no período de estiagem, atingindo 70% no Lago Viana e 65% no Lago Açu. No período chuvoso, a prevalência para esse parasito foi observada apenas no Lago Açu, com uma taxa de 55% (Figura 3 B).

As espécies de tripanossomas de todos os morfotipos são possivelmente transmitidas aos peixes por meio de um hospedeiro sugador de sangue, como uma sanguessuga, cabe ressaltar que foram encontrados 5 exemplares de hirudíneos fixados nas regiões das nadadeiras dos exemplares de *Hoplias malabaricus* e *Prochilodus lacustris*. Além disso, crustáceos isópodes também podem ser potenciais vetores de tripanossomatídeos em organismos aquáticos, uma vez que altas taxas de parasitismo podem levar à mortalidade dos peixes (Côrrea, 2016). No entanto, os efeitos desse parasitismo ainda não são bem compreendidos (Lemos, 2015). Mais pesquisas são necessárias para elucidar completamente a transmissão e o impacto dos tripanossomas nos peixes.

Comunidades parasitárias sanguíneas em espécies de peixes podem ser utilizadas como indicadoras da saúde de sistemas ecológicos e interferem diretamente na fisiologia e desenvolvimento do animal, levando em consideração alto grau de prevalência ou intensidade parasitária (Molina *et al.*, 2016; Su *et al.*, 2014).

Ainda foram encontrados mixosporídeos de dois gêneros *Myxobolus* e *Henneguya* (Myxobolidae: Myxozoa) (Figura 7). Os mesmos apresentaram formato piriforme, duas cápsulas polares e projeção de cauda ou não dependendo do seu estágio ou espécie. Esses organismos são pertencentes ao filo Myxozoa, que infectam diversos animais, incluindo peixes. Eles são caracterizados por possuírem uma fase de vida complexa, com esporos multicelulares denominados mixósporos, que são a forma infectante e responsável pela transmissão do parasito (Alarcón *et al.*, 2016).

Figura 22. Fotomicrografias de *Myxobolus* e *Henneguya* em peixes dos lagos Açú e Viana, Baixada Maranhense. **A, B, C e D** *Myxobolus* sp. **CP**- Cápsula polares; **EP**- esporoplasma; **E**- *Henneguya* sp. Rosenfeld modificado.

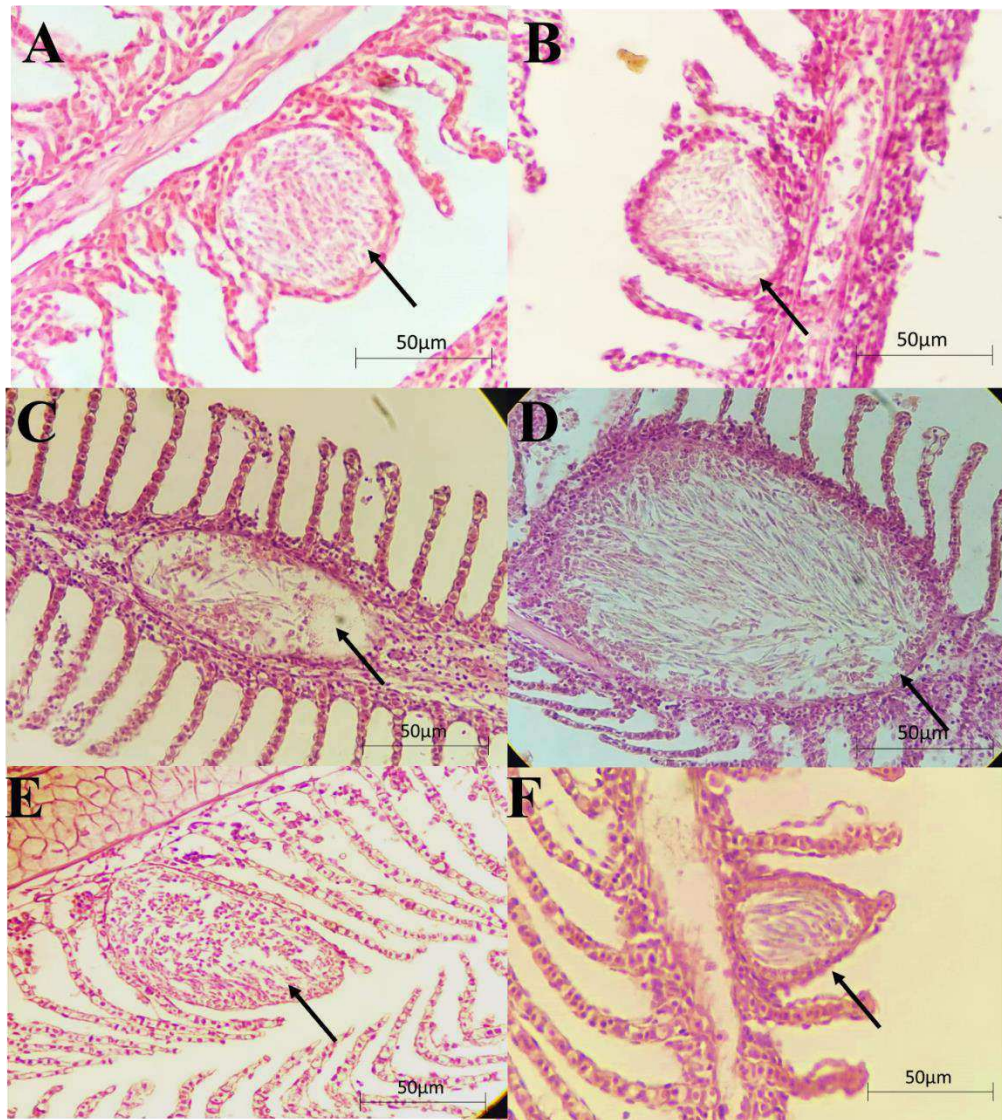


Os mixósporos são liberados pelo hospedeiro infectado e, em contato com um novo hospedeiro suscetível, penetram nas células do tecido, onde se desenvolvem e multiplicam (Rocha *et al.*, 2018). Posteriormente, são liberados como esporos maduros que podem infectar outros indivíduos (Ranzani-Paiva, Felizardo & Luque, 2005).

Como foram encontrados nesse estudo, presença de plasmódios nas brânquias dos peixes (Figura 8) onde faziam a reprodução dos parasitos antes de serem liberados na corrente sanguínea (Figura 9). Esses parasitos são conhecidos por causar diversas doenças em peixes, como a mixosporidiose, que pode afetar diferentes órgãos do animal, como a pele, brânquias, músculos e órgãos internos (Silva, 2011). Essas infecções podem resultar

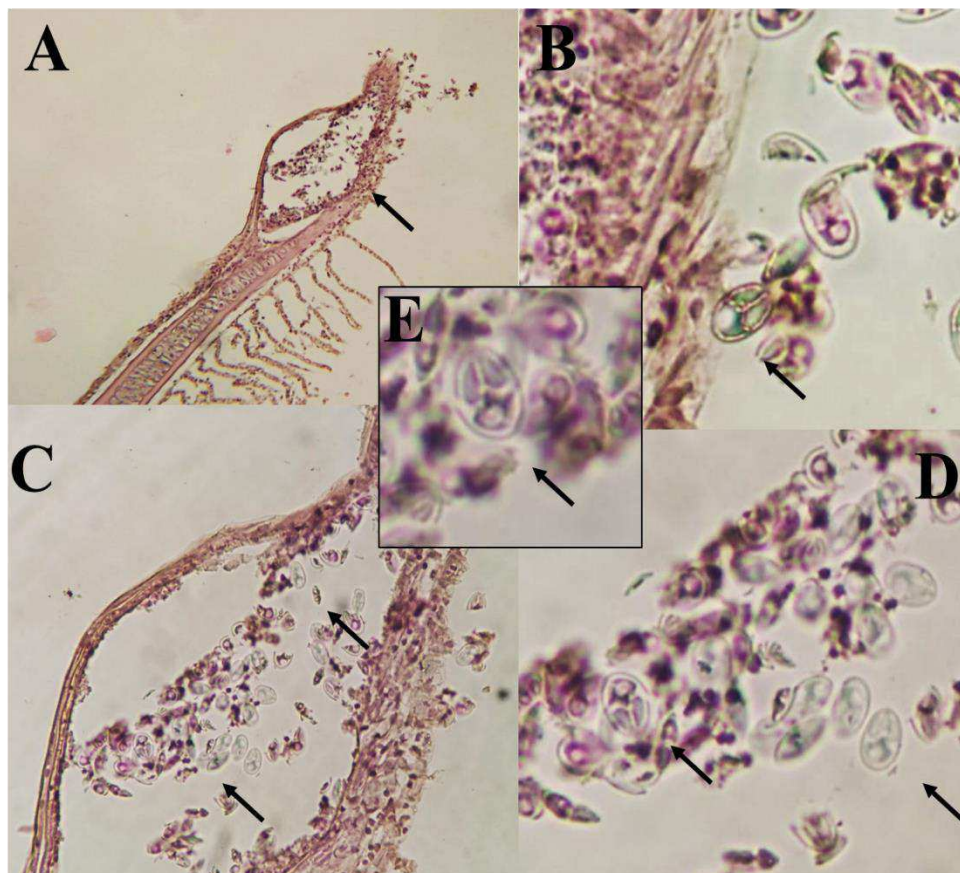
em problemas de saúde para os peixes, incluindo danos teciduais, dificuldade respiratória, perda de peso e até mesmo a morte (Teixeira *et al.*, 2018).

Figura 8. Fotomicrografias de brânquias de *Pygocentrus nattereri*, *Hoplias malabaricus* e *Prochilodus lacustris* dos lagos Açú e Viana, Baixada Maranhense, Maranhão. Plasmódios de *Myxobolus* e *Henneguya*.



A presença desses parasitos pode demonstrar que o mesmo está completando seu ciclo de vida no sangue e em outros tecidos. Podendo causar lesões, infecções bacterianas ou fúngicas e modificações nos tecidos dos peixes ou até mesmo causar a mortalidade dos organismos (Naldoni *et al.*, 2009). Foram observadas alterações brânquias, hepáticas e renais para os peixes coletados nos lagos Açú e Viana.

Figura 9. Fotomicrografias de brânquias de *Prochilodus lacustris*. Plasmódios de *Myxobolus* sendo liberados na corrente sanguínea do peixe. **A**- Eclosão do *Myxobolus* na brânquia; **C**- *Myxobolus* dentro do plasmódio. **B**, **D** e **E** - exemplar de *Myxobolus* com estruturas nítidas. Coloração HE, Aumento 100X e 400X



A interdependência entre os fatores de qualidade da água e as dimensões dos peixes estabelece uma conexão direta com o parasitismo desses organismos. A degradação ambiental, ao perturbar o equilíbrio dessas variáveis, interfere na tríade ambiente-parasito-hospedeiro, conforme evidenciado por Santos *et al.* (2013). A qualidade da água desempenha um papel crítico, favorecendo a disseminação de parasitos. Nesse contexto, a adoção de boas práticas de manejo emerge como uma estratégia essencial para o controle zoonótico na Baixada Maranhense.

A gestão adequada da qualidade da água não apenas influencia a saúde dos ecossistemas aquáticos, mas também se alinha à promoção da sustentabilidade nas atividades locais. Além disso, ao adotar práticas que visam impedir a introdução de agentes patogênicos, existe indiretamente para o ODS 3 - Saúde e Bem-Estar, ao contribuir com informações para a prevenção de doenças zoonóticas e propor medidas

para que o ODS 6 – Água potável e Saneamento básico, ao despertar a comunidade, sobre a importância dessas duas metas para saúde pública. Assim, integrar essas medidas preventivas não só protege a biodiversidade local, mas também fortalece a base para o desenvolvimento sustentável da atividade pesqueira na região.

Considerações Finais

Os dados obtidos acerca dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água subsidiam uma camada importante à compreensão do contexto ambiental, evidenciando a necessidade de uma gestão ambiental mais efetiva. A saúde dos ecossistemas aquáticos, como refletido nestes parâmetros, é crucial para o equilíbrio biológico e a sustentabilidade dessas regiões.

Diante disso, esta pesquisa contribui não apenas para a ampliação do conhecimento científico sobre a ecologia parasitária e a qualidade da água nos Lagos Açu e Viana, mas também destaca a urgência de ações e políticas de conservação. Ao reconhecer a interdependência entre a saúde dos ecossistemas aquáticos, a fauna parasitária e os parâmetros da água, este estudo sinaliza a importância de abordagens integradas para a preservação desses importantes recursos naturais.

Referências

- ALARCÓN M., THOEN E., POPPE T.T., BORNØ G., MOHAMMAD S.N. & HANSEN H. Co-infection of *Nucleospora cyclopteri* (Microsporidia) and *Kudoa islandica* (Myxozoa) in farmed lumpfish, *Cyclopterus lumpus* L., in Norway: a case report. **The Journal of Fish Disease**. v.39, p411-418, n 4 , 201639(4):411-418. 2016
- ALMEIDA FERREIRA, Clautenes Maria *et al.* Semiquantitative determination of total mercury in *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 and sediment at the plateau of Upper Paraguai River, Brazil. **Chemosphere**, v. 174, p. 604-612, 2017.
- ANDRADE, M. H. S.; BRANDIMARTE, A. L.; CALHEIROS, D. F.; SÚAREZ, Y. R. Aspects of a unique natural limnological phenomenon in the Brazilian Pantanal. **Revista Ambiente e Água**, v. 17, n. 5, p. e2870, 2022.
- APHA, AWWA & WEF. Microbiological examination (9000). In: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edn. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC, USA. 2005.
- ARAUJO, L. F. DE., CAMARGO, F. P., TORRES NETTO, A., VERNIN, N. S., & ANDRADE, R. C. Análise da cobertura de abastecimento e da qualidade da água distribuída em diferentes regiões do Brasil no ano de 2019. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 27, n. 7, p. 2935–2947, 2022.

BERNARDINO, M. G.; SILVA, E. G.; BEZERRA, T. I., LUCENA, R. B.; SATAKE, F. Avaliação ectoparasitológica, hematológica e histopatológica de traíras *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 provenientes de açudes localizados no município de Sumé, estado da Paraíba. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 36, n.7, p. 581-586, 2016.

BRASIL. Resolução CONAMAnº 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CANTANHÊDE, L. G.; CARVALHO, I. F. S.; SANTOS, N. B.; ALMEIDA, Z. S. Biologia reprodutiva do *Hassar affinis* (Pisces: Siluriformes, Doradidae), Lago de Viana, Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 2, p. 219–226, 2016.

CÁRDENAS, M. Q., JUSTO, M. C. N., REYES, A. DA R. P., & COHEN, S. C.. Diversity of Nematoda and Digenea from different species of characiform fishes from Tocantins RIVER, Maranhão, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, v. 31, n. 3, p. e005122, 2022.

CARDOSO, R. L.; CARVALHO-NETA, R. N. F.; CASTRO, A. C. L.; FERREIRA, C. F. C.; SILVA, M. H. L.; JESUS AZEVEDO, J. W.; SANTOS, D. M. S. Histological and Genotoxic Biomarkers in *Prochilodus lacustris* (Pisces, Prochilodontidae) for Environmental Assessment in a Protected Area in the Northeast of Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 101, n. 5, p. 570-579, 2018.

CARVALHO, I. F. S.; CANTANHEDE, L. G.; CALDAS, A. L. D.; NETA, R. N. F. C.; ALMEIDA, Z. D. S. Parâmetros reprodutivos de *Pygocentrus nattereri* KNER, 1858 (PISCES: Characiformes, Serrasalminae) no Lago Cajari, Baixada Maranhense, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 11, n. 2, p. 22-26, 2021.

COLORADO, B. E. J; SALGADO, B. A.; GARCÉS, L. C. R. Organochlorine pesticides and parasites in *Mugil incilis* collected in Cartagena Bay, Colombia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 17475–17485, 2015.

Colorado, B.E.J; Salgado, B.A.; Garcés, L.C.R. Organochlorine pesticides and parasites in *Mugil incilis* collected in Cartagena Bay, Colombia. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015, 22, 17475–17485. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4986>.

DIAMOND, L.S. A study of the morphology, biology and taxonomy of the trypanosomes of Anura. **Wildlife Disease**, 44, 1965. MOLINA, J. P.; MADI, R. R.; SOLFERINI, V. N.; CECCARELLI, P. S.; PINHEIRO, H. P.; UETA, M. T. *Trypanosomatids* (Protozoa: Kinetoplastida) in three species of Armored Catfish from Mogi-Guaçu river, Pirassununga, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 25, n. 2, p. 131–141, 2016.

DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Monitoramento das águas do Delta e Foz dos rios formadores do Guaíba**. ECOS Pesquisas. n. 5, 63 p., 2001.

GONÇALVES, R. A.; OLIVEIRA, M. S. B.; NEVES, L. R.; TAVARES-DIAS, M. Seasonal pattern in parasite infracommunities of *Hoplerythrinus unitaeniatus* and

Hoplias malabaricus (Actinopterygii: Erythrinidae) from the Brazilian Amazon. **Acta Parasitologica**, v. 61, n. 1, p. 119-129, 2016.

GUEDES, W. P., SUGAHARA, C. R., & FERREIRA, D. H. L. Índice de saneamento ambiental e Covid-19: uma análise nas capitais brasileiras. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 19, n. 3, 2023.

HERPHS, L. S., LIMA, M. L., XAVIER, P. M., & SILVA, A. G. Análises físico-químicas e microbiológicas da água destinada ao consumo humano em instituições públicas de ensino da cidade de Porto Seguro- BA. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 19, n. 55, p. 329-344, 2023.

HIRANO, L. Q. L.; BOSSO, A. C. S.; VIEIRA, L. G.; BRITO, F. M. M.; PEREIRA, H. C.; SILVA JÚNIOR, L. M.; SILVA, J. M. M.; PEREIRA, P. C.; SANTOS, A. L. Q. Análise qualitativa e quantitativa de ectoparasitas de *Pygocentrus nattereri* Kner, 1860 (Characiformes: Characidae) da bacia do rio Araguaia, GO. **Biológico**, v. 68, p. 238-360, 2006

JERÔNIMO, G. T., DA CRUZ, M. G., BERTAGLIA, E. D. A., FURTADO, W. E., & MARTINS, M. L. Fish parasites can reflect environmental quality in fish farms. **Reviews in Aquaculture**, v. 14, n. 3, p. 1558-1571, 2022.

JERÔNIMO, G. T.; TAVARES-DIAS, M.; MARTINS, M. L.; ISHIKAWA, M. M. **Manual para coleta de parasitos em peixes de cultivo**. Brasília, DF: Embrapa, 2012.

JUNAID, F.; REHMAN, U. H.; ULLAH, N.; TARIQ, M.; AYUB, M.; NASEEM, M.; MAJID, A.; KHAN, J.; ALI, M.; SHAFFAIT, P.; IBRAHIM, M. Physicochemical parameters of water and soil of Nashpa district Karak KPK Pakistan. **International Journal of Fauna and Biological Studies**, v. 5, n. 4, p. 98-103, 2018.

KONTCHOU, JA, NACHEV, M., & SURES. Ecotoxicological effects of traffic-related metal sediment pollution in *Lumbriculus variegatus* and *Gammarus* sp. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115884, 2021.

LIMA, I. C. M.; OLIVEIRA, I. C. S.; SOUSA, D. S.; ROSAS, R. S.; COUTO, N. J. P.; PINTO, M. D. A. L.; LINS, C.F.T.; MIRANDA, C. N. A.; SANTOS, D. M. S. Biomonitoramento aquático utilizando biomarcadores mutagênicos e histológicos em peixes do Lago Açu, Área de Proteção de Interesse Internacional. In: Editora i-EDUCAM. (Org). Monitoramento Ambiental: metodologias e estudo de caso. V. 2, p.36-47, 2023.

LIMA, I. C. M.; PEREIRA, N. J.; SOUSA, D. S.; OLIVEIRA, I. C. S.; VALE, R. L. F.; SANTOS, D. M. S. BIOMARCADORES HISTOLÓGICOS EM ESPÉCIES NATIVAS DE PEIXES NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE DO ECOSSISTEMA LAGO AÇU, MARANHÃO. In: Editora Científica Digital. (Org.). OPEN SCIENCE RESEARCH IX. 1ed.: Editora Científica, v. 9, p. 1423-1440, 2022.

MARANHÃO, 2016. Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão. São Luís: Núcleo Geoambiental, Universidade Estadual do Maranhão.

MARANHÃO. Decreto nº 11.900 de 11 de junho de 1991. Criação da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense. Palácio do Governo do Estado do Maranhão, em São Luís, 11 de junho de 1991.

MARTINS, ML, CARDOSO, L., MARCHIORI, N., & BENITES DE PÁDUA, S. Infecções por protozoários em peixes cultivados no Brasil: diagnóstico e patogênese. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 1-20, 2015.

MIRA, Í. R. C., CARVALHO, D. S., DE SOUZA, D. S. L., & DA SILVA, M. L. Vulnerabilidade Ambiental da Sub-Bacia do Alto-Médio Rios Mogi Guaçu e Pardo–MG. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 03, p. 1352-1370, 2022.

Moravec, F. Thichinelloid Nematodes Parasitic in Cold-Blooded Vertebrates. **Academia Praha**. 2001.

NEVES, L. R., OLIVEIRA, M. S., GONÇALVES, R. A., FERREIRA, D. O., TAVARES-DIAS, M., & DIAS, M. T. Primeiro registro de *Braga patagonica* (Isopoda) em peixes da Amazônia Oriental, Brasil. 2017.

NOVAIS, M. H., PENHA, A. M., CATARINO, A., MARTINS, I., FIALHO, S., LIMA, A., ... & PALMA, P. The usefulness of ecotoxicological tools to improve the assessment of water bodies in a climate change reality. **Science of the total environment**, v. 901, p. 166392, 2023.

PAMPOULIE, C., ROSECCHI, E., BOUCHEREAU, J. L., & CRIVELLI, A. J. Do environmental changes influence the occurrence and effect of parasites? **Journal of Negative Results**, v. 1, 2004.

PANAGOPOULOS, A. Brine management (saline water & wastewater effluents): Sustainable utilization and resource recovery strategy through Minimal and Zero Liquid Discharge (MLD & ZLD) desalination systems. **Chemical Engineering and Processing Process Intensification**, 176, 108944, 2022.

Pardo, C.; Zumaque, M.S.; Noble, C.A.; Hernando, Suárez M.H. *Contracaecum* sp (Anisakidae) en el pez *Hoplias malabaricus*, capturado en la Ciénaga Grande De Lórica, Córdoba. **Revista MVZ Córdoba**. 2008, 13, 1304-1314. 39.

PRETTO, A.; SILVA, L. P. D.; RADÜNZ NETO, J.; NUNES, L. M. D. C.; FREITAS, I. L. D.; LOUREIRO, B. B.; SANTOS, S. A. D. In natura or reduced antinutrients forms of crambe meal in the silver catfish diet. **Ciência Rural**, v. 44, n. 4, p. 692-698, 2014.

RAMOS, RAFAELA RODRIGUES. **Doenças infecto-parasitárias e mudanças ambientais no Brasil: espacialização dos conhecimentos científicos produzidos pelos grupos de pesquisa do CNPQ entre 2000 e 2010**. 2016. 251 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

RAMSAR, 2022 [viewed 05 November 2023] Ramsar Sites Information Service [online]. Available from: <https://rsis.ramsar.org/rsis/1020>.

RANZANI-PAIVA, M. J. T.; PÁDUA, S. B.; TAVARES-DIAS, M.; EGAMI, M. I. Métodos para análise hematológica em peixes. Maringá: Ed.UEM;. 135 p. 2013.

ROCHA, F. S. B., BORGES, L. S., BRITO, A. K. F., BATISTA, J. F., & Mendonça, I. L. Mixosporídeos em peixes dos rios Poti, Parnaíba e Igarapé no estado do Piauí (Brasil). *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)*, v. 8, n. 2, p. 53-55, 2018.

RODRIGUES, Z. M. R.; DA SILVA BASTOS, L.; ALVES, L. M. C.; DA MOTA, A. A.; Junior, J. A. Quality of water for human consumption and association with the municipal human development index at Baixada Maranhense, Brazil. **Journal of Geospatial Modelling**, v. 2, n. 4, p. 36-44, 2018.

SANTOS, E. S., SILVA, T. G., FREITAS, R. M. Diferentes concentrações de eugenol na anestesia de *Mollienesia* sp. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 9, n. 2, p. 10-18, 2016.

SANTOS-CLAPP MD, DUARTE R, ALBUQUERQUE MC. Helminth endoparasites of endemic fish *Pygocentrus piraya* (Characiformes, Serrasalminidae) from Três Marias reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, p. e20201425, 2022.

SILVA, N., JUNQUEIRA, V. C. A., SILVEIRA, N. F. A TANIWAKI, M. H., GOMES, R. A. R., OKAZAKI, M. M., IAMANAKA, B. T., Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água. 6. Ed. -São Paulo: Blucher, p. 05, 2021.

SOARES, H. K. S. S., OLIVEIRA I. C.S., SANTOS, M. M., LIMA, I. C. PEREIRA, M., N. J. SOUSA, D.S., OLIVEIRA, V. M., SANTOS, D. M. S. Biomarcadores histológicos em *Prochilodus lacustris* (STEINDACHNER, 1907) para avaliação de impactos ambientais em área de proteção maranhense. Águas e Florestas: desafios para conservação e utilização. **Editora Científica**. Vol.2 cap.07 pag.100 a 113. 2021

SOUZA, P. R. P. D., COSTA, S. D. S., VICENTE, F. A. G., GODOI, L. F., NASCIMENTO, A. A. C. D., MENDES, T. G. A., ... & MARQUES, C. P. C. Parasitoses intestinais no Nordeste entre 2012 e 2021: uma revisão integrativa de literatura. **Arq. ciências saúde UNIPAR**, p. 3433-3448, 2023.

TAVARES-DIAS, Marcos *et al.* Distribution pattern of crustacean ectoparasites of freshwater fish from Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 24, p. 136-147, 2015.

TIMI, J. T.; POULIN, R. Why ignoring parasites in fish ecology is a mistake. **International Journal for Parasitology**, v. 50, n. 10-11, p. 755-761, 2020.

5.4 CAPÍTULO IV: Revista fotográfica “Conceição do Lago Açu: uma imensidão de belezas”

O município de Conceição do Lago Açu é conhecido como um importante centro pesqueiro do estado do Maranhão. E um de seus tesouros mais preciosos é o Lago Açu, formado pela inundação do rio Grajaú, integrante essencial da bacia do Mearim. O lago é abençoado por ser parte da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, abrigando uma rica biodiversidade e paisagens encantadoras.

Nossa revista fotográfica explora a beleza das paisagens naturais desse ecossistema, mas também aborda os impactos ambientais que cercam o mesmo. Com imagens cativantes, retratamos a vida simples e resiliente da população ribeirinha, enfrentando desafios socioeconômicos e ambientais. Apesar das dificuldades, encontramos a força e a riqueza dos recursos naturais que sustentam essa comunidade.

Contudo, não podemos ignorar as disparidades sociais que afligem o município, refletidas em baixos Índices de Desenvolvimento Humano (IDH). A falta de acesso a serviços de qualidade torna-se um obstáculo para o progresso da população, e nosso olhar também recai sobre essa realidade.

Nesta revista, buscamos conscientizar e inspirar aos leitores. Desejamos destacar as belezas da natureza, mas também despertar uma reflexão sobre a importância da preservação ambiental, os impactos que a poluição pode trazer e do desenvolvimento social equitativo.

Convidamos vocês a embarcar nessa jornada visual pela grandiosidade do Lago Açu e da comunidade de Conceição do Lago Açu. Que as fotografias nos conectem à riqueza do ambiente e ao potencial de transformação positiva.

Para acessar a Revista basta apontar sua câmera no Qrcode abaixo acesse o link https://drive.google.com/file/d/1piw74gVpaGSFrohMzDtIy_kXtX7QRIZP/view?usp=sharing



6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Foram abordadas diversas metodologias para avaliar as condições ambientais dos lagos Açu e Viana, na Área de Proteção da Baixada Maranhense. Os resultados obtidos ao longo deste estudo forneceram informações relevantes sobre a biodiversidade, ecologia e saúde dos peixes desses ambientes aquáticos.
- A presença de poluentes (elementos traço, grupos bacteriológicos e outros) advindos do esgoto *in natura* é um fator relevante que pode ter efeitos negativos nos organismos aquáticos, incluindo a bioacumulação nos peixes, representando um risco para a saúde humana e de outros animais que se alimentam deles.
- A utilização de diferentes biomarcadores em peixes nos lagos Açu e Viana contribuiu para a avaliação da qualidade desses ecossistemas, assim como a sanidade desses organismos utilizados. Dessa forma, esse compilado de dados pode auxiliar na criação ou execução de programas de biomonitoramento na região da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, uma vez que essas técnicas são de baixo custo e rápida execução.
- As alterações histológicas encontradas nos órgãos dos peixes, como brânquias, fígados e rins, forneceram informações sobre a condição de saúde e possíveis impactos ambientais sobre esses órgãos vitais, uma vez que esses órgãos podem ser afetados pela ação de contaminantes. A presença de alterações pode indicar respostas adaptativas dos peixes a estresses ambientais, bem como a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade da água nesses ambientes.
- As espécies *Hoplias malabaricus*, *Pygocentrus nattereri* e *Prochilodus lacustris*, mostraram ser boas biomonitoras e bioindicadoras de estresse ambiental, apresentando respostas biológicas em vários níveis. E por serem peixes mais comercializados, deve-se compreender os efeitos desses poluentes nos organismos para conservar essas espécies.
- Além disso, a presença de parasitos das ordens Isopoda, Nematoda, Mixosporida, *Trypanosomatida* e Eucoccidiorida nas brânquias, tegumento e sangue dos peixes. A identificação desses parasitas é relevante para o conhecimento da saúde e ecologia dos peixes, bem como para a compreensão das interações entre parasitas e seus hospedeiros. E as taxas de prevalência parasitária principalmente de *Trypanosoma*, *Contracaecum*, *Henneguya* e outros parasitos com potencial zoonótico deve ser estudado

ainda mais com enfoque na saúde pública, pelo fato desses parasitos transmitirem doenças emergentes e reemergentes.

- É importante destacar que este estudo contribuiu para a compreensão da ecologia e saúde dos peixes dos lagos Açu e Viana, fornecendo informações valiosas para a conservação e manejo desses ecossistemas. Além disso, os resultados obtidos podem subsidiar futuras pesquisas e a implementação de medidas de proteção e preservação da ictiofauna na Área de Proteção da Baixada Maranhense.

- Cabe aos setores públicos e privados intermediar as soluções para essas problemáticas. É responsabilidade deles trabalhar em conjunto para alcançar objetivos fundamentais para as comunidades, que estão alinhados com as metas estabelecidas pelas Organização das Nações Unidas, como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Esses objetivos incluem erradicação da pobreza 38 (ODS 1), saúde e bem-estar (ODS 3), educação de qualidade (ODS 4) e acesso à água potável e saneamento básico (ODS 6) para a Baixada Maranhense.

- Em suma, esta dissertação contribuiu para o conhecimento da biodiversidade, saúde dos peixes em dois lagos da região estudada saúde pública das comunidades, enfatizando a importância de estudos detalhados para a compreensão e conservação dos ecossistemas aquáticos. Acredita-se que os resultados apresentados aqui possam ser úteis para embasar políticas de manejo e conservação dos recursos pesqueiros, visando à sustentabilidade desses importantes ambientes naturais.

REFERÊNCIAS

ABDEL-SATAR, A. M. Chemistry of major ions, nutrient salts and heavy metals in the Manzalah Lake system, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research** v. 34, n. 2, p. 130-148, 2008.

ACOSTA, A. A., et al. Aspectos parasitológicos dos peixes. In: Silva, R. J. (org.). *Integridade ambiental da represa de Jurumirim: ictiofauna e relações ecológicas*. São Paulo: Editora UNESP, 2016, pp. 115-192. DOI: 10.7476/9788568334782.

AGUIAR, Eugenia Miranda. Alterações genotóxicas como biomarcadores em peixes de uma área protegida do sul do Maranhão. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 11, n. 1, p. 13-28, 2018.

AHMED, E. G., MOHAMMED, A., AZIZ, A. F. Length-weight relationships and condition factors of six fish species in Atbara River and Khashm El-Girba Reservoir, Sudan. **International Journal of Agriculture Sciences**, v. 3, n. 1, p. 65-70, 2011.

- AL-AFIFY, A. D. G.; ABDO, M. H.; OTHMAN, A. A.; ABDEL-SATAR, A. M. Water Quality and Microbiological Assessment of Burullus Lake and Its Surrounding Drains. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 385, 2023.
- ALARCÓN M., THOEN E., POPPE T.T., BORNØ G., MOHAMMAD S.N. & HANSEN H. Co-infection of *Nucleospora cyclopteri* (Microsporidia) and *Kudoa islandica* (Myxozoa) in farmed lumpfish, *Cyclopterus lumpus* L., in Norway: a case report. **The Journal of Fish Disease**. v.39, p411-418, n 4 , 201639(4):411-418. 2016
- ALBERTS, B., BRAY, D., HOPKIN, K., JOHNSON, A., LEWIS, J., RAFF, M., ... & WALTER, P. Fundamentos da Biologia Celular- 4. edição Artmed Editora. (2017).
- ALCÂNTARA, N. M., TAVARES-DIAS, M. Structure of the parasites communities in two Erythrinidae fish from Amazon River system (Brazil). **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 24, p. 183-190, 2015.
- ALHAYALI N.S., MOHAMMED N.H., AL-LAHAIBI B.Y. Detection of Blood Parasites in Fish. **Journal of Pure and Applied Microbiology: Home**, v. 17, n. 1, 2023.
- ALMANZA-MARROQUÍN, V.; FIGUEROA, R.; PARRA, O.; FERNÁNDEZ, X.; BAEZA, C.; YAÑEZ, J.; URRUTIA, U. Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 2, p. 313-326, 2016.
- ALMEIDA FERREIRA, Clautenes Maria et al. Semiquantitative determination of total mercury in *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 and sediment at the plateau of Upper Paraguai River, Brazil. **Chemosphere**, v. 174, p. 604-612, 2017.
- ALTINOLUK, P.; CAMUR-ELIPEK, B.; AYDOGDU, H. Vertical dynamics of some indicator microorganisms in Tunca river at Turkish Thrace. **Macedonian Journal of Ecology and Environment**, v. 16, n. 2, p. 5–9, 2014.
- ALTINOLUK-MIMIROGLU, P.; CAMUR-ELIPEK, B. Comparative analysis of chemical and bacterial distribution of coastal lagoons and freshwater lakes in Turkish Thrace. **Hidrobiológica**, v. 28, n. 1, p. 61–69, 2018.
- AMAMRA, F.; SIFI, K.; KAOUACHI, N.; SOLTANI, N. Evaluation of the impact of pollution in the gulf of Annaba (Algeria) by measurement of environmental stress biomarkers in an edible mollusk bivalve *Donax trunculus*. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 28, n. 2, p. 908-915, 2019.
- ANDRADE, A., PINTO, SC; OLIVEIRA, RS., orgs. Animais de Laboratório: criação e experimentação[online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 388 p. ISBN: 85-7541-015-6. 2002.
- ANDRADE, M. H. S.; BRANDIMARTE, A. L.; CALHEIROS, D. F.; SÚAREZ, Y. R. Aspects of a unique natural limnological phenomenon in the Brazilian Pantanal. **Revista Ambiente e Água**, v. 17, n. 5, p. e2870, 2022.
- ANVISA (Brasil). Resolução nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. República Federativa do Brasil, Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, seção 1, n. 168, p. 33, 30 ago. 201

APHA, AWWA & WEF. Microbiological examination (9000). In: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edn. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC, USA. 2005.

AQUINO, M., TAKEMOTO, L. H. M., PAGOTTO, R. A., PAVENELLI, J. P., CEZAR, G. Endoparasite community structure of three fish species in tributary streams of the river Pirapó, Paraná state, Brazil. **Neotropical Helminthology**. v. 8, n. 1, p. 97-109, 2014.

ARAÚJO, A., REINHARD, K., FERREIRA, LF, PUCU, E., & CHIEFFI, PP. aleoparasitology: the origin of human parasites. **Arquivos de neuro-psiquiatria**, v. 71, p. 722-726, 2013.

ARAÚJO, A., REINHARD, K., FERREIRA, LF, PUCU, E., & CHIEFFI, PP. aleoparasitology: the origin of human parasites. **Arquivos de neuro-psiquiatria**, v. 71, p. 722-726, 2013.

ARAUJO, C. S. A. Taxonomia, morfologia e aspectos da biologia reprodutiva de Cymothoidae (Crustácea: Malacostraca: Isopoda) parasitas de peixes da Amazônia brasileira. [Tese] Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; 2002.

ARAUJO, L. F. DE., CAMARGO, F. P., TORRES NETTO, A., VERNIN, N. S., & ANDRADE, R. C. Análise da cobertura de abastecimento e da qualidade da água distribuída em diferentes regiões do Brasil no ano de 2019. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 27, n. 7, p. 2935–2947, 2022.

ATIQUÉ, U.; IQBAL, S.; KHAN, N.; QAZI, B.; JAVEED, A.; ANJUM, K. M.; HAIDER, M. S.; KHAN, T. A.; MAHMOOD, S.; SHERZADA, S. Multivariate assessment of water chemistry and metals in a river impacted by tanning industry. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 29, p. 3013-3025, 2020.

AZEVEDO, P. de; GOMES, A. L., Contribuição ao estudo da biologia da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794). **Boletim Indústria Animal**, São Paulo, v. 5, n 4, p. 15-64, 1943.

AZEVEDO, Paula Zambe. Levantamento preliminar dos parasitos de ocorrência em pescado no litoral sul do Espírito Santo. 2019.

BANETH, G.; THAMSBORG, S. M.; OTRANTO, D.; GUILLOT, J.; BLAGA, R.; DEPLAZES, P.; SOLANO-GALLEGO, L. Major parasitic zoonoses associated with dogs and cats in Europe. **Journal of Comparative Pathology**, v. 155, n. 1, p. 54-74, 2016.

BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da represa do Monjolinho, São Carlos/SP. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, p. 225-233, 1989.

BARROS, L. A.; MORAES FILHO, J.; OLIVEIRA, R. L. Larvas de nematoides de importância zoonótica encontradas em traíras (*Hoplias malabaricus* Bloch, 1794) no município de Santo Antonio do Leverger, MT. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 59, n. 2, p. 533-535, 2007.

Belem-Costa, A., Gomes, A. L. S., Carvalho, E., Nacif-Marçal, L., da Silva, T. B. A., & da Silva Soares, J. **Protocolos para Diagnóstico de Doenças em Peixes**. Editora Appris, 2021.

BENIGNO, R. N. M., KNOFF, M., MATOS, E. R., GOMES, D. C., PINTO, R. M., CLEMENTE, S. C. Morphological aspects of Clinostomidae metacercariae (Trematoda: Digenea) in *Hopleryttrinus unitaeniatus* and *Hoplias malabaricus* (Pisces: Erythrinidae) of the Neotropical region, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, p. 733-744, 2014.

BERNARDINO, M. G.; SILVA, E. G.; BEZERRA, T. I., LUCENA, R. B.; SATAKE, F. Avaliação ectoparasitológica, hematológica e histopatológica de traíras *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 provenientes de açudes localizados no município de Sumé, estado da Paraíba. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 36, n.7, p. 581-586, 2016.

BERTAGLIA, E. D. A.; FURTADO, W. E.; SILVA E SOUZA, Â. T.; FERNANDES, M. C.; PEREIRA, S. A.; BRASIL, E. M.; MOURINO, J. L. P.; JERONIMO, G. T.; MARTINS, M. L. Influence of Seasonality and Culture Stage of Farmed Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) with Monogenean Parasitic Infection. **Animals**, v. 13, n. 9, p. 1525, 2023.

BIANCHI, E.; DALZUCHIO, T.; SIMÕES, L. A. R.; RODRIGUES, G. Z. P.; SILVA, C. E. M.; GEHLEN, G.; NASCIMENTO, C. A.; SPILKI, F. R.; ZIULKOSKI, A. L.; SILVA, L. B. Water quality monitoring of the Sinos River Basin, Southern Brazil, using physicochemical and microbiological analysis and biomarkers in laboratory-exposed fish. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 3, p. 328-338, 2019.

BILHALVA, L. C.; ALMEIDA, B. A.; COLOMBO, P.; FARIA VALLE, S.; SOARES, J. F. Hematologic variables of free-living *Leptodactylus luctator* with and without hemoparasites and *Thrombidiform mites* in southern Brazil. **Veterinary Parasitology: Regional Studies and Reports**, v. 38, e100834, 2023.

BIRUNGI, Z., MASOLA, B., ZARANYIKA, A., NAIGAGA, I., MARSHALL, B., 2007. Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 32, p. 1350-1358, 2007.

BITTENCOURT, L. S., PINHEIRO, D. A., CÁRDENAS, M. Q., FERNANDES, B. M., & TAVARES-DIAS, M. Parasites of native Cichlidae populations and invasive *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) in tributary of Amazonas River (Brazil). **Revista Brasileira De Parasitologia Veterinária**, v. 23, p. 44-54, 2014.

BRASIL. CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº454, de 01 de novembro de 2005. Brasília: Diário Oficial da União, 2012.

BRASIL. CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília: Diário Oficial da União, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRITO, L. O.; LUZ, L. D. Avaliação e monitoramento da qualidade das águas: usando análises moleculares. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 3, n. 2, p. 76-90, 2015.

BROWN, G. G.; NIVA, C. C.; ZAGATTO, M. R. G.; FERREIRA, S. A.; NADOLNY, H. S.; CARDOSO, G. B. X.; SANTOS, A.; MARTINEZ, G. A.; PASINI, A.; BARTZ, M. L. C.; SAUTTER, K. D.; THOMAZINI, M. J.; BARETTA, D.; SILVA, E.; ANTONIOLLI, Z. I.; DECAËNS, T.; LAVELLE, P. M.; SOUSA, J. P.; CARVALHO, F. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

BRUCKER, N., MENEZES, C., CHARÃO, M. F., DA SILVA, L. C., SANT'ANNA OLIVEIRA, T. S., MENEZES, J. M., ... & GARCIA, S. C. Bioassays to screen the toxicity in drinking water samples collected in Brazilian rural area. **Toxicology Research**, v. 10, n. 4, p. 856-867, 2021.

BUSH, A. O.; LAFFERTY, K.; LOTZ, J. M.; SHOSTAK, A. W. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. **The Journal of Parasitology**, v. 83, n. 4, p. 575–583, 1997.

CABRERA, JUAN MANUEL, TEMPORETTI, PEDRO FÉLIX; PEDROZO, FERNANDO LUÍS. Trace metal partitioning and potential mobility in the naturally acidic sediment of Lake Caviahue, Neuquén, Argentina. **Andean geology**. Vol. 47. Issue 1 Page 46-60, 2020.

CAMPANA, M. A.; PANZERI, A. M.; MORENO, V. J.; DULOUT, F. N. Genotoxic evaluation of the pyrethroid lambda-cyhalothrin using the micronucleus test in erythrocytes of the fish *Cheirodon interruptus*. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**. v. 438, n. 2, p. 155-161, 1999.

CAMPBELL, T.W. Hematology of reptiles. In: THRALL M.A., editor. *Veterinary hematology and clinical chemistry*. Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins, p. 259– 276, 2004.

CANTANHÊDE, L. G.; CARVALHO, I. F. S.; SANTOS, N. B.; ALMEIDA, Z. S. Biologia reprodutiva do *Hassar affinis* (Pisces: Siluriformes, Doradidae), Lago de Viana, Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 2, p. 219–226, 2016.

CANTANHÊDE, S. M.; MEDEIROS, A. M.; FERREIRA, F. S.; FERREIRA, J. R. C.; ALVES, L. M. C.; CUTRIM, M. V. J.; SANTOS, D. M. S. Using histopathological biomarker in gills of *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1972) in assessing the water quality at Ecological Park Laguna da Jansen, São Luís-MA. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 66, n. 2, p. 593-601, 2014.

CANTANHÊDE, S. M.; SODRÉ-CAMPOS, V. C.; PEREIRA, D. P.; MEDEIROS, A. M.; FORTES-CARVALHO-NETA, R. N.; TCHAICKA, L.; SILVA-SANTOS, D. M. Parasitism in gills of *Centropomus undecimalis* (Pisces, Centropomidae) from a protected area in São Luís, Maranhão, **Brazil Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 46, n. 2, p. 377-382, 2018.

- CAPPELLO, T.; MAISANO, M.; GIANNETTO, A.; PARRINO, V.; MAUCERI, A.; FASULO, S. Neurotoxicological effects on marine mussel *Mytilus galloprovincialis* caged at petrochemical contaminated areas (eastern Sicily, Italy): ¹H NMR and immunohistochemical assays. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 169, p. 7-15, 2015.
- CAPUTO, L. F. G.; GITIRANA, L. B.; MANSO, P. P. A. Técnicas histológicas. In: MOLINARO, E. M.; CAPUTO, L. F. G.; AMENDOEIRA, M. R. R. Conceitos e métodos para formação de profissionais em laboratórios de saúde. Rio de Janeiro: Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio, p. 89-188, 2010.
- CÁRDENAS, M. Q., JUSTO, M. C. N., REYES, A. DA R. P., & COHEN, S. C.. Diversity of Nematoda and Digenea from different species of characiform fishes from Tocantins RIVER, Maranhão, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, v. 31, n. 3, p. e005122, 2022.
- CARDOSO, L. D., JÚNIOR, M. V. V., DE PAULA SANTOS, C., DA COSTA RIBEIRO, R. S., & DA SILVA, M. A. Enfermidades causadas pela classe monogenea na piscicultura. **Tópicos especiais em Ciência Animal VI**, p. 172, 2017.
- CARDOSO, L., MARTINS, M. L., GOLZIO, J. E. D. A., BOMFIM, C. N., OLIVEIRA, R. L. D., SANTOS, L. B. D., & LACERDA, A. C. F. *Rocinela signata* (Isopoda: Aegidae) parasitizing the gills of the spotted goatfish *Pseudupeneus maculatus* (Actinopterygii: Mullidae) in Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, p. 2075-2080, 2017.
- CARDOSO, R. L.; CARVALHO-NETA, R. N. F.; CASTRO, A. C. L.; FERREIRA, C. F. C.; SILVA, M. H. L.; JESUS AZEVEDO, J. W.; SANTOS, D. M. S. Histological and Genotoxic Biomarkers in *Prochilodus lacustris* (Pisces, Prochilodontidae) for Environmental Assessment in a Protected Area in the Northeast of Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 101, n. 5, p. 570-579, 2018.
- CARRASCO, K. R.; TILBURY, K. L.; MYERS, M. S. An assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 47, n.11, p. 2123– 2136, 1990.
- CARROLA, J. S., RIBEIRO, O., & PINTO, M. Q. A morfologia e função da brânquia de peixes teleósteos. **Revista Captar: Ciência e Ambiente para Todos**, v. 11, p. 6-6, 2022.
- CARVALHO, I. F. S.; CANTANHEDE, L. G.; CALDAS, A. L. D.; NETA, R. N. F. C.; ALMEIDA, Z. D. S. Parâmetros reprodutivos de *Pygocentrus nattereri* KNER, 1858 (PISCES: Characiformes, Serrasalminae) no Lago Cajari, Baixada Maranhense, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 11, n. 2, p. 22-26, 2021.
- CARVALHO, L. N.; ARRUDA, R., DEL-CLARO, K. Host-parasite interactions between the piranha *Pygocentrus nattereri* (Characiformes: Characidae) and isopods and branchiurans (Crustacea) in the Rio Araguaia basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, n. 2, p. 93-98, 2004.
- CARVALHO, L. N.; FERNANDES, C. H. V.; MOREIRA, V. S. S., Alimentação de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) no rio Vermelho, Pantanal Sul Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 4, n.

2, p. 227-236, 2002.

CARVALHO, M. M.; LIRA, V. S.; WATANABE, C. H.; FRACACIO, R. Estudo da toxicidade de metais (zinco e cádmio) sobre *Ceriodaphnia dubia*, por multivias de exposição e recuperação biológica de descendentes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 961-968, 2017.

CARVALHO-NETA, R. N. F.; CASTRO, A. C. L. Diversidade das assembleias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 41, n. 1, p. 48-57, 2008.

CASTRO, J. S.; FRANÇA, C. L.; FERNANDES, J. F. F.; SILVA, J. S.; CARVALHO-NETA, R. N. F.; TEIXEIRA, E. G. Biomarcadores histológicos em brânquias de *Sciades herzenbergii* (Siluriformes, Ariidae) capturados no Complexo Estuarino de São Marcos, Maranhão. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 70, n. 2, p. 410–418, 2018.

CAVALCANTI, DOMINIQUE OLIVEIRA, **Caracterização hematológica de traíra (*Hoplias* sp.) e jeju (*Hoplerthrinus* sp.) capturados no Rio Manoel Correia, Seringueiras, Rondônia**. 2019. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal de Rondônia, Campus Rolim de Moura, 2019.

CAVALCANTI, L. D.; GOUVEIA, E. J.; LEAL, F. C.; FIGUEIRÓ, C. S. M.; ROJAS, S. S.; RUSSO, M. R. Responses of Monogenean Species to Variations in Abiotic Parameters in Tilapiculture. **Journal of Helminthology**, v. 94, e186, 2020.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, p. 44. 2009

CHAGAS, R. A. das; BARROS, M. R. F.; SALIMOS, R. de K. C.; SANTOS, W. C. R. dos; HERRMANN, M. Occurrence of *Braga patagonica* (Isopoda, Cymothoidae) parasitizing *Peprilus paru* (Osteichthyes: Stromateidae) in tropical coastal waters of São João de Pirabas, Pará, Northern Brazil. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**. Res., v. 3, n. 2, p. 1-9, 2015.

CHAVES, T. V. S. **Estudo das alterações hematológicas, bioquímica e genotóxicas induzidas por agrotóxicos em agricultores do estado do Piauí**. Dissertação (Mestrado em Farmacologia). Programa de Pós- Graduação em Farmacologia. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil, 2011.

CHEN, Y. G., HUANG, J. H., LUO, R., GE, H. Z., WOŁOWICZ, A., WAWRZKIEWICZ, M., GŁADYSZ-PŁASKA, A., LI, B., YU, Q. X., KOŁODYŃSKA, D., LV, G. Y. Impacts of heavy metals and medicinal crops on ecological systems, environmental pollution, cultivation, and production processes in China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 219, p.112336, 2021.

CHUI, H. N.; ROQUE, B.; HUAQUISTO, E.; SARDÓN, D. L.; BELIZARIO, G.; CALATAYUD, A. P. Heavy metals in intensive farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) from northwestern Titicaca Lake. **Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú**, v. 32, n. 3, e20398, 2021.

COFONE, R.; CARRATURO, F.; CAPRIELLO, T.; LIBRALATO, G.; SICILIANO, A.; DEL GIUDICE, C.; FERRANDINO, I. *Eobania vermiculata* as a potential indicator of

- nitrate contamination in soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 204, e111082, 2020.
- COLORADO, B. E. J; SALGADO, B. A.; GARCÉS, L. C. R. Organochlorine pesticides and parasites in *Mugil incilis* collected in Cartagena Bay, Colombia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 17475–17485, 2015.
- COPERTINO, M. S., GARCIA, C. A., TURRA, A., CIOTTI, Á. M., GHERARDI, D., DENADAI, M. R., ... & LANA, P. C. Mudanças Climáticas em Rede: Um olhar interdisciplinar. In: Zonas costeiras. **Mudanças climáticas em rede**, p. 307, 2017.
- COSTA, CLARISSA LOBATO. **Sustainability of small-scale fisheries in the Lake Viana, Environmental Protection Area of Maranhão downtown**. Dissertação (Mestrado em OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 104p. 2006.
- COSTA, K. A.; DAL COL, A.; VENTURA, A. C. T.; GUMY, M. N.; LOS WEINERT, P.; SCHEFFER, E. W. O. Influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água em lagos urbanos: um estudo de caso. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p. 19889-19907, 2021.
- D' AGOSTINI, F.; LA MAESTRA, S. Micronuclei in Fish Erythrocytes as Genotoxic Biomarkers of Water Pollution: An Overview. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, vol 258, 195-240, 2021.
- DA SILVA, F. D., DA SILVA, C. L., DOS REIS PORTES, R. G., HOFFMAN, E., DA SILVA OLIVEIRA, R., MARTINS, M., ... & DA SILVA, F. C. Avaliação ecotoxicológica da água do igarapé ouro preto utilizando a espécie bioindicadora *Leptodactylus petersii*. South American. **Journal of Basic Education, Technical and Technological**, v. 5, n. 2, 2018.
- DAVIES, ANGELA J. *et al.* Two genotypic groups of morphologically similar fish trypanosomes from the Okavango Delta, Botswana. **Diseases of aquatic organisms**, v. 66, n. 3, p. 215-220, 2005.
- DIAMOND, L.S. A study of the morphology, biology and taxonomy of the trypanosomes of Anura. **Wildlife Disease**, 44, 1965.
- Dias, M. K. R., Neves, L. R., Marinho, R. G. B., & Tavares-Dias, M. Parasitic infections in tambaqui from eight fish farms in Northern Brazil. **Arquivo Brasileiro De Medicina Veterinária E Zootecnia**, v. 67, p. 1070-1076, 2015.
- DINIZ, M. F. B. G., SOUSA, W. B. B., CARVALHO, M. N. M., & YAMADA, F. H. Metazoan parasite community of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in a stream of Caatinga domain, Brazil. **Ann Parasitol**, v. 68, n. 3, p. 453-460, 2022.
- DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Monitoramento das águas do Delta e Foz dos rios formadores do Guaíba**. ECOS Pesquisas. n. 5, 63 p., 2001.
- DOS SANTOS, DAYANNE DE NAZARÉ; DA SILVA COSTA, PATRÍCIA ROSANE REIS; DE CASTRO, NADILE JULIANE COSTA. Saberes sobre parasitoses em uma comunidade ribeirinha. **Revista Interdisciplinar de Estudos em Saúde**, v.6, n.2 (14), 2018.
- DOTTA, G.; PIAZZA, RS Manejo e sanidade no cultivo. Curitiba: Instituto Federal do Paraná. p. 11-135. 2012

DROVETSKI, S. V., AGHAYAN, S. A., MATA, V. A., LOPES, R. J., MODE, N. A., HARVEY, J. A., & VOELKER, G. DOES the niche breadth or trade-off hypothesis explain the abundance–occupancy relationship in avian Haemosporidia?. **Molecular ecology**, vol. 23, n. 13, p. 3322-3329, 2014.

DUARTE, GISELE SILVA COSTA. **Parasitas de peixes como bioindicadores de alterações ambientais**. Tese (doutorado em Biologia Comparada) -Universidade Estadual de Maringá, 2019.

EH RAK, A.; ABDUL KARI, Z.; RAMLI, M. Z.; HARUM, H. C.; SUKRI, S. A. M.; KHALID, H. N. M.; ABDULLAH, F.; DAWOOD, M. A. O.; WEE, W.; WEI, L. S. The impact of water quality on the Asian clam, *Corbicula fluminea*, distribution in Pergau Lake, Kelantan, Malaysia. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 4, 2348–2354, 2022.

EIRAS, J. C. Elementos de Ictioparasitologia. Porto: Edições Afrontamento, 339p. 1994.

EIRAS, J. C.; CASTRO, R. Capítulo XI Crustacea. In: EIRAS, Jorge C.; VELLOSO, Ana Luiza; PEREIRA JR, Joaber (ed.). Parasitos de peixes marinhos da América do Sul. Rio Grande: Editora da FURG, p. 287-359, 2017.

EIRAS, J. C.; CRUZ, C. F.; SARAIVA, A.; ADRIANO, E. A. Synopsis of the species of *Myxobolus* (Cnidaria, Myxozoa, Myxosporidia) described between 2014 and 2020. **Folia Parasitologica** v.68, p. 12, 2021.

EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. Diversidade dos parasitas de peixes de água doce do Brasil. Maringá, PR: Ed.Clichetec: NUPELIA. P. 333, 2010.

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

EL-AGRI, A. M.; EMAM, M. A.; GABER, H. S.; HASSAN, E. A.; HAMDY, S. M. Integrated use of biomarkers to assess the impact of heavy metal pollution on *Solea aegyptiaca* fish in Lake Qarun. **Environmental Sciences Europe**, v. 34, n. 1, p. 1-24, 2022.

EL-GENDY, K. S.; GAD, A. F.; RADWAN, M. A. Physiological and behavioral responses of land molluscs as biomarkers for pollution impact assessment: A review. **Environmental Research**, v. 193, e110558, 2021.

ELI, A, O.F. BRIYAI; J. F.N. ABOWEI. A Review of Some Parasite Diseases of African Fish Gut Lumen Protozoa, Coccidiosis, *Cryptosporidium* Infections, Haemoprotozoa, Haemosporidia. **Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology**. Vol4 (11): 1438-1447, 2012.

FARIAS, T. H. V.; PALA, G.; ARAÚJO, L. R. S. Parasitas de peixes com potencial zoonótico descritos no Brasil. **Ars Veterinaria**, v. 37, n. 4, p. 211-224, 2021.

FATIMA, M., USMANI, N., FIDAUS, F., ZAFEER, M. F., AHMAD, S., AKHTAR, K., HUSAIN, S. M. D., AHMAD, M. H., ANIS, E., HOSSAIN. M. M. In vivo induction of antioxidant response and oxidative stress associated with genotoxicity and histopathological. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 176, p. 17-30, 2015.

FATIMA, M., USMANI, N., FIRDAUS, F., ZAFEER, M. F., AHMAD, S., AKHTAR,

K., ... & HOSSAIN, M. M. In vivo induction of antioxidant response and oxidative stress associated with genotoxicity and histopathological alteration in two commercial fish species due to heavy metals exposure in northern India (Kali) river. **Comparative Biochemistry and Physiology part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 176-177, p. 17-30, 2015.

FENECH, M. The in vitro micronucleus technique. **Mutation Research**. v. 455, p. 81-5. 2000.

FENECH, Michael et al. HUMN project: detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 534, n. 1-2, p. 65-75, 2003.

FENECH, MICHAEL. Cytokinesis-block micronucleus cytome assay. **Nature protocols**. Vol 2 n.5, 2007.

FERNANDES, I. F., UTSUNOMIYA, H. S. M., DE LACERDA VALVERDE, B. S., FERRAZ, J. V. C., FUJIWARA, G. H., GUTIERRES, D. M., ... & DOS SANTOS CARVALHO, C. Ecotoxicological evaluation of water from the Sorocaba River using an integrated analysis of biochemical and morphological biomarkers in bullfrog tadpoles, *Lithobates catesbeianus*. **Chemosphere**, v. 275, p. 130000, 2021.

FERNANDES, THAÍS CRISTINA CASIMIRO. **Investigação dos efeitos tóxicos, mutagênicos e genotóxicos do herbicida Trifluralina, utilizando *Allium cepa* e *Oreochromis niloticus* como sistemas-testes**. 2005. 212 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, São Paulo, 2005.

FERRARO, M. V. M.; FENOCCHIO, A. S.; MANTOVANI, M. S.; RIBEIRO, C. D. O.; CESTARI, M. M. Mutagenic effects of tributyltin and inorganic lead (Pb II) on the fish *H. malabaricus* as evaluated using the comet assay and the piscine micronucleus and chromosome aberration tests. **Genetics and Molecular Biology**, v. 27, n. 1, p. 103-107, 2004.

FERREIRA, C. F. C. **Pesca e composição da ictiofauna do Lago Açu, Área de Proteção Ambiental (APA) da Baixada Maranhense, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, Maranhão, 2016.

FERREIRA, F. S.; VICENTIN, W.; COSTA, F. E. D. S.; SÚAREZ, Y. R. Trophic ecology of two piranha species, *Pygocentrus nattereri* and *Serrasalmus marginatus* (Characiformes, Characidae), in the floodplain of the Negro River, Pantanal. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p. 381-391, 2014.

FERREIRA, I. O. **Avaliação nictemeral e vertical de variáveis limnológicas em tanque lonado de produção de tilápias**. Trabalho de conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia de Aquicultura) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Grande Dourados, Dourados, Mato Grosso do Sul, 2019.

FERREIRA, Susana Cristina da Rocha. **Efeitos histopatológicos em fígado de pregado (*Scophthalmus maximus*) exposto cronicamente a concentrações ambientalmente realísticas de metais pesados**. 2020. Tese de Doutorado. (Doctoral dissertation). Universidade Fernando Pessoa, 2020.

FLORES-NAVA, A.; BROWN, A.; CAMPOS, J. L. Peces nativos de água Dulce de América del sur de interés para la acuicultura: una síntesis del estado de desarrollo tecnológico de su cultivo. **Serie Aquicultura em Latinoamérica**, 2010.

FRANCO, JOSÉ RAIMUNDO CAMPELO. **Sistema Lacustre Vianense: ensaios de bases conceituais para os lagos do município de Viana-MA**. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2008.

FRANCO, M. E.; BURKET, S. R.; SIMS, J. L.; LOVIN, L. M.; SCARLETT, K. R.; STROSKI, K.; STEENBEEK, R.; ASHCROFT, C.; LUERS, M.; BROOKS, B. W.; LAVADO, R. Multi-approach assessment for the evaluation of spatio-temporal estrogenicity in fish from effluent-dominated surface waters under low instream flow. **Environmental Pollution**, v. 265, e115122, 2020.

FREIRE, M. M.; SANTOS, V. G.; GINUINO I. S. F.; ARIAS, A. R. L.. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, 2008.

FREITAS, C.E.C.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia Amazônica. **Rev. Agrogeoambiental**, 1 pp. 39-45, 2009.

FREITAS, L. C. **Biomarcadores morfológicos em *Hoplias malabaricus* (Pisces, Characiformes, Erythrinidae) em ambiente dulcícola da Área de Proteção da Baixada Maranhense (Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão, 2017.

FUENTES-RIOS, D.; ORREGO, R.; RUDOLPH, A.; MENDOZA, G.; GAVILAN, J.F.; BARRA, R. EROD activity and biliary fluorescence in *Schroederichthys chilensis* (Guichenot 1848): biomarkers of PAH exposure in coastal environments of the South Pacific Ocean. **Chemosphere**, v. 61, n. 2, p. 192-199, 2005.

G. CASTALDO, M. PILLET, B. SLOOTMAEKERS, L. BERVETS, R.M. TOWN, R. BLUST, G. DE BOECK. Investigating the effects of a sub-lethal metal mixture of Cu, Zn and Cd on bioaccumulation and ionoregulation in common carp, *Cyprinus carpio*. **Aquatic Toxicology**, v. 218, p. 105363, 2020.

GABRIEL DOMINGOS CARVALHO.; PAULA ZAMBE AZEVEDO; ROSALI BARBOZA CAVALINE; MYLENA AMORIM DE SOUZA. ASPECTOS IMPORTANTES SOBRE OS CRUSTÁCEOS ECTOPARASITOS DE PEIXES. Multidisciplinaridade na aquicultura: Legislação, sustentabilidade e tecnologias organizadoras da obra Anita Rademaker Valença; Poliana Ribeiro dos Santos; Luciana Guzella – Florianópolis: UFSC, 2020

GASPAROTTO, F. A. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba- SP**. Universidade de São Paulo. Piracicaba, p. 90. 2011

GEPPERT, MARCOS. **Avaliação da eficiência de degradação de corante amido black 10b em solução aquosa por ozonização**. Dissertação de Mestrado Acadêmico do Curso de Mestrado em Avaliação de Impactos Ambientais da Universidade LaSalle, 2018.

- GIARRIZZO, T. S. O. R., COSTA, A. M., PEDROSA, G. A., BARBOSA, T. A. P., MARTINS, A. R., ... & MELO DE SOUSA, L. Length–weight and length–length relationships for 135 fish species from the Xingu River (Amazon Basin, Brazil). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 31, n. 2, p. 415-424, 2015.
- GOMES, Janderson Bruzaca. **Biomarcadores de efeito e parasitos para avaliação do impacto ambiental e sanidade de *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) de um ambiente lacustre da Baixada Maranhense, Maranhão**. 2021. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão, 2021
- GONÇALVES, B. B., OLIVEIRA, M. S. B., BORGES, W. F., SANTOS, G. G., & TAVARES-DIAS, M. Diversity of metazoan parasites in *Colossoma macropomum* (Serrasalmidae) from the lower Jari River, a tributary of the Amazonas River in Brazil. **Acta Amazonica**, v. 48, p. 211-216, 2018.
- GONÇALVES, R. A.; OLIVEIRA, M. S. B.; NEVES, L. R.; TAVARES-DIAS, M. Seasonal pattern in parasite infracommunities of *Hoplerethrinus unitaeniatus* and *Hoplias malabaricus* (Actinopterygii: Erythrinidae) from the Brazilian Amazon. **Acta Parasitologica**, v. 61, n. 1, p. 119-129, 2016.
- GRISOLIA, C. K.; PALHARES, D. Comparison between the micronucleus frequencies of kidney and gill erythrocytes in tilapia fish, following mitomicin C treatment. **Genetics and Molecular Biology**, v.25, n.3, p.281-284, 2002.
- GRISOLIA, C. K.; RIVERO, C. L.; STARLING, F. L.; DA SILVA, I. C.; BARBOSA, A. C.; DOREA, J. G. Profile of Micronucleus Frequencies and DNA Damage in Different Species of Fish in a Eutrophic Tropical Lake. **Genetics and Molecular Biology**, v. 32, n. 1, p.138–43, 2009.
- GUEDES, W. P., SUGAHARA, C. R., & FERREIRA, D. H. L. Índice de saneamento ambiental e Covid-19: uma análise nas capitais brasileiras. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 19, n. 3, 2023.
- GUIMARÃES, ERICK CRISTOFORO *et al.* Peixes do rio Pindaré e suas potencialidades ornamentais. **Peixes do rio Pindaré e suas potencialidades ornamentais**. IMESC, São Luís, 2021.
- HAMILTON, P. B.; GIBSON, W. C.; STEVENS, J. R. Patterns of coevolution between trypanosomes and their hosts deduced from ribosomal 89 RNA and protein-coding gene phylogenies. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 44, p. 15-25, 2007.
- HAMILTON, Patrick B.; TEIXEIRA, Marta MG; STEVENS, Jamie R. The evolution of *Trypanosoma cruzi*: the ‘bat seeding’ hypothesis. **Trends in parasitology**, v. 28, n. 4, p. 136-141, 2012.
- HANY, A.; AKL, F.; HAGRAS, M.; BALAH, A. Assessment of recent rehabilitation projects’ impact on water quality improvement in Lake Burullus, Egypt. **Ain Shams Engineering Journal**, v. 13, n. 1, e101492, 2022.
- HATA, H., SOGABE, A., TADA, S., NISHIMOTO, R., NAKANO, R., KOHYA, N., Molecular phylogeny of obligate fish parasites of the family Cymothoidae (Isopoda, Crustacea): evolution of the attachment mode to host fish and the habitat shift from saline water to freshwater. **Marine Biology**, v. 164, p. 1-15, 2017.

HEDDLE, J. A. A Rapid in Vivo Test for Chromosomal Damage. **Mutation research**, v. 18, n. 2, p. 187–90, 1973.

HERPHS, L. S., LIMA, M. L., XAVIER, P. M., & SILVA, A. G. Análises físico-químicas e microbiológicas da água destinada ao consumo humano em instituições públicas de ensino da cidade de Porto Seguro- BA. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 19, n. 55, p. 329-344, 2023.

HIRANO, L. Q. L.; BOSSO, A. C. S.; VIEIRA, L. G.; BRITO, F. M. M.; PEREIRA, H. C.; SILVA JÚNIOR, L. M.; SILVA, J. M. M.; PEREIRA, P. C.; SANTOS, A. L. Q. Análise qualitativa e quantitativa de ectoparasitas de *Pygocentrus nattereri* Kner, 1860 (Characiformes: Characidae) da bacia do rio Araguaia, GO. **Biológico**, v. 68, p. 238-360, 2006

HOSHINO, M. D. F. G., NEVES, L. R., & TAVARES-DIAS, M. Parasite communities of the predatory fish, *Acestrorhynchus falcatus* and *Acestrorhynchus falcirostris*, living in sympatry in the Brazilian Amazon. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 25, p. 207-216, 2016.

Hussain, B., Sultana, T., Sultana, S., Masoud, M. S., Ahmed, Z., & Mahboob, S. Fish eco-genotoxicology: Comet and micronucleus assay in fish erythrocytes as in situ biomarker of freshwater pollution. **Saudi journal of biological sciences**, v. 25, n. 2, p. 393-398, 2018.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Viana – Maranhão. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ma/viana.html>. Acesso em: 28 out. 2021.

IDEXX - Validação do método Colilert-18/ Quanti-Tray para contagem de E. coli e bactérias coliformes em água. Estados Unidos, 2008.

IKEFUTI, C. V., DA CRUZ, C., MARQUES, A. M., & ONAKA, E. M. Respostas hematológicas em pacu, *Piaractus mesopotamicus*, exposto ao inseticida Teflubenzuron em condição de tratamento. **CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO PESCADO: UMA ANÁLISE PLURALISTA**. Ed. Científica 339-348 2020.

INELOVA, Z.; ZAYADAN, B.; ZAPARINA, Y.; AITZHAN, M.; BOROS, E. Perspectives for the application of aquatic and semi-aquatic plants in biomonitoring of freshwater, saline and soda aquatic ecosystems. **Pakistan Journal of Botany**, v. 55, n. 3, p. 1099-1115, 2023.

INNAL, D., AVENANT-OLDEWAGE, A., DOGANGIL, B., STAVRESCU-BEDIVAN, M. M., OZMEN, O., & MAVRUK, S. Í. N. A. N. Susceptibility of endemic and non-indigenous fish to Lernaecyprinacea (Copepoda: Lernaecidae): a case study from Döğler Spring Creek (Burdur-Turkey). **Bulletin of the European Association of Fish Pathologists**, v. 37, n. 3, p. 100-109, 2017

JACOBSON, ELLIOTT R. (Ed.). **Infectious diseases and pathology of reptiles: color atlas and text**. CRC Press, 2007.

JERÔNIMO, G. T., et al. Parasitos de peixes Characiformes e seus híbridos cultivados no Brasil. In: Tavares-Dias, M.; Mariano, W. S. (Org.). *Aquicultura no Brasil: novas perspectivas*. Editora Pedro & João, São Carlos, 2015.

JERÔNIMO, G. T.; PÁDUA, S.B.; VENTURA, A.S.; GONÇALVES, E.L.T., ISHIKAWA, M. M.; MARTINS, M. L. Parasitological assessment in the hybrid surubim

(*Pseudoplatystoma reticulatum* × *P. corruscans*), with uncommon occurrence of Monogenea parasites. **Brazilian Journal Veterinary Parasitology**, 25, p. 179–186, 2016.

JERÔNIMO, G. T.; TAVARES-DIAS, M.; MARTINS, M. L.; ISHIKAWA, M. M. **Manual para coleta de parasitos em peixes de cultivo**. Brasília, DF: Embrapa, 2012.

JESUS, R. B., GALLANI, S. U., VALLADÃO, G. M. R., PALA, G., DA SILVA, T. F. A., DA COSTA, J. C. & PILARSKI, F. Trypanosomiasis causing mortality outbreak in Nile tilapia intensive farming: Identification and pathological evaluation. **Aquaculture** 491, 169–176. 2018.

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

JOHNSON, R.A. AND WICHERN, D.W. Applied Multivariate Statistical Analysis. 6th Edition, Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River. 2007.

JUNAID, F.; REHMAN, U. H.; ULLAH, N.; TARIQ, M.; AYUB, M.; NASEEM, M.; MAJID, A.; KHAN, J.; ALI, M.; SHAFFAIT, P.; IBRAHIM, M. Physicochemical parameters of water and soil of Nashpa district Karak KPK Pakistan. **International Journal of Fauna and Biological Studies**, v. 5, n. 4, p. 98-103, 2018.

KILUNGA, PI, SIVALINGAM, P., LAFFITE, A., GRANDJEAN, D., MULAJI, CK, DE ALENCASTRO, LF, ... & POTÉ, J. Accumulation of toxic metals and organic micro-pollutants in sediments from tropical urban rivers, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. **Chemosphere**, v. 179, p. 37-48, 2017

KONTCHOU, JA, NACHEV, M., & SURES. Ecotoxicological effects of traffic-related metal sediment pollution in *Lumbriculus variegatus* and Gammarus sp. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115884, 2021.

KOSOY, M.; BAY, Y. *Bartonella bacteria* in urban rats: a movement from the jungles of southeast Asian to metropolises around the globe. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 1-10, 2019.

KUMAR, N., KRISHNANI, K. K., GUPTA, S. K., & SINGH, N. P. Cellular stress and histopathological tools used as biomarkers in *Oreochromis mossambicus* for assessing metal contamination. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 49, p. 137-147, 2017.

KURAIEM, B. P.; KNOFF, M.; TELLERIA, E. L.; FONSECA, M. C. G. D.; MACHADO, L. D. S.; CUNHA, N. C. D.; SÃO CLEMENTE, S. C. D. Eustrongylides sp.(Nematoda, Dioctophymatoidea) parasitando *Hoplias malabaricus* (Actinopterygii: Erythrinidae) coletados do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, n. AHEAD, 2019.

KURAIEM, Bianca Porto et al. Eustrongylides sp. (Nematoda, Dioctophymatoidea) parasitizing *Hoplias malabaricus* (Actinopterygii: Erythrinidae) collected from the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 29, 2019.

LAMEB. Laboratório Multiusuário de Estudos em Biologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Protocolo H.E. – Sistema de Coloração de Lâminas Leica AutoStainer

- XL. 2017. Disponível em: <https://lameb.ccb.ufsc.br/protocolos-sistema-de-coloracao-de-laminasleica-autostainer-xl/>. Acesso em: 06 abril 2023.
- LEIRA, M. H., CUNHA, L. D., BRAZ, M. S., MELO, C. C. V., BOTELHO, H. A., & REGHIM, L. S. Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. **Pubvet** v. 11, n. 1, p. 11-17, 2017.
- LEMOS DE CASTRO, A. Sobre as espécies sul-americanas do gênero *Braga Schioedte* et Meinert, 1881 (Isopoda: Cymothoidae). Rio de Janeiro, RJ: Arquivo do Museu Nacional, 1959.
- LEMOS, H.; FOURNIER, P. E.; RAOULT, D. Quantitative analysis of valvular lesions during *Bartonella endocarditis* animals. **American Journal of Clinical Pathology**, v. 114, p. 880–889, 2017.
- LEONARDO, J. M. L. O.; VARGAS, L.; RIBEIRO, R. P. MOREIRA, H. L. M.; NATALI, M. R. M.; VOLSKI, T.; CAVICHIOLO, F. Histologia das brânquias de larvas de Tilápia do Nilo, (*Oreochromis niloticus*) de origem tailandesa, submetidas a diferentes níveis de vitamina C. **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 4, p. 863–870, 2001.
- LEONARDOS, I.; TRILLES, J. Host-parasite relationships: Occurrence and effect of the parasitic isopod *Mothocya epimerica* on sand smelt *Arterina boyeri* in the Mesolongi and Etolikon Lagoons (W. Greece). **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 54, p. 243-251, 2003.
- LIMA, D., ZACCHI, F. L., MATTOS, J. J., FLORES-NUNES, F., DE MIRANDA GOMES, C. H. A., DE MELLO, Á. C. P., ... & BAINY, A. C. D. Molecular and cellular effects of temperature in oysters *Crassostrea brasiliana* exposed to phenanthrene. **Chemosphere**, v. 209, p. 307-318, 2018.
- LIMA, I. C. M.; OLIVEIRA, I. C. S.; SOUSA, D. S.; ROSAS, R. S.; COUTO, N. J. P.; PINTO, M. D. A. L.; LINS, C.F.T.; MIRANDA, C. N. A.; SANTOS, D. M. S. Biomonitoramento aquático utilizando biomarcadores mutagênicos e histológicos em peixes do Lago Açu, Área de Proteção de Interesse Internacional. In: Editora i-EDUCAM. (Org). Monitoramento Ambiental: metodologias e estudo de caso. V. 2, p.36-47, 2023.
- LIMA, I. C. M.; PEREIRA, N. J.; SOUSA, D. S.; OLIVEIRA, I. C. S.; VALE, R. L. F.; SANTOS, D. M. S. BIOMARCADORES HISTOLÓGICOS EM ESPÉCIES NATIVAS DE PEIXES NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE DO ECOSSISTEMA LAGO AÇU, MARANHÃO. In: Editora Científica Digital. (Org.). OPEN SCIENCE RESEARCH IX. 1ed.: Editora Científica, v. 9, p. 1423-1440, 2022.
- LIMA, L. C.; LEITE, R. C. Boas coletas garantem bons diagnósticos. **Revista Panorama da Aquicultura**, v. 16, n. 96, p. 24–29, 2006.
- LIU, J., CAO, L., & DOU, S. Trophic transfer, biomagnification and risk assessments of four common heavy metals in the food web of Laizhou Bay, the Bohai Sea. **Science of the total environment**, v. 670, p. 508-522, 2019.
- LIZAMA, M. D. L. A. P., TAKEMOTO, R. M., RANZANI-PAIVA, M. J. T., SILVA AYR, L. M., & PAVANELLI, G. C. Relação parasito-hospedeiro em peixes de pisciculturas da região de Assis, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 29, n. 2, p. 223-231, 2007

- LOPES, L. M. M., CABRAL, C. A., OLIVEIRA, B. G. M. D., & REDRIGUES, A. D. L. LIXO ELETRÔNICO ARRECADADO NOS ANOS 2014 E 2015 EM MUNICÍPIOS DO AGRESTE E DO SERTÃO DE PERNAMBUCO. **Resíduos Sólidos**, p. 150, 2017.
- LOPES-POLEZA, S. D. C. **Avaliação do efeito do metilmercúrio (CHHG+) em *Hoplias malabaricus* Micronúcleo**. 2004. Dissertação (Mestrado em Genética) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2004.
- LUDWIG, K. M.; DOS SANTOS, L. F. *Escherichia coli*: um indicador de contaminação fecal em alimentos. **BIOLOGIA**, v. 20, n. 06, 2012.
- LUSHCHAK, V. I. Contaminant-induced oxidative stress in fish: a mechanistic approach. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 42, p. 711-747, 2016.
- MAMANI, M.; HAMEL, C.; VAN DAMME P. A. Ectoparasites (Crustacea: Branchiura) of *Pseudoplatystoma fasciatum* (surubí) and *P. tigrinum* (chuncuina) in Bolivian white-water floodplains. **Ecología en Bolivia**, v. 39, n. 2, p. 9-20, 2004.
- MARANHÃO. Decreto nº 11.900 de 11 de junho de 1991. Criação da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense. Palácio do Governo do Estado do Maranhão, em São Luís, 11 de junho de 1991.
- MARQUES, M. B. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Efeitos ecotoxicológicos de metais aos organismos aquáticos. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 14, n. 4, 2018.
- MARTINEZ-HARO, M.; BEIRAS, R., BELLAS, J., CAPELA, R., COELHO, J. P., LOPES, I.; MOREIRA-SANTOS, M.; REIS-HENRIQUES, A. M.; RIBEIRO, R.; SANTOS, M. M.; MARQUES, J. C. A review on the ecological quality status assessment in aquatic systems using community based indicators and ecotoxicological tools: what might be the added value of their combination. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 8-16, 2021.
- MARTINS, J. M. E. **Biologia de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Characiformes, Erythrinidae) na Represa de Capim Branco I, Rio Araguari, MG**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2015.
- MARTINS, R. O.; HOFF BRAIT, C. H.; SANTOS, F. F. dos. Avaliação do teor de metais pesados e de parâmetros físico-químicos da água e sedimento do Lago Bonsucesso, Jataí – GO. **Geoambiente On-line**, Goiânia, n. 29, 2018.
- MARTINS, R.O.; HOFF BRAIT, C.H.; SANTOS, F.F. Dos Avaliação do teor de metais pesados e de parâmetros físico-químicos da água e sedimento do lago bonsucesso, Jataí–GO. **Geoambiente**. On-Line, 2018.
- MASOOD, Z.; HASAN, Z.; GUL, H.; ZAHID, H.; HASSAN, H. U.; SULTAN, R.; KHAN, W.; SAFIA.; TITUS, K.; ULLAH, A. Monitoring Pond water quality to improve the production of *Labeo rohita* (Hamilton, 1822) in Bannu Fish Hatchery of Bannu district, Khyber Pakhtunkhwa province; An Implications for artificial fish culture. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, p. e245197, 2023.
- MASSON, Maria Lúcia; PINTO, Roger de Almeida. Perigos potenciais associados ao consumo de alimentos derivados de peixe cru. **Boletim CEPPA: Curitiba**, v. 16, n. 1, p. 71-84, 1998.

MATTIUCCI, S., SBARAGLIA, GL, PALOMBA, M., FILIPPI, S., PAOLETTI, M., CIPRIANI, P., & NASCETTI, G. Genetic identification and insights into the ecology of *Contracaecum rudolphii* A and C. *rudolphii* B (Nematoda: Anisakidae) from cormorants and fish of aquatic ecosystems of Central Italy. **Parasitology research**, v. 119, p. 1243-1257, 2020.

MEDEIROS, JÉSSYCA FERREIRA DE; ACAYABA, RAPHAEL D.'ANNA; MONTAGNER, CASSIANA CAROLINA. A química na avaliação do impacto à saúde humana diante da exposição aos pesticidas. **Química Nova**, v. 44, p. 584-598, 2021.

MELLO, F. T.; IGLESIAS, C.; BORTHAGARAY, A. I.; MAZZEO, N.; VILCHES, J.; LARREA, D.; BALLABIO, R. Ontogenetic allometric coefficient changes: implications of diet shift and morphometric traits of *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Characiforme, Erythrinidae). **Journal of Fish Biology**, v. 69, p. 1770-1778, 2006.

MELO, K. M.; ALVES, I. R.; PIECZARKA, J. C.; DAVID, J. A. D. O.; NAGAMACHI, C. Y.; GRISOLIA, C. K. Profile of micronucleus frequencies and nuclear abnormalities in different species of electric fishes (Gymnotiformes) from the Eastern Amazon. **Genetics and Molecular Biology**, v. 36, n. 3, p. 425-429, 2013.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Sítio Ramsar APA da Baixada Maranhense – MA. 2011. Disponível em: <https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/geotao/3492-sitio-ramsar-apa-da-baixada-maranhense-ma-planejamento-para-o-sucesso-de-conservacao>. Acesso em: 29 set. 2021.

MOLINA, J. P.; MADI, R. R.; SOLFERINI, V. N.; CECCARELLI, P. S.; PINHEIRO, H. P.; UETA, M. T. Trypanosomatids (Protozoa: Kinetoplastida) in three species of Armored Catfish from Mogi-Guaçu river, Pirassununga, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 25, n. 2, p. 131–141, 2016.

MONTENEGRO DA SILVA, KAYLANNE; GUIMARÃES, TERESA CRISTINA SM; WASSERMAN, JULIO CESAR FA. Distribuição espacial da concentração de nutrientes em sedimentos na Laguna hipersalina de Araruama-RJ, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 33, n. 1, 2019.

MORAIS, A. M.; CÁRDENAS, M. Q. M.; OLIVEIRA, J. C. Nematofauna of red piranha *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1958) (Characiformes: Serrasalminidae) from Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 28, n. 3, 2019.

MORAVEC, F. Thichinelloid nematodes parasitic in cold-blooded vertebrates. Academia Praha. 2001.

MOUSAVI, Hosein, Ali Ebrahimzadeh et al. Study of *Argulus* spp. infestation rate in Goldfish, *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) in Iran. **Human and Veterinary Medicine**, v. 3, n. 3, p. 198-204, 2011.

NASCIMENTO, E. D. D.; MAIA, C. M. D. M.; ARAÚJO, M. F. F. D. Contamination of semiarid potiguar reservoirs by harmful bacteria. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 2, p. 414-427, 2016.

NASCIMENTO, I. R. M. A.; SOUZA, A. C. F.; SILVA, L. R.; BEZERRA, C. A. M.; SOUSA, R. R.; ABREU, A. S.; SOUSA, D. S.; SERRA, I. M. R. S.; BEZERRA, N. P. C.; CANTANHEDE, S. P. D. Pathogens in fish from natural and farmed environments in the State of Maranhão: An overview and perspectives for research. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 7, p. e15910716284, 2021.

- NASCIMENTO, R. C. M.; COSTA, C. R.; MAGAROTTO, M. G.; SILVA CAVALCANTI, J. S.; COSTA, M. F. Qualidade da água de três estuários tropicais expostos a diferentes níveis de urbanização. *Journal of Integrated Coastal Zone Management/Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 20, n. 3, p. 169-178, 2020.
- NETO, A. J. B., OLIVEIRA, Í. B., DAS NEVES, R. E. M., MENESES, S. L. C., SILVA, W. C. M., & DE LIRA AZEVÊDO, E. Biomonitoramento: relação do gênero *Polypedilum* (KIEFFER, 1921)(Chironomidae, Diptera) com a variação do gradiente ambiental em ecossistemas aquáticos. **Revista Principia-Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB**, 2022.
- NETO, O. J. D. A. G.; SANTOS, P. A. C.; ALMEIDA, J. R.; LIMA, F. C. Distribuição da carne de búfalos (*Bubalus bubalis*) no Município de São Luís-MA. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 3, p. 1141-1147, 2020.
- NEVES, D. P. **Parasitologia humana** / David Pereira Neves. - 13. ed. -- São Paulo: Editora Atheneu, 2016.
- NEVES, L. C.; MIRANDA FILHO, K. C.; LORENZINI, J. P. S.; NAKAYAMA, C. L.; LUZ, R. K. Effect of formalin in early stages of the freshwater neotropical catfish, *Lophiosilurus alexandri*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 73, e103277, 2020.
- NEVES, L. R., & TAVARES-DIAS, M. Low levels of crustacean parasite infestation in fish species from the Matapi River in the state of Amapá, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 28, p. 493-498, 2019.
- NEVES, L. R., BRAGA, E. C. R., & TAVARES-DIAS, M. Diversity of parasites in *Curimata incompta* (Curimatidae), a host from Amazon River system in Brazil. **Journal of parasitic diseases**, v. 40, n. 4, p. 1296-1300, 2016.
- NEVES, L. R., OLIVEIRA, M. S., GONÇALVES, R. A., FERREIRA, D. O., TAVARES-DIAS, M., & DIAS, M. T. Primeiro registro de *Braga patagonica* (Isopoda) em peixes da Amazônia Oriental, Brasil. 2017.
- NEVES, L.R.; TAVARES-DIAS, M. Baixos níveis de infestação parasitária de crustáceos em espécies de peixes do rio Matapi no estado do Amapá, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 8, n. 3, p. 493-498, 2019.
- NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, U. A. **Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis-Goiás**. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.
- NOVAIS, M. H., PENHA, A. M., CATARINO, A., MARTINS, I., FIALHO, S., LIMA, A., ... & PALMA, P. The usefulness of ecotoxicological tools to improve the assessment of water bodies in a climate change reality. **Science of the total environment**, v. 901, p. 166392, 2023.
- NUNES, K. B. **Aspectos reprodutivos das principais espécies de peixes de importância comercial com subsídio para o ordenamento pesqueiro da Baixada Maranhense**. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) -Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão, 2015.

- O'DONOGHUE, Peter. Haemoprotozoa: making biological sense of molecular phylogenies. **International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife**, v. 6, n. 3, p. 241-256, 2017.
- OLIVEIRA, E., MASUNARI, S. Distribuição temporal de densidade de *Aporobopyrus curtatus* (Richardson) (Crustacea, Isopoda, Bopyridae), um parasito de *Petrolisthes armatus* (Gibbes) (Crustacea, Anomura, Porcellanidae) na Ilha do Farol, Matinhos, Paraná, Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 1188-1195, 2006
- OLIVEIRA, F. A.; MORAIS, T. P.; GRASSI, L. E. A. Avaliação dos efeitos genotóxicos e contagem diferencial da série branca em indivíduos de *Astyanax bimaculatus* (Pices: Characidae) expostos a diferentes condições ambientais. **AMBIÊNCIA**, v. 14, n. 3, p. 614-631, 2018.
- OLIVEIRA, F. G., LIROLA, J. R., SALGADO, L. D., DE MARCHI, G. H., MELA, M., PADIAL, A. A. & DE ASSIS, H. C. S. Toxicological effects of anthropogenic activities in *Geophagus brasiliensis* from a coastal river of southern Brazil: A biomarker approach. **Science of the Total Environment**, v. 667, n.1, p. 371-383, 2019.
- OLIVEIRA, G. M. T. S.; OLIVEIRA, E. S.; SANTOS, M. L. S.; MELO, N. F. A. C.; KRAG, M. N. Concentrações de metais pesados nos sedimentos do lago Água Preta (Pará, Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 599–605, 2018.
- OLIVEIRA, H. H. Q.; REIS-FILHO, J. A.; NUNES, J. A. C.; SANTOS, R. M.; ESTEVES, S, E. F.; AGUILAR, L.; AFFONSO, P. R. A.; CRUZ, A. L. Gill histopathological biomarkers in fish exposed to trace metals in the Todos os Santos Bay, Brazil. **Biological Trace Element Research**, v. 200, p. 3388-3399, 2022.
- OLIVEIRA, J. S. **Caracterização da pesca artesanal no município de Conceição do Lago Açu – MA**. Trabalho de Conclusão de curso de Oceanografia. Universidade Federal do Maranhão. 2018
- OLIVEIRA, M. S. B., CORRÊA, L. L., FERREIRA, D. O., & TAVARES-DIAS, M. Larvas de nematoides de potencial zoonótico infectando peixes carnívoros do baixo Rio Jari, no Norte do Brasil. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 9, n. 4, p. 50-52, 2020.
- OLIVEIRA, M. S. B.; CORRÊA, L. L.; OLIVEIRA, D. F.; NEVES, L. R.; TAVARES-DIAS, M. Registros de novas localidades e hospedeiros para parasitas de crustáceos em peixes da Amazônia oriental no norte do Brasil. **Journal of Parasitic Diseases**, v. 41, n. 2, p. 565-570, 2017.
- PACHECO, M.; SANTOS, M. A. Induction of EROD Activity and Genotoxic Effects by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Resin Acids on the Juvenile Eel (*Anguilla Anguilla* L.). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 38, n. 3, p. 252–59, 1997
- PAIVA, M. P. **Crescimento, alimentação e reprodução da traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch), no nordeste brasileiro**. 1974. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 32 p. 1974.
- PANAGOPOULOS, A. Brine management (saline water & wastewater effluents): Sustainable utilization and resource recovery strategy through Minimal and Zero Liquid Discharge (MLD & ZLD) desalination systems. **Chemical Engineering and Processing Process Intensification**, 176, 108944, 2022.

PARVAN, L. G., LEITE, T. G., FREITAS, T. B., PEDROSA, P. A. A., CALIXTO, J. S., & DE ANDRADE AGOSTINHO, L. Bioensaio com *Allium cepa* revela genotoxicidade de herbicida com flumioxazina. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 11, p. 10-10, 2020.

PAVANELLI, G. C.; EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M. Doenças de Peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento. Eduem, Maringá, 2008

PELEGRINI, L. S.; LEITE, L. A. R.; GIÃO, T.; (...); AZEVEDO, R. K.; ABDALLAH, V. D. Diversity, similarity, and host–parasite relationships in parasitic infracommunities of *Hypostomus* spp. from the Tietê-Batalha river basin, southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 57, n. 3, p. 301-313, 2022.

PEREIRA, D. P. **Avaliação de impactos ambientais no Lago Açú (Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense e Sítio Ramsar) com a aplicação de biomarcadores em espécies nativas**. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão, 2020.

PEREIRA, Natália Jovita. **Biomarcadores e sanidade de *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) na avaliação de impactos ambientais de lago do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses**. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca). Universidade Estadual do Maranhão, 2020.

PEREIRA, Q. DIAS.; KWIATKOWSKI, A.; MUNHOZ, C. L.; PORTO, R. S.; COSTA, C. S. Pantanal's fish native meatballs has the nutritional values increased with the use of pequi in its recipe. **Acta Scientiarum**, v, 44, e53516, 2022.

PICELLI, A. M.; RAMIRES, A. C.; MASSELLI, G. S.; PESSOA, F. A. C.; VIANA, L. A.; KAEFER, I. L. Under the light: high prevalence of haemoparasites in lizards (Reptilia: Squamata) from Central Amazonia revealed by microscopy. **Biological Sciences**, v. 92, n. 2, e20200428, 2020.

PINHEIRO-SOUSA, D. B.; TORRES JUNIOR, A. R.; SILVA, D.; SANTOS R. L.; CARVALHO NETA, R. N. F. A screening test based on hematological and histological biomarkers to evaluate the environmental impacts in tambaqui (*Colossoma macropomum*) from a protected area in Maranhão, Brazilian Amazon. **Chemosphere**, v. 214, p. 445-451, 2019.

PINHO, J. V., RODRIGUES, P. D. A., GUIMARÃES, I. D. L., MONTEIRO, F. C., FERRARI, R. G., HAUSER-DAVIS, R. A., & CONTE-JUNIOR, C. A. The role of the ecotoxicology applied to seafood as a tool for human health risk assessments concerning polycyclic aromatic hydrocarbons. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 3, p. 1211, 2022.

PINHO, S. R. C.; RODRIGUEZ-MALAGA, S. M.; LOZANO-OSORIO, R.; CORREA, F. S.; SILVA, I. B. D.; SANTOS-COSTA, M. C.. Effects of the habitat on anuran blood parasites in the Eastern Brazilian Amazon. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS**, v. 93, p. 1-14, 2021.

PIORSKI, N. M. Diversidade genética e filogeografia das espécies *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974) e *Prochilodus lacustris* (Steindachner, 1907) no nordeste do Brasil. 2010. PhDthesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil, 2010.

- PIORSKI, N. M.; ALVES, J. R. L.; MACHADO, M. R. B.; CORREIA, M. M. F. Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Characiformes: Characidae) do lago de Viana, Estado do Maranhão, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 1, p. 63–70, 2005.
- POINAR, G. TELFORD SR Jr: Hemoparasites of the Reptilia. Color Atlas and Text. **Parasites Vectors** 2, 40 (2009).
- POLEKSIC, V.; LENHARDT, M.; JARIC, I.; DJORDJEVIC, D.; GACIC, Z.; CVIJANOVIC, G.; RASKOVIC, B. Liver, gills, and skin histopathology and heavy metal content of the Danube sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758). **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 29, n. 3, p. 515-521, 2010.
- POPOVIC, N. T. et al. Impact of treated wastewater on organismic biosensors at various levels of biological organization. **Science of the Total Environment**, v. 538 n.1 p. 23-37, 2015.
- PORTZ, Leandro et al. Parasitos de peixes de cultivo e ornamentais. **Parasitologia de peixes de água doce do Brasil. Maringá: Eduem**, p. 85-114, 2013.
- POULIN, R. Parasite biodiversity revisited: frontiers and constraints. **International Journal for Parasitology**, n. 44, p: 581–589, 2014.
- PRETTO, A.; SILVA, L. P. D.; RADÜNZ NETO, J.; NUNES, L. M. D. C.; FREITAS, I. L. D.; LOUREIRO, B. B.; SANTOS, S. A. D. In natura or reduced antinutrients forms of crambe meal in the silver catfish diet. **Ciência Rural**, v. 44, n. 4, p. 692-698, 2014.
- QUEIROZ-JARA, M.; CASINI, S.; FOSSI, M. C.; ORREGO, R.; GAVILÁN, J. F.; BARRA, R. Integrated physiological biomarkers responses in wild fish exposed to the anthropogenic gradient in the Biobío River, South-Central Chile. **Environmental Management**, v. 67, p. 1145-1157, 2021.
- RABÊLO, JOSÉ MANUEL MACÁRIO; SILVA, TEREZA CRISTINA; PEREIRA. YRLA NIVEA OLIVEIRA, Org. Panorama da saúde pública e da educação ambiental na Baixada Maranhense nos anos de 2000 a 2009. / São Luís, MA: IFMA, 2019.
- RAMOS, RAFAELA RODRIGUES. **Doenças infecto-parasitárias e mudanças ambientais no Brasil: espacialização dos conhecimentos científicos produzidos pelos grupos de pesquisa do CNPQ entre 2000 e 2010. 2016.** 251 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.
- RANGEL NETO, REGINALDO DA SILVA. **Avaliação da qualidade da água em APPs com diferentes graus de conservação e tipos de uso do solo: um estudo nas Bacias do rio Jacuípe e Joanes.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2020.
- RANZANI-PAIVA M.J.T., FELIZARDO N.N. & LUQUE J.L. 2005. Parasitological and hematological analysis of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1757 from Guarapiranga reservoir, São Paulo State, Brazil. **Acta Scient. Biol. Sci.** 27(3):231-237. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v27i3.1334>.
- RANZANI-PAIVA, M. J. T., TAKEMOTO, R. M., PEREZ LIZAMA, M. A. **Sanidade de organismos aquáticos.** São Paulo: Varela. (2004).

- RANZANI-PAIVA, M. J. T.; PÁDUA, S. B.; TAVARES-DIAS, M.; EGAMI, M. I. Métodos para análise hematológica em peixes. Maringá: Ed.UEM;. 135 p. 2013.
- RAZZAQ, A.; ABDULLAH, S.; NAZ, H.; ABBAS, K.; SHAFIQUE, L.; LIU, QY. **Kakistan Journal of Zoology**, v. 53, n. 5, p. 1997-2000, 2021.
- REIS, L. L. D., BALIEIRO, A. A. D. S., FONSECA, F. R., & GONÇALVES, M. J. F. Leishmaniose visceral e sua relação com fatores climáticos e ambientais no Estado do Tocantins, Brasil, 2007 a 2014. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 35, 2019.
- REIS; M. H. S., R.; ALDILENE M., MUGNAI.; R. REIS. Novo registro de distribuição de três espécies do gênero *Braga* (isopoda: cymothoidae) parasitas de peixes no estado do Maranhão, BRASIL XVI ENBRAPOA. 2021
- RIBEIRO, M. C. L. B. R., Petrere Junior, M. Fisheries ecololgy and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus Taeniurus*, S. Insignis) in central Amazonia. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 5, n. 3, p. 195-215, 1990.
- RIBEIRO, M. T.; CALDAS, B. M. S.; ROCHA, G. C.; SANTANA, A. P.; NAVARRO, R. D. Seasonal occurrence and variation of ectoparasites in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in the Federal District, Brazil. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, v. 44, e56963, 2022.
- RIVA, C. C.; TIOZO, C. A. S.; MOREIRA, A. M. M. A. M.; LIMA, M. M. Impactos Ambientais no Córrego Velha Joana do Município de Primavera do Leste–Mato Grosso. **Uniciências**, v. 20, n. 2, p. 88-94, 2017.
- ROCHA BRAGA, R., DE MENEZES GONDIM, P., PEREIRA, R. M., BATISTA, B. L., & MATUSHIMA, E. R. *Leptodactylus macrosternum* (Anura: Leptodactylidae) as a bioindicator of potentially toxic chemical elements in irrigated perimeters in northeastern Brazil. **Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 4, p. 124-131, 2022.
- ROCHA, F. S. B., BORGES, L. S., BRITO, A. K. F., BATISTA, J. F., & Mendonça, I. L. Mixosporídeos em peixes dos rios Poti, Parnaíba e Igaraçu no estado do Piauí (Brasil). *Biota Amazônia* (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota), v. 8, n. 2, p. 53-55, 2018.
- RODRIGUES SILVA, L., SILVA MENDES, J., ALVES PAIVA, I., MENDES DA SILVA MONTEIRO, V., SANTOS DE JESUS, G. D., SANTOS, H. P., ... & PINTO CHAVES BEZERRA, N. Ectoparasitic diversity, gill alterations in *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Characiformes: Erythrinidae) and *Cichlasoma bimaculatum* (Perciformes: Cichlidae) and quality of fishing water in the Quilombola zone in Maranhão State, Brazil. **Latin american journal of aquatic research**, v. 51, n. 1, p. 98-108, 2023.
- RODRIGUES, L. C.; SANTOS, A. C. G.; FERREIRA, E. M.; TEÓFILO, T. S.; PEREIRA, D. M.; COSTA, F. N. Parasitologic aspects of traíra (*Hoplias malabaricus*) from the São Bento city, MA. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 69, n. 1, p. 264-268, 2017.
- RODRIGUES, Z. M. R.; DA SILVA BASTOS, L.; ALVES, L. M. C.; DA MOTA, A. A.; Junior, J. A. Quality of water for human consumption and association with the municipal human development index at Baixada Maranhense, Brazil. **Journal of Geospatial Modelling**, v. 2, n. 4, p. 36-44, 2018.

- SÁ, M. R. Os estudos em malária aviária e o Brasil no contexto científico internacional (1907-1945). **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v. 18, n. 2, p. 499-518, 2011.
- SAFINA, K.; JAVED, M.; AMBREEN, F.; ABBAS, S. Determination of genotoxic effects of aluminum on *Cirrhinus mrigala* and *Ctenopharyngodon idella* using comet assay and micronucleus test. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, v. 21, n. 2, p. 545-567, 2022.
- 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
- SANTOS FILHO, F. M.; REZENDE, K. F. O.; EMERENCIANO, A. K.; MOREIRA, L. M.; VILA, V. B.; BORGES, R. M.; PRESSINOTTI, L. N. Avaliação de biomarcadores histológicos em peixes coletados a montante e a jusante da mancha urbana. **Atas de Saúde Ambiental-ASA**. v. 2, n. 1, p. 09-22, 2014.
- SANTOS PHN, TAVARES-DIAS M. First study on communities of parasites in *Triportheus rotundatus*, a Characidae fish from the Amazon River system (Brazil). **Rev Bras Parasitol Vet**, v. 26, n. 1, p. 28-33, 2017.
- SANTOS, E. S., SILVA, T. G., FREITAS, R. M. Diferentes concentrações de eugenol na anestesia de *Mollienesia* sp. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 9, n. 2, p. 10-18, 2016.
- SANTOS, E.F.; TAVARES-DIAS, M.; PINHEIRO D.A. et al. Fauna parasitaria de tambaqui *Colossoma macropomum* (Characidae) cultivado em tanque-rede no estado do Amapá, Amazônia Oriental. **Acta Amazonica.**, v.43, p.105-112, 2013.
- SANTOS, M. A.; JERONIMO, G. T.; CARDOSO, L.; TANCREDO, K. R.; MEDEIROS, P. B.; FERRAREZI, J. V.; GONÇALVES, E. L. T.; ASSIS, G. C. Parasitic fauna and histopathology of farmed freshwater ornamental fish in Brazil. **Aquaculture**, v. 470, n. 1, p. 103-109, 2017.
- SANTOS-CLAPP MD, DUARTE R, ALBUQUERQUE MC. Helminth endoparasites of endemic fish *Pygocentrus piraya* (Characiformes, Serrasalminidae) from Três Marias reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, p. e20201425, 2022.
- SAWAYA, P. Sobre a mudança de cor nos crustáceos. **Boletim da Faculdade de Filosofia e Letras**, São Paulo, Zoologia n.3, p. 3-109, 1942.
- SCHIÖDTE, J. C., & MEINERT, F. (1884). Símbolos ad Monographiam Cymothoarum Crustaceorum Isopodum, Família II. Anilocridae. **Naturhist Tidsskrift**, 4(14), 221-454.
- SEMA. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais. Unidades de Conservação: APA DA BAIXADA MARANHENSE. 2019. Disponível em: <https://www.sema.ma.gov.br/unidades-de-conservacao/>. Acesso em: 29 mai. 2021.
- SERRA, S.R.P. **Cadeia produtiva da bubalinocultura no município de Viana-MA**. Monografia Curso de Zootecnia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual do Maranhão, 2017.
- SHIROMA, L. S.; QUEIROZ, S. C. N.; JONSSON, C. M.; BOTTOLI, C. B. G. Extraction Strategies for Simultaneous Determination of Florfenicol and Florfenicol

Amine in Tilapia (*Oreochromis niloticus*) Muscle: Quantification by LC-MS/MS. **Food Analytical Methods**, v. 13, p. 291-302, 2020.

SILVA FILHO, Reginaldo Correia. **Avaliação da produção de espécies reativas em células linfomononucleares e do status redox celular em eritrócitos da população circunvizinha a laguna Mundaú (Maceió-AL) exposta a espécies químicas potencialmente tóxicas**. 2021. 129 f. Tese (Doutorado em Química e Biotecnologia) – Instituto de Química e Biotecnologia, Programa de Pós-Graduação em Química e Biotecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2021.

SILVA, D. P. P.; ANDRADE, N. L. R.; WEBLER, A. D. Qualidade da água de nascentes urbanas: estudo de caso em microbacia Amazônica, município de Ji-Paraná/RO. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 3, p. 90-102, 2019.

SILVA, EDUARDO JOSÉ. **Diagnóstico da Ictiofauna do Rio Formiga - MG: Subsídio para o Biomonitoramento Ambiental**. Dissertação de Mestrado Profissional em Sustentabilidade em Tecnologia Ambiental. Instituto Federal de Minas Gerais. p. 114-114, 2020.

SILVA, J. G. D. **Avaliação genotóxica e mutagênica em Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) das águas do Rio Capibaribe, Pernambuco, Brasil**. Tese (Doutorado em Bioquímica e Fisiologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

SILVA, L. R., MONTEIRO, V. M. D. S., PAIVA, I. A., MENDES, J. S., JESUS, G. D. S. D., SILVA, M. V. R. D., ... & BEZERRA, N. P. Endoparasite diversity and liver alterations in *Hoplerythrinus unitaeniatus* and *Cichlasoma bimaculatum* in a quilombola area in Maranhão, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 31, 2022

SILVA, L. R.; MENDES, J. S.; PAIVA, I. A.; MONTEIRO, V. M. S.; JESUS, G. S.; SANTOS, H. P.; COIMBRA, V. C. S.; BEZERRA, D. C.; BEZERRA, N. P. C. Ectoparasitic diversity, gill alterations in *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Characiformes: Erythrinidae) and *Cichlasoma bimaculatum* (Perciformes: Cichlidae) and quality of fishing water in the Quilombola zone in Maranhão State, Brazil. **Latim American Journal of Aquatic Research**, v. 51, n. 1, p. 98-108, 2023.

SILVA, L. R.; MONTEIRO, V. M. S.; PAIVA, I. A., MENDES, J. S.; JESUS, G. S.; SILVA, M. V. R.; BEZERRA, D. C.; CARREIRO, C. R. P.; RIBEIRO, L. S. S.; COIMBRA, V. C. S.; BEZERRA, N. P. C. Diversidade de endoparasitos e alterações hepáticas em *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Cichlasoma bimaculatum* em uma área quilombola no Maranhão, Brasil. **Revista Brasileira De Parasitologia Veterinária**, v. 31, n. 2, e000922, 2022.

SILVA, N. K. A.. **Riqueza taxonômica e diversidade da assembleia de peixes na Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense**. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão, 2015.

SILVA, N., JUNQUEIRA, V. C. A., SILVEIRA, N. F. A TANIWAKI, M. H., GOMES, R. A. R., OKAZAKI, M. M., IAMANAKA, B. T., Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água. 6. Ed. -São Paulo: Blucher, p. 05, 2021.

SILVA, VANDA CARLEM MATEUS. **Controle de ectoparasitos em alevinos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)**. Dissertação (mestrado)—Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2016.

- SIMIONATTO, H. H.; CARVALHO, S. L. Análise das concentrações de nitrogênio, fósforo e sólidos totais presentes na água do Córrego do Galante - SP. **Revista de Tecnologia & Gestão Sustentável**, v. 1, n. 2, 2022.
- SISINNO, Cristina Lucia Silveira; OLIVEIRA-FILHO, Eduardo Cyrino. Princípios de toxicologia ambiental. **Interciência**, 2021.
- SMIT, NICO J. *et al.* Morphological and molecular characterization of an African freshwater fish trypanosome, including its development in a leech vector. **International Journal for Parasitology**, v. 50, n. 10-11, p. 921-929, 2020.
- SOARES, E. do C. Peixes do Mearim. **Revista Plural**. N. 10, 2013. 131p.
- SOARES, H. K. S. S., OLIVEIRA I. C.S., SANTOS, M. M., LIMA, I. C. PEREIRA, M., N. J. SOUSA, D.S., OLIVEIRA, V. M., SANTOS, D. M. S. Biomarcadores histológicos em *Prochilodus lacustris* (STEINDACHNER, 1907) para avaliação de impactos ambientais em área de proteção maranhense. Águas e Florestas: desafios para conservação e utilização. **Editora Científica**. Vol.2 cap.07 pag.100 a 113. 2021
- SOARES, S. H. C.; SOUSA, D. B. P.; JESUS, W. B.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Biomarcadores histológicos em *Sciades herzbergii* (Pisces, Ariidae) para avaliação de efeitos em ambientes estuarinos da Baía de São Marcos, Maranhão. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 72, n. 4, p. 1403–1412, 2020.
- SOES, D. M., WALKER, P. D., KRUIJT, D. B. The Japanese fish louse *Argulus japonicus* new for the Netherlands. **Lauterbornia**. 70, p. 11-17, 2010.
- SOUZA, D. B. P.; TORRES, A. R.; OLIVEIRA, S. R. S.; CASTRO, J. D. S.; NETA, R. N. F. C. "Micronuclei and erythrocytic abnormalities frequencies of freshwater fishes: Establishing a baseline for health status. **AIP Conference Proceedings**. Vol. 1906. No. 1. AIP Publishing LLC, 2017.
- SOUZA, DENISE SILVA. **Respostas mutagênicas e histopatológicas como biomarcadores em *Prochilodus lacustris* (Steindachner, 1907) para avaliação de impactos ambientais em uma área protegida da baixada maranhense**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2023.
- SOUZA, Raimundo Leoberto Torres de. **Leishmaniose Visceral e Leishmaniose Tegumentar Americana no município de Altos, Piauí: estudo dos vetores e sua fonte alimentar**. 2018. Dissertação (Mestrado em Medicina Tropical) - Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, Teresina, 2018.
- SOUZA, E. L., DAMASCENO, F., SCHIRMER, G. K., RAMIRES, M. F., BISOGNIN, R. P., BOHRER, R. E. G., ... & CEZIMBRA, J. C. G. Resíduos contaminantes no solo: possibilidades e consequências. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 484-509, 2018.
- SOUZA, E. L.; DAMASCENO, F.; SCHIRMER, G. K.; RAMIRES, M. F.; BISOGNIN, R. P.; BOHRER, R. E. G.; CEZIMBRA, J. C. G. Resíduos contaminantes no solo: possibilidades e consequências. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 484-509, 2018.
- SOUZA, P. R. P. D., COSTA, S. D. S., VICENTE, F. A. G., GODOI, L. F., NASCIMENTO, A. A. C. D., MENDES, T. G. A., ... & MARQUES, C. P. C. Parasitoses

intestinais no Nordeste entre 2012 e 2021: uma revisão integrativa de literatura. **Arq. ciências saúde UNIPAR**, p. 3433-3448, 2023.

SOUZA, T. DA S.; FONTANELLI, C. S. Micronucleus test and observation of nuclear alternations in erythrocytes of Nile Tilapia exposed to waters affected by refinery effluents. **Mutation Research**, v. 605, p. 87-93. 2006.

SPENCER, L. M.; PEÑA-QUINTERO, A.; CANUDAS, N.; BUJOSA, I.; URDANETA, N. Antimalarial effect of two photo-excitable compounds in a murine model with *Plasmodium berghei* (Haemosporida: Plasmodiidae), v. 66, n. 2, p. 880-891, 2018.

STOPPE, N. C.; SILVA, J. S.; TORRES, T. T.; CARLOS, C.; HACHICH, E. M.; SATO, M. I. Z, SARAIVA, A. M.; OTTOBONI, L. M. M. Clustering of water bodies in unpolluted and polluted environments based on *Escherichia coli* phylogroup abundance using a simple interaction database. **Genetics and Molecular Biology**, v. 37, n. 4, p. 694–701, 2014.

TAKEMOTO, R. M., LIZAMA, M. A. P., GUIDELLI, G. M., & PAVANELLI, G. C. (2004). Parasitos de peixes de águas continentais. In M. J. T. RANZANI-PAIVA, R. M. TAKEMOTO, & M. A. P. LIZAMA (Eds.), *Sanidade de organismos aquáticos*. São Paulo: Editora Varela, pp. 179-197.-2004.

TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C.; LIZAMA, M. A. P.; LACERDA, A. C. F.; YAMADA, F. H.; MOREIRA, L. H. A.; CESCHINI, T. L.; BELLAY, S. Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 691-705, 2009.

TAMMEORG, O.; TUVIKENE, L.; KONDRATYEV, S.; GOLOSOV, S.; ZVEREV, I.; ZADONSKAYA, O.; NOGES, P. Opportunities for combining data of Estonian and Russian monitoring to reflect on water quality in large transboundary Lake Peipsi. **Journal of Great Lakes Research**, v. 48, n. 4, p. 961–970, 2022.

TAVARES-DIAS, M., ARAÚJO, C. S. O., BARROS, M. S., & VIANA, G. M. New hosts and distribution records of *Braga patagonica*, a parasite Cymothoidae of fishes from the Amazon. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 18, 91-97, 2014.

TAVARES-DIAS, M., DIAS-JÚNIOR, M. B. F., FLORENTINO, A. C., SILVA, L. M. A., & CUNHA, A. C. D. Distribution pattern of crustacean ectoparasites of freshwater fish from Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 24, p. 136-147, 2015.

TAVARES-DIAS, M., GONÇALVES, R. A., OLIVEIRA, M. S. B., & NEVES, L. R. Parasites community in *Chaetobranchius flavescens* Heckel, 1840, (Cichliformes: Cichlidae) from the Eastern Amazon, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 44(1): 10-16, 2018.

TAVARES-DIAS, M.; DIAS-JÚNIOR, M. B.; FLORENTINO, A. C.; SILVA, L. M.; CUNHA, A. C. Padrão de distribuição de crustáceos ectoparasitas de peixes de água doce do Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 24, n. 2, p. 136-147, 2015.

- TAVARES-DIAS, M.; NEVES, L. R.. Diversity of parasites in wild *Astronotus ocellatus* (Perciformes, Cichlidae), an ornamental and food fish in Brazil. **Anais Da Academia Brasileira De Ciências**, v. 89, n. 3, 2305–2315, 2017.
- TAVARES-DIAS, M.; OLIVEIRA, M. S. B.; GONÇALVES, R. A.; SILVA, L. M. A.. Ecology and seasonal variation of parasites in wild *Aequidens tetramerus*, a Cichlidae from the Amazon. **Acta Parasitologica**, v. 54, n. 1, p. 158-164, 2014.
- TAVARES-DIAS, Marcos et al. Distribution pattern of crustacean ectoparasites of freshwater fish from Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 24, p. 136-147, 2015.
- TAVECHIO, W. L. G.; GUIDELLI, G.; PORTZ, L. Alternativas para a prevenção e o controle de patógenos em piscicultura. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 35, n. 2, p. 335-341, 2018
- TAYLOR, B. W.; FLECKER, A. S.; HALL, R. O. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. **Science**, v. 313, n. 5788, p. 833-836, 2006.
- TEIXEIRA, R. J., EIRAS, J. C., SPADACCI-MORENA, D. D., XAVIER, J. G., & LALLO, M. A.. Infecção das brânquias de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) por Myxosporea. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, v. 38, n. 6, p. 1085–1090, jun. 2018.
- Teixeira, R. J., Eiras, J. C., Spadacci-Morena, D. D., Xavier, J. G., & Lallo, M. A. (2018). Infecção das brânquias de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) por Myxosporea. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 38, p. 1085-1090, 2018.
- TEIXEIRA, S. F.; RODRIGUES, V. M. S.; BARBOSA, R. T.; SOUZA, J. L. G.; CAMPOS, S. S. Aspectos da pesca e da biologia do curimatã *Prochilodus lacustris* Steindachner, 1907 (Actinopterygii: Prochilodontidae) no reservatório de Boa Esperança, PI/MA, Brasil. **Revista Nordestina de Zoologia**, v. 4, n. 2, p. 5-16, 2010.
- TELFORD J. R, S.R. Hemoparasites of the reptilia: color atlas and text. **CRC PRESS**. Vol. 38, 2016.
- TELFORD JR., S.R. Reptilian hemoparasites. In: HOFF, G.L.; FRYE, F.L.; JACOBSON, E.R., editors. Diseases of amphibians and reptiles. New York: **Plenum Publishing**, p.385- 517, 1984.
- THATCHER VE. Amazon fish parasites [Internet]. 2nd Ed. Sofia-Moscow: Pensoft; 2006.
- Thatcher, V. E. (2006). *Amazon fish parasites* (2nd ed.). Sofia-Moscow: Pensoft, pp. 508.
- THATCHER, V. E. Mouthpart morphology of six freshwater species of Cymothoidae from Amazonian fish compared to that of three marine forms, with the proposal of Artystonenae subfam nov. *Amazoniana*, 14(3), 311-322.1998.
- THATCHER, V. E., OLIVEIRA, A. A. N., & GARCIA, A. M. *Braga cigarra* comb. nov. for *Philostomella cigarra* (Crustacea: Isopoda: Cymothoidae) with a redescription of the species based on specimens from Galeocharax kneri, a freshwater fish of Minas Gerais State, Brazil. *Zoologia*, 26(1), 155-160,2009.

THOMPSON, R.C., LYMBERY, A.J. & SMITH, A. PARASITES, EMERGING DISEASE AND WILDLIFE CONSERVATION. **INTERNATIONAL JOURNAL FOR PARASITOLOGY**. VOL. 40, 1163-1170, 2010.

THUN, M., & BRUSCA, R. C. On the status of the eastern Pacific cymothoid fish parasite *Braga occidentalis* Boone, and its synonymy with *B. patagonica* Schioedte and Meinert (Crustacea: Isopoda: Cymothoidae). **Boletim, Academia de Ciências do Sul da Califórnia**, v.3, pág. 130-132, 1980.

TIMI, J. T.; POULIN, R. Why ignoring parasites in fish ecology is a mistake. **International Journal for Parasitology**, v. 50, n. 10-11, p. 755-761, 2020.

TOLEDO, G. D.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água e microbiologia sob uso agrícola. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

TORANZO, A.E.; BARJA, J.L.; DOPAZO, C.P.; ROMALDE, J.L. Enfermedades Bacterianas y víricas de peces marinos. IN: RANZANI-PAIVA, M.J.T.; TAKAEMOTO, R.M.; LIZAMA, M.A.P. Sanidade de Organismos Aquáticos. São Paulo: Livraria Varela, 2004.

TREJO-ALBARRÁN, R.; MARTÍNEZ-ZAVALA, A.; GRANADOS-RAMÍREZ, J. G.; GÓMEZ MÁRQUEZ, J. L.; TRUJILLO-JIMÉNEZ, P. Variación del zooplankton en dos lagos urbanos ubicados en parques recreativos en el estado de Morelos, México. **Acta universitaria**, v. 32, e3309, 2022.

TRIPATHY, S. K. An anthology of cytogenetic end points like micronucleus test, comet assay and chromosomal aberration assay in pisces. **International Journal of Agricultural and Natural Sciences**, v. 13, n. 2, p. 126-150, 2020.

UTETE, B.; MABIKA, N.; CHIWARA, J.; MAKARE, J.; PHIRI, C.; MLAMBO, S. S.; MUBOKO, N.; TSAMBA, J. Histological alterations of selected tissues (gill, liver, kidney and stomach) in two common fish species within two eutrophic peri-urban lakes in Zimbabwe. **African Journal of Aquatic Science**, v. 44, n. 2, p. 155–162, 2019.

VALENTE, D.; COSTA-AMARAL, I. C.; CARVALHO, L. V. B. D.; SANTOS, M. V. C. D.; CASTRO, V. S. D.; RODRIGUES, D. D. R. F.; MOREIRA, J. C. Use of genotoxicity biomarkers and gene expression on the evaluation of gas station attendants exposed to gasoline fumes. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 42, 2017.

VANDERLEI, KELI CRISTIANE DOS SANTOS. Processo de degradação do córrego Itaim no bairro de Itaim paulista, em São Paulo. **Revista Desenvolvimento Intelectual**, p. 153, 2021.

VANHOVE, M. P. M.; HABLÜTZEL, P. I.; PARISELLE, A.; ŠIMKOVÁ, A.; HUYSE, T.; RAEYMAEKERS, J. A. M. Cichlids: a host of opportunities for evolutionary parasitology. **Trends in Parasitology**, v. 32, n. 10, p. 820-832, 2016.

VAZ, A. A.; STEFANI, M. S.; SMITH, W. S. A assembleia de peixes em um riacho tropical e os recursos alimentares explorados sob influência de mata ripária com presença de *Eucalyptus grandis*. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 6, n. 1, p. 61-73, 2018.

VAZ-DOS-SANTOS, A. M., & DA SILVEIRA, E. L. Idade e crescimento de peixes de riacho: métodos e desafios para a obtenção de estimativas robustas. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 366, 2021.

- VERA CRUZ, L. B. D., & PINA, C. P. D. S. Uso e cobertura da terra como determinantes da qualidade da água em microbacias do nordeste paraense. 2023.
- VERGINE, P.; SALERNO, C.; BARCA, E.; BERARDI, G.; POLLICE, A. Identification of the faecal indicator *Escherichia coli* in wastewater through the β -D-glucuronidase activity: comparison between two enumeration methods, membrane filtration with TBX agar, and Colilert®-18. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 2, p. 209–217, 2017.
- VIDAL MARTÍNEZ, V. A.; HERRERA CEDANO, F.; COUTIÑO ESTRADA, B.; SÁNCHEZ GONZÁLEZ, J. J.; RON PARRA, J.; ORTEGA CORONA, A.; GUERRERO HERRERA, M. Identificación y localización de una nueva especie de *Tripsacum* spp. en Nayarit, México. **Revista fitotecnia mexicana**, v. 33, n. 4, p. 27-30, 2010.
- VIDAL-MARTÍNEZ, V. M.; WUNDERLICH, A. C. Parasites as bioindicators of environmental degradation in Latin America: a meta-analysis. **Journal of Helminthology**, v. 91, n. 2, p. 165-173, 2017.
- VIEIRA, C. E. D.; MARQUES, J. A.; SILVA, N. G.; BEVITORIO, L. Z.; ZEBRAL, Y. D.; MARASCHI, A. C.; COSTA, S. R.; COSTA, P. G.; DAMASCENO, E. M.; PIROVANI, J. C. M.; MAYSA, V. O.; SOUZA, M. M.; MARTINS, C. M. G.; BIANCHINI, A.; SANDRINI, J. Z. Ecotoxicological impacts of the Fundão dam failure in freshwater fish community: Metal bioaccumulation, biochemical, genetic and histopathological effects. **Science of the Total Environment**, v. 832, 154878, 2022.
- VIRGILIO, L. R., OLIVEIRA, M. S. B., ALMEIDA, L. S., TAKEMOTO, R. M., CAMARGO, L. M. A., & MENEGUETTI, D. U. O. Isopods Cymothoidae ectoparasites of fish from the Amazon. **Parasitologia Veterinária**, v. 29 n 4, 2020.
- VITAL, J. F.; VARELLA, A. M. B.; PORTO, D. B.; MALTA, J. C. O. Seasonality of the metazoan fauna of *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) in Piranha Lake, (Amazonas, Brazil), and evaluation of its potential as an indicator of environmental health. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 199-204, 2011.
- VOLCAN, M. V.; LANÉS, L. E. K.; GONÇALVES, A. C.; FONSECA, A. P.; CIRNE, M. P. The fish fauna of the Corrientes stream basin, Patos lago on system, state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Check List**. v. 8, n. 1, p.77–82, 2012
- WELCH, B. On the Comparison of Several Mean Values: An Alternative Approach. **Biometrika**, 38, 330-336, 1951,
- XIE, F.; LI, L.; SONG, K.; LI, G.; WU, F.; GIESY, J. P. Characterization of phosphorus forms in a Eutrophic Lake, China. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 1437–1447, 2019.
- XU, Y., LIU, G., XU, Y., ZHAO, T., ZHENG, H., TAN, X., 2022. Physiological and transcriptomic analyses reveal the toxicological mechanism and risk assessment of environmentally-relevant waterborne tetracycline exposure on the gills of tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Science of the Total Environment**, v. 806, p. 151290. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021>.
- ZAGHLOUL, A., SABER, M., GADOW, S., & AWAD, F. Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. **Bulletin of the National Research Centre**, v. 44, n. 1, p. 1-11, 2020.

ZHANG YANFENG , LI HONGWEI , INJUN Y, ZHU . Risk assessment for sediment associated heavy metals using sediment quality guidelines modified by sediment properties. **Environmental Pollution** Vol. 275, 15, 115844,2021, 2021.

ANEXOS

Anexo 1



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DO
MARANHÃO

Centro de Ciências Agrárias
Curso de Medicina Veterinária
Comissão de Ética e Experimentação Animal (CEEA)
Credenciamento Provisório - CONCEA/MCT
Processo 01200.002200/2015-06 (449) - Emissão 19/06/2015

DECLARAÇÃO

Declaramos para devidos fins que o projeto intitulado **“BIOMONITORAMENTO NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BAIXADA MARANHENSE”** foi aprovado pela Comissão de Ética e Experimentação Animal - CEEA do Curso de Medicina Veterinária da UEMA, conforme protocolo nº 022/2019 aprovado em 07/11/2019, para o período de execução da pesquisa entre os meses de agosto/2019 a setembro/2021 pela equipe coordenada pela Profa. Dra. Débora Martins Silva Santos, e o membro executor Ítalo Cristian da Silva de Oliveira por atender as normas de Bem-Estar Animal da Resolução do CFMV nº 1000/2012 e a Lei 11.794/2008.

São Luís, 02 de março de 2021

AC Certisign
Multipla G7

Assinatura digital AC Certisign Multipla
G7
DN: CN=ALANA LISLEA DE SOUSA,
OU=Assinatura Tipo A3, OU=
22677427000161, OU=AC Certisign
Multipla, O=ICP-Brasil, C=BR
Data: 2021.03.02
15:56:18 -03:00

Profa. Dra. Alana Lislea de Sousa
Presidente do CEEA/CMV/UEMA

Autenticação em conformidade com a Portaria SEMA nº 04 de 16 de janeiro de 2015.
Documento assinado eletronicamente, de acordo com a Portaria SEMA nº 194/2019

192



Documento autografiado electrónicamente en 07/07/2023, a las 16:57.
Autografiado por: OLIVERA MARIA COSTA SILVA - Cargo: SECRETARÍA ADJUNTA DE RECURSOS AMBIENTALES
Código Verificador: 4943694. Código CRC: 80090000
Para consultar autenticidad acceda: <http://assinador.cerisa.mec.gov.br/assinada/filanculta-doz.pdf>.



Documento autografiado electrónicamente en 07/07/2023, a las 16:58.
Autografiado por: RAYSA QUEIROZ RAQUEL RODRIGUES - Cargo: SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS
Código Verificador: 4943694. Código CRC: 80090000
Para consultar autenticidad acceda: <http://assinador.cerisa.mec.gov.br/assinada/filanculta-doz.pdf>.

Anexo 3



Ministério do Meio Ambiente - MMA

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio

Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 69518-3	Data da Emissão: 07/02/2022 16:23:34	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Débora Martins Silva Santos	CPF: 000.000.000-00
Título do Projeto: Abordagem integrada de diferentes metodologias para avaliação da sanidade de peixes em ecossistemas aquáticos	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO	CNPJ: 06.352.421/0001-68

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Coleta de material biológico	01/2022	12/2023
2	Coleta de material biológico	01/2020	02/2020
3	Coleta de material biológico	08/2020	08/2020
4	Coleta de material biológico	05/2019	05/2019
5	Coleta de material biológico	05/2020	05/2020
6	Coleta de material biológico	11/2020	11/2020
7	Coleta de material biológico	01/2021	01/2021
8	Coleta de material biológico	11/2019	11/2019
9	Coleta de material biológico	08/2019	08/2019

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Nacionalidade
1	Margareth Marques dos Santos	Análise parasitária e biomarcadores	050.683.683-50	Brasileira
2	Selma Patricia Diniz Cantanhede	Identificação Molecular de parasitos	007.401.583-41	Brasileira
3	MANOEL CLEBER SAMPAIO SILVA	Análise de biomarcadores histológicos	016.155.143-88	Brasileira
4	Ruan Luis Farias Do Vale	Análise hematológica e parasitária	063.788.133-88	Brasileira
5	Itallo Cristian Da Silva De Oliveira	Análise hematológica e parasitária	047.108.263-58	Brasileira
6	Tiago de Moraes Lenz	Análise de biomarcadores	033.249.129-38	Brasileira
7	JOSIELMA DOS SANTOS SILVA	Análise de biomarcadores	042.688.913-40	Brasileira
8	Janderson Bruzaca Gomes	Análise de biomarcadores e parasitária	045.176.403-02	Brasileira



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 69518-3	Data da Emissão: 07/02/2022 16:23:34	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Débora Martins Silva Santos	CPF:
Título do Projeto: Abordagem integrada de diferentes metodologias para avaliação da sanidade de peixes em ecossistemas aquáticos	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO	CNPJ: 06.352.421/0001-68

Observações e ressalvas

1	A autorização não isenta o pesquisador da necessidade de obter outras anulações, como: I) do proprietário, arrendatário, possessor ou morador quando as atividades forem realizadas em área de domínio privado ou dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso; II) da comunidade indígena envolvida, ouvido o órgão indigenista oficial, quando as atividades de pesquisa forem executadas em terra indígena; III) do Conselho de Defesa Nacional, quando as atividades de pesquisa forem executadas em área indispensável à segurança nacional; IV) da autoridade marítima, quando as atividades de pesquisa forem executadas em águas jurisdicionais brasileiras; V) do Departamento Nacional de Produção Mineral, quando a pesquisa visar a exploração de depósitos minerais ou a extração de espécimes fósseis; VI) do órgão gestor da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, dentre outras.
2	Deve-se observar as recomendações de prevenção contra a COVID-19 das autoridades locais e das Unidades de Conservação e serem escassadas.
3	Esta autorização NÃO libera o uso de substância com potencial agrotóxico e/ou inseticida e NÃO isenta o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de atender às exigências e obter as autorizações previstas em outros instrumentos legais relativos ao registro de agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, entre outros).
4	Esta autorização NÃO libera o uso de substância com potencial agrotóxico e/ou inseticida e NÃO isenta o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de atender às exigências e obter as autorizações previstas em outros instrumentos legais relativos ao registro de agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, entre outros).
5	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou exportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
6	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgpn .



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 69518-3	Data da Emissão: 07/02/2022 16:23:34	Data da Revalidação: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Débora Martins Silva Santos	CPF: [REDACTED]
Título do Projeto: Abordagem integrada de diferentes metodologias para avaliação da sanidade de peixes em ecossistemas aquáticos	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO	CNPJ: 06.352.421/0001-68

Outras ressalvas

1	CEPAM Marauá-AM
2	COPEQ

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Descrição do local	Município-UF	Bioma	Caverna?	Tipo
1	APA da Baixada Maranhense	Conceição do Lago-Açu-MA	Amazônia	Não	Dentro de UC Estadual
2	APA da Baixada Maranhense	Viana-MA	Amazônia	Não	Dentro de UC Estadual
3	APA da Baixada Maranhense	São João Batista-MA	Amazônia	Não	Dentro de UC Estadual

Atividades

#	Atividade	Grupo de Atividade
1	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Fora de UC Federal
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Fora de UC Federal
3	Captura de animais silvestres in situ	Fora de UC Federal
4	Coleta/transporte de material botânico, fúngico ou microbiológico	Fora de UC Federal

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
1	Captura de animais silvestres in situ	Anostomidae	-
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Anostomidae	-
3	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Anostomidae	40
4	Captura de animais silvestres in situ	Sciaenidae	-
5	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Sciaenidae	-
6	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Sciaenidae	40
7	Captura de animais silvestres in situ	Characidae	-
8	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Characidae	-
9	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Characidae	120
10	Captura de animais silvestres in situ	Cichlidae	-
11	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Cichlidae	-
12	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Cichlidae	40
13	Coleta/transporte de material botânico, fúngico ou microbiológico	Fungi	-

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0695180320220207

Página 3/5



Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 69518-3	Data da Emissão: 07/02/2022 16:23:34	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Débora Martins Silva Santos	CPF:
Título do Projeto: Abordagem integrada de diferentes metodologias para avaliação da sanidade de peixes em ecossistemas aquáticos	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO	CNPJ: 06.352.421/0001-68

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
14	Captura de animais silvestres in situ	Erythrinidae	-
15	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Erythrinidae	-
16	Captura de animais silvestres in situ	Curimatidae	-
17	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Curimatidae	-

A quantidade prevista só é obrigatória para atividades do tipo "Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ". Essa quantidade abrange uma porção territorial mínima, que pode ser uma Unidade de Conservação Federal ou um Município.

A quantidade significa: por espécie X localidade X ano.

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
14	Captura de animais silvestres in situ	Erythrinidae	-
15	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Erythrinidae	-
16	Captura de animais silvestres in situ	Curimatidae	-
17	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Curimatidae	-

A quantidade prevista só é obrigatória para atividades do tipo "Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ". Essa quantidade abrange uma porção territorial mínima, que pode ser uma Unidade de Conservação Federal ou um Município.

A quantidade significa: por espécie X localidade X ano.

Materiais e Métodos

#	Tipo de Método (Grupo taxonômico)	Materiais
1	Amostras biológicas (Fungos)	Outras amostras biológicas(Coleta de material muscular dos espécimes de peixes)
2	Amostras biológicas (Peixes)	Fragmento de tecido/órgão, Ectoparasita, Sangue, Outras amostras biológicas(Endoparasitos)
3	Método de captura/coleta (Peixes)	Tarrafas, Outros métodos de captura/coleta(Punção branquial ou caudal), Rede de emalhar (emalhe de deriva, de fundo, malhadeiras, caceio, feticieiras,tresmalhos e caçoieira)

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo destino
1	UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO	Laboratório

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0695180320220207

Página 4/5