



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



ANTONIO ELIVELTON PAIVA DE OLIVEIRA

**Atributos da história de vida do peixe tetra olho-de-fogo *Hemigrammus ocellifer*  
em riachos sob diferentes ações antrópicas**

Belém  
2024

ANTONIO ELIVELTON PAIVA DE OLIVEIRA

**Atributos da história de vida do peixe tetra olho-de-fogo *Hemigrammus ocellifer*  
em riachos sob diferentes ações antrópicas**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.  
Área de concentração: Ecologia.  
Linha de Pesquisa: Ecologia de Organismos e População

**Orientadora:** Prof. Dra. Maria Auxiliadora P. Ferreira  
**Coorientador:** Prof. Dr. Bruno da Silveira Prudente

Belém  
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBDSistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará  
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

O48a Oliveira, Antonio Elivelton Pava de.  
Atributos da história de vida do peixe tetra olho-de-fogo  
Hemigrammus ocellifer em riachos sob diferentes ações antrópicas  
/ Antonio Elivelton Pava de Oliveira. — 2024.  
43 f. : il. color.

Orientador(a): Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria Auxiliadora Pantoja Ferreira  
Coorientador(a): Prof. Dr. Bruno da Silveira Prudente Dissertação  
(Mestrado) - Universidade Federal do Pará,  
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia,  
Belém, 2024.

1. Alumínio. 2. Ferro. 3. Mineração. 4. Reprodução . 5. Fatores ambientais. I. Título.

CDD 574.5248

---

ANTONIO ELIVELTON PAIVA DE OLIVEIRA

**Atributos da história de vida do peixe tetra olho-de-fogo *Hemigrammus ocellifer*  
em riachos sob diferentes ações antrópicas**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Auxiliadora Pantoja Ferreira  
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof. Dr Bruno da Silveira Prudente  
Universidade Federal Rural da Amazônia (Coorientador)

Dr.<sup>a</sup> Ivana Kerly da Silva Viana  
Universidade Federal do Pará-PPGEAP

Prof. Dr Luciano Fogaça de Assis Montag  
Universidade Federal do Pará-PPGECO

Prof. Dr Eduardo Rocha  
Universidade de Porto

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Yanne Alves Mendes  
Universidade Federal do Pará (Suplente)

Aprovada em: 16 de janeiro de 2024.

Local de defesa: Auditório Paulo Mendes do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais Luzia Soares e José Maria Oliveira por todo apoio e incentivo ao longo desse ciclo, sem vocês eu jamais teria conseguido.

À minha orientadora Dra. Maria Auxiliadora pela orientação, amizade, confiança depositada, paciência e por transmitir seu conhecimento acerca biologia reprodutiva de peixes e histologia.

Ao meu coorientador Dr. Bruno Prudente pela orientação, amizade, confiança depositada, paciência e por transmitir seu conhecimento acerca da biologia de peixes de riachos amazônicos.

À minha equipe de campo, Breno Silva, Luna Santiago, Jonathan Alves e Kelle Cunha por tudo apoio e parceria nas coletas.

Aos meus irmãos Elizângela Oliveira e Júlio Oliveira por todo apoio e incentivo ao longo desse ciclo, sem vocês eu jamais teria conseguido.

Ao meu primo Taironhe Alencar e ao meu cunhado Tiago Cana Brava por todo apoio e confiança.

Aos meus amigos, Juan Calda e Naomin Castro por todo apoio laboratorial desde início desse ciclo.

Aos amigos dos Laboratórios de Imunohistoquímica e Biologia do Desenvolvimento, de Ultraestrutura Celular, de Técnicas Histológicas e de Histologia e Embriologia Comparada pelos momentos de descontração e por tudo o apoio ao longo desse ciclo.

Aos meus amigos, Aline Silva, Alessandra Guimarães e Paulo Ribeiro pela parceria e apoio ao longo desse ciclo.

Ao Biodiversity Research Consortium Brazil-Norway (BRC) pelo financiamento da pesquisa.

Por fim, gostaria de agradecer a todas aquelas pessoas que de alguma forma ajudaram no desenvolvimento deste trabalho, a todes meu “MUITO OBRIGADO!”.

# Atributos da história de vida do peixe tetra olho-de-fogo *Hemigrammus ocellifer* em riachos sob diferentes ações antrópicas

## RESUMO

Nas últimas décadas, a Amazônia tem sido palco de políticas territoriais para atividades econômicas o que vem garantindo a urbanização, industrialização e exploração intensiva da terra e do subsolo. Desse modo, o presente trabalho tem objetivo de avaliar os atributos da história de vida de *Hemigrammus ocellifer* em riachos da bacia do Rio Capim que se encontram em áreas de mineração e influência de agropecuária. As coletas foram realizadas bimestralmente entre maio de 2022 e março de 2023 em duas áreas: AI - riachos na área da mineração; e AII – riachos sob efeito de agropecuária de soja e pasto. Foram analisadas período hidrológico e condições física e química do ambiente ao longo do período de estudo. Os espécimes foram capturados com redes de arrasto e de mão, mensurados quanto ao comprimento padrão e massa total. Foram coletadas amostras de sedimento, água e músculo de peixes para a quantificação de Al e Fe. As gônadas foram extraídas e submetidas à técnica histológica com inclusão em historesina para definição do sexo e estágio de maturação. A população foi avaliada quanto a proporção sexual, índice gonadossomático (IGS), estágios de maturação gonadal, comprimento médio de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ), padrão de crescimento e fator de condição alométrico (K). Em relação aos dados abióticos, foi observado que condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos apresentaram maiores na AII. Oxigênio dissolvido e temperatura foram maiores no período seco, enquanto que a turbidez, largura molhada e velocidade média do canal foram maiores no período chuvoso. O pH manteve elevada acidez em ambas as áreas e durante todo o período estudado. Nas áreas I e II foram encontradas altas concentrações de Al e Fe na água, sedimento e músculo, como maior concentração de Al no sedimento e Fe no sedimento na AI. Al e Fe no músculo e Al no sedimento apresentaram maiores concentrações no período chuvoso. Foram analisados 362 espécimes, sendo 190 indivíduos provenientes da AI, no qual 84 eram fêmeas e 106 eram machos; e 172 foram provenientes da AII, no qual 92 eram fêmeas e 80 eram machos. A população apresentou diferença na proporção sexual no período chuvoso, com proporção de 1.37 machos para cada fêmea. Foram encontrados os seguintes estágios gonadais: imaturo, em maturação maduro para ambos os sexos e desovada e repouso (para fêmeas) e espermiado (para machos). Os valores de IGS não diferiram entre as áreas, mas diferiram entre os períodos, com maiores valores no período chuvoso. As fêmeas e machos da AI atingiram  $L_{50}$  com tamanhos inferiores aos indivíduos da AII. K variou ao longo do período estudado, com os indivíduos da AII apresentando maiores valores em relação aos indivíduos da AI. A atividade reprodutiva de fêmeas e machos se demonstrou positivamente relacionada com precipitação mensal acumulada e temperatura; negativamente relacionada com pH, Al e Fe na água. Em resumo, os resultados mostram *H. ocellifer* como um excelente bioindicador no qual a espécie demonstra plasticidade reprodutiva para se manter em riachos antropizados.

**Palavras-chave:** Alumínio, Ferro, Mineração, Reprodução, fatores ambientais

# Life history attributes of the fireeye tetra fish *Hemigrammus ocellifer* in streams under different anthropogenic actions

## ABSTRACT

In recent decades, the Amazon has been the scene of territorial policies for economic activities, which has guaranteed urbanization, industrialization and intensive exploitation of land and subsoil. Therefore, the present work aims to evaluate the life history attributes of *Hemigrammus ocellifer* in streams of the Capim River basin that are located in mining and agriculture influenced areas. Collections were carried out bimonthly between May 2022 and March 2023 in two areas: AI - streams in the mining area; and AII – streams affected by soybean agriculture and pasture. The hydrological period and physical and chemical conditions of the environment were analyzed throughout the study period. Specimens were captured with trawl nets and hand nets, measured for standard length and total mass. Samples of sediment, water and fish muscle were collected to quantify Al and Fe. The gonads were extracted and subjected to histological technique with inclusion in historesin to define sex and stage of maturation. The population was evaluated for sex ratio, gonadosomatic index (GIS), gonadal maturation stages, average length at first sexual maturation ( $L_{50}$ ), growth pattern and allometric condition factor (K). Regarding abiotic data, it was observed that electrical conductivity and total dissolved solids were higher in AII. Dissolved oxygen and temperature were higher in the dry period, while turbidity, wet width and mean channel velocity were higher in the rainy period. The pH maintained high acidity in both areas throughout the studied period. In areas I and II, high concentrations of Al and Fe were found in water, sediment and muscle, with a higher concentration of Al in the sediment and Fe in the sediment in AI. Al and Fe in the muscle and Al in the sediment showed higher concentrations in the rainy season. 362 specimens were analyzed, 190 individuals from AI, of which 84 were females and 106 were males; and 172 came from AII, of which 92 were females and 80 were males. The population showed a difference in sex ratio during the rainy season, with a ratio of 1.37 males for each female. The following gonadal stages were found: immature, maturing, mature for both sexes and spawned and resting (for females) and spent (for males). IGS values did not differ between areas, but they did differ between periods, with higher values in the rainy season. AI females and males reached  $L_{50}$  with smaller sizes than AII individuals. K varied throughout the studied period, with AII individuals presenting higher values compared to AI individuals. The reproductive activity of females and males was positively related to accumulated monthly precipitation and temperature; negatively related to pH, Al and Fe in water. In summary, the results provide *H. ocellifer* as an excellent bioindicator in which the species demonstrates reproductive plasticity to maintain in anthropized streams.

**Keywords:** Aluminum, Iron, Mining, Reproduction, Environmental factors

## ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1**-Localização do estado do Pará, com destaque aos pontos de coleta nas microbacias dos riachos/igarapés Parariquara (círculo laranja- ÁREA I) e Potiritá (círculo verde- ÁREA II) na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha tracejada vermelha indica a área de mineração da Hydro. .... 15
- Figura 2**-Análise da proporção sexual por área (A) e período (B) de fêmeas e machos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha preta tracejada representa a precipitação mensal acumulada o asterisco (\*) representa diferenças significativas. ... 22
- Figura 3**-Variação do índice gonadossomático entre áreas e períodos para fêmeas (A e C) e machos (B e D) de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha preta tracejada representa a precipitação mensal acumulada. .... 23
- Figura 4**- Aspectos macro e microscópicos dos Ovários e testículos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. **A**-Indivíduo adulto de *H. ocellifer*; **B**- Imagem macroscópica de ovário maduro; **C**-Imagem macroscópica de testículo maduro; **D**-Ovário imaturo; **E**-Ovário imaturo com detalhe para Oogônias, Oócitos tipo I e II e Nucléolos; **F**-Testículo imaturo; **G**-Testículo imaturo com detalhe para Espermatogonias tipo A e B; **H**-Ovário em maturação; **I**-Ovário em maturação com detalhe para Oócito tipo III; **J**-Testículo em maturação; **K**-Ovário maduro; **L**-Ovário maduro com detalhe para Oócito tipo VI; **M**-Testículo maduro; **N**-Ovário desovado; **O**-Testículo espermiado; **P**-Ovário em repouso. **I**-Oócito tipo I; **II**-Oócito tipo II; **III**-Oócito tipo III; **IV**-Oócito tipo IV; **N**-Núcleo; **nu**-Nucléolos; **POC**-Complexo pós-ovulatório; **OA**-Oócito atresico; **Linha tracejada em amarelo**-Lamelas ovígeras; **SgA**-Espermatogonias A; **SgB**-Espermatogonias B; **Sc**-Espermatócitos; **St**-Espermátides; **Sz**-Espermatozoides; **L**-Lúmen; **Linha tracejada**-Túbulos seminíferos. .... 26
- Figura 5**-Estágios de maturação para fêmeas (A e C) e macho (B e D) de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração (A, B) e sob influência de agropecuária (C, D) na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha preta tracejada representa a precipitação mensal acumulada. .... 27
- Figura 6**-Estimativa de comprimento de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ) para fêmeas e machos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em em riachos nas áreas de mineração (A, B) e sob influência de agropecuária (C, D) na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. .... 28
- Figura 7**-Relação peso-comprimento (A e C) e distribuição dos resíduos proporcionais para fêmeas e machos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração (A, B) e sob influência de agropecuária (C, D) na bacia Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha preta contínua representa os ajustes resultantes dos modelos  $0,00000531 * Cp_{3,47}(A)$  e  $0,0000111 * Cp_{3,25}(C)$ . .... 29



**Figura 8**-Variação do Fator de condição (K) entre áreas e períodos para fêmeas (A e C) e machos (B e D) de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. .... 30

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1-**Variação por período e por área das características físicas e químicas, do habitat físico e hidrológicas dos riachos em área de mineração (AI) e sob influência de agropecuária (AII) no período de maio de 2022 e março de 2023 no município de Paragominas, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos e entre as áreas. ....20
- Tabela 2-**Variação por período e por área das concentrações Al e Fe no músculo de *H. ocellifer*, na água e sedimento dos riachos em área de mineração (AI) e sob influência de agropecuária (AII) no período de maio de 2022 e março de 2023, município de Paragominas, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos e entre as áreas. ....20
- Tabela 3-** Descrição microscópica dos estágios de maturação de fêmeas e machos *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos de áreas antropizadas na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil.....23
- Tabela 4-**Resultados de modelos lineares generalizados (GLM) entre as variáveis ambientais, hidrológicas, metais traços e variáveis físicas e químicas em relação ao IGS de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, Paragominas, Pará, Brasil. ....30
- Tabela 5-**Resultados de modelos lineares generalizados (GLM) entre o IGS e as concentrações de Al e Fe no músculo de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, Paragominas, Pará, Brasil. ....31

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	12
2	OBJETIVOS .....	14
2.1	Objetivo geral .....	14
2.2	Objetivos específicos.....	14
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	15
3.1	Área de estudo .....	15
3.2	Delineamento.....	16
3.3	Coleta e análise de dados abióticos e bióticos.....	16
3.4	Coleta e quantificação e análise de metais na água, sedimento e músculo .....	17
3.5	Microscopia de luz .....	17
3.6	Coleta e Análise de dados da biologia reprodutiva .....	18
4	RESULTADOS.....	19
5	DISCUSSÃO .....	32
6	REFERÊNCIAS.....	35

## 1 INTRODUÇÃO

A bacia Amazônica é um ecossistema aquático extremamente heterogêneo (Sioli, 1984) e que abriga a maior diversidade de peixes de água doce do mundo (Oberdorff *et al.*, 2019). No entanto, nas últimas décadas, essa região tem sido palco de políticas territoriais para atividades econômicas o que vem garantindo a urbanização, industrialização e exploração intensiva da terra e do subsolo (Tritsch e Le Tourneau, 2016; Feng *et al.*, 2017). Contudo, essas atividades geram pressões antropogênicas sobre o ambiente, especialmente sobre os ecossistemas aquáticos, que sofrem com o aumento de ameaças como a fragmentação do habitat e a modificação de rios por barragens, desflorestação, estradas, poluições urbanas, agrícolas, introdução de espécies, sobrepesca e mineração (Castello *et al.*, 2013).

Uma das atividades econômicas é a mineração, que em virtude da constituição geomorfológica destaca o solo amazônico como rico em alumínio (Al) e ferro (Fe) (Kotschoubey *et al.*, 2005). Em consequência, a mineração tem se tornado uma das principais atividades econômicas e o Estado do Pará vem se destacando por apresentar grandes reservas minerais, como a bauxita, fonte natural do alumínio (Costa *et al.*, 2014; Souza-Filho *et al.*, 2016). A bauxita consiste em uma mistura de óxido de alumínio hidratado e outros elementos (Kotschoubey *et al.*, 2005; Angélica *et al.*, 2018) e, durante a sua extração para obtenção do alumínio é gerado um resíduo denominado de lama vermelha, que após vários processos de lavagens, além do Alumínio (Al), também apresenta titânio (Ti), vanádio (V), arsênio (As) (Hyslop e Nesbeth 2012; Bouchoucha *et al.*, 2019) e Cádmio (Cd) (Higgins *et al.*, 2016).

É importante destacar que devido a atividade de mineração, ocorre o aumento das saídas desses metais para o meio ambiente, uma vez que nesse processo ocorre a mobilização de estoques naturais (Lottermoser, 2010). Assim, estes elementos podem ser carregados do solo para o ambiente aquático (Clarck *et al.*, 2015), provocando prejuízos nesses ecossistemas (Lottermoser, 2010). Uma vez liberados nos ecossistemas aquáticos, os metais podem ser dissolvidos para formar íons ou compostos metálicos, suspensos como material particulado ou depositados como sedimentos do leito (Tuna *et al.*, 2007), podendo inclusive, alterar as características física e química da água (Silva *et al.*, 2008). Portanto, apesar da relevância econômica, essa atividade gera impactos ambientais negativos como supressão florestal, redução de fauna e a destruição das camadas subsuperficiais do solo (Bandyopadhyay e Maiti, 2019; Martins *et al.*, 2020).

Outras atividades que vêm sendo amplamente empregadas na região é a de monocultura e pecuária as quais têm provocado sérios problemas ambientais em virtude do uso generalizado de pesticidas organofosforados (Costa, 2018). Desse modo, são observados aumentos da entrada de sedimentos nos cursos d'água, mudanças na características físicas e químicas da água, diminuição da

disponibilidade de abrigos naturais e, até mesmo, redução da diversidade de espécies (Teresa e Casatti, 2012; Cunha e Juen, 2017). Logo, estas ações podem disponibilizar metais, como Al e Fe, para água e promover o rápido aumento de poluentes nesses ecossistemas (Sevcikova et al. 2011), principalmente em pequenos riachos que são altamente vulneráveis às influências antrópicas (Wantzen *et al.*, 2008).

Nesse contexto, uma vez que os metais ou compostos organofosforados atingem os corpos hídricos, estes podem ser bioacumulados nos organismos que vivem nesses ambientes, principalmente os peixes. Essa contaminação pode ocorrer por meio da absorção alimentar, das superfícies respiratórias e absorção epidérmica (Mackay e Fraser, 2000), através de órgãos como brânquias, trato digestório e pele (Kehrig *et al.*, 2011), podendo provocar lesões e alterações hematológicas, cardiovasculares, metabólicas, comportamentais (Gensemer e Playle, 1999; Vieira *et al.*, 2009), e até mesmo comprometer o desempenho reprodutivo (Correia *et al.*, 2010).

Os peixes são considerados bioindicadores de qualidade dos ecossistemas devido à sua capacidade de bioacumular e integrar uma carga contaminante (Malakootian et al., 2016). Assim, o contaminante presente na água passa pelas brânquias, é transportado pelo sangue e acumula em diferentes tecidos (Kehrig *et al.*, 2011), como por exemplo, na musculatura (Pinheiro *et al.*, 2019; Pinheiro *et al.*, 2021). Essa situação gera uma série de implicações, inclusive em relação a saúde humana, devido a capacidade de biomagnificação desses contaminantes ao longo da cadeia trófica (Radomyski *et al.*, 2018).

Nesse cenário, estudos que utilizem peixes como indicadores ecológicos são de suma importância, visto que esses organismos são ectotérmicos e sensíveis a mudanças no ambiente onde vivem, podendo responder de diversas formas aos distúrbios ambientais, por meio de alterações em seu metabolismo, padrões de crescimento, condição, recrutamento e reprodução (Li *et al.*, 2013). Uma das formas de entender também como os peixes estão respondendo a essas mudanças é através da análise e monitoramento dos aspectos da sua biologia reprodutiva, com base em características morfológicas (relação massa-comprimento, fator de condição, proporção sexual) e gonadais (índice gonadossomático, comprimento da primeira maturidade sexual, período reprodutivo, fecundidade e estágios gonadais), principalmente em espécies que não possuem dimorfismo sexual (Rêgo *et al.*, 2008; Lourenço *et al.*, 2012; Souza *et al.*, 2014; Dalzochio e Gehlen, 2016; Mendes *et al.*, 2021).

Os peixes possuem a maior diversidade de estratégias reprodutivas dentre os vertebrados (Helfman *et al.* 2009), resultante da heterogeneidade de caracteres sexuais secundários, morfologia dos oócitos, cuidado parental, além de uma variedade de comportamentos de corte (Vazzoler, 1996). Tais estratégias abrigam uma variedade de táticas reprodutivas, que, tendem a variar de acordo com as intensidades de interações intra e interespecífica ou em resposta a variações ambientais naturais ou

decorrentes de atividade antrópicas que afetam os ecossistemas aquáticos (Wootton, 1992; Souto *et al.*, 2017), podendo também contribuir com informações para o estabelecimento de regras que visem o manejo e conservação de espécies (Winemiller, 2005; Mônaco *et al.*, 2014).

Dentre os organismos que vivem nesses ambientes ressalta a espécie *Hemigrammus ocellifer*, Steindachner, 1882 um caracídeo de pequeno porte (Castro, 1999) que se destaca do ponto de vista econômico por estar na lista de espécies ornamentais, onde é popularmente conhecido como “Torpedinho”, “Olho vermelho”, “Olho-de-fogo”, “Matupiri”, “Tetra” e “Piaba” (Ibama, 2012). Esta espécie pertence à família characidae, uma das famílias mais diversas dentre os peixes neotropicais (Eschmeyer e Fong, 2023), com cerca de 1.100 espécies, esta família representa aproximadamente 58% das espécies dentro dos Characiformes (Nelson, 2006). *H. ocellifer* pode ser encontrado isolado ou em pequenos grupos de até oito indivíduos, alimentando-se frequentemente de partículas suspensas em águas de fluxo lento ou especulando presas entre galhos e raízes próximas às margens (Brejão *et al.* 2013).

Nessa perspectiva, os ambientes aquáticos e os organismos que vivem neles, são capazes de sofrer impactos negativos na presença de metal no organismo, no crescimento ou na reprodução, que podem estar associados a atividade de mineração de bauxita. Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar os fatores abióticos e reprodutivos de *H. ocellifer* em riachos da bacia do Rio Capim que se encontram em áreas de mineração e áreas com influência de agropecuária. Nossa hipótese é que os resíduos provenientes da atividade de mineração e de agropecuária lançados em rios e riachos alteram negativamente as características físico e química da água e influenciam na manutenção ou preservação das espécies de peixes no ambiente.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Avaliar os fatores abióticos e reprodutivos de *H. ocellifer* em riachos da bacia do Rio Capim que se encontram em áreas de mineração e áreas com influência de agropecuária.

### 2.2 Objetivos específicos

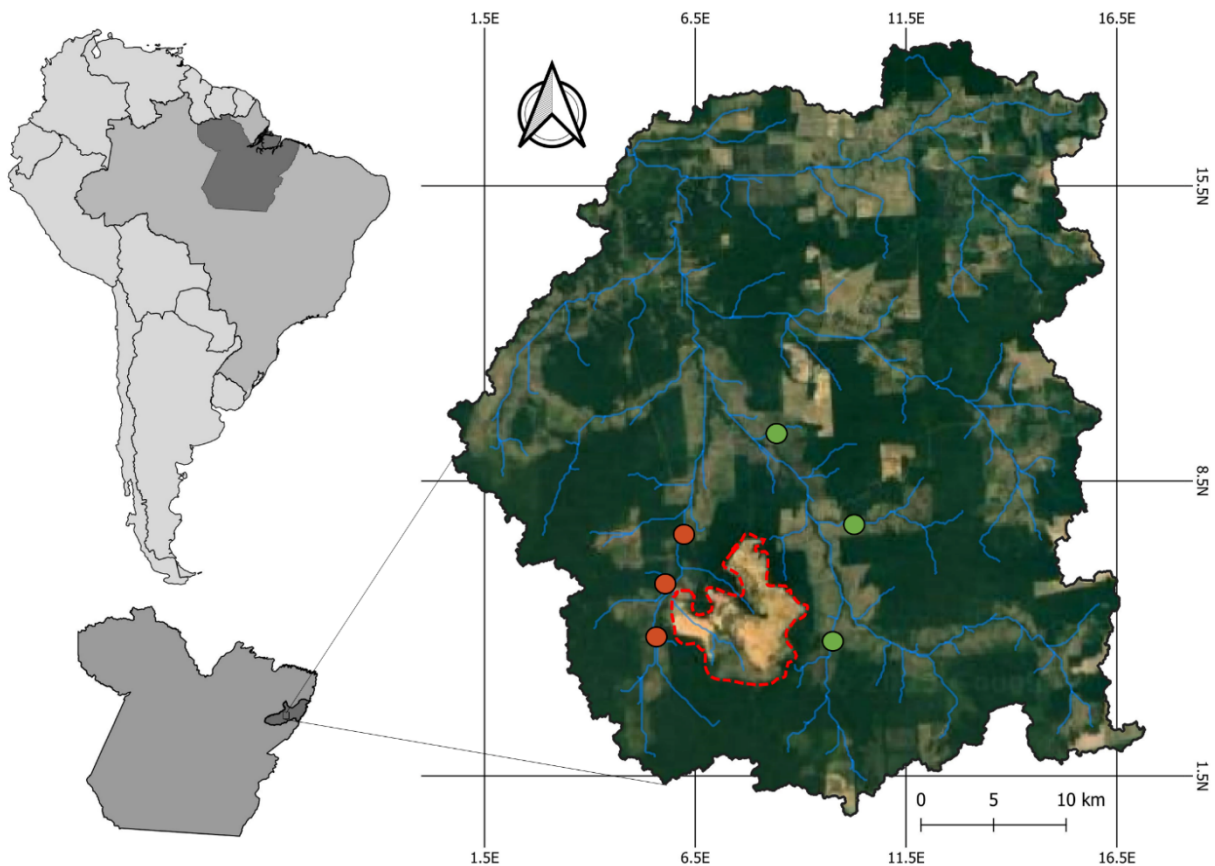
- Avaliar os fatores físico e químico da água;
- Verificar as concentrações de Al e Fe no músculo de *H. ocellifer*, água e sedimento em riachos da bacia do rio capim;

- Caracterizar a biologia reprodutiva de *H. ocellifer* através da análise, da proporção sexual, IGS%, dos estágios de maturação gonadal, L<sub>50</sub>, padrão de crescimento e Fator de condição;
- Relacionar as características ambientais e as concentrações de metais com a biologia reprodutiva de *H. ocellifer*.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no município de Paragominas - PA, Bacia do rio Capim, mesorregião do Nordeste Paraense, Brasil, em duas microbacias pertencentes às drenagens dos igarapés Parariquara e Potiritá respectivamente (Figura 1). A vegetação natural da região é predominada por floresta perene de planície (Barlow *et al.*, 2016). No entanto, atualmente a região é caracterizada pela presença de áreas com pastagens e monoculturas. O clima da região é do tipo tropical úmido, pertencente ao subtipo climático “Am” de acordo com a classificação de Köppen, adaptada por Peel *et al.*, (2007). A temperatura média anual é de 26,3 °C (Bastos *et al.*, 2005), com uma precipitação média anual de aproximadamente 1.800 mm, com um período chuvoso entre os meses de dezembro a maio e período seco entre junho e novembro (Sist e Ferreira, 2007).



**Figura 1**-Localização do Estado do Pará, com destaque aos pontos de coleta nas microbacias dos riachos/igarapés Parariquara (círculo laranja- ÁREA I) e Potiritá (círculo verde- ÁREA II) na bacia

do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha tracejada vermelha indica a área de mineração da Hydro.

### 3.2 Delineamento

As coletas foram realizadas bimestralmente entre maio de 2022 e março de 2023. Foram considerados duas áreas de estudo: Área I (AI)- correspondendo a três pontos situados em uma área da mineração com extração de bauxita. Área II (AII)- correspondendo a três pontos localizados em uma área, sob influência da agropecuária (Figura 1). Para a coleta dos espécimes, em cada ponto foi selecionado um trecho de 150 metros. A fim de evitar que uma campanha interferisse na outra, a cada coleta havia deslocamento a montante ou a jusante. E todas as coletas ocorreram no período de 08:00h às 16:00h, totalizando 8h de esforço amostral por riacho.

### 3.3 Coleta e análise de dados abióticos e bióticos

Para cada área e respectivos pontos de estudo foram mensuradas seis características física e químicas da água, tais como: Oxigênio Dissolvido (%), Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ), pH, Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Turbidez (NTU) e Sólidos totais dissolvidos (ppm), utilizando um Medidor Multiparâmetro Horiba modelo U-50. Também foram avaliadas características da estrutura do hábitat físico dos riachos, tais como profundidade média do canal (cm), largura molhada média do trecho (cm), utilizando um Ecobatímetro Hondex PS-7, e velocidade da corrente ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) através de um fluxômetro da marca Flowatch. Todas as variáveis foram coletadas em três pontos equidistantes ao longo dos 150 metros selecionados para realização do trabalho. Os dados de precipitação mensal acumulada ( $\text{mm}^3$ ) foram fornecidos pela empresa Hydro. Para verificar possíveis diferenças nas características física e químicas da água entre períodos e entre áreas, as variáveis foram verificadas quanto às premissas estatísticas de normalidade e homoscedasticidade, e quando atenderam esses pressupostos foram testadas por meio do teste T de Student, quando não atenderam os pressupostos foram testados por meio do teste U de Mann-Whitney.

A captura dos espécimes de *H. ocellifer* foi realizada com auxílio de redes de mão retangulares de 80 x 60 cm e rede de arrasto de 6 m, ambas com malha de 2 mm entre nós opostos. Os espécimes amostrados foram eutanasiados com doses letais de hidrocloreto de benzocaína (250mg.L). Ainda no local de captura, os espécimes coletados foram mensurados quanto a sua massa total ( $Mt$ ) em g com auxílio de uma balança analítica com precisão de 0.0001 g, e quanto ao seu comprimento padrão ( $Cp$ ) em milímetros, utilizando um paquímetro da marca STARRET com 0.01 mm de precisão.



### 3.4 Coleta e quantificação e análise de metais na água, sedimento e músculo

Para quantificar as concentrações de metais traços como Alumínio (Al) e Ferro (Fe), foram coletadas amostras de sedimento, água e músculo de peixes. As amostras de sedimento foram coletadas a 1m da margem dos riachos, com auxílio de uma draga Van-Veen em aço inox na quantidade de 500g e armazenadas em sacos plásticos. As amostras de água foram coletadas com auxílio de uma garrafa coletora Van-Dorn de policloreto de vinila (PVC), armazenadas em garrafas de polipropileno de 500 ml previamente acidificadas com ácido clorídrico.

Para a coleta de músculo foram selecionados cinco indivíduos de tamanhos semelhantes de cada ponto de captura. De cada indivíduo selecionado foi coletado um fragmento de músculo de aproximadamente de 1,5 cm, que posteriormente, foram utilizadas para a quantificação de metais traços. Após a coleta, os músculos foram armazenados em microtubos tipo eppendorf de 2ml. As amostras de sedimento, água e músculo de peixes que foram utilizadas para quantificação de metais traço foram refrigeradas a 4 °C até as análises dos metais. Todo o procedimento de quantificação metais foi realizado no Laboratório de Análises Químicas da Universidade Federal de Santa Maria (RS), por meio de espectrometria de absorção atômica utilizando técnicas de atomização por chama e forno de grafite, de acordo com a metodologia proposta por Welz e Sperlingo (1999). Para verificar possíveis diferenças nas concentrações de metais entre períodos e entre áreas, as concentrações foram verificadas quanto às premissas estatísticas de normalidade e homoscedasticidade, e quando atenderam esses pressupostos foram testadas por meio de um teste T independente, quando não atenderam os pressupostos foram testados por meio do teste U de Mann-Whitney.

Após a coleta do musculo os espécimes foram fixados em formol a 10% por 48h e posteriormente foram acondicionados em álcool 70%. Em laboratório todos espécimes foram eviscerados, por meio de uma incisão longitudinal na região ventral para a retirada das gônadas, que foram verificadas quanto a sua massa ( $Mg$ ), com precisão de 0.0001 g, e acondicionadas em álcool 70%, para análises microscópicas posteriores.

As coletas foram autorizadas pela licença de número 81469-1, expedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) e regulamentada pelo Comitê de ética para uso animal da Universidade Federal do Pará (UFPA), através do processo de número 8730240222.

### 3.5 Microscopia de luz

Após a fixação, as gônadas foram desidratadas em série crescente de etanol (70% a 100%) e incluídas em Histoiresina (Cordeiro *et al.*, 2019). Posteriormente as gônadas foram seccionadas a 3

um em um micrótomo semi-automático Leica RM2125 e coradas com azul de metileno e azul de toluidina. Por fim, as lâminas foram analisadas e fotografadas em fotomicroscópio Nikon Eclipse Ci-S H550S acoplado a uma câmera Nikon Digital Sight DS-U3, usando software NIS-Elements BR (4.00.07-bit). A definição do sexo e dos estágios de maturação dos espécimes foi realizado com base na presença e na frequência dos diferentes tipos de células da linhagem oocitária e espermatogênica de acordo com a classificação realizada por Mendes *et al.*, (2017) e Viana *et al.*, (2018).

### 3.6 Coleta e Análise de dados da biologia reprodutiva

A proporção entre machos e fêmeas na população foi avaliada tanto para o período de estudo como um todo, como para cada mês amostrados. Diferenças nessa proporção sexual foram obtidas através do teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ), considerando a hipótese nula de que a proporção sexual dessa população não difere de 1:1, conforme proposto por Vazzoler (1996).

O período reprodutivo de *H. ocellifer* foi avaliado através do Índice Gonadossomáticos (IGS %) e a variação da frequência dos estágios de maturação ao longo do período estudado. O IGS foi obtido através da equação:  $IGS\% = (Mg/Mt) * 100$ , onde *Mg* é a massa da gônada e *Mt* é a massa total do indivíduo. Para evidenciar possíveis diferenças entre áreas e períodos os valores de IGS foram verificados quanto às premissas estatísticas de normalidade e homoscedasticidade e foram testados por meio do teste U de Mann-Whitney. Valores de IGS% iguais a zero foram retirados das análises.

A estimativa de tamanho médio de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ), onde 50% dos indivíduos da população estão aptos a reproduzir, foi obtido separadamente para machos e fêmeas através da equação logística  $P = a(1 + e^{(r \cdot (Cp - L_{50}))})^{-1}$ , onde *P* é a proporção de indivíduos adultos; *a* é o coeficiente de proporcionalidade; *r* é o parâmetro de taxa de mudança de fase (de indivíduos juvenis para adultos); *Cp* é o comprimento padrão em mm. Para esta análise foram definidas classes de comprimento com amplitude de 2 mm. A equação foi ajustada através da rotina Solver do *software* Microsoft Office Excel® 2016.

O padrão de crescimento de *H. ocellifer* foi avaliado através da relação peso comprimento dos indivíduos baseado na equação modificada por Huxley (1924),  $Mt = a \cdot Cp^b$ , onde *Mt* é Massa total (g); *Cp* o comprimento padrão; *a* o coeficiente de proporcionalidade, e *b* o coeficiente alométrico.

Os espécimes foram avaliados quanto ao seu fator de condição alométrico (*K*), que foi calculado através da equação  $K = Mt/Cp^b$ , onde *Mt* é a massa corporal total; *Cp* o comprimento padrão e *b* o coeficiente alométrico obtido através da relação peso-comprimento. Para evidenciar possíveis diferenças entre áreas e períodos os valores de *K* foram verificados quanto às premissas estatísticas de normalidade e homoscedasticidade e quando atenderam esses pressupostos foram

testados por meio do teste T de Student, quando não entenderam foram testados por meio do teste U de Mann-Whitney.

Para verificar o efeito das características físicas e químicas (Oxigênio Dissolvido, Condutividade Elétrica, pH, Temperatura, Turbidez e Sólidos totais dissolvidos), características da estrutura do hábitat físico dos riachos (largura molhada, profundidade do canal e velocidade da corrente), e das concentrações de metais (Al e Fe no sedimento e água) na biologia reprodutiva de *H. ocellifer* nas áreas I e II, foram realizados modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição Gamma, utilizando a função de ligação link log (Zuur et al., 2009), tendo o IGS como variável resposta.

Em ambos GLMs a seleção de modelos foi realizada através do critério de informação de Akaike (AIC) (Zuur et al., 2009), onde foram selecionados os modelos que apresentaram menor valor de AIC. Por fim, foi realizado um novo modelo, a fim de verificar possíveis relações entre a atividade reprodutiva e as variáveis selecionadas pelo AIC. As análises foram realizadas separadamente para machos e fêmeas, utilizando as áreas como fator. Todas as análises do presente estudo foram conduzidas considerando um nível de significância de 5%, realizadas no Software R Core Team, versão 4.2.2, utilizando os pacotes MuMIn (Bartoń, 2022), Car (Fox e Weisberg, 2019) e Vegan (Oksanen et al., 2022).

#### 4 RESULTADOS

Em relação as características físicas e químicas, do habitat físico e hidrológicas, foi possível verificar algumas variações entre as áreas ao longo do período amostrado. Para a AI foi evidenciado que oxigênio dissolvido foi maior no período seco ( $W_{(1,17)}=4,5$ ;  $p<0,05$ ). As variáveis turbidez ( $W_{(1,17)}=78,5$ ;  $p<0,05$ ), largura molhada ( $W_{(1,17)}=81,5$ ;  $p<0,05$ ) e velocidade da corrente ( $W_{(1,17)}=72$ ;  $p<0,05$ ) foram maiores no período chuvoso. As variáveis condutividade elétrica ( $W_{(1,17)}=32,5$ ;  $p>0,05$ ), pH ( $T_{(1,17)}=-0,329$ ;  $p>0,05$ ), temperatura ( $T_{(1,17)}=-1,806$ ;  $p>0,05$ ), sólidos totais dissolvidos ( $W_{(1,17)}=32,5$ ;  $p>0,05$ ) e profundidade média do canal ( $W_{(1,17)}=0,888$ ;  $p>0,05$ ) não diferiram entre os períodos estudados. Para a AII, foi evidenciado que a variável oxigênio dissolvido ( $W_{(1,13)}=9$ ;  $p<0,05$ ) foi maior no período seco. As variáveis turbidez ( $W_{(1,13)}=45$ ;  $p<0,05$ ) e velocidade média da corrente ( $W_{(1,13)}=46,5$ ;  $p<0,05$ ) foram maiores no período chuvoso. Por fim, as variáveis condutividade elétrica ( $T_{(1,13)}=-0,726$ ;  $p>0,05$ ), pH ( $T_{(1,13)}=-0,240$ ;  $p>0,05$ ), temperatura ( $T_{(1,13)}=-1,648$ ;  $p>0,05$ ), sólidos totais dissolvidos ( $W_{(1,13)}=1$ ;  $p>0,05$ ), profundidade média do canal ( $W_{(1,13)}=0,24$ ;  $p>0,05$ ), largura molhada ( $W_{(1,13)}=38$ ;  $p>0,05$ ) não diferiram entre os períodos estudados (Tabela 1)

**Tabela 1-**Variação por período e por área das características físicas e químicas, do habitat físico e hidrológicas dos riachos em área de mineração (AI) e sob influência de agropecuária (AII) no período de maio de 2022 e março de 2023 no município de Paragominas, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos e entre as áreas.

Área	Período	OD (mg/L)	CE (g)	pH	T (°C)	TU (NTU)	STD (ppm)	PM (m)	LM (m)	VM (m/s)
AI	Seco	9,208± 1,363 <sup>a</sup>	0,027± 0,002 <sup>a</sup>	4,289± 0,351 <sup>a</sup>	25,605± 0,753 <sup>a</sup>	6,513± 3,189 <sup>a</sup>	0,017± 0,001 <sup>a</sup>	0,717± 0,308 <sup>a</sup>	6,543± 2,113 <sup>a</sup>	0,194± 0,053 <sup>a</sup>
	Chuvoso	7,149± 0,703 <sup>b</sup>	0,026± 0,003 <sup>a</sup>	4,285± 0,316 <sup>a</sup>	25,038± 0,598 <sup>a</sup>	38,118± 59,848 <sup>b</sup>	0,017± 0,002 <sup>a</sup>	0,885± 0,313 <sup>a</sup>	10,675± 3,001 <sup>b</sup>	0,340± 0,158 <sup>b</sup>
AII	Seco	10,151± 1,777 <sup>a</sup>	0,031± 0,004 <sup>a</sup>	4,261± 0,575 <sup>a</sup>	25,379± 0,615 <sup>a</sup>	6,256± 2,234 <sup>a</sup>	0,020± 0,003 <sup>a</sup>	0,869± 0,332 <sup>a</sup>	7,951± 4,076 <sup>a</sup>	0,169± 0,046 <sup>a</sup>
	Chuvoso	8,034± 0,665 <sup>b</sup>	0,029± 0,005 <sup>a</sup>	4,203± 0,352 <sup>a</sup>	24,934± 0,423 <sup>a</sup>	29,231± 51,873 <sup>b</sup>	0,045± 0,069 <sup>a</sup>	0,777± 0,366 <sup>a</sup>	12,162± 12,556 <sup>a</sup>	0,300± 0,129 <sup>b</sup>

**OD**-Oxigênio Dissolvido; **CE**-Condutividade Elétrica; **T**-Temperatura; **STD**-Sólidos Totais Dissolvidos; **TU**-Turbidez; **PM**-Profundidade Média; **LM**-Largura Molhada; **VM**-Velocidade Média da corrente de água.

Em relação as concentrações de Al e Fe no músculo, no sedimento e na água, foram evidenciadas altas concentrações desses metais em ambos os períodos e áreas de estudo. Para a AI, foi evidenciado que Al ( $T_{(1,16)}=-5,102$ ;  $p<0,05$ ) e Fe ( $T_{(1,16)}=-3,471$ ;  $p<0,05$ ) na água apresentaram maiores concentrações no período seco. Fe no musculo foi apresentou maiores concentrações no chuvoso ( $W_{(1,73)}=887$ ;  $p<0,05$ ). Al ( $W_{(1,16)}=59$ ;  $p>0,05$ ) e Fe ( $W_{(1,16)}=52$ ;  $p>0,05$ ) no sedimento e Al no músculo ( $W_{(1,50)}=390$ ;  $p>0,05$ ) não variaram entre os períodos estudados. Para a AII, foi evidenciado que as concentrações de Al na agua foram maiores no período seco ( $W_{(1,16)}=0,1$ ;  $p<0,05$ ). As concentrações de Al ( $W_{(1,45)}=240$ ;  $p<0,05$ ) e Fe ( $W_{(1,82)}=1513,5$ ;  $p<0,05$ ) no músculo e Al no sedimento ( $W_{(1,16)}=72$ ;  $p<0,05$ ) foram maiores no período chuvoso. As concentrações de Fe na água ( $W_{(1,16)}=29$ ;  $p>0,05$ ) e Fe no sedimento ( $W_{(1,16)}=37$ ;  $p>0,05$ ) não diferiram entre ao períodos estudados (Tabela 2).

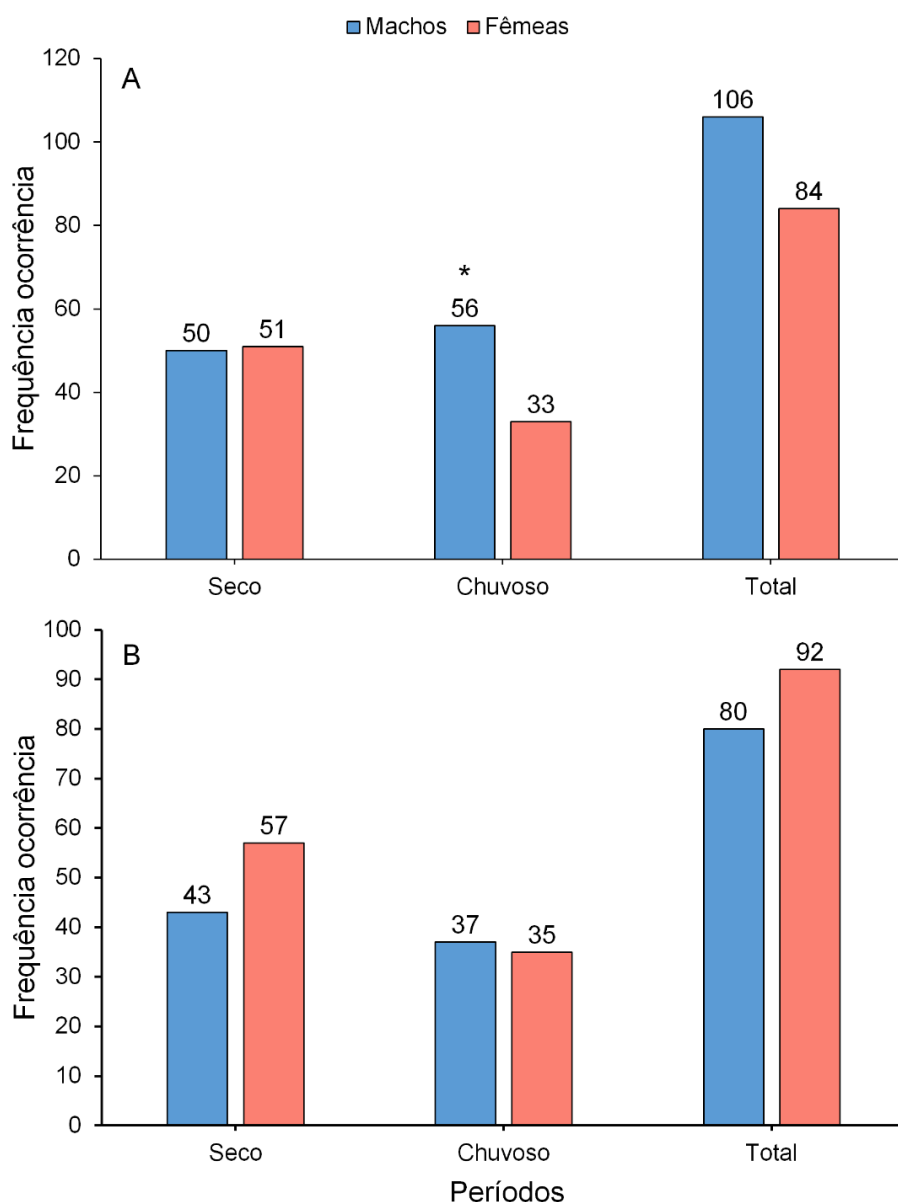
**Tabela 2-**Variação por período e por área das concentrações Al e Fe no músculo de *H. ocellifer*, na agua e sedimento dos riachos em área de mineração (AI) e sob influência de agropecuária (AII) no período de maio de 2022 e março de 2023, município de Paragominas, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos e entre as áreas.

Área	Período	AIA (mg/l)	AlSed (mg/kg)	AlM (mg/kg)	FeA (mg/l)	FeSed (mg/kg)	FeM (mg/kg)
AI	Seco	1,293± 0,320 <sup>a</sup>	7289,527± 5030,439 <sup>a</sup>	297,993± 235,156 <sup>a</sup>	1,680± 0,556 <sup>a</sup>	5641,678± 5122,399 <sup>a</sup>	43,484± 46,221 <sup>a</sup>
	Chuvoso	0,457± 0,374 <sup>b</sup>	12705,073± 6688,779 <sup>a</sup>	405,829± 210,224 <sup>a</sup>	0,944± 0,309 <sup>b</sup>	8351,933± 6713,256 <sup>a</sup>	54,484± 41,741 <sup>b</sup>
AII	Seco	1,353± 0,175 <sup>a</sup>	2657,487± 3650,627 <sup>a</sup>	197,573± 277,287 <sup>a</sup>	1,317± 0,678 <sup>a</sup>	2475,719± 3591,436 <sup>a</sup>	27,855± 13,128 <sup>a</sup>
	Chuvoso	0,339± 0,369 <sup>b</sup>	6620,470± 2638,640 <sup>b</sup>	587,113± 859,139 <sup>b</sup>	0,917± 0,250 <sup>a</sup>	2108,082± 2554,665 <sup>a</sup>	72,299± 61,679 <sup>b</sup>

**AIA**-Alumínio na água; **AlSed**-Alumínio no sedimento; **AlM**-Alumínio no músculo; **FeA**-Ferro na água; **FeSed**-Ferro no sedimento; **FeM**-Ferro no músculo.

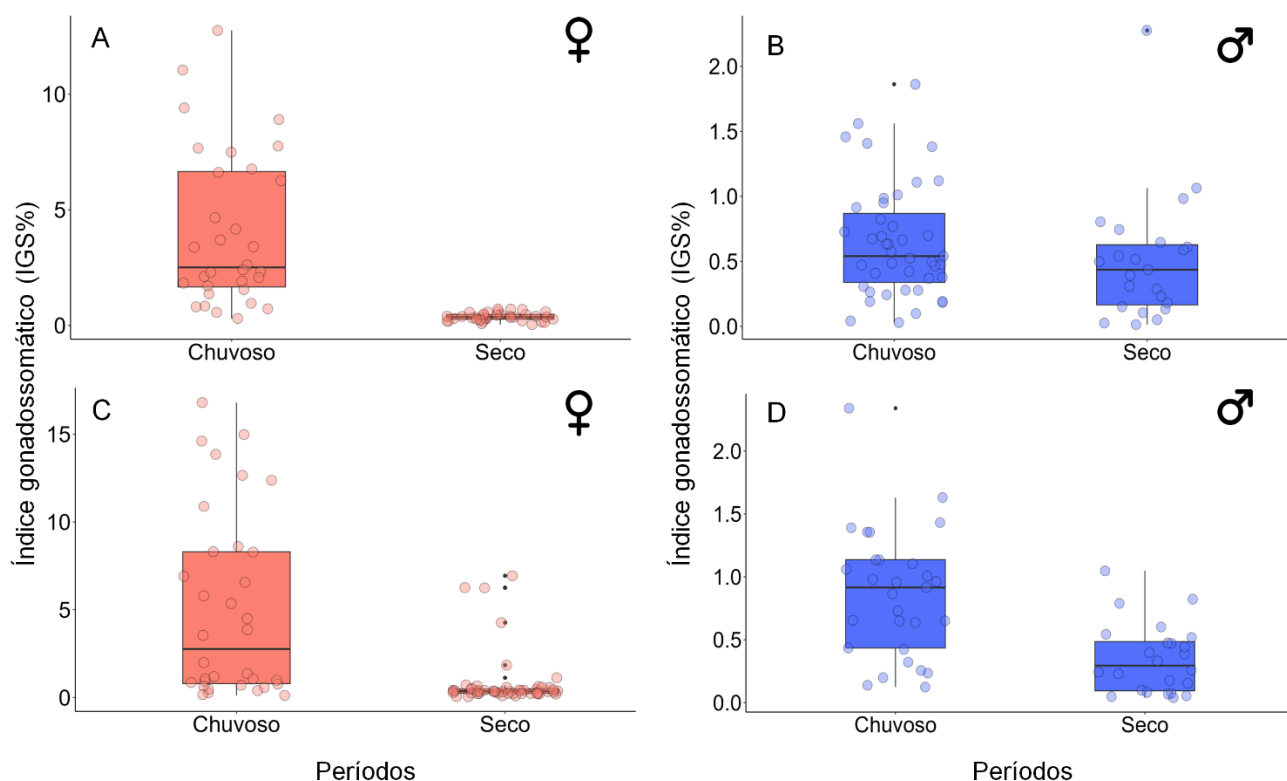
Foram analisados um total de 362 espécimes, sendo 190 indivíduos provenientes da AI e 172 provenientes da AII. Dos 190 espécimes provenientes da AI, 84 eram fêmeas e 106 eram machos. As fêmeas apresentaram comprimento que variou entre 16,01 mm e 34,52 mm (média= 24,08±3,46), enquanto os machos variaram entre 16,09 mm e 32,69 mm (média= 23,68±3,60). Dos 172 indivíduos provenientes da AII, 92 eram fêmeas e 80 eram machos. O comprimento das fêmeas variou entre 17,20 mm e 33,32 mm (média= 25,63±3,59), e os machos variou entre 15,87 mm e 30,70 mm (média= 24,97±3,58).

Para a AI a população de *H. ocellifer* apresentou diferença na proporção sexual entre os períodos ( $\chi^2= 5,94$ ; gl= 1  $p<0,05$ ), onde no período chuvoso houve uma proporção de 1,7 machos para cada fêmea (Figura 2A). No entanto, não foram evidenciadas diferenças na proporção entre os períodos para a AII ( $\chi^2= 0,84$ ; gl= 1  $p<0,05$ ) (Figura 2B).



**Figura 2**-Análise da proporção sexual para AI (A) e AII (B) de fêmeas e machos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha preta tracejada representa a precipitação mensal acumulada o asterisco (\*) representa diferenças significativas.

Em relação a atividade de maturação gonadal, para AI o IGS de fêmeas variou entre os períodos estudados, onde o período chuvoso apresentou maiores valores de IGS ( $W_{(1, 67)} = 1153,5$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 3A). No entanto, para machos o IGS não variou entre os períodos ( $W_{(1, 74)} = 613$ ;  $p > 0,05$ ) (Figura 3B). Para a AII o IGS de fêmeas ( $W_{(1, 85)} = 1537$ ;  $p < 0,05$ ) e machos ( $W_{(1, 51)} = 569$ ;  $p < 0,05$ ) variou entre os períodos estudados, onde o período chuvoso apresentou maiores valores de IGS (Figura 3C e 3D).



**Figura 3-**Variação do índice gonadosomático nas AI (A e B) e AII (C e D) para fêmeas (A e C) e machos (B e D) de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil.

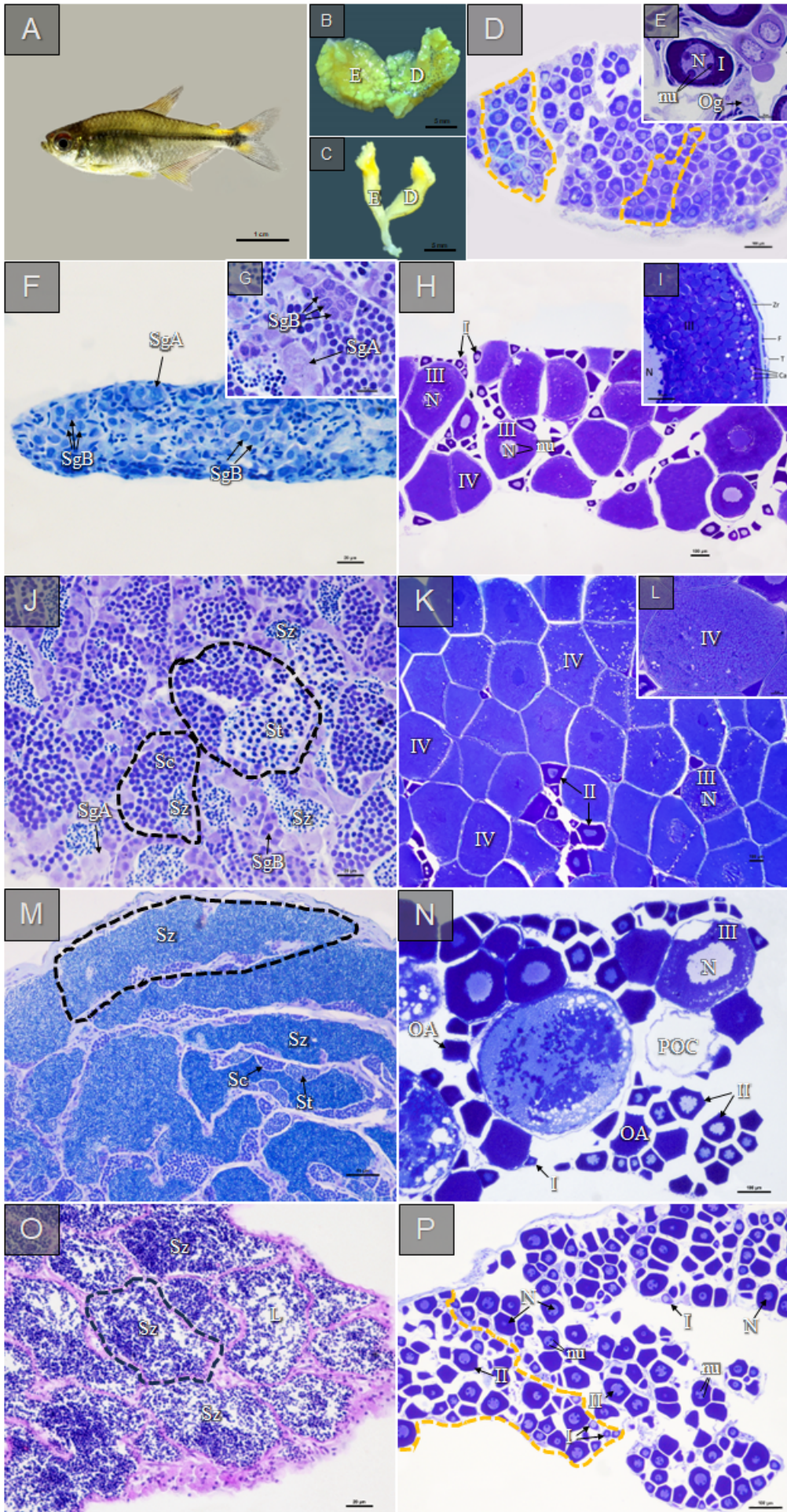
As gônadas de *H. ocellifer* são órgãos pares de aspecto tubular que confluem na porção caudal formando um único ducto (Figura 4 B, C). Em relação aos estágios ovarianos de *H. ocellifer* foram descritos cinco estágios de maturação, imaturo, em maturação, maduro, desovado e repouso. Enquanto para os machos de *H. ocellifer* foram descritos quatro estágios de maturação testicular, imaturo, em maturação, maduro e espermiado (Tabela 3).

**Tabela 3-** Descrição microscópica dos estágios de maturação ovariano e testicular de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos de áreas antropizadas na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil.

<b>Estágios de maturação gonadal</b>	<b>Fêmeas</b>	<b>Machos</b>
Imaturo	Caracterizadas pela presença de lamelas ovígeras contendo numerosas oogônias e oócitos tipo I que apresentaram um citoplasma basófilo e homogêneo com núcleos centrais e nucléolos evidentes (Figura 4D).	Caracterizados pela presença de espermatogônias, dos tipos A e B, envolvidas por uma grande quantidade de tecido conjuntivo (Figura 4E).
Em maturação	Presença de oócitos tipo I, tipo II caracterizado pela presença de	Caracterizados pela presença de túbulos seminíferos, onde no

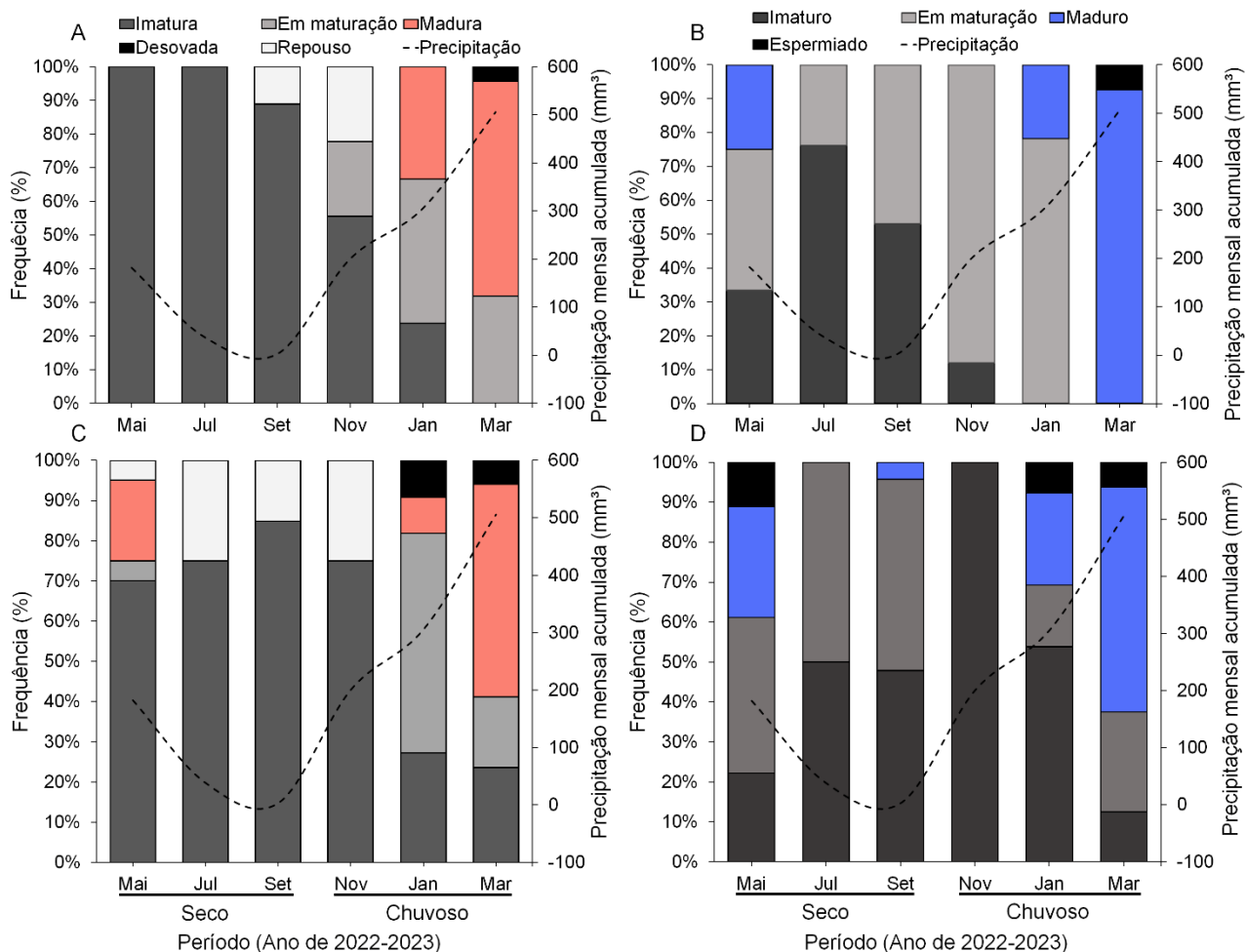
	alvéolos corticais na periferia de célula e tipo III com núcleo central, citoplasma ocupado por grânulos vitelo, alvéolos corticais na periferia da célula e zona radiata (Figura 4F).	interior havia organização de espermatogônias dos tipos A e B, espermatócitos, espermátides e pequena quantidade de espermatozoides no lúmen dos túbulos (Figuras 4G). Entre os túbulos há um tecido intersticial.
Maduro	Há o predomínio de oócitos tipo IV identificados por um citoplasma preenchido por grânulos de vitelo, e núcleo pouco visível na periferia da célula. Era possível encontrar alguns oócitos citados anteriormente (Figura 4H).	Presença de túbulos seminíferos de tamanhos irregulares completamente preenchidos por espermatozoides. As demais células espermatogênicas foram encontradas em menor quantidade (Figura 4I).
Desova/Espermiado	Presença de complexos pós-ovulatórios e alguns oócitos atrésicos. São observados oócitos tipos I e II, alguns oócitos tipo IV (Figura 4J).	Caracterizado por apresentar túbulos com poucos espermatozoides e pequena quantidade das demais células da linhagem espermatogênica. Tecido intersticial com aspecto mais frouxo (Figura 4K).
Repouso	Caracterizado por apresentar um tecido desorganizado, com lamelas ovígeras bem definidas, contendo principalmente oócitos tipo I e II e tecido reticular (Figura 4L).	-



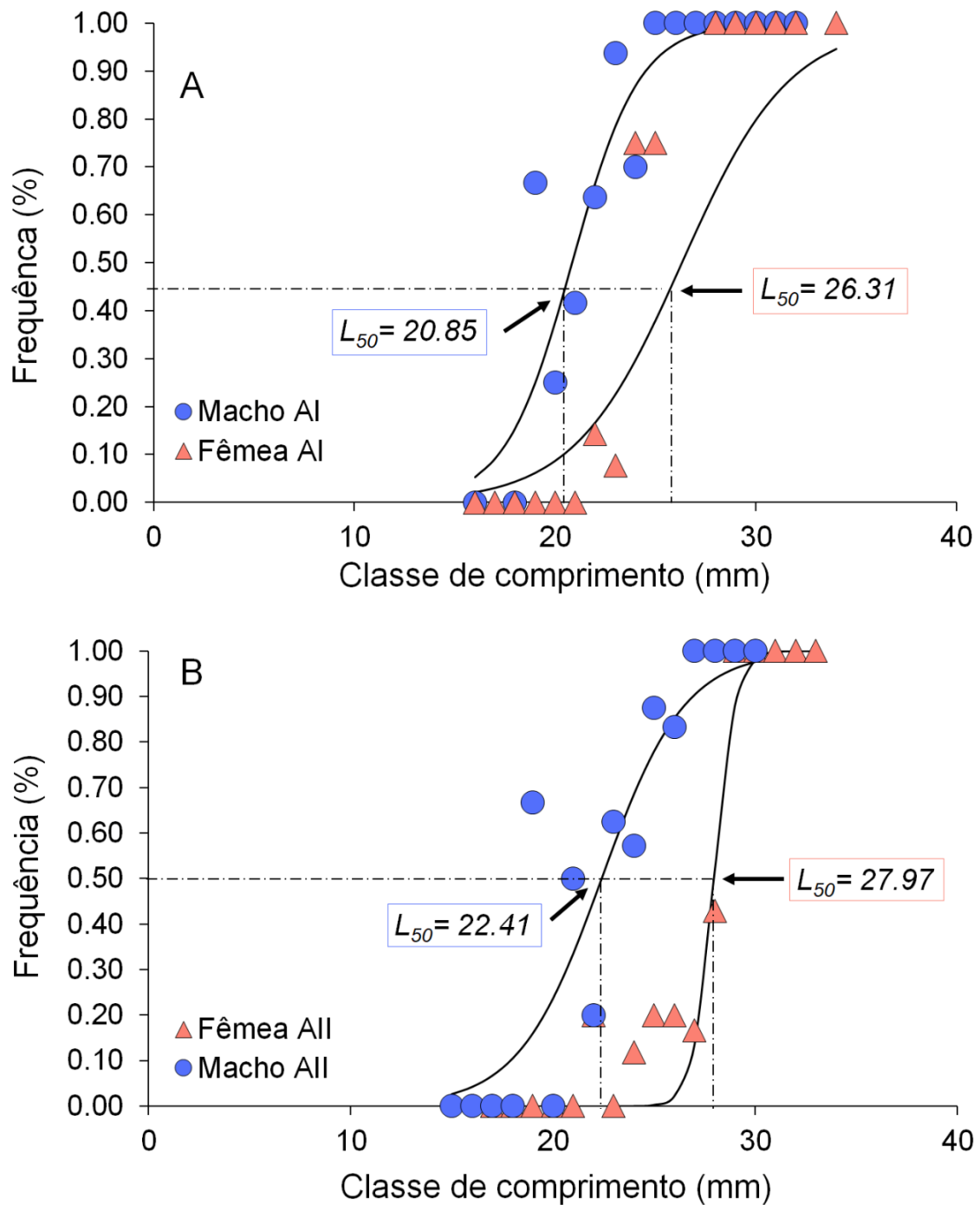


**Figura 4-** Aspectos macro e microscópicos dos Ovários e testículos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. **A-**Indivíduo adulto de *H. ocellifer*; **B-** Imagem macroscópica de ovário maduro; **C-**Imagem macroscópica de testículo maduro; **D-**Ovário imaturo; **E-**Ovário imaturo com detalhe para Oogônias, Oócitos tipo I e II e Nucléolos; **F-**Testículo imaturo; **G-**Testículo imaturo com detalhe para Espermatogonias tipo A e B; **H-**Ovário em maturação; **I-**Ovário em maturação com detalhe para Oócito tipo III; **J-**Testículo em maturação; **K-**Ovário maduro; **L-**Ovário maduro com detalhe para Oócito tipo VI; **M-**Testículo maduro; **N-**Ovário desovado; **O-**Testículo espermiado; **P-**Ovário em repouso. **I-**Oócito tipo I; **II-**Oócito tipo II; **III-**Oócito tipo III; **IV-**Oócito tipo IV; **N-**Núcleo; **nu-**Nucléolos; **POC-**Complexo pós-ovulatório; **OA-**Oócito atrésico; **Linha tracejada em amarelo-**Lamelas ovígeras; **SgA-**Espermatogonias A; **SgB-**Espermatogonias B; **Sc-**Espermatócitos; **St-**Espermátides; **Sz-**Espermatozoides; **L-**Lúmen; **Linha tracejada-**Túbulos seminíferos.

Em relação a frequência dos estágios de maturação na AI, para fêmeas e machos, foi evidenciado a predominância de gônadas maduras no mês de março (fêmeas = 66,67%; machos = 100%), seguido de uma alta frequência de indivíduos imaturos entre os meses de maio (fêmeas = 100%; machos = 33,33%), julho (fêmeas = 100%; machos = 76,19%) e setembro (fêmeas = 88,89%; machos = 52,94%). Fêmeas em maturação foram encontradas nos meses de novembro (22,22%), janeiro (42,86%) e março (33,33%), enquanto machos em maturação foram encontrados em maio (41,67%), julho (23,81%), setembro (47,06%), novembro (88%) e janeiro (79,17%). Fêmeas em repouso só foram evidenciadas nos meses de setembro (11,11%) e novembro (22,22%) (Figura 5A e 5B). Para a AII foi observado predominância de fêmeas e machos maduros no mês de março (fêmeas = 56,25%; machos = 62,5%), seguido de uma predominância de indivíduos imaturos nos meses de maio (fêmeas = 70%; machos = 22,22%), julho (fêmeas = 75%; machos = 50%), setembro (fêmeas = 84,85%; machos = 47,83%) e novembro (fêmeas = 75%; machos = 100%). Houve uma predominância de fêmeas em maturação em janeiro (54,55%), machos em maturação foram predominantes em maio (38,89%), julho (50%) e setembro (47,83%). Por fim, fêmeas com gônadas em repouso foram evidenciadas em maio (5%), julho (25%), setembro (15,15) e novembro (25%) (Figura 5C e 5D).



O tamanho médio de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ), para AI foi diferente entre fêmeas e machos. As fêmeas apresentaram  $L_{50}$  de 26,31 mm, enquanto os machos foram de 20,58 mm (Figura 6A). Para AII as fêmeas apresentaram  $L_{50}$  de 27,97 mm, para os machos o  $L_{50}$  foi 22,41 mm, (Figura 6B). Ao comparar as áreas de estudo a Área I apresentou  $L_{50}$  menor em relação a Área II.

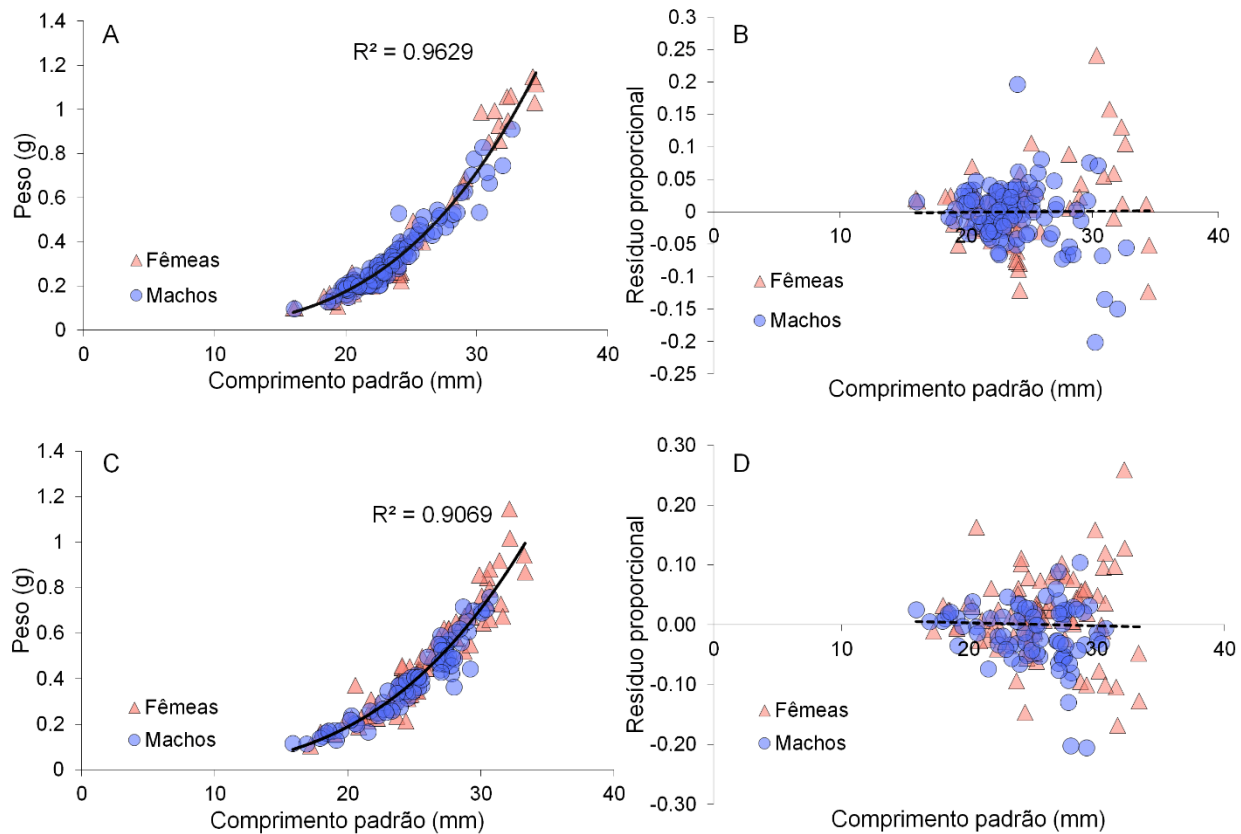


**Figura 6**-Estimativa de comprimento de primeira maturação sexual ( $L_{50}$ ) para fêmeas e machos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração (A, B) e sob influência de agropecuária (C, D) na bacia do Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil.

O padrão de crescimento de *H. ocellifer* baseado na relação peso-comprimento foram semelhantes nas áreas AI e AII. Houve um padrão de crescimento do tipo alométrico positivo ( $b = 3,47$  e  $b = 3,25$ ). Para AI o padrão de crescimento foi representado pelo modelo ( $Mt = 0,00000531 * Cp^{3,47}$ ;  $R^2 = 0,96$ ) (Figura 7A), enquanto em AII o padrão de crescimento foi representado pelo modelo ( $Mt = 0,0000111 * Cp^{3,25}$ ;  $R^2 = 0,91$ ) (Figura 7C). Esse padrão de

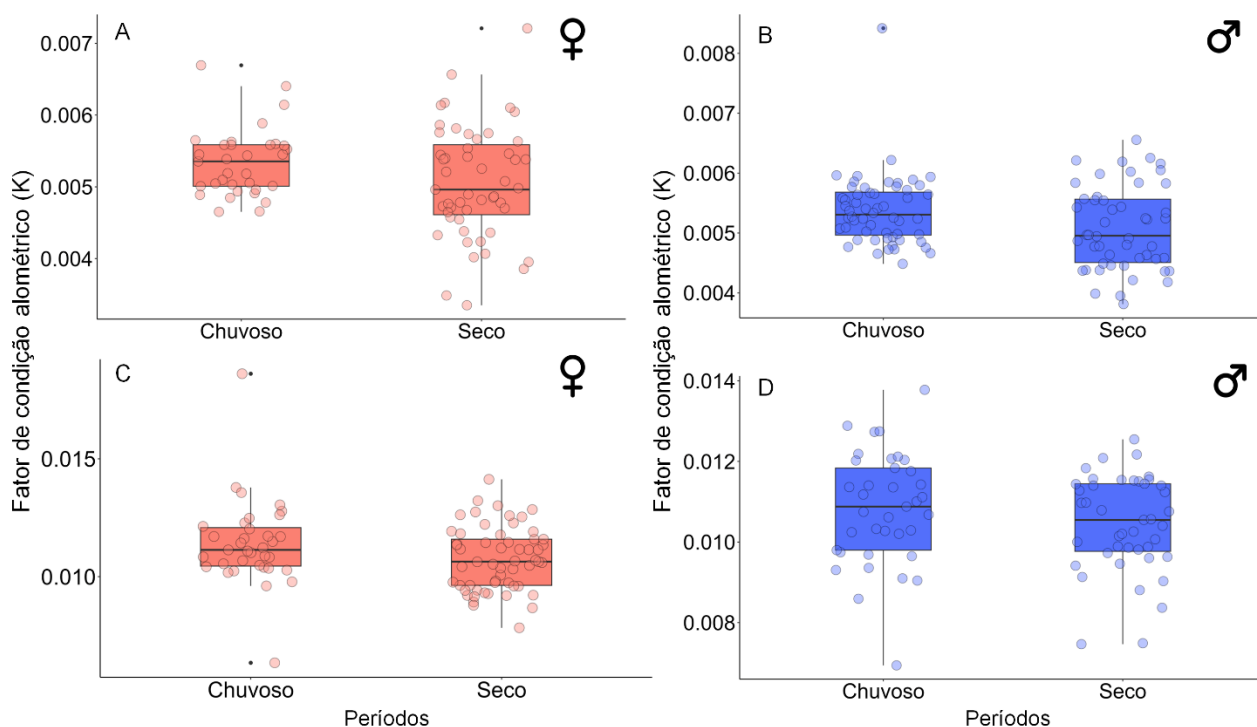


crescimento indica que em ambas as áreas a espécie *H. ocellifer* apresenta um maior incremento em peso em detrimento ao comprimento.



**Figura 7**-Relação peso-comprimento e distribuição dos resíduos proporcionais para fêmeas e machos de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração (A, B) e sob influência de agropecuária (C, D) na bacia Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil. A linha preta contínua representa os ajustes resultantes dos modelos  $0,00000531 * Cp^{3,47}$  (A) e  $0,0000111 * Cp^{3,25}$  (C).

O fator de condição alométrico ( $K$ ) de fêmeas *H. ocellifer*, para a AI não variou entre os períodos amostrados ( $W_{(1, 82)} = 1054$ ,  $p > 0,05$ ) (Figura 8A). No entanto, o  $K$  de machos variou entre os períodos, onde o período chuvoso apresentou maiores valores de  $K$  ( $W_{(1, 104)} = 1763$ ,  $p < 0,05$ ) (Figura 8B). Para a AII os valores de  $K$  de fêmeas ( $W_{(1, 90)} = 1240$ ,  $p > 0,05$ ) e machos ( $T_{(1, 78)} = 1,279$ ,  $p > 0,05$ ) não diferiram entre os períodos estudados.



**Figura 8**-Variação do Fator de condição ( $K$ ) nas AI (A e B) e AII (C e D) para fêmeas (A e C) e machos (B e D) de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia Rio Capim, município de Paragominas, Pará, Brasil.

Em relação ao efeito das características físicas e químicas, características da estrutura do habitat físico dos riachos e das concentrações de metais na biologia reprodutiva de *H. ocellifer*, as variáveis preditoras que compuseram o modelo global foram: Al na água, Fe na água, Al no sedimento, Fe no sedimento, pH, Temperatura da água, Oxigênio dissolvido, Condutividade elétrica, Turbidez, Velocidade da corrente, Largura molhada, precipitação mensal acumulada, sólidos totais dissolvidos, profundidade e as áreas I e II.

De acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC) (AIC=18,00), as variáveis com maior explicação da variação do IGS% de fêmea foram: Al na água, Al no sedimento, Fe na água, interação entre Fe e Al na água, pH, Temperatura da água, largura molhada e precipitação mensal acumulada. Essas variáveis explicaram 68,14% ( $R^2 = 0,6814$ ) da variação do IGS% de fêmeas ( $p < 0,05$ ). Para os machos, o GLM, seguido pelo AIC destacaram as variáveis Al na água, Fe na água, Oxigênio dissolvido, pH, Temperatura da água, Turbidez, precipitação mensal acumulada e Area. Essas variáveis explicaram 64,29% ( $R^2 = 0,6429$ ) da variação do IGS% de machos ( $p < 0,05$ ) (Tabela 4).

**Tabela 4**-Resultados de modelos lineares generalizados (GLM) entre as variáveis ambientais, hidrológicas, metais traços e variáveis físicas e químicas em relação ao IGS de *H. ocellifer* coletados

entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, Paragominas, Pará, Brasil.

Variável resposta	GLM	Variáveis	$\beta$	DP de $\beta$	$t$	$p$
IGS de Fêmeas	$R^2=0,6814$	Al na água	-1,855	0,424	-4,372	<0,005
		Al no sedimento	0,007	0,003	1,942	0,054
		Fe na água	-1,684	0,490	-3,436	0,001
		Al+Fe na água	1,599	0,405	3,949	<0,005
		pH	-1,073	0,218	-4,930	<0,005
		Temperatura da água	0,505	0,178	2,841	0,005
		Largura molhada	-0,061	0,013	-4,674	<0,005
		Precipitação	0,007	0,001	11,353	<0,005
IGS de Machos	$R^2=0,6429$	Fe na água	0,396	0,130	3,048	0,003
		Al na água	-0,471	0,143	-3,293	0,001
		Oxigênio dissolvido	0,316	0,055	5,734	<0,005
		pH	-0,525	0,171	-3,070	0,003
		Temperatura da água	-0,282	0,118	-2,398	0,018
		Turbidez	-0,014	0,002	-5,642	<0,005
		Precipitação	0,006	0,001	11,525	<0,005
Área AII	-0,717	0,159	-4,513	<0,005		

Para a avaliação do efeito das concentrações de Al e Fe no músculo em relação ao IGS de *H. ocellifer*, o GLM, seguindo do AIC (AIC=217,41) indicaram que a variável com melhor explicação da variação do IGS de fêmeas foi somente Al no musculo. Essa variável explicou 17,18% ( $R^2=0,1718$ ) da variação do IGS% ( $p < 0,05$ ). Para os machos, o GLM, seguido pelo AIC também indicaram apenas a variável Al no musculo como variável melhor explicação da variação do IGS. Essa variável explicou 13,47% ( $R^2=0,1347$ ) da variação do IGS% de machos ( $p < 0,05$ ) (Tabela 5).

**Tabela 5**-Resultados de modelos lineares generalizados (GLM) entre o IGS e as concentrações de Al e Fe no músculo de *H. ocellifer* coletados entre maio de 2022 e março de 2023 em riachos nas áreas de mineração e sob influência de agropecuária na bacia do Rio Capim, Paragominas, Pará, Brasil.

Variável resposta	GLM	Metais	$\beta$	DP de $\beta$	$t$	$p$
IGS de Fêmeas	$R^2=0,1718$	Al no Músculo	0,002	0,001	3,716	<0,005

## 5 DISCUSSÃO

No presente estudo em ambas as áreas foram observadas que os fatores abióticos como oxigênio dissolvido e turbidez foram maiores nos períodos seco e chuvoso respectivamente. Isso pode estar ocorrendo devido a antropização local, pois estas atividades podem favorecer mobilização de sedimentos para os cursos d'água (Hornung e Reynolds, 1995; Yusoff *et al.*, 2018), principalmente em período chuvoso resultando em alterações nos fatores físicos e químicos da água. O pH não diferiu entre as áreas e períodos, porém se manteve ácido ao longo do período estudado. Aspectos similares foram encontrados em rios amazônicos antropizadas por mineração (Cunha e Pascoaloto, 2006; Monte *et al.*, 2021; Cantanhêde *et al.*, 2023). Acreditamos que a elevada acidez seja consequência da intensa atividade nos solos para retirada de minérios que desaguam resíduos nos rios e riachos e da decomposição da matéria orgânica que favorece a produção de ácidos húmicos.

Em relação as concentrações de metais, foi verificado que Al e Fe músculo e Al no sedimento apresentaram maiores valores médios no período chuvoso, principalmente na área II. Há relatos que em período de maior intensidade de precipitação os metais são carregados do solo para leito dos riachos (Lefrancq *et al.*, 2014; Meite *et al.*, 2018), o que resulta em altas concentrações desses metais neste período. Em relação as concentrações de Al na água foram encontradas um nível 15 vezes maior ao permitido pelos órgãos regulamentados CONAMA, 2005 e OMS, 2008, que estabelecem uma concentração tolerável de Al dissolvido na água doce em 0,1 mg/L. O Al não possui função biológica aparente nos organismos e não possui vias para sua metabolização e excreção (Fernández-Dávila *et al.*, 2012; Exley e Mold, 2015), o que pode o tornar mais tóxico para os ecossistemas aquáticas (Igbokwe *et al.*, 2019). Desse modo, a presença desse metal pode gerar uma série de implicações, pois em ambiente ácido, o Al pode dissociar-se de suas formas complexadas e originar espécies químicas altamente reativas e tóxicas, como Cloreto de Alumínio, Fluoreto de Alumínio, Sulfato de Alumínio e Citrato de Alumínio (Walton, 2019). Nessa situação o Al aumenta seu potencial de toxicidade, principalmente na região amazônica, que apresenta naturalmente águas acidas (Cunha e Pascoaloto, 2006), podendo afetar a reprodução dos peixes, na fecundidade, viabilidade dos óvulos e espermatozoides, o sucesso da desova, o desenvolvimento das gônadas e a produção de gametas (Vuorinen *et al.*, 2004; Pinheiro *et al.*, 2019; Pinheiro *et al.*, 2020; Pinheiro *et al.*, 2021). Assim acreditamos que *H. ocellifer* por ser endêmico da região amazônica, esteja tolerando as condições do ambiente e seus órgãos reprodutivos ainda se encontram em funcionamento.

Em se tratando da concentração de Fe na água e no músculo de *H. ocellifer* foram observados valores acima dos níveis regulamentados nas resoluções do Conama, 2005 que estabelecem uma



concentração tolerável de Fe dissolvido na água doce em 0,3 mg/L. A concentração de Fe encontrada neste estudo foi até 8 vezes maior aos níveis máximos regulamentados. O Fe é um metal essencial (Shahjahan *et al.*, 2022) que desempenha funções importantes nos organismos aquáticos, sendo componente importante para enzimas, como superóxido dismutase, catalase e citocromo P450s, e proteínas metálicas como, hemoglobina e mioglobina, que atuam no processo de transporte de oxigênio, reações redox, regulação imunológica e metabolismo dos espermatozoides (Paoli *et al.*, 2002 ; Tvrda *et al.*, 2015). Efeitos tóxicos podem ocorrer em resposta às suas deficiências ou concentrações excessivas (Taslina *et al.*, 2022), podendo provocar estresse oxidativo em peixes (Shahjahan *et al.*, 2022), resultando em distúrbios respiratórios, afetar negativamente o crescimento, metabolismo e a reprodução dos organismos (Papanikolaou e Pantopoulos, 2005). Neste estudo não foi observado diferenças de tamanho de *H. ocellifer* entre as áreas de estudo e os animais foram observados em estágios de maturação o que nos leva acreditar na adaptação as condições do ambiente.

Aqui observamos a dinâmica reprodutiva da população de *H. ocellifer* no qual a proporção sexual variou no período chuvoso entre as áreas. Embora seja comum uma proporção de 1:1 no ambiente, esta pode variar ao longo do ciclo de vida das espécies em decorrência das condições ambientais locais como, mortalidade, taxa de crescimento e comportamento (Vazzoler, 1996; Raposo e Gurgel, 2001), e até mesmo por poluentes ambientais desreguladores endócrinos (Mills e Chichester, 2004; Dang *et al.*, 2019), como metais (Vieira *et al.*, 2013; Kida *et al.*, 2016). Desta forma, acreditamos que embora haja diferenças de proporção sexual entre as áreas, os animais ainda podem obter recursos para seu investimento energético, seja em crescimento ou em reprodução.

Em consequência, foi observado que em ambas as áreas *H. ocellifer* apresentou maior intensidade reprodutiva no período chuvoso, onde houve alta frequência de indivíduos maduros. Esse sincronismo com o período chuvoso foi evidenciado em outro caracídeo da região amazônica (Oliveira *et al.*, 2023), e outros peixes neotropicais (López-Rodríguez, *et al.*, 2021; Carvalho *et al.*, 2021). Há estudos que estabelecem esse período com um maior aporte de matéria orgânica para o leito dos canais dos riachos o que permite a formação de ambientes favoráveis à desova, abrigo e alimentação dos peixes juvenis (Kramer, 1978; Casatti, 2005; Röpke *et al.*, 2015; Wootton e Smith, 2015), essenciais para suprir a energia investida na reprodução (Castillo-Rivera *et al.*, 1994). Nesse caso, embora as áreas sejam antropizadas *H. ocellifer* extrai do ambiente condições favoráveis para seu refúgio e manutenção da prole.

Ao analisar o tamanho médio de primeira maturação sexual de *H. ocellifer*, foi verificado que os indivíduos da AI, atingiram maturidade sexual com tamanhos inferiores quando comparado aos indivíduos da AII. Há relatos que a exposição crônica ao AI promova o atraso na maturação sexual de peixes (Paschoalini *et al.*, 2019; Merçon *et al.*, 2021). Contrariamente, observamos que na AI os indivíduos apresentaram uma maturação precoce e esta condição pode ser em resposta ao distúrbio

ambiental ao qual estão acometidos. Um fator que poderia estar associado a essa redução no  $L_{50}$  dos indivíduos da AI é a turbidez, uma vez que foi verificada altas concentrações desse parâmetro nesta área. Isso porque a turbidez pode reduzir a capacidade visual para forrageamento e impedir as trocas de oxigênio, uma vez que os resíduos suspensos revestem as brânquias dos peixes (Utne-Palm, 2002; Chapman *et al.*, 2014). Assim, acreditamos que *H. ocellifer*, principalmente da área AI, em virtude das pressões do ambiente pode estar reproduzindo em tamanhos corporais menores para tentar manter seus estoques.

Em relação ao K, fêmeas e machos de *H. ocellifer* da área AI apresentaram baixos valores, quando comparados com indivíduos da área AII. K é frequentemente utilizado para expressar o bem-estar geral dos peixes (Bolger e Connolly, 1989). Esses resultados podem indicar que essa redução no K de *H. ocellifer* da área AI seja uma resposta ao ambiente antrópico. Estudos descreveram a relação negativa entre metais e K de peixes (Bervoets e Blust, 2003, Mariussen *et al.*, 2017), como forma de compensar o desempenho reprodutivo (Lima-Junior e Goitein, 2006). Ao analisar ocorrência e frequência dos estágios de maturação, essa compensação no desempenho reprodutivo fica ainda mais evidente, pois foram observados altas frequências de indivíduos maduros nessa área, contudo, essa compensação é refletida da redução dos valores de K (Vazzoler, 1996). Sendo assim, o que poderia explicar essa redução nos valores de K, é que esses indivíduos podem estar alocando energia e direcionando-a para o desempenho reprodutivo.

No presente estudo, o efeito das variáveis ambientais foi evidente para fêmeas e machos de *H. ocellifer*. Para ambos os sexos, o aumento da atividade reprodutiva, expressada pelo aumento nos valores de IGS%, coincidiram com o período chuvoso, corroborando a ideia que a precipitação é um fator importante para reprodução de peixes na região amazônica (Kramer, 1978; Winemiller, 2008; Wootton e Smith, 2015). Outro fator que também foi importante nos modelos de ambos os sexos foi a temperatura, similar ao observado por outros autores (Larsen *et al.*, 2011). Há relatos que a temperatura do ambiente afeta diretamente as taxas metabólicas dos peixes, influenciando o seu desempenho reprodutivo (Vagner *et al.*, 2019), garantindo o início do desenvolvimento das gônadas, o que resulta em eventos de desova quando os limites da temperatura da água são atingidos (Olden e Naiman, 2010). Apesar de ser um fator importante para a reprodução de peixes, a relação entre atividade reprodutiva de peixes e a temperatura é frequentemente relatada para peixes de rios de regiões com clima temperado (Migaud *et al.*, 2010). Em se tratando da região amazônica, em virtude das mudanças climáticas, acreditamos que a temperatura e precipitação são fatores relevantes para a dinâmica reprodutiva dos animais, em especial, em *H. ocellifer*.

A partir das análises por GLM alguns fatores contribuíram para avaliar a condição reprodutiva de *H. ocellifer* seja de modo positivo ou negativo. Neste caso, está o pH da água que em baixos valores causam efeito prejudicial para reprodução de peixes (Mount, 1973; Forsgren *et al.*, 2013); o

oxigênio dissolvido cujo fator é importante para biologia reprodutiva de peixes (Pauly e Cheung, 2017); o Al e Fe que interferem negativamente nos valores de IGS tanto de fêmeas, como de machos de *H. ocellifer*. Dados também observados em outras espécies de peixes neotropicais (Paschoalini *et al.*, 2019; Merçon *et al.*, 2021; Narcizo *et al.*, 2021). Há relatos que na presença de metais há alterações na produção de hormônios que modulam o eixo hipotálamo-hipófise-gonadal (Correia *et al.*, 2010; Kida *et al.*, 2016, ) e os processos metabólicos relacionados à reprodução (Vieira *et al.*, 2013). Em nosso estudo não avaliamos perfil fisiológico reprodutivo, mas somente as características gonadais de *H. ocellifer* no qual o IGS não apresenta alterações.

Em síntese, foram observadas *H. ocellifer* provenientes de riachos em duas áreas de estudos que possuem diferentes atividades antrópicas, onde a área AI demonstrou maiores níveis de metal ao comparar com a AII o que resultou na redução do  $L_{50}$  dos indivíduos. Além disso, para garantir o sucesso reprodutivo, houve maiores gastos energéticos que foram expressos através de baixos valores de K nos indivíduos da área AI, enquanto os metais Al e Fe na água apresentaram efeito negativo nos valores de IGS dos indivíduos da área AI. Por fim, os resultados obtidos no presente estudo refletem *H. ocellifer* um excelente bioindicador no qual a espécie demonstra plasticidade reprodutiva para se manter em riachos antropizados. Desse modo, é de suma importância a elaboração de estratégias que visem o manejo e a conservação de espécies de peixes, sobretudo, de espécies que habitam áreas que estão constantemente sob o efeito de atividades antrópicas.

## 6 REFERÊNCIAS

ANGÉLICA, R. S; KAHN, H; PAZ, S. P. A. A proposal for bauxite quality control using the combined Rietveld - Le Bail - Internal Standard PXRD method – Part 2: Application to a gibbsite bauxite from the Paragominas region, northern Brazil. **Minerals Engineering**. v. 122, p. 148-155, 2018.

BANDYOPADHYAY, S; MAITI, S. K. Evaluation of ecological restoration success in mining-degraded lands. **Environmental Quality Management**. v. 29, n. 1, p. 89-100, 2019.

BASTOS, T. X; PACHECO, N. A; FIGUEIRÊDO, R. D. O; SILVA, G. (2005). Características agroclimáticas do município de Paragominas. Documentos, 228. Belém: **Embrapa Amazônia Oriental**. 2005. 24p.

BARTÓN, K. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. 2022. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=MumIn>

BARLOW, J. *et al.*, Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**. v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016.

BERVOETS, L; BLUST, R. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. **Environmental pollution**. v. 126, n. 1, p. 9-19, 2003.

BOUCHOUCHA, M. *et al.*, Trace element contamination in fish impacted by bauxite red mud disposal in the Cassidaigne canyon (NW French Mediterranean). **Science of the Total Environment**. v. 690, p.16-26, 2019.

BOLGER, T.; CONNOLLY, P. L. The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. **Journal of Fish Biology**. v. 34, n. 2, p. 171-182, 1989.

BREJÃO, G. L; GERHARD, P; ZUANON, J. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. **Neotropical Ichthyology**. v. 11, n. 2, p. 361-373, 2013.

CANTANHÊDE, S. M. *et al.*, Distribution of metals in different environmental compartments and oxidative stress biomarkers in *Bryconops caudomaculatus* (Osteichthyes: Characiformes) from a bauxite mining area in the Eastern Amazon. **Environmental Research**. v. 216, p. 114391, 2023.

CARVALHO, I. F. D. S; CANTANHÊDE, L. G; DINIZ, A. L. C; CARVALHO-NETA, R. N. F; ALMEIDA, Z. D. S. D. Reproductive biology of seven fish species of commercial interest at the Ramsar site in the Baixada Maranhense, Legal Amazon, Brazil. **Neotropical Ichthyology**. v. 19, 2021.

CASTRO, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais, In: CARAMASCHI, E. P; MAZZONI, R; P. R. PERES-NETO (Eds). Ecologia de Peixes de Riachos. **Série Oecologia Brasiliensis**. v. VI, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, p. 139-155.

CASTELLO, L. *et al.*, The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems, **Conserv. Lett.** V. 6, p. 217–229, 2013.

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**. v. 5, p. 75-83, 2005.

CHAPMAN, J. M. *et al.*, Clear as mud: a meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures. **Water research**. v. 56, p. 190-202, 2014.

COSTA, L. G. Organophosphorus compounds at 80: some old and new issues. **Toxicological Sciences**. v. 162, n. 1, p. 24-35, 2018.

COSTA, M. L; CRUZ, G. S; ALMEIDA, H. D. F; POELLMANN, H. On the geology, mineralogy and geochemistry of the bauxite-bearing regolith in the lower Amazon basin: Evidence of genetic relationships. **Journal of Geochemical Exploration**. v. 146, p. 58-74, 2014.

CORDEIRO, J. G; MAXIMINO, C; SIQUEIRA-SILVA, D. H. Histological staining of fish gonadal tissue. **Protocols**. 2019.

CORREIA, T. G; NARCIZO, A. D. M; BIANCHINI, A; MOREIRA, R. G. Aluminum as an endocrine disruptor in female Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**. v. 151, n.4, p. 461-466, 2010.

CUNHA, H. B; PASCOALOTO, D. Hidroquímica dos rios da Amazônia. 2006.

- CUNHA, E. J; JUEN, L. Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. **Journal of Insect Conservation**. v. 21, p.111-119, 2017.
- DANG, Z. C; KIENZLER, A. Changes in fish sex ratio as a basis for regulating endocrine disruptors. **Environment International**. v. 130, p. 104928, 2019.
- ESCHMEYER, W. N; FONG, J. D. 2023. Species by family/subfamily. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>. Acessado: 05/02/2024.
- EXLEY, C; MOLD, M. J. The binding, transport and fate of aluminium in biological cells. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**. v. 30, p. 90-95, 2015.
- FENG, Y; LU, D; MORAN, E. F; DUTRA, L. V; CALVI, M. F; OLIVEIRA, M. A. F. Examining spatial distribution and dynamic change of urban land covers in the Brazilian Amazon using multitemporal multisensor high spatial resolution satellite imagery. **Remote Sensing**. v. 9, n. 4, p. 381, 2017.
- FERNÁNDEZ-DÁVILA, M. L. *et al.*, Aluminum-induced oxidative stress and neurotoxicity in grass carp (Cyprinidae-*Ctenopharingodon idella*). **Ecotoxicology and environmental safety**. v. 76, p. 87-92, 2012.
- FISHER, R. A. The general sampling distribution of the multiple correlation coefficient. **Proceedings of the Royal Society of London**. Series A, Containing Papers of a Mathematical and Physical Character. v. 121, n. 788, p. 654-673, 1928.
- FORSGREN, E; DUPONT, S; JUTFELT, F; AMUNDSEN, T. Elevated CO<sub>2</sub> affects embryonic development and larval phototaxis in a temperate marine fish. **Ecology and evolution**. v. 3, n. 11, p. 3637-3646, 2013.
- FOX, J, WEISBERG. S. An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. 2019. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion> GENSEMER, R. W; PLAYLE, R. C. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. **Critical reviews in environmental science and technology**. v. 29, n. 4, p. 315-450, 1999.
- HELFMAN, G. S; COLLETTE, B. B; FACEY, D. E; BOWEN, B. W. **The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology**. John Wiley & Sons, 2009.
- HIGGINS, D; CURTIN, T; PAWLETT, M; COURTNEY, R. The potential for constructed wetlands to treat alkaline bauxite-residue leachate: Phragmites australis growth. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 23, p. 24305-24315, 2016.
- HUXLEY, J. S. 1924. Constant Differential Growth-Ratios and their Significance. **Nature**. v. 114, n. 2877, p. 895-896, 1924.
- HORNUNG, M; REYNOLDS, B. The effects of natural and anthropogenic environmental changes on ecosystem processes at the catchment scale. **Trends in ecology & evolution**. v. 10, n. 11, p. 443-449, 1995.

- HYSLOP, E. J; NESBETH, D. A. The effects of bauxite/alumina waste on the composition of the macroinvertebrate community of the Rio Cobre, a major river in Jamaica. **Biota Neotropica**. v. 12, n. 2, p. 33-39, 2012.
- IBAMA. *In*: Instrução Normativa Interministerial nº1, de 3 de janeiro de 2012. 2012. Peixes de captura para fins ornamentais. **Diário Oficial da União**: Seção1, 3:26-42.
- IGBOKWE, I. O; IGWENAGU, E; IGBOKWE, N. A. Aluminium toxicosis: a review of toxic actions and effects. **Interdisciplinary toxicology**. v. 12, n. 2, p. 45, 2019.
- KIDA, B. M. SILVA; ABDALLA, R. P; MOREIRA, R. G. Effects of acidic water, aluminum, and manganese on testicular steroidogenesis in *Astyanax altiparanae*. **Fish physiology and biochemistry**. v. 42, p. 1347-1356, 2016.
- KOTSCHOUBEY, B; CALAF, J. M. C; LOBATO, A. C. C; LEITE, A. S; AZEVEDO, C. H. D. Caracterização e gênese dos depósitos de bauxita da Província Bauxitífera de Paragominas, noroeste da bacia do Grajaú, nordeste do Pará/oeste do Maranhão. **Caracterização de depósitos minerais em distritos mineiros da Amazônia**. p. 687-782, 2005.
- KEHRIG, H. A; MALM, O; PALERMO, E. F; SEIXAS, T. G; BAÊTA, A. P; MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**. v. 34, p. 377-384, 2011.
- KRAMER, Donald L. Reproductive seasonality in the fishes of a tropical stream. **Ecology**. v. 59, n. 5, p. 976-985, 1978.
- KRUSKAL, W. H. WALLIS, W. A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American statistical Association**. v. 47, n. 260, p. 583-621, 1952.
- LARSEN, S. V; IMSLAND, A. K, LOHNE, P; PITTMAN, K; FOSS, A. Stepwise temperature regulation and its effect on growth, feeding and muscle growth patterns of juvenile Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus L.*). **Aquaculture International**. v.2, n.19, p. 825-837, 2011.
- LEFRANCQ, M; PAYRAUDEAU, S; GARCÍA, V. A. J; MAILLARD, E; MILLET, M; IMFELD, G. Fungicides transport in runoff from vineyard plot and catchment: contribution of non-target areas. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 21, p. 4871-4882, 2014.
- LI, J; DONG, S; PENG, M; YANG, Z; LIU, S; LI, X; ZHAO, C. Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin. **Ecological Indicators**. v. 34, p. 94-102, 2013.
- LIMA-JUNIOR, S. E; GOITEIN, R. Fator de condição e ciclo gonadal de fêmeas de *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) no Rio Piracicaba (SP, Brasil). **Boletim do Instituto de Pesca**. São Paulo, v. 32. n. 1, p. 87-94, 2006.
- LÓPEZ-RODRÍGUEZ, N. C; LEÃO, A. H; ROCHA, R. M; PRUDENTE, B. S; MONTAG, L. F. Environmental influence on the reproductive strategy of *Helogenes marmoratus* (Siluriformes: Cetopsidae) in the Amazonian streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, 2021.

- LOURENÇO, L.S; FERNANDES, I. M; SÚAREZ, Y. R. Spatial and temporal variation in population structure of *Hemigrammus marginatus* (Characiformes: Characidae) in streams of the Ivinhema River Basin, **Brazil. Zoologia.** v. 29, n. 4, p. 300-307, 2012.
- LOTTERMOSER, B. G. 2010. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts, **Third Edition.** Springer, Berlin, Heidelberg, 400 pp.
- MACKAY, D. FRASER, A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environmental pollution.** v. 110, n. 3, p. 375-391, 2000.
- MALAKOOTIAN, M; MORTAZAVI, M. S; AHMADI, A. Heavy metals bioaccumulation in fish of southern Iran and risk assessment of fish consumption. **Environmental Health Engineering and Management Journal.** v. 3, n. 2, p. 61-68, 2016.
- MARIUSSEN, E; HEIER, L. S; TEIEN, H. C; PETTERSEN, M. N; HOLTH, T. F; SALBU, B; ROSSELAND, B. O. Accumulation of lead (Pb) in brown trout (*Salmo trutta*) from a lake downstream a former shooting range. **Ecotoxicology and environmental safety.** v. 135, p. 327-336, 2017.
- MARTINS, W. B. R. *et al.*, Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. **Ecological Engineering.** v. 145, p. 105707, 2020.
- MANN, H. B; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **The annals of mathematical statistics.** p. 50-60, 1947.
- MERÇON, Julia *et al.* Evidence of reproductive disturbance in *Astyanax lacustris* (Teleostei: Characiformes) from the Doce River after the collapse of the Fundão Dam in Mariana, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research.** v. 28, p. 66643-66655, 2021.
- MIGAUD, H. D. A; TAYLOR, J. F. Current knowledge on the photoneuroendocrine regulation of reproduction in temperate fish species. **Journal of fish biology.** v. 76, n. 1, p. 27-68, 2010.
- MILLS, L. J; CHICHESTER, C. Review of evidence: are endocrine-disrupting chemicals in the aquatic environment impacting fish populations? **Science of the total environment.** v. 343, n. 1-3, p. 1-34, 2005.
- MEITE, F; ALVAREZ-ZALDÍVAR, P; CROCHET, A; WIEGERT, C; PAYRAUDEAU, S; IMFELD, G. Impact of rainfall patterns and frequency on the export of pesticides and heavy-metals from agropecuária soils. **Science of the Total Environment.** v. 616, p. 500-509, 2018.
- MENDES, Y. A; FERREIRA, M. A. P; LOBATO, C. M. C; SILVA, G. M. F; MONTAG, L. F. A; ROCHA, R. M. Características reprodutivas de lúcio-caracídeos *Boulengerella cuvieri* (Ctenoluciidae) no médio rio Xingu, Amazônia Oriental. **Journal of Fish Biology.** v. 91, n. 1, p. 346-353, 2017.
- MENDES, Y. A. *et al.* Oogenesis and expression of PCNA and vitellogenin in *Geophagus* native to the Amazon basin in pre-and post-hydroelectric dam periods. **Animal Reproduction Science.** v. 247, p. 107150, 2022.

- MÔNACO, I. A; SÚAREZ, Y. R; LIMA-JUNIOR, S. E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, v. 36, n. 2, p. 181-188, 2014.
- MOUNT, Donald I. Chronic effect of low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. **Water Research**. v. 7, n. 7, p. 987-993, 1973.
- MONTE, C. N. *et al.*, The physical-chemical characteristics of surface waters in the management of quality in clearwater rivers in the Brazilian Amazon. **Water Policy**. v. 23, n. 5, p. 1303-1313, 2021.
- NELSON, J. S. Fishes of the World. 4 edition. New York: **John Wiley & Sons Inc**. 2006.
- OKSANEN, J; BLANCHET, F. G; FRIENDLY, M; KINDT, R; LEGENDRE, P; Mc GLINN, D. *et al.*, Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4. 2022. <https://CRAN.Rproject.org/package=vegan>
- OBERDORFF *et al.*, 2019. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. **Science Advances**. v. 5, n. 9, p. eaav 8681, 2019.
- OLIVEIRA, A. E. P; MONTAG, L. F. A; ROCHA, R. M; LÓPEZ-RODRÍGUEZ, N. C; PRUDENTE, B. S. Environmental predictors of the life history of the flag tetra *Hyphessobrycon heterorhabdus* (Characiformes: Characidae) in streams of the Eastern Amazon. **Neotropical Ichthyology**. v. 21, p. e220094, 2023.
- OLDEN, J. D; NAIMAN, R. J. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. **Freshwater Biology**. v. 55, n. 1, p. 86-107, 2010.
- PAOLI, M; MARLES-WRIGHT, J; SMITH, A. N. N. Structure–function relationships in heme-proteins. **DNA and cell biology**. v. 21, n. 4, p. 271-280, 2002.
- PAPANIKOLAOU, G; PANTOPOULOS, K. Iron metabolism and toxicity. **Toxicology and applied pharmacology**. v. 202, n. 2, p. 199-211, 2005.
- PAULY, D; CHEUNG, W. W. L. Sound physiological knowledge and principles in modeling shrinking of fishes under climate change. **Global change biology**. v. 24, n. 1, p. e15-26, 2017.
- PASCHOALINI, A. L; SAVASSI, L. A; ARANTES, F. P; RIZZO, E; BAZZOLI, N. Heavy metals accumulation and endocrine disruption in *Prochilodus argenteus* from a polluted neotropical river. **Ecotoxicology and environmental safety**. v. 169, p. 539-550, 2019.
- PEEL, M. C; FINLAYSON, B. L; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**. v. 4, n. 2, p. 439-473, 2007.
- PINHEIRO, J. P. S; ASSIS, C. B; MUÑOZ-PEÑUELA, M; JÚNIOR, F. B; CORREIA, T. G; MOREIRA, R. G. Water temperature and acid pH influence the cytotoxic and genotoxic effects of aluminum in the freshwater teleost *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae). **Chemosphere**. v. 220, p. 266-274, 2019.



- PINHEIRO, J. P. S; ASSIS, C. B; SANCHES, E. A; MOREIRA, R. G. Aluminum, at an environmental concentration, associated with acidic pH and high water temperature, causes impairment of sperm quality in the freshwater teleost *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae). **Environmental Pollution**. v. 262, p. 114252, 2020.
- PINHEIRO, J. P. S; LIMA, J; DE ASSIS, C. B; BRANCO, G. S., GOMES, A. D. O; MOREIRA, R. G. Paternal exposure to aluminum, acidity, and temperature affect fatty acid seminal profile, embryonic and larval development of *Astyanax altiparanae*. **Chemosphere**. v. 266, p. 128935, 2021.
- RAPOSO, R. M. G; GURGEL, H. C. B. Estrutura populacional de *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1860 (Pisces, Serrasalminidae) da lagoa de Extremoz, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 23, p. 409-414, 2001.
- RADOMYSKI, A; LEI, K; GIUBILATO, E; CRITTO, A; LIN, C; MARCOMINI, A. Bioaccumulation of trace metals in aquatic food web. A case study, Liaodong Bay, NE China. **Marine pollution bulletin**. v. 137, p. 555-565, 2018.
- RÊGO, A. C. L; PINESE, O. P; MAGALHÃES, P. A; PINESE, J. F. Relação peso-comprimento para *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) e *Leporinus friderici* (Bloch, 1794) (Characiformes) no reservatório de Nova Ponte - EDPA de Galheiro, rio Araguari, MG. **Revista Brasileira de Zootecias**. v. 10, p. 13-21, 2008.
- RÖPKE, C. P; AMADIO, S. A; WINEMILLER, K. O; ZUANON, J. Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. **Journal of Fish Biology**. v. 89, n. 1, p. 194-212, 2016.
- SEVCIKOVA, M; MODRA, H; SLANINOVA, A; SVOBODOVA, Z. Metals as a cause of oxidative stress in fish: a review. **Veterinárni medicína**. v. 56, n. 11, p. 537-546, 2011.
- SIST, P; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**. v. 243, n. 2-3, p. 199-209, 2007.
- SILVA, A. E. P., ANGELIS, C. F., MACHADO, L. A. T., & WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta amazônica**. v. 38, p. 733-742, 2008.
- SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: Sioli H. (ed) **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**, Dordrech. Dr. W. Junk Publishers. p. 127-165, 1984.
- SOUTO, C. N; FARIA, T. M; OLIVEIRA, H. F; ROSA, R. M; SILVA, L. A. S; CAMPOS, M. A. F. Visão geral sobre reprodução de peixes teleósteos: da anatomia à sinalização molecular. **PUBVET**. Maringá, v.11, n.11, p. 1175-1187, 2017.
- SOUZA, U. P; FERREIRA, F. C; BRAGA, F. M. S; WINEMILLER, K. O. Feeding, body condition and reproductive investment of *Astyanax intermedium* (Characiformes, Characidae) in relation to rainfall and temperature in a Brazilian Atlantic Forest stream. **Ecology Freshwater Fish**. v. 24, n. 1, p. 123-132, 2014.
- SOUZA-FILHO, P. W. M; De SOUZA, E. B; JÚNIOR, R. O. S; NASCIMENTO JR, W. R. *et al.*, Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiúnas River watershed, southeastern Amazon. **Journal of Environmental Management**. v. 167, p. 175-184, 2016.

SHAHJAHAN, M; TASLIMA, K; RAHMAN, M. S; AL-EMRAN, M; ALAM, S. I; FAGGIO, C. Effects of heavy metals on fish physiology—a review. **Chemosphere**. v. 300, p.134519, 2022.

TASLIMA, K. *et al.*, Impacts of heavy metals on early development, growth and reproduction of fish—A review. **Toxicology Reports**. v. 9, p. 858-868, 2022.

TERESA, F. B; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**. v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.

TUNA, A. L; YILMAZ, F; DEMIRAK, A; OZDEMIR, N. Sources and distribution of trace metals in the Saricay stream basin of southwestern Turkey. **Environmental monitoring and assessment**. v. 125, p. 47-57, 2007.

TRITSCH, I; LE TOURNEAU, F. M. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: New insights on the current human settlement patterns. **Applied geography**. v. 76, p. 163-172, 2016.

TVRDA, E; PEER, R; SIKKA, S. C; AGARWAL, A. Iron and copper in male reproduction: a double-edged sword. **Journal of assisted reproduction and genetics**. v. 32, p. 3-16, 2015.

UTNE-PALM, A. C. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. **Marine and Freshwater Behaviour and Physiology**. v. 35, n. 1-2, p. 111-128, 2002.

VAGNER, M; ZAMBONINO-INFANTE, J. L; MAZURAS, D. Fish facing global change: are early stages the lifeline?. **Marine environmental research**. v. 147, p. 159-178, 2019.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM. 1996. 169 p.

VIANA, I. K. S; GONÇALVES, L. A; FERREIRA, M. A. P; MENDES, Y. A; ROCHA, R. M. Oocyte growth, follicular complex formation and extracellular-matrix remodeling in ovarian maturation of the imperial zebra pleco fish *Hypancistrus zebra*. **Scientific Reports**. v. 8, n. 1, p. 13760, 2018.

VIEIRA, L. R; GRAVATO, C; SOARES, A. M. V. M; MORGADO, F; GUILHERMINO, L. Acute effects of copper and mercury on the estuarine fish *Pomatoschistus microps*: linking biomarkers to behaviour. **Chemosphere**. v. 76, n. 10, p. 1416-1427, 2009.

VIEIRA, V. A. R. O; CORREIA, T. G; MOREIRA, R. G. Effects of aluminum on the energetic substrates in neotropical freshwater *Astyanax bimaculatus* (Teleostei: Characidae) females. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**. v. 157, n. 1, p. 1-8, 2013.

VUORINEN, P. J; KEINÄNEN, M; LAPPALAINEN, A; PEURANEN, S; RASK, M. Physiological status of whitefish (*Coregonus lavaretus pallasii*) prior to spawning in lakes of differing acidity. **Aquatic sciences**. v. 66, p. 305-314, 2004.

WALTON, J. R. Bioavailable Aluminum: its Metabolism and Effects on the Environment (2nd ed.), **Encyclopedia of environmental health**. Michigan (2019), pp. 328-339.

WANTZEN, K. M; YULE, C. M; TOCKNER, K; JUNK, W. J. Riparian wetlands of tropical streams. **In Tropical stream ecology**. Academic Press, 2008. p. 199-217.

WELZ, B; SPERLING, M. Atomic Absorption Spectrometry. **Wiley-VCH, Weinheim**. New York (1999).

WHO (World Health Organization) Guidelines for Drinking-Water Quality: Recommendations Incorporating the First and Second Addenda (third ed.), World Health Organization, Geneva (2008), pp. 29-30. Acesso em 05.01.2024: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241547611>

WINEMILLER, K. O; AGOSTINHO, A. A; CARAMASCHI, É. P. Fish ecology in tropical streams. In: **Tropical stream ecology**. Academic Press, 2008. p. 107-III.

WOOTTON, R. J. **Fish ecology**. **New York**: Chapman and Hall. 1992, 212 p.

WOOTTON, R. J; SMITH, C. **Reproductive biology of teleost fishes**. John Wiley & Sons, 2014.

YUSOFF, N. M; JAAFAR, S. N; SHAZILI, N. A. M; AZMI, N. N. N. M; HASSAN, M. S. A. Assessment of metals concentration in tilapia (*Oreochromis* sp.) and estimation of daily intake by Malaysian. **Malaysian Journal of Analytical Sciences**. v. 22, n. 4, p. 594-604, 2018.

ZUUR, A. F; IENO, E. N; WALKER, N. J; SAVELIEV, A. A; SMITH, G, M. Things are not always linear; additive modelling. In: ZUUR, A. F; IENO, E. N; WALKER, N. J; SAVELIEV, A. A; SMITH, G, M., editors. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer; 2009. p.36 - 67.