



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE UNB PLANALTINA  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

LILIAN DE CASTRO MORAES

**ESTUDO DA DINÂMICA DO MERCÚRIO NO AMBIENTE E NA CADEIA TRÓFICA  
AQUÁTICA DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO CERRADO**

BRASÍLIA  
JUNHO DE 2023

LILIAN DE CASTRO MORAES

**ESTUDO DA DINÂMICA DO MERCÚRIO NO AMBIENTE E NA CADEIA TRÓFICA  
AQUÁTICA DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO CERRADO**

Curso de Doutorado em Ciências Ambientais.  
Tese para obtenção do grau de doutora em  
Ciências Ambientais

Orientador: José Garrofe Dórea (*in memoriam*)

Co-orientador: João Vicente Elias Bernardi

BRASÍLIA  
JUNHO DE 2023

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Me Moraes, Lilian de Castro  
ESTUDO DA DINÂMICA DO MERCÚRIO NO AMBIENTE E NA CADEIA  
TRÓFICA AQUÁTICA DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO CERRADO /  
Lilian de Castro Moraes; orientador José Garrofe Dorea; co  
orientador José Vicente Elias Bernardi. -- Brasília, 2023.  
94 p.

Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) -- Universidade  
de Brasília, 2023.

1. Presença de mercúrio no Cerrado. 2. Saúde ambiental do  
rio Araguaia. 3. Contaminação de peixes do rio Araguaia por  
mercúrio. 4. Origem do mercúrio no rio Araguaia. 5.  
Mercúrio como indicador de nível trófico em cadeia alimentar  
aquática. I. Dorea, José Garrofe, orient. II. Bernardi,  
José Vicente Elias, co-orient. III. Título.

## DEDICATORIA

Dedico este trabalho à minha família linda, Melissa, Alice e Mikael, pelo amor incondicional.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, que sempre me incentivaram e me deram suporte para me dedicar a essa pesquisa.

Aos meus orientadores, Prof. Dórea (*in memoriam*) e Prof. Vicente, que me acolheram e me guiaram desde a elaboração do projeto, até a escrita da tese.

Ao Daniel, que sempre acreditou em mim e me inspirou a ingressar na vida acadêmica.

À minha amiga Tatiana, que caminhou comigo nessa jornada acadêmica, celebrou cada etapa vencida e me deu forças para continuar.

Ao professor Ludgero, que me apresentou o Rio Araguaia, me convidou para a expedição Biguá II e me encorajou a desenvolver minha pesquisa nesse lugar lindo.

Ao professor Antonio Felipe (*in memoriam*), que acreditava no potencial dessa pesquisa e com quem eu troquei muitas ideias sobre o seu desenvolvimento.

Aos colegas da disciplina Práticas em Campo, pela parceria na coleta inicial, e aos colegas da Expedição Biguá II, por toda a assistência na coleta das matrizes para essa tese.

Ao Leo, que me apresentou a palavra da cienciometria e me deu muita força nas análises estatísticas.

Ao João Pedro e à Joelma, pela disponibilidade de tempo e pelo auxílio durante as análises de Hg no Laboratório de Química Analítica Ambiental; e ao Prof. Jurandir por disponibilizar a infraestrutura do laboratório e todos os reagentes necessários para as análises.

Ao Hasley e ao Hugo, pela identificação taxonômica dos peixes e suas contribuições.

À Nayara, que me ajudou imensamente com a liofilização das amostras de plâncton.

Ao Lucas e ao Ygor, pelos mapas e trocas ao longo desses anos.

Aos colegas do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (Porto Velho), e ao Prof. Wanderley por disponibilizar a infraestrutura do laboratório para as análises iniciais.

À Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF), ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e UnB pelos recursos financeiros, que foram fundamentais para o desenvolvimento desse projeto.

## RESUMO

O mercúrio (Hg) é um elemento químico disponível naturalmente na crosta terrestre, no entanto, sua capacidade de bioacumulação nos organismos, e biomagnificação ao longo das cadeias tróficas, tornou-se motivo de preocupação. Nesta pesquisa, inicialmente fez-se um levantamento acerca da pesquisa sobre mercúrio no Brasil (Capítulo 3). Ao constatar que havia poucos estudos sobre essa temática em Biomas diferentes da Amazônia, o objetivo geral desse estudo foi determinar a concentração de Hg em compartimentos ambientais e biológicos de ecossistemas aquáticos do Bioma Cerrado, visando avaliar o risco à população humana e o potencial desse elemento como ferramenta para identificar o nível trófico das espécies de peixe. Para esta pesquisa, foram percorridos 750km do Médio Rio Araguaia para coleta de água, sedimentos, plâncton e peixes em 50 lagos da planície de inundação do Rio Araguaia. Os resultados indicaram que a interação entre o uso da terra e a formação geológica em cada ponto amostral influenciou a concentração de mercúrio total (THg) em sedimentos de fundo e nos parâmetros físico-químicos da água: pH, condutividade e TDS (ANOVA aninhada:  $p < 0,05$ ), revelando que essa interação é um fator relevante para a presença de THg no Rio Araguaia. As concentrações de mercúrio foram significativamente menores em terrenos quaternários ( $p < 0,0003$ ) e diferiram significativamente entre áreas não urbanas e urbanas em terrenos neoproterozóicos ( $p = 0,02$ ) (Capítulo 5). Comprovou-se que o mercúrio adentra a cadeia trófica aquática dessa região, sofrendo biomagnificação à medida que se aproxima do topo da cadeia alimentar. Em relação aos peixes, identificou-se espécies como a “dourada” (*Pellona castelnaeana*) e a “sardinha” (*Triportheus elongatus*), entre outras, com concentrações de mercúrio acima do limite considerado seguro para alimentação dos seres humanos, aumentando a necessidade de monitoramento da saúde ambiental do Rio Araguaia (Capítulo 6). A comparação intra-específica da concentração de mercúrio em peixes mostrou diferença entre indivíduos capturados em locais distintos. Sabe-se que a espacialidade interfere na posição trófica de uma espécie e as análises estatísticas revelaram que o nível trófico de uma espécie, considerando o tamanho de cada indivíduo, explica 72% da variabilidade na concentração de THg em todas as espécies de peixes estudadas. A análise de regressão múltipla confirmou que o comprimento padrão e os valores de *FishBase* (níveis tróficos) estão associados positivamente com THg ( $R^2 = 0,943$ ). Esses resultados apontam o Hg, e o seu fator de acumulação biota-sedimento, como indicadores viáveis da posição trófica de uma espécie de peixe, uma vez que refletem fatores biológicos e ambientais locais, como demonstrado aqui para o Médio Rio Araguaia (Capítulo 7).

**Palavras-chave:** Rio Araguaia; Geologia; Urbanização; Aninhado; Hg; Cadeia alimentar; BSAF.

## ABSTRACT

Mercury (Hg) is a chemical element naturally available in the Earth's crust; however, due to its ability to bioaccumulate in organisms, and biomagnify along the trophic chains, it has become a matter of global concern. In this research, a survey on mercury research in Brazil was initially carried out (Chapter 3). Because there were few studies on this topic in Biomes other than the Amazon, the general objective of this study was to determine the concentration of Hg in environmental and biological compartments of aquatic ecosystems in the Cerrado Biome, in order to assess the risk to the human population and the possibility of using mercury as a tool to identify the trophic level of fish species. For this research, there was sampling of water, sediments, plankton and fish in 50 lakes along 750km of the Middle Araguaia River floodplain. The results indicated that the interaction between land use and geological formation at each sampling point influenced the concentration of total mercury (THg) in bottom sediments and physicochemical parameters of the water: pH, conductivity and TDS (nested ANOVA:  $p < 0.05$ ), revealing that this interaction is a relevant factor for the presence of THg in the Araguaia River. Mercury concentrations were significantly lower in Quaternary terrains ( $p < 0.0003$ ) and differed significantly between non-urban and urban areas in Neoproterozoic terrains ( $p = 0,02$ ) (Chapter 5). Results showed that mercury enters the aquatic trophic chain in this region, undergoing biomagnification as it approaches the top of the food chain. With regard to fish, species such as the “dourada” (*Pellona castelnaeana*) and the “sardinha” (*Triportheus elongatus*) were identified, among others, with mercury concentrations above the limit considered safe for human consumption, increasing the need for monitoring the environmental health of the Araguaia River (Chapter 6). The intraspecific comparison of mercury concentration in fish showed difference between individuals captured in different places. It is known that spatiality interferes with the trophic position of a species and statistical analyzes revealed that the trophic level of a species considering the size of each individual explains 72% of the variability in the concentration of THg in all fish species studied. Multiple regression analysis confirmed that standard length and *FishBase* values (trophic levels) are positively associated with THg ( $R^2 = 0.943$ ). These results point to Hg, and its biota-sediment accumulation factor, as viable indicators of the trophic position of a fish species, since they reflect local biological and environmental factors, as demonstrated here for the Middle Araguaia River (Chapter 7).

**Keywords:** Araguaia River; Geology; Urbanization; Nested; Hg; Food chain; BSAF.

## SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIACÕES .....	x
LISTA DE FIGURAS .....	xii
LISTA DE TABELAS .....	xiii
1 Introdução.....	1
2 Referencial Teórico .....	4
2.1 Mercúrio.....	4
2.2 BSAF .....	8
2.3 Rio Araguaia.....	10
3 O estudo do mercúrio no Brasil.....	13
4 Metodologia.....	17
4.1 Análise preliminar da área de estudo.....	17
4.2 Coleta de amostras .....	19
4.2.1 Amostragem de água.....	21
4.2.2 Amostragem de sedimentos .....	21
4.2.3 Amostragem de plâncton .....	21
4.2.4 Amostragem de peixes.....	21
4.3 Tratamento de Amostras .....	22
4.4 Determinação das concentrações totais de Hg.....	23
4.4.1 Água.....	23
4.4.2 Sedimentos.....	24
4.4.3 Biota.....	24
4.5 Fator de Acumulação Biota-Sedimentos (BSAF).....	25
4.6 Análises estatísticas .....	25
5 Influência da geologia e urbanização na presença de mercúrio nos sedimentos e nos parâmetros físico-químicos da água do Médio Rio Araguaia .....	28
5.1 Geologia do Médio Rio Araguaia.....	28
5.2 Resultados .....	31
5.3 Discussão .....	42
6 Contaminação por mercúrio da biota aquática do Rio Araguaia.....	48
6.1 Resultados .....	48
6.1.1 Plâncton .....	48
6.1.2 Peixes.....	50
6.2 Discussão .....	52
7 Uso do mercúrio como indicador de nível trófico de um organismo.....	55



7.1 Mercúrio como indicador de nível trófico .....	56
7.2 Resultados .....	56
7.3 Discussão .....	62
8 Considerações Finais .....	65
Referências Bibliográficas.....	68
ANEXO 1.....	82

## LISTA DE ABREVIACÕES

BSAF – Fator de acumulação biota-sedimento

CP – Comprimento padrão

DO – Oxigênio dissolvido

Hg – Mercúrio

LQAA –Laboratório de Química Analítica e Ambiental

MB – Macroinvertebrados bênticos

MeHg – Metilmercúrio

MGR – Mercúrio gasoso reativo

NPx/NPgama – Neoproterozóico/Paleoproterozóico

NPx/PP2sd/PPgama – Neoproterozóico/Paleoproterozóico

NTU – Unidades Nefelométricas de Turbidez

ORP – Potencial de oxirredução

Qag – Quaternário

SNC – Sistema nervoso central

TDS – Sólidos totais dissolvidos

THg – Mercúrio total

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Localização dos pontos amostrais da campanha realizada em setembro de 2018..	17
<b>Figura 2</b> - Localização dos pontos amostrais da campanha realizada no Rio Araguaia em janeiro de 2019. ....	20
<b>Figura 3</b> - Geologia da área de estudo - Planície de inundação do Médio Rio Araguaia.....	29
<b>Figura 4</b> - Separação da área de estudo em 3 segmentos: grupo 1 (mais ao Sul), grupo 2 (central) e grupo 3 (mais ao Norte) - Planície de inundação do Médio Rio Araguaia. ....	31
<b>Figura 5</b> - Diferença nas concentrações de THg segundo grupos geológicos e usos do solo.	34
<b>Figura 6</b> - Diferença em OD (a), pH (b), turbidez (c), temperatura (d) e TDS (e), segundo grupos geológicos e usos da terra. ....	38
<b>Figura 7</b> - Biplot representando a ordenação das variáveis e amostras em termos de geologia (a) e uso da terra (b) de acordo com os resultados da PCA.....	41
<b>Figura 8</b> - Gráfico de dispersão do logaritmo natural dos valores previstos de FishBase (com base no comprimento padrão) e concentrações de THg no tecido muscular de peixes coletados no Médio Rio Araguaia em janeiro de 2019 (n = 239).....	57
<b>Figura 9</b> - Gráficos de dispersão do logaritmo natural de (a) CP e FishBase, (b) CP e THg, e (c) FishBase e THg para os peixes coletados no Médio Rio Araguaia em janeiro de 2019 (n = 239).....	58
<b>Figura 10</b> - Boxplot da variação de THg no tecido muscular de peixes que pertencem a diferentes categorias de Fishbase. ....	59
<b>Figura 11</b> - Gráfico de barras verticais do intervalo de concentrações de THg no tecido muscular de peixes (logaritmo natural), BSAF, CP e valores de FishBase previstos (com base no comprimento padrão) (n = 239).....	61
<b>Figura 12</b> - Diferença nos valores de BSAF de acordo com grupos geológicos (a) e uso da terra (b). ....	61

**LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1</b> - Identificação dos corpos hídricos e localização dos 50 pontos de coleta na planície de inundação do Médio Rio Araguaia em janeiro de 2019. ....	19
<b>Tabela 2</b> - Parâmetros operacionais do espectrômetro de absorção atômica com gerador de vapor frio utilizado para quantificação de THg.....	23
<b>Tabela 3</b> - Concentrações de THg em amostras de sedimentos coletadas em 50 lagos da planície de inundação do rio Araguaia em janeiro/19. ....	32
<b>Tabela 4</b> - Resultado do teste multivariado de significância para THg, pH, DO, temperatura, ORP, TDS, condutividade e turbidez. ....	32
<b>Tabela 5</b> - Valores-P da Análise Univariada (nested ANOVA). ....	33
<b>Tabela 6</b> - Valores médios e desvio-padrão de THg para cada grupo geológico e uso do solo. ....	33
<b>Tabela 7</b> - Valores de média e desvio-padrão das variáveis físico-químicas para cada categoria.....	36
<b>Tabela 8</b> - Estimativas de parâmetros (ANOVA aninhada). ....	40
<b>Tabela 9</b> - Valores médios de THg encontrados no fitoplâncton e zooplâncton coletados em 50 lagos da planície de inundação do Rio Araguaia em janeiro de 2019. ....	49
<b>Tabela 10</b> - Espécies e guildas tróficas dos peixes coletados na planície de inundação do rio Araguaia em janeiro de 2019 e seus respectivos valores médios de THg. ....	51
<b>Tabela 11</b> - Modelo de regressão múltipla para predição da relação entre comprimento padrão, nível trófico e concentração de THg em espécies de peixes do Rio Araguaia. ....	59

## 1 Introdução

O mercúrio (Hg) é um metal tóxico, perigoso para a saúde humana e o meio ambiente. Ele é disponibilizado no ambiente a partir de fontes naturais, embora também seja liberado por fontes antropogênicas (MALM *et al.*, 1995). Agricultura com uso extensivo de fertilizantes e fungicidas à base de mercúrio (RUTKOWSKA *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2016), bem como a ocorrência de incêndios naturais e queimadas (BISWAS; BLUM; KEELER, 2008; BURKE *et al.*, 2010), podem aumentar a quantidade de mercúrio nos compartimentos atmosférico, hídrico e terrestre, acelerando os processos de contaminação ambiental.

No ambiente aquático, Hg prontamente se liga a material particulado e se deposita em sedimentos, onde é convertido em sua forma orgânica, o CH<sub>3</sub>Hg - metilmercúrio (MeHg), por microorganismos. O metilmercúrio é considerado o mais tóxico dos compostos organometálicos (BASTOS *et al.*, 2007) e é facilmente absorvido pelos organismos, sendo capaz de se bioacumular dentro de um indivíduo ao longo do tempo e biomagnificar através da cadeia trófica (EVERS *et al.*, 2016; LAVOIE *et al.*, 2013).

As implicações da contaminação ambiental por mercúrio estão bem documentadas (DRISCOLL *et al.*, 2013) e fomentaram uma cooperação a nível mundial para o seu controle. A Convenção de Minamata sobre o Mercúrio é um acordo internacional juridicamente destinado a controlar, reduzir ou eliminar as fontes antrópicas de Hg (EVERS *et al.*, 2016), e cujo objetivo final é proteger a saúde humana e o meio ambiente (GUSTIN *et al.*, 2016).

O maior motivador das pesquisas ambientais sobre Hg é a preocupação com a exposição humana ao MeHg (DRISCOLL *et al.*, 2013). Os seres humanos podem ser expostos a este composto através do consumo de peixe contaminado (KIMÁKOVÁ *et al.*, 2018; MERGLER *et al.*, 2007). As atividades ocupacionais, especialmente para aqueles que lidam com amalgamação de ouro, constituem a principal rota de exposição ao mercúrio inorgânico (ZOLNIKOV; RAMIREZ ORTIZ, 2018). Embora as consequências neurotóxicas do mercúrio sejam bem conhecidas (U.S. EPA, 2000), estudos recentes mostram que os efeitos adversos à saúde podem ser também endocrinológicos, imunológicos, nefrológicos, reprodutivos e de desenvolvimento (CHEN *et al.*, 2018).

No Brasil, os estudos sobre mercúrio ambiental se concentram na complexa e diversificada floresta amazônica, um ecossistema com relevância ecológica regional e global (MORENO-BRUSH *et al.*, 2016; PATRY *et al.*, 2013). Além disso, esse bioma esteve sujeito

a projetos hidrelétricos, expansão de fronteiras agrícolas para produção de *commodities* e mineração artesanal de ouro, entre outras atividades impactantes ao meio ambiente, que influenciaram direta e indiretamente a quantidade de Hg disponível. Os estudos de mercúrio na Amazônia enriqueceram o conhecimento sobre a dinâmica desse elemento no território brasileiro, mas pouco se sabe sobre a disponibilidade e bioacumulação de Hg em outros biomas no Brasil.

A Savana Neotropical, conhecida localmente como Cerrado, inclui habitats de florestas e savanas e é o segundo maior bioma sul-americano, superado apenas pela Amazônia (SILVA, J. M. C.; BATES, 2002). Compartilha zonas de transição ecológica com outros quatro biomas brasileiros: floresta amazônica, caatinga, pantanal e mata atlântica. O Cerrado brasileiro teve aproximadamente 40% de sua área convertida em agricultura nas últimas décadas (SANO *et al.*, 2010) e é submetido ao fogo como um distúrbio natural e antropogênico regularmente (ALVARADO *et al.*, 2017). Assim, é provável que o mercúrio esteja presente neste bioma. Contudo, não se trata de uma região visada no que concerne o estudo do mercúrio ambiental.

Esta lacuna no conhecimento sobre a contaminação por mercúrio no Brasil motivou esta pesquisa, cujo objetivo principal é estudar a bioacumulação de Hg total (THg) no ambiente e na biota de um ecossistema aquático no Cerrado: a planície de inundação do Médio Rio Araguaia. Para tanto, foram determinados os seguintes objetivos específicos: (a) averiguar o interesse científico sobre mercúrio no Brasil e a ocorrência do fator de acumulação biota-sedimento (BSAF) nesses estudos; (b) examinar a disponibilidade de Hg no Rio Araguaia e investigar sua possível origem (geologia ou urbanização); (c) relacionar a presença deste metal com características físico-químicas da água; (d) calcular o BSAF de Hg na teia trófica aquática, composta neste estudo de fitoplâncton, zooplâncton e peixes; (e) estabelecer correlações entre a concentração de Hg em diferentes espécies de peixes e seus hábitos alimentares; (f) determinar a aplicação da relação entre BSAF e índice de massa corpórea (peso/comprimento) como indicador de nível trófico da ictiofauna.

Sendo assim, esta tese está organizada em 8 capítulos. No capítulo 1 é apresentada uma introdução acerca da temática abordada; No capítulo 2, faz-se um referencial teórico sobre mercúrio, BSAF e o Rio Araguaia; No capítulo 3 trago a pesquisa realizada sobre os estudos de mercúrio ambiental no Brasil; No capítulo 4 está exposta a metodologia adotada no desenvolvimento deste trabalho; No capítulo 5 apresento e discuto os resultados dos estudos sobre a influência da geologia, urbanização e parâmetros físico-químicos na disponibilidade

de Hg na planície de inundação do Rio Araguaia; No capítulo 6, apresento e discuto a dinâmica de acumulação de Hg na biota deste rio do Cerrado; No capítulo 7, exponho os resultados acerca do BSAF de mercúrio como indicador de nível trófico de um organismo aquático; No capítulo 8 são apresentadas as conclusões deste trabalho.

## 2 Referencial Teórico

### 2.1 Mercúrio

O mercúrio é um metal tóxico, que circula naturalmente através de reservatórios geoquímicos, mas atividades humanas têm aumentado o fluxo dele do reservatório mineral profundo para a atmosfera há milênios (AMOS *et al.*, 2013). Trata-se de um elemento altamente prejudicial, presente em concentrações variadas no ar, na água, no solo, nos ecossistemas, bem como na biota (NRIAGU, 1989). Existem fontes primárias e secundárias de emissão de Hg. Fontes primárias, naturais e antrópicas, transferem Hg de antigos reservatórios litosféricos para a atmosfera. Este Hg é depositado em terra e nos oceanos e pode ser reemitido. Os processos de reemissão representam fontes secundárias que trocam Hg entre reservatórios de superfície usando a atmosfera como um veículo. Fontes primárias aumentam o *pool* global de Hg em reservatórios de superfície, enquanto fontes secundárias o redistribuem entre e dentro dos ecossistemas (DRISCOLL *et al.*, 2013).

O Hg tem sido mobilizado por seres humanos nos ecossistemas aquáticos e terrestres por meio do seu uso na extração de metais preciosos, da sua presença em muitos materiais (por exemplo, carvão, minérios metálicos) e do seu uso em produtos (por exemplo, tintas, dispositivos eletrônicos), na indústria (como catalisador) (DRISCOLL *et al.*, 2013) e, mais recentemente, da queima de combustíveis fósseis (AMOS *et al.*, 2013). Seus usos na era industrial incluem barômetros e termômetros de mercúrio, como um eletrodo na produção eletrolítica de cloro e soda cáustica e em chaves elétricas ainda usadas amplamente nos automóveis. O vapor de mercúrio também encontrou ampla aplicação em lâmpadas de arco de mercúrio e luzes incandescentes (CLARKSON; MAGOS, 2006). O uso generalizado de fungicidas a base de mercúrio e deste metal em fábricas de papel, contribuíram para a poluição dos cursos de água e águas costeiras (GRANDJEAN *et al.*, 2010).

O mercúrio inorgânico chega a sedimentos aquáticos como resultado do ciclo global do mercúrio e da interferência humana, ou seja, o Hg pode adentrar o ambiente aquático a partir da poluição do ar. As contribuições de fontes antrópicas na emissão de mercúrio podem exceder as de fontes naturais em 100-200%. Assim, a humanidade parece ter se tornado um agente chave no ciclo atmosférico global desse metal (NRIAGU, 1989). Inclusive, desequilíbrios perigosos ocorrem nesse ciclo porque este elemento é redistribuído de uma maneira que resulta em elevadas concentrações na cadeia alimentar (NRIAGU, J. O. PACYNA, 1988; NRIAGU, 1989).



Embora o mercúrio seja um componente natural da biosfera, estudos recentes mostram que atualmente seus níveis encontram-se dez vezes maiores do que eram na era pré-industrial (GRANDJEAN *et al.*, 2010). Em 1983, aproximadamente 40% do mercúrio emitido anualmente para a atmosfera provinha de fontes naturais (NRIAGU, 1989). Emissões atuais de Hg para a atmosfera a partir de fontes antrópicas são estimadas em 1900-2900 Mg.ano<sup>-1</sup>, excedendo emissões geogênicas naturais de 80-600 Mg.ano<sup>-1</sup> (ENGSTROM *et al.*, 2014). Já o total global de emissões de Hg para a atmosfera variou de 6500 a 8200 Mg.ano<sup>-1</sup> (DRISCOLL *et al.*, 2013).

As escalas temporais e espaciais de transporte de Hg na atmosfera e sua transferência para ecossistemas aquáticos e terrestres dependem sobretudo de sua forma física. Na atmosfera o mercúrio existe principalmente nas três seguintes formas: mercúrio gasoso elementar (Hg<sup>0</sup> - 90 a 99%), mercúrio gasoso reativo (MGR - <5%) e o mercúrio particulado (Hg(p) - <5%). O MGR é uma forma de Hg oxidado como cloreto de mercúrio ou na forma de outros halogenetos, enquanto o Hg(p) associa-se a partículas transportadas por via aérea, tais como a poeira, fuligem e aerossol marinho. Após a emissão, o mercúrio elementar (Hg<sup>0</sup>) pode ser transportado por longas distâncias antes de sofrer oxidação, ser removido por partículas, por deposição ou precipitação. Portanto, o tempo de residência atmosférica de Hg<sup>0</sup> é de vários meses a um ano e ele pode se depositar a quilômetros da origem. O mercúrio gasoso reativo e o mercúrio iônico (Hg<sup>+2</sup>) ligado a partículas têm um tempo de residência atmosférica menor, de horas a dias, e, como resultado, são geralmente depositados localmente ou regionalmente. O mercúrio geralmente entra nos ecossistemas como Hg<sup>+2</sup> (DRISCOLL *et al.*, 2013).

No ambiente aquático, Hg prontamente se liga a material particulado e se deposita em sedimentos, onde é convertido em metilmercúrio por microrganismos. Este compartimento serve como um sumidouro natural onde ocorre a maior parte da metilação, regulando assim a quantidade de MeHg que entra na teia alimentar aquática (VIEIRA *et al.*, 2018). O comportamento do mercúrio nos sistemas aquáticos depende de suas propriedades químicas e também das propriedades do ambiente em que está inserido (ZHU; ZHANG; ŽAGAR, 2018). A metilação ocorre preferencialmente em ambientes aquáticos de sistema lântico, com baixa concentração de oxigênio, pH ácido e disponibilidade de matéria orgânica (BISINOTI; JARDIM, 2004). A forma inorgânica desse metal tem forte interação com a matéria orgânica e argilominerais presentes no sedimento, o que é facilitado em ambientes lânticos, onde o fluxo de água é baixo (MASCARENHAS *et al.*, 2004). Ecossistemas lânticos são habitats aquáticos discretos em uma matriz terrestre (DE MEESTER *et al.*, 2002),

enquanto ecossistemas lóticos são habitats aquáticos contínuos, ligados por fluxo unidirecional dentro de redes fluviais dendríticas (FAGAN, 2002).

Os processos de metilação e desmetilação do mercúrio em ambiente aquático ocorrem de forma concomitante, porém a metilação é realizada principalmente por bactérias redutoras de sulfato em ambientes anóxicos, enquanto a desmetilação é feita por microorganismos aeróbicos e anaeróbicos em ambientes anóxicos e óxicos (CLARKSON; MAGOS, 2006; FIGUEIREDO *et al.*, 2018). Seus efeitos e sua toxicidade resultam da conversão desse mercúrio inorgânico para essa forma mais bioacumulativa, o metilmercúrio. Seres humanos e a vida selvagem são expostos a esse metal pelo consumo de organismos contaminados com CH<sub>3</sub>Hg (DRISCOLL *et al.*, 2013). Este Hg estável e profundamente lesivo acumula-se fortemente na biota aquática, resultando em contaminação de peixes em muitas regiões, levando a sérios problemas econômicos para as populações dependentes da pesca e de outros recursos aquáticos (LACERDA, 1997).

Assim, o impacto de Hg na saúde do ecossistema está relacionado não apenas à magnitude das emissões e deposições regionais e globais, mas também ao potencial de conversão de Hg para MeHg das bacias hidrográficas e dos oceanos, ao potencial de teias alimentares biomagnificarem o MeHg; e aos processos e perturbações do ecossistema que alteram a metilação e a transferência trófica. Uma variedade de fatores altera as taxas líquidas de conversão de Hg em CH<sub>3</sub>Hg, incluindo temperatura, hidrologia e perturbações na hidrologia, a existência de Hg em uma forma biodisponível, carbono orgânico lábil e condições redutoras. Quaisquer processos que aumentem a metilação ou diminuam a desmetilação aumentarão o acúmulo de MeHg (DRISCOLL *et al.*, 2013).

Na biota aquática, o plâncton (fito e zooplâncton) desempenha um papel importante, sendo responsável pela transferência de Hg (como MeHg) aos níveis mais elevados da teia trófica (BACK; VISMAN; WATRAS, 1995). Nos sedimentos é possível encontrar vários organismos, incluindo macroinvertebrados bênticos (MBs) (PISANELLO *et al.*, 2016). Os MBs podem ser considerados como o elo entre os níveis tróficos intermediários e o topo da cadeia alimentar e podem servir de alimento para peixes e aves, fazendo parte de várias cadeias alimentares que conduzem a vários níveis tróficos, tornando-se um importante biomarcador de contaminação (BUCKLAND-NICKS *et al.*, 2014). A bioacumulação de Hg resulta de sua transferência trófica através da teia alimentar aquática.

Ressalta-se que existe um padrão na concentração de Hg e MeHg em relação ao tipo de água (VIEIRA *et al.*, 2018). Os corpos hídricos apresentam uma classificação óptica de *clear*, *white* ou *black*, decorrentes de propriedades biofísico-químicas distintas. As águas

brancas têm a reputação de serem ricas em nutrientes e biologicamente mais produtivas do que águas claras ou pretas, que são pobres em nutrientes. Estes tipos de água têm diferentes condições químicas, teor de matéria orgânica e sólidos em suspensão (FADINI; JARDIM, 2001; LÓPEZ SIANGAS *et al.*, 2012).

A exposição humana ao metilmercúrio acontece mundialmente, pois está presente em concentrações variadas em praticamente todos os organismos de água doce (CLARKSON; MAGOS, 2006). Efeito agudo por contato com níveis elevados de metilmercúrio é extremamente raro, mas resulta em consequências no Sistema Nervoso Central (SNC), incluindo cegueira, surdez e comprometimento do nível de consciência em humanos. Já os efeitos da exposição crônica ao metilmercúrio em humanos são mais comuns e também estão relacionados com o SNC, como parestesia, visão turva e mal-estar. Efeitos em doses mais altas incluem surdez, dificuldades de fala e constrição do campo visual (U.S. EPA, 2000). Além desses efeitos amplamente conhecidos, estudos recentes mostram que a contaminação por Hg também pode causar problemas endocrinológicos, imunológicos, nefrológicos, reprodutivos e de desenvolvimento (CHEN *et al.*, 2018).

Na maioria das espécies aquáticas, o MeHg representa a maior fração do Hg total, assim, a concentração de MeHg em biota marinha ou de água doce é geralmente medida como THg (mercúrio total) no tecido (CLARKSON; MAGOS, 2006). A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e a Organização Mundial da Saúde (OMS) limitam o consumo de metilmercúrio de peixes contaminados em  $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  se for peixe carnívoro, e  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  se for peixe não-carnívoro (FAO/WHO, 2018). Esses valores foram adotados pelo Brasil, através da Resolução - RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013 da ANVISA. Já a *Food and Drug Administration* (FDA) e a *United States Environmental Protection Agency* (EPA), dos Estados Unidos, separam suas diretrizes de consumo de peixe contaminado conforme o número de vezes por semana: maior concentração média permitida de mercúrio em peixe por porção ao comer 3 porções por semana =  $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ; maior concentração média permitida de mercúrio em peixe por porção ao comer 2 porções por semana =  $0,23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ; maior concentração média permitida de mercúrio em peixe por porção ao comer 1 porção por semana =  $0,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Qualquer peixe com uma concentração média de mercúrio maior que  $0,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  deve ser evitado (FDA, 2018).

O mercúrio está incluído na classificação das Substâncias Tóxicas Persistentes, devido à sua elevada toxicidade e capacidade de bioacumulação no ambiente, sendo o metilmercúrio considerado o mais tóxico dos compostos organometálicos (JARDIM *et al.*,

2010). Este metal também está sob monitoramento do Fundo Mundial para o Meio Ambiente, que reconheceu oficialmente a necessidade de ação sobre o mercúrio em 1995 e foi encarregado de financiar projetos e programas para reduzir e eliminar a poluição por mercúrio (GEF, 2019). Entrou em vigor em 2017 a Convenção de Minamata sobre Mercúrio, tratado internacional que prevê medidas para combater o uso desse metal pesado. Ela estipula a eliminação progressiva da fabricação, importação e exportação de produtos adicionados de mercúrio até 2020. O tratado foi assinado pelo governo brasileiro, que já depositou seu instrumento de ratificação junto à Organização das Nações Unidas (PORTAL BRASIL, 2017).

Assim, conhecer o grau de contaminação com mercúrio de um corpo hídrico e sua biota é crucial para avaliar o risco para a saúde humana e do meio ambiente. A avaliação dos níveis de mercúrio em reservatórios tropicais sem influência direta de fontes antrópicas conhecidas não tem sido realizada com frequência, particularmente no Cerrado brasileiro (PESTANA *et al.*, 2019).

## 2.2 BSAF

O Fator de Acumulação Biota-Sedimento (BSAF) é a expressão da bioacumulação líquida de produtos químicos por um organismo como resultado da absorção de todas as fontes e processos ambientais (BURKHARD; COOK; LUKASEWYCZ, 2005). A maioria dos estudos sobre BSAF se concentram em organismos bênticos, que estão em contato direto com sedimentos contaminados e não se movem consideravelmente (DJIKANOVIĆ *et al.*, 2018; PISANELLO *et al.*, 2016; WAYKAR; PETARE, 2016). Peixes, por outro lado, têm movimento relativamente maior em toda a coluna de água. Alguns peixes migram para outras partes do corpo hídrico e se alimentam de organismos além daqueles que vivem em sedimentos. Ainda assim, o BSAF tem sido utilizado para avaliar a bioacumulação de elementos-traço (DJIKANOVIĆ *et al.*, 2018; SAIFUL ISLAM; HABIBULLAH-AL-MAMUN, 2017), pesticidas, como hexaclorocicloexano (HCH) e dicloro-difenil-tricloroetano (DDT) (AAMIR *et al.*, 2017; COFFIN; GAN; SCHLENK, 2017), ftalatos (HUANG *et al.*, 2008) e metais tóxicos, inclusive mercúrio (JU *et al.*, 2017), na ictiofauna.

O BSAF pode ser expresso em termos de concentração normalizada para carbono orgânico e/ou carga lipídica (BURKHARD; COOK; LUKASEWYCZ, 2010) ou, quando se refere a metais, através da razão entre a concentração do contaminante na biota e a sua concentração no sedimento (DJIKANOVIĆ *et al.*, 2018).

$$\text{BSAF} = \frac{[\text{Hg}] \text{ biota}}{[\text{Hg}] \text{ sedimento}}$$

Trata-se de uma ferramenta utilizada em avaliações de risco em locais com sedimento contaminado, pois propicia uma estimativa de resíduos em peixes e outra biota aquática com base nos níveis de contaminantes nos sedimentos (WONG, C; CAPEL, P D; NOWELL, 2001). Quando medido em campo, o BSAF incorpora todas as condições e parâmetros que influenciam a bioacumulação de produtos químicos no local de medição, que incluem a distribuição da substância entre o sedimento e a coluna de água, a dieta dos organismos na teia alimentar, as ligações bentônicas/pelágicas da cadeia alimentar com a coluna de água e sedimento, o nível trófico do organismo (ou comprimento da teia alimentar), a biodisponibilidade do contaminante e as taxas de transformação metabólica do produto químico na teia alimentar (BURKHARD; COOK; LUKASEWYCZ, 2010). Assim, BSAFs significativos requerem que as amostras de sedimentos sejam representativas da exposição do organismo, isto é, reflitam o histórico recente de exposição (BURKHARD *et al.*, 2012; BURKHARD; COOK; LUKASEWYCZ, 2005). Dessa maneira, o BSAF é uma medida específica do ponto amostral, porque as condições e parâmetros acima variam entre os locais amostrados, e não representa necessariamente condições de equilíbrio ou estado estacionário, mas sim as condições reais do local (BURKHARD; COOK; LUKASEWYCZ, 2010).

Como dito anteriormente, o valor do BSAF envolve a dieta e o nível trófico de um organismo. Sendo assim, presume-se que é possível determinar e comparar níveis tróficos de diferentes espécies, inclusive de peixes, e sua posição na cadeia/teia alimentar, através do seu BSAF. Usar o BSAF como método pode ser até mais conclusivo que outras abordagens utilizadas, como a plataforma *FishBase*. A *FishBase Information and Research Group Inc.* é uma base de dados científica e colaborativa, que disponibiliza informações acerca de milhares de espécies de peixes. Nesta plataforma, os níveis tróficos são atributos de interações entre organismos. Assim, para estimar o nível trófico de uma espécie de peixe, é considerada tanto a composição de sua dieta, quanto os níveis tróficos de seu(s) item(ns) de alimento. A trofia de um dado grupo de peixes (indivíduos, população, espécie) é então calculada da seguinte forma: Nível Trófico = 1 + média dos níveis tróficos dos itens alimentares; na qual a média é ponderada pela contribuição dos diferentes itens alimentares. Seguindo uma convenção estabelecida na década de 1960 pelo Programa Biológico Internacional, a *FishBase* atribui aos

produtores primários e detritos (incluindo bactérias associadas) um nível trófico definido de 1 (FROESE, R.; PAULY, 2000).

### 2.3 Rio Araguaia

O Rio Araguaia é o foco deste estudo. Este rio tem sido alvo de muitos estudos (HRBEK *et al.*, 2014; IRION *et al.*, 2016; LATRUBESSE; STEVAUX, 2002; MACHADO *et al.*, 2016), mas até 2022 não havia pesquisas sobre mercúrio em seu ambiente aquático.

A bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia é a quarta maior bacia de drenagem da América do Sul e a segunda maior do Brasil (PRYSTHON; CUNHA; DIAS, 2019), e é formada principalmente por dois grandes sistemas fluviais: Tocantins e Araguaia (AQUINO; LATRUBESSE; SOUZA FILHO, 2009). Ela cobre a floresta amazônica ao norte e o Cerrado ao sul (LATRUBESSE; STEVAUX, 2002; PELICICE *et al.*, 2021). O Cerrado pode ser dividido espacialmente em 19 ecorregiões, de acordo com as características biofísicas. Nessa abordagem, duas ecorregiões pertencentes à bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia ocupam 17,3% desse bioma, sendo a ecorregião Araguaia Tocantins correspondente à 14% e a Bananal, à 3,3% (SANO *et al.*, 2019).

Dos rios que formam a bacia, o rio Tocantins é caracterizado por uma ictiofauna única, com muitas espécies endêmicas, e o rio Araguaia por uma das maiores e mais biodiversas várzeas do mundo (LATRUBESSE *et al.*, 2019). Trata-se de um rio plano que se eleva no sopé da Serra dos Caiapós a 850m, perto do Parque Nacional das Emas, no estado de Goiás (GO), ligando a região do Centro-Oeste brasileiro ao norte do país (LATRUBESSE; STEVAUX, 2002). Com mais de 2.000 km de extensão, o rio é em grande parte navegável e pode ser dividido em seções Alta (450 km), Média (1.505 km) e Baixa (160 km) (ZACARKIM *et al.*, 2015). O rio Araguaia é o principal sistema fluvial do Brasil central, com uma área de drenagem que abrange aproximadamente 377.000 km<sup>2</sup> e vazão média anual próxima à foz de 6.420 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (VALENTE; LATRUBESSE; FERREIRA, 2013).

A planície de inundação do Médio Rio Araguaia é formada pela intensa dinâmica fluvial do canal principal e diversos depósitos de transbordamento do rio, que criam ambientes morfológicos distintos e uma grande variedade de micro habitats (ALVES; CARVALHO, 2007). Ela surge no centro do Brasil, em uma área de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia, com uma grande diversidade de paisagens naturais. Essa inundação provoca a junção dos rios e córregos da região (LOWE-MCCONNELL, 1999; SANTOS;

FERREIRA, 1999), bem como a confluência entre o canal principal e os lagos, que podem ou não estar permanentemente ligados ao canal principal. Este fenômeno tende a aumentar a produtividade do sistema (THOMS, 2003) através da complexificação dos habitats, proporcionando um maior número de abrigos para espécies de peixes, maior disponibilidade e acesso a recursos alimentares e, por fim, áreas que suportam maiores quantidades de espécies (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996; JUNK, 1997). O sistema fluvial do Rio Araguaia mantém um complexo mosaico de ambientes aquáticos lênticos e lóticos, com alta riqueza e diversidade de espécies de peixes (MERONA, 1986; TEJERINA-GARRO; FORTIN; RODRÍGUEZ, 1998; LOWE-MCCONNELL, 1999). A geometria do habitat, assim como sua fragmentação e conectividade, pode influenciar a estrutura da comunidade (FRANCE; DUFFY, 2006; TEJERINA-GARRO; FORTIN; RODRÍGUEZ, 2002), enquanto a conectividade hidrológica pode facilitar muito a dispersão de táxons aquáticos e sua coexistência em vários locais (BILTON; FREELAND; OKAMURA, 2001).

O Rio Araguaia é de extrema importância para a biodiversidade Neotropical, porém, cerca de 80% da bacia está no bioma Cerrado, que tem sido constantemente ameaçado (JARDULI; CLARO-GARCÍA; SHIBATTA, 2014), principalmente devido ao desmatamento causado por mudanças no uso e ocupação da terra (BITENCOURT, E. B.; REIS, L. M.; LOUREIRO, 2020). A própria bacia do Araguaia foi altamente impactada pelas mudanças no uso da terra durante as últimas décadas, particularmente na porção superior da bacia (SANO *et al.*, 2010; VALENTE; LATRUBESSE; FERREIRA, 2013). No entanto, o rio Araguaia é considerado relativamente inalterado (LININGER; LATRUBESSE, 2016). A região tem um clima tropical úmido-seco, que influencia os padrões de inundação do rio. A existência dessa planície de inundação torna o rio Araguaia uma excelente área de estudo, uma vez que a concentração média de mercúrio é maior em sistemas lênticos do que em sistemas lóticos (LAVOIE *et al.*, 2013).

No tocante à geologia, a área do Rio Araguaia investigada neste estudo está localizada na Depressão do Baixo-Médio vale do rio IBGE (2007). Estende-se por uma comprida faixa de direção norte-sul com pequeno decaimento para leste. Este domínio geomorfológico delimita-se, a leste, pelas serras e patamares do interflúvio Tocantins-Araguaia ou pela Depressão do Médio-Alto vale do rio Tocantins; e, a sudoeste, pela bacia sedimentar quaternária da Ilha do Bananal. A oeste, além da planície fluvial do rio Araguaia, este domínio estende-se pelo estado do Pará até a foz do rio Tocantins (DANTAS; TEIXEIRA, 2011).

As rochas da região foram agrupadas em um Supergrupo denominado Baixo Araguaia, que incluía as formações Estrondo, Pequizeiro e Couto Magalhães (HASUI; ABREU; SILVA, 1977), posteriormente subdividido em uma zona interna, Grupo Estrondo (formação Morro do Campo e Xambioá), e uma zona externa, o Grupo Tocantins (formação Couto Magalhães e Pequizeiro) (DELGADO *et al.*, 2003). Souza e Moreton (2001) descreveram as rochas do Grupo Baixo Araguaia como rochas metassedimentares pelítico-psamíticas, localmente carbonatadas, que se desenvolveram em único ciclo sedimentar e tectônico na Faixa Araguaia que compreende a área de estudo. Estudos geocronológicos mostram diversas idades das fontes para os sedimentos desta unidade. Pinheiro, Moura e Gorayeb (2011) obtiveram misturas de rochas desde arqueanas até neoproterozoicas. Lucas e Moura (2006) em estudo de zircão detrítico em quartzitos da Formação Pequizeiro mostraram que a idade máxima de deposição desta sequência foi  $733\pm 9\text{Ma}$  (neoproterozoicas). As rochas da área de estudo são de baixo a médio grau metamórfico cuja constituição será detalhada no Capítulo 5.



### 3 O estudo do mercúrio no Brasil

Na área acadêmica, o interesse por mercúrio tem aumentado ao longo dos anos: uma busca rápida na principal coleção do “*Web of Science*” (<https://login.webofknowledge.com>) revelou a existência de 61.670 publicações onde a expressão “*mercur\**” aparece no título e 117.666 onde a expressão aparece como tópico entre 1945 e julho de 2019. Uma segunda busca pela expressão “*Cerrado AND mercur\**” demonstrou a existência de 14 publicações sobre esse tópico, já quando o termo “*Cerrado*” foi substituído por “*Brazilian savanna*” na expressão citada, o resultado foi de 2 artigos, e por “*Brazilian AND plain*”, a busca resultou em 3 artigos. Portanto, para entender melhor o foco do estudo do mercúrio no Brasil, esta pesquisa se concentrou nos trabalhos desenvolvidos na Amazônia, que já é estudada nesse sentido há décadas<sup>1</sup>.

Foi realizada uma pesquisa no banco de dados da coleção principal da *Web of Science* (WoS) por publicações relacionadas ao mercúrio na Amazônia. Foi realizada uma busca avançada com os seguintes termos: TI (Título) = (\*mercur\* OR hg) e TS (Tópico) = (amazon\*). A busca foi restrita aos anos entre 1991 e 2017, a artigos em inglês e a publicações listadas até 20 de junho de 2018. Dentre outras bases de dados internacionalmente conhecidas (por exemplo, Scopus, Google Scholar e PubMed), a base de dados WoS é amplamente utilizada para busca de pesquisas científicas (MERIGO *et al.*, 2017). Inclui mais de 13.900 periódicos considerados de alta qualidade e de forte impacto. É um rico conjunto de dados usado em vários campos acadêmicos (LI; ROLLINS; YAN, 2018). O ano de 1991 foi quando os resumos de autores e palavras-chave começaram a ser disponibilizados na plataforma WoS.

As informações sobre os autores, anos de publicação e instituições foram extraídas em formato de texto e avaliadas com o software HistCite™, versão 9.8.24 (Philadelphia, PA, EUA). Para avaliar se o número de publicações apresentava uma tendência crescente ao longo dos anos, fez-se uma regressão linear por meio da função lm, um pacote vegano do software estatístico R (R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria).

Utilizou-se também o software VOSViewer™, versão 1.6.8 (Leiden, Holanda), que constrói conexões em rede de publicações científicas, revistas científicas, pesquisadores, organizações de pesquisa, países, palavras-chave (ou termos baseados em coautoria), co-

---

<sup>1</sup>Um artigo científico abordando essa análise cienciométrica foi publicado na *International Journal of Environmental Research and Public Health* em março de 2019 (Anexo 1).

ocorrência, citações e agrupamento bibliográfico (ou co-citações). Ele conta tanto o número de *links* quanto a força total desses *links* para traçar a representação gráfica, na qual o tamanho de um círculo representa a relevância de um tópico enquanto as conexões de rede mostram a força do *link* desse tópico (VAN ECK; WALTMAN, 2010).

Um total de 546 artigos sobre mercúrio na Amazônia foram publicados em revistas internacionais revisadas por pares (WoS), sendo o ano de 2012 o que teve o maior número de publicações. A rede de colaboração de autoria evidenciou 75 pesquisadores organizados em 12 grupos colaborativos, dos quais foi possível identificar a principal área de pesquisa: (a) mineração de ouro como fonte de exposição ao mercúrio, dinâmica espaço-temporal e fontes de Hg total, efeitos neurológicos da contaminação por Hg em crianças, Bioacumulação e biomagnificação de Hg; (b) genotoxicidade e efeitos à saúde em humanos expostos ao Hg, especialmente mulheres e crianças de comunidades ribeirinhas; (c) geoquímica do mercúrio em solos, sedimentos e água, efeitos neurotóxicos da contaminação por baixos níveis de metilmercúrio, relação entre consumo de pescado e contaminação humana e como os fatores antropogênicos influenciam a dinâmica do mercúrio; (d) poluição por Hg em áreas de mineração de ouro e em reservatórios artificiais, principalmente no tocante a populações ribeirinhas e indígenas; (e) Hg em ambientes aquáticos e os efeitos da mineração de ouro em peixes e contaminação humana, com foco exclusivo na parte da bacia amazônica que se encontra na Guiana Francesa; (f) contaminação de Hg em peixes e comunidades ribeirinhas, especialmente em crianças; (g) comportamento molecular do mercúrio e seus efeitos genéticos em humanos; (h) contaminação de Hg em peixes e cabelos de diferentes populações, consumo de pescado e estado nutricional, exposição ao mercúrio e anticorpo antinuclear sérico, riscos cardiovasculares de contaminação por Hg, bioacumulação e biomagnificação de Hg; (i) comportamento molecular do Hg, contaminação por Hg em população de peixes, sequelas neurotóxicas, padrões de concentração de mercúrio e selênio; (j) ictiofauna e exposição humana ao mercúrio através do consumo de pescado; (k) química do mercúrio, incluindo o papel desempenhado pela matéria orgânica dissolvida no ciclo do mercúrio, mercúrio gasoso e mercúrio no ambiente (solo, água, sedimentos e ar); e (l) Hg no meio ambiente, principalmente no Alto Pantanal, poluição global por mercúrio e mudanças esperadas.

A pesquisa acerca das palavras-chave revelou as 69 palavras mais recorrentes nas publicações. Aqui estão listadas as 15 palavras-chave mais frequentes, em ordem decrescente:

Mercúrio, Amazonas, Metilmercúrio, Peixe, Amazônia brasileira, Brasil, Contaminação, Exposição, Poluição, Consumo de peixe, Cabelo, Bacia, Sedimentos, Bioacumulação e Água.

Adicionalmente, foi possível identificar as publicações mais citadas em artigos científicos sobre a temática analisada, entre 1991 e 2017:

1. Akagi, H.; Malm, O.; Branches, F.J.P.; Kinjo, Y.; Kashima, Y.; Guimaraes, J.R.D.; Oliveira, R.B.; Haraguchi, K.; Pfeiffer, W.C.; Takizawa, Y.; Kato, H. Human exposure to mercury due to goldmining in the Tapajos River Basin, Amazon, Brazil: Speciation of mercury in human hair, blood and urine. *Water Air Soil Pollut.* 1995, 80, 85–94.
2. Fadini, P.S.; Jardim, W.F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Sci. Total Environ.* 2001, 275, 71–82.
3. Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Larribe, F. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Pollut.* 1997, 97, 31–44.
4. Lebel, J.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Amorim, M.; Larribe, F.; Dolbec, J. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. *Environ. Res.* 1998, 79, 20–32.
5. Malm, O.; Pfeiffer, W.C.; Souza, C.M.M.; Reuther, R. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil. *AMBIO* 1990, 19, 11–15.
6. Malm, O.; Branches, F.; Akagi, H.; Castro, M.B.; Pfeiffer, W.C.; Harada, M.; Bastosa, W.R.; Kato, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *Sci. Total Environ.* 1995, 175, 145–150.
7. Malm, O. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environ. Res.* 1998, 77, 73–78.
8. Pfeiffer, W.C.; Lacerda, L.D. Mercury inputs into the Amazon Region, Brazil. *Environ. Tech. Lett.* 1988, 9, 325–330.
9. Roulet, M.; Lucotte, M.; Farella, N.; Serique, G.; Coelho, H.; Passos, C.J.S.; de Jesus da Silva, E.; Scavone de Andrade, P.; Mergler, D.; Guimarães, J.-R.D.; *et al.* Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 1999, 112, 297–313.
10. Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rhéault, I.; Farella, N.; De Jesus Da Silva, E.; Dezencourt, J.; Sousa Passos, C.J.; Santos Soares, G.; *et al.* The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. *Sci. Total Environ.* 1998, 223, 1–24.

Esta extensa avaliação cienciométrica da pesquisa sobre mercúrio na Amazônia, no período entre 1991 e 2017, revelou uma tendência crescente ao longo dos anos e possibilitou a identificação das áreas de maior interesse dos pesquisadores: (a) exposição humana ao mercúrio (mineração artesanal de ouro) e metil-Hg através do consumo de peixe, e seus

respectivos riscos para a saúde humana; (b) acumulação de mercúrio no ambiente e sua relação com a mineração artesanal de ouro e a concentração atmosférica; e (c) geoquímica de mercúrio e sua presença em solos, sedimentos e água (PINTO *et al.*, 2019).

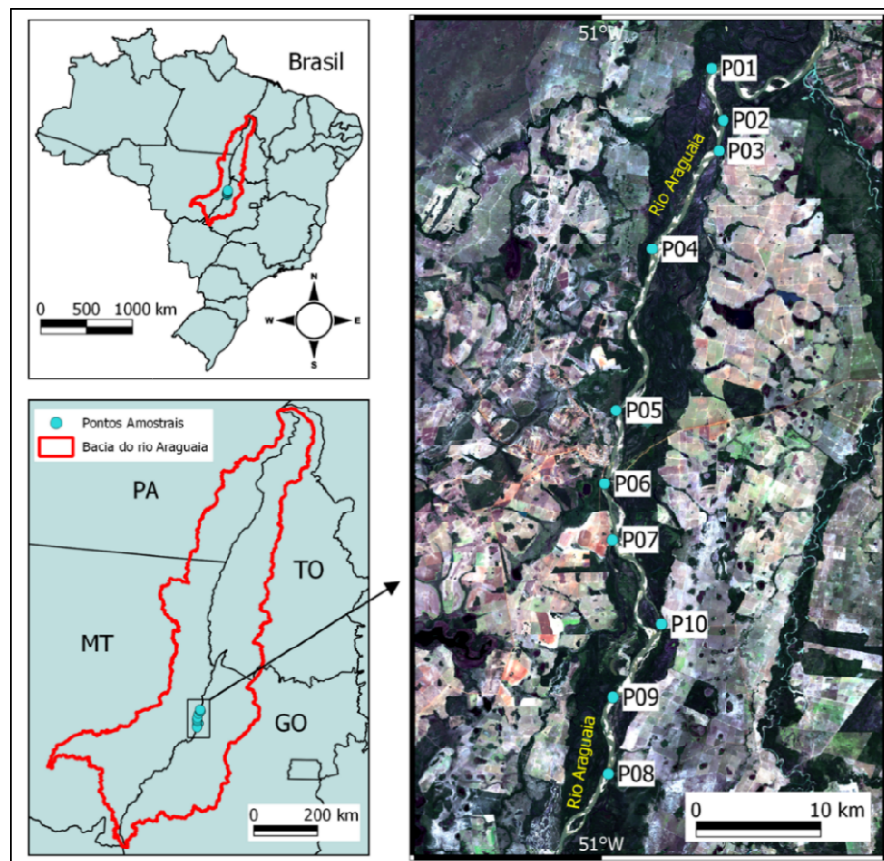
De modo geral, este estudo evidenciou o interesse científico em publicações sobre mercúrio na Amazônia e ajudou a identificar pontos fortes e fracos das áreas de pesquisa, agregando, assim, orientações para o desenvolvimento desta tese. Foi comprovado que o BSAF não fora aplicado na investigação da acumulação de mercúrio em peixes da Amazônia, tão pouco sua relação com o nível trófico ocupado pelas espécies de peixe nas teias alimentares. Ressalta-se, então, a relevância deste trabalho, uma vez que aborda um tema inexplorado nas pesquisas científicas e por se tratar do Cerrado, uma região pouco estudada quanto à contaminação por mercúrio.

## 4 Metodologia

### 4.1 Análise preliminar da área de estudo

A fim de atestar a presença de mercúrio total no ecossistema aquático do Médio Rio Araguaia e determinar as estratégias de coleta mais adequadas para a execução desta pesquisa, foi realizado um estudo preliminar da área em período hidrológico de seca, em setembro de 2018.

Amostras de água, sedimentos, fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas em dez pontos distintos, ao longo de aproximadamente 60km da planície de inundação do rio (Fig.1). A coleta de peixes se deu próxima ao ponto amostral 07, em período diurno.



**Figura 1** - Localização dos pontos amostrais da campanha realizada em setembro de 2018.

As amostras de sedimento ( $n=10$ ) foram coletadas manualmente ou com a draga Ekman. A coleta de amostras zooplancônicas ( $n=10$ ) e fitoplancônicas ( $n=10$ ) foi adaptada de Vieira *et al.* (2018) e realizada com uma motobomba. Em cada ponto de amostragem 500 L de água foram filtrados através de duas redes diferentes: uma malha de 68  $\mu\text{m}$  para

zooplâncton e uma de 20 µm para fitoplâncton. A amostragem dos peixes foi realizada com o uso de varas de pescar e tarrafas em dois dias, por um período de 8h cada, durante o período diurno. Foram coletados 24 indivíduos pertencentes a 18 espécies distintas. Cada indivíduo teve uma porção de músculo dorsal, vísceras e brânquias analisadas para quantificação de mercúrio.

A preparação das amostras de água e posterior detecção de THg foi realizada no Laboratório de Química da Água da Embrapa Cerrados, por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente ICP-OES, iCAP 6000, Thermo Scientific (Waltham, Massachusetts, EUA), de acordo com APHA/AWWA/WEF (2012). A preparação e análise de THg na biota ocorreu por espectrofotometria de absorção atômica acoplado a geração de vapor frio FIMS-400 (Flow Injection Mercury System-Perkin Elmer), equipado com sistema de injeção em fluxo (FIAS) e amostrador automático (AS10), no Laboratório Wolfgang C. Pfeiffer de Biogeoquímica Ambiental, na Universidade de Rondônia. As amostras de sedimento foram preparadas e analisadas no Laboratório de Química Analítica e Ambiental (LQAA) da Universidade de Brasília, por espectrometria de absorção atômica a 250 nm com correção Zeeman para absorção de fundo associada ao método de decomposição térmica, utilizando um Lumeman™ Portable Luminescence Zeeman Analyzer RA 915+ (Lumex).

As amostras de água obtiveram resultado abaixo do limite de detecção, contudo, todas as outras amostras analisadas apresentaram contaminação por mercúrio. A campanha realizada no período hidrológico de seca abrangeu ambientes lênticos e lóticos e serviu como um estudo diagnóstico da existência de mercúrio total no ecossistema aquático do rio Araguaia, atestando que este metal está presente neste corpo hídrico do Cerrado brasileiro, em sedimentos e na cadeia alimentar, onde sofre biomagnificação (comprovada pela análise do BSAF, utilizado como indicador de bioacumulação na teia trófica). A concentração de Hg no músculo dorsal foi maior que nas vísceras e nas brânquias em 95% dos peixes. Por esse motivo, e também porque pensou-se no peixe como parte da dieta humana, adotou-se essa variável nas análises que seguiram.

Com esse diagnóstico da região, foi planejada e realizada a campanha de coleta de amostras para o desenvolvimento deste estudo.

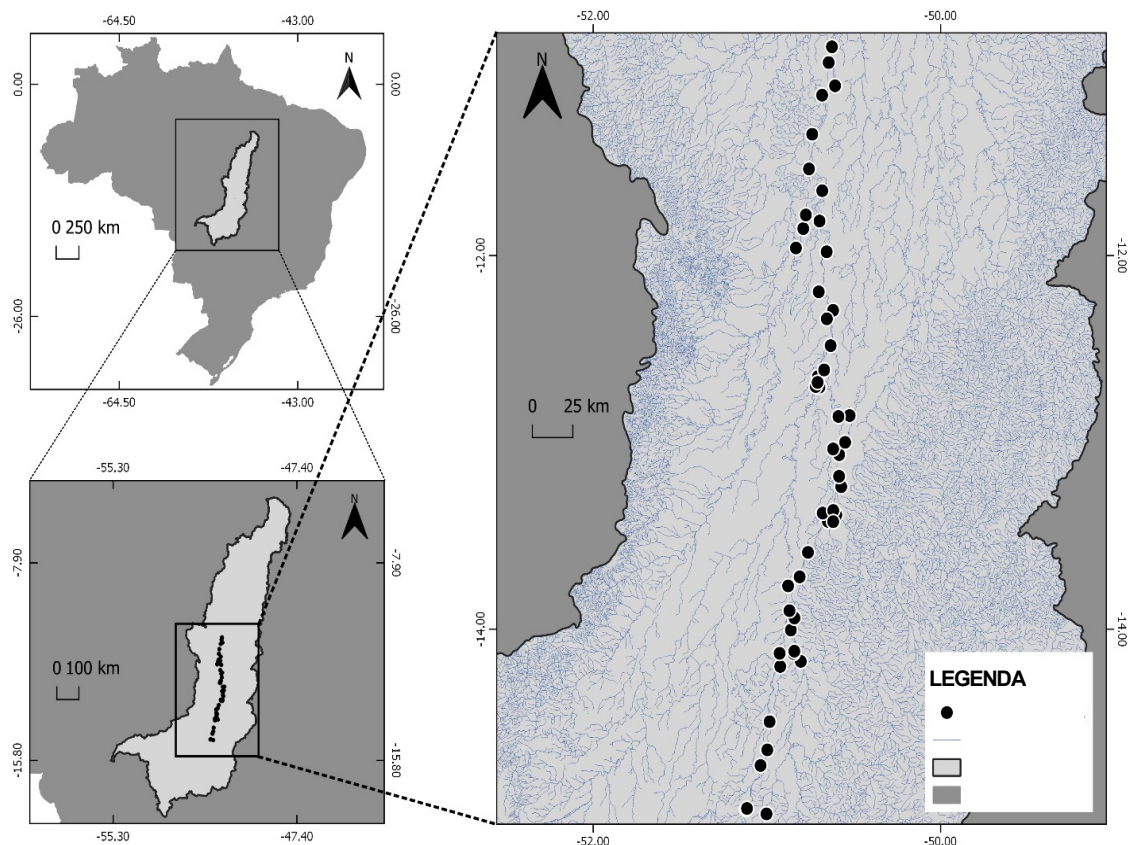
## 4.2 Coleta de amostras

A campanha de coleta de amostras foi realizada em janeiro de 2019, em período hidrológico de cheia, e incluiu principalmente ambientes lênticos (Tabela 1). Amostras de água, sedimentos, fitoplâncton, zooplâncton e peixes foram coletadas em cinquenta pontos distintos. Foram percorridos cerca de 750 km ao longo do rio, incluindo 5 afluentes e a ilha do Bananal em quase toda a sua extensão (Fig. 2).

**Tabela 1** - Identificação dos corpos hídricos e localização dos 50 pontos de coleta na planície de inundação do Médio Rio Araguaia em janeiro de 2019.

Ponto	Latitude	Longitude	Curso d'água
P01	14°59'22.7"S	51°07'23.8"W	Lago Velho
P02	14°57'54.5"S	51°07'10.5"W	Lago Arranca Anzol 2
P03	14°57'37.4"S	51°06'50.8"W	Lago Tainã
P04	14°43'49.3"S	51°02'09.9"W	Lago Mata Coral
P05	14°38'48.2"S	50°59'46.7"W	Lago das Cangas
P06	14°29'44.6"S	50°59'02.5"W	Lago Dumba
P07	14°12'00.1"S	50°55'22.0"W	Lago Rico
P08	14°07'47.9"S	50°55'35.2"W	Lago da Saudade
P09	14°10'23.0"S	50°48'15.6"W	Rio do Peixe 1
P10	14°07'51.0"S	50°50'47.2"W	Rio do Peixe 2
P11	14°07'05.8"S	50°50'29.9"W	Rio do Peixe 3
P12	14°00'18.3"S	50°51'42.3"W	Lago do Fuzil
P13	13°56'26.1"S	50°50'26.8"W	Lago Landi
P14	13°54'05.7"S	50°52'11.0"W	Lago São Joaquim
P15	13°46'08.0"S	50°52'38.8"W	Lago Cocal
P16	13°43'13.5"S	50°48'39.9"W	Lago São José dos Bandeirantes
P17	13°35'21.3"S	50°45'46.9"W	Lago Piedade
P18	13°25'23.0"S	50°38'56.3"W	Lago do Japonês
P19	13°22'44.3"S	50°40'41.6"W	Lago Montaria
P20	13°23'20.2"S	50°35'59.2"W	Rio Crixás 1
P21	13°21'54.2"S	50°37'03.5"W	Rio Crixás 2
P22	13°25'29.7"S	50°37'04.9"W	Rio Crixás 3
P23	13°14'16.1"S	50°34'18.3"W	Lago Luis Alves
P24	13°10'54.3"S	50°35'02.8"W	Lago do Brito
P25	13°03'58.2"S	50°35'01.1"W	Lago Piratinga
P26	13°02'08.3"S	50°37'05.9"W	Lago Varal
P27	13°00'00.5"S	50°32'56.2"W	Lago Chapéu de Palha
P28	12°51'24.1"S	50°31'24.1"W	Lago do Goiaba
P29	10°52'57.5"S	50°37'31.0"W	Lago Rio Araguaia
P30	12°17'35.9"S	50°37'06.9"W	Lago Bela Vista
P31	12°38'53.7"S	50°42'21.7"W	Rio Araguaia 1 (Laguinho do Carlinhos)
P32	12°42'15.7"S	50°41'48.8"W	Rio Cristalino 1 (Lago da Pedra)
P33	12°42'05.2"S	50°43'06.9"W	Rio Cristalino 2 (Lago Bonito)
P34	12°40'45.1"S	50°42'27.8"W	Rio Cristalino 3 (Lago do Inferno)

Ponto	Latitude	Longitude	Curso d'água
P35	12°36'45.6"S	50°40'11.5"W	Rio Araguaia 2 (Lago do Caracol)
P36	12°28'57.2"S	50°37'57.3"W	Rio Araguaia 3
P37	12°51'42.3"S	50°35'15.4"W	Rio Araguaia (Lago Comprido I)
P38	12°20'20.0"S	50°39'16.4"W	Rio Araguaia 5 (Lago Comprido II)
P39	12°11'39.9"S	50°42'04.4"W	Rio Araguaia 6 (Riozinho)
P40	11°48'55.0"S	50°41'47.8"W	Rio Araguaia 7
P41	11°58'48.0"S	50°39'20.1"W	Rio Araguaia - Lago
P42	11°57'34.5"S	50°49'56.7"W	Rio das Mortes 1
P43	11°51'21.4"S	50°47'25.0"W	Rio das Mortes 2
P44	11°46'57.7"S	50°46'31.1"W	Rio das Mortes 3
P45	11°39'10.7"S	50°40'51.5"W	Rio Araguaia 9
P46	11°32'10.6"S	50°45'26.7"W	Rio Araguaia 10
P47	11°21'01.8"S	50°44'19.1"W	Rio Araguaia 11
P48	11°08'29.1"S	50°40'54.1"W	Rio Araguaia 12
P49	11°05'28.1"S	50°36'25.5"W	Rio Araguaia 13
P50	10°58'00.4"S	50°38'38.6"W	Rio Araguaia 14



**Figura 2** - Localização dos pontos amostrais da campanha realizada no Rio Araguaia em janeiro de 2019.



A amostragem ambiental em cada um dos pontos foi acompanhada de medições *in situ* da temperatura da água, salinidade, oxigênio dissolvido e pH, com uma sonda de múltiplos parâmetros Horiba (Kyoto, Japão).

#### 4.2.1 Amostragem de água

Em cada local de amostragem, fez-se uma tríplex lavagem de garrafa de 200 ml de tereftalato de polietileno (PET) antes do seu preenchimento com água a 15 cm abaixo da superfície. As amostras foram coletadas e manipuladas usando luvas duplas de látex e frascos previamente tratados (FADINI; JARDIM, 2001). As amostras de água foram devidamente identificadas, condicionadas com 1,0 ml de solução de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$  65% ultra-pura, Merck), a fim de manter o pH das amostras inferior a 2,0, e resfriadas até o momento da análise, de acordo recomendações da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA, 2002).

#### 4.2.2 Amostragem de sedimentos

As amostras de sedimento foram coletadas manualmente ou usando a draga Eckman. Todas as amostras foram armazenadas em sacos de polietileno e resfriadas até a preparação da amostra e análise química.

#### 4.2.3 Amostragem de plâncton

Em cada ponto de amostragem, com uma motobomba, foram filtrados 500 litros de água da subsuperfície (50 cm) através de duas redes diferentes: uma de malha de 68  $\mu\text{m}$  para o zooplâncton e uma de 20  $\mu\text{m}$  para o fitoplâncton. Após filtração e concentração das amostras em 100 ml de água, estas foram armazenadas em frascos de polietileno, identificadas e resfriadas até o momento da preparação e análise química.

#### 4.2.4 Amostragem de peixes

Os peixes foram coletados com o auxílio de redes de pesca de malhas distintas, armadas nos pontos de coleta e recolhidas após 30 minutos de espera, sempre durante o dia, ao longo de 15 dias.

Cada peixe capturado foi mantido em um saco plástico individual até a preparação da amostra. Depois de tirar sua imagem, pesou-se cada indivíduo (g), e mediu-se seu comprimento padrão (cm) e comprimento total (cm). As amostras foram manuseadas usando luvas de látex. Com uma faca e um bisturi, uma fatia do músculo dorsal de cada indivíduo foi cortada. Essas amostras foram identificadas, armazenadas separadamente em sacos de polietileno transparentes e mantidas congeladas até a análise.

Seguindo guias e chaves de identificação (BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, 1988; SANTOS, G.M.; MÉRONA, B; JURAS, A. A.; JÉGU, 2004), foram identificadas as espécies, as quais foram posteriormente confirmadas por especialistas. Os indivíduos foram classificados em guildas tróficas de acordo com o *FishBase Information and Research Group Inc.* (FROESE, R.; PAULY, 2000).

#### **4.3 Tratamento de Amostras**

Todo o material de vidro utilizado nas análises foi submetido a rigorosos procedimentos de limpeza, que incluíram lavagens ácidas (com HNO<sub>3</sub> 5% por 24 horas) e lavagem com água ultrapura. O material de referência e as soluções em branco foram analisados em triplicatas; amostras de soluções foram analisadas em duplicatas ou triplicatas, de acordo com o material disponível.

As amostras de sedimento foram secas em estufa a 40 °C, maceradas e submetidas a um agitador de peneiras por dez minutos, por onde passaram por peneiras de análise granulométrica (Bronzinox) de abertura de 600 µm, 250 µm, 120 µm e 20 µm. As menores partículas, homogeneizadas, foram armazenadas em *eppendorfs* para quantificação de THg.

As amostras fitoplanctônicas e zooplanctônicas foram filtradas em malha de 20 µm e 68 µm, respectivamente, para diminuição de volume e transferência para tubos tipo Falcon, congeladas e liofilizadas no Laboratório de Toxicologia da FS/UnB usando um Liofilizador K105 (Liobras).

As amostras de musculatura dorsal dos peixes foram degeladas, secas em temperatura ambiente e pesadas no momento da análise.

#### 4.4 Determinação das concentrações totais de Hg

O mercúrio total (THg) representa a soma de todas as espécies de mercúrio presentes nas amostras analisadas (GWOREK *et al.*, 2017). A metodologia de análise foi validada através da utilização de figuras de mérito como taxa de recuperação de padrões de referência, determinação de limites de quantificação e de detecção, e construção de curva analítica com coeficiente de correlação maior ou igual a 0,999. O controle analítico de qualidade foi realizado utilizando Materiais de Referência Certificados (MRC). Para os sedimentos, foi utilizado o SS-2 (solo contaminado), o BCR-463 foi usado para plâncton e DORM-1 para peixes. A recuperação média dos padrões de referência chegou a 108% para peixes, 111% para fitoplâncton e zooplâncton e 88% para sedimentos.

O coeficiente de variação entre os replicados das amostras de sedimento variou de 0 a 16%; para amostras de peixes, variou de 0 a 15%; para fitoplâncton e zooplâncton não havia material biológico suficiente para duplicatas de todas as amostras. Os limites de detecção calculados para THg foram de 0,024 ng para sedimentos, 0,04  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  para plâncton, e 0,06 ng para peixes.

##### 4.4.1 Água

A detecção de THg em água foi realizada no LQAA da Universidade de Brasília, por espectrometria de absorção atômica com sistema gerador de vapor frio Mercury Monitor 3200 Thermo Separation Products. Os parâmetros operacionais do sistema estão relacionados na Tabela 2.

**Tabela 2**-Parâmetros operacionais do espectrômetro de absorção atômica com gerador de vapor frio utilizado para quantificação de THg.

<b>Parâmetros Operacionais</b>	
Pressão de N <sub>2</sub>	---
Fluxo de N <sub>2</sub>	0,4L/min
Agente redutor	SnCl <sub>2</sub> 10% em HCl 10%
Eletrólito de suporte	NaCl 1%
Fluxo de vapor frio da amostra	0,4 L/min

#### 4.4.2 Sedimentos

Determinou-se a concentração de THg em sedimentos no LQAA do Instituto de Química da Universidade de Brasília, por espectrometria de absorção atômica a 250 nm com correção de Zeeman para absorção de fundo associada ao método de decomposição térmica, utilizando um analisador portátil Lumeman® Luminescence Zeeman RA 915+ (Lumex).

As amostras foram pesadas em aliquotas triplicadas. A concentração de THg nos sedimentos foi determinada a partir da correlação entre o sinal de absorbância e uma curva de calibração de concentrações conhecidas de Hg ( $\text{ng.g}^{-1}$ ) (LUMEX; CO; CO, [s.d.]; PANICHEV; PANICHEVA, 2015).

O uso do Zeeman Analyzer RA 915+ e os procedimentos analíticos foram estabelecidos sob as seguintes condições: 45 minutos de tempo de pré-aquecimento; temperatura de pirólise de aproximadamente 800 °C; tempo de análise de 40 segundos; e um volume de amostra de 250  $\mu\text{l}$  para a curva de calibração. As concentrações de trabalho para a curva analítica variaram de 0,5 a 25  $\text{ng.g}^{-1}$  de Hg, diluindo uma solução padrão de mercúrio de 1000  $\mu\text{g.ml}^{-1}$ . O coeficiente de correlação obtido foi de 0,999.

#### 4.4.3 Biota

As concentrações totais de Hg na biota foram analisadas no LQAA do Instituto de Química da Universidade de Brasília, por espectrometria de absorção atômica a 250 nm com correção de Zeeman para absorção de fundo associada ao método de decomposição térmica, utilizando um analisador portátil Lumeman® Luminescence Zeeman RA 915+ (Lumex).

Assim como com os sedimentos, as amostras de biota foram pesadas em aliquotas triplicadas sempre que possível. A concentração de THg foi determinada a partir da correlação entre o sinal de absorbância e uma curva de calibração de concentrações conhecidas de Hg ( $\text{ng.g}^{-1}$ ) (LUMEX; CO; CO, [s.d.]; PANICHEV; PANICHEVA, 2015).

O uso do Zeeman Analyzer RA 915+ e os procedimentos analíticos foram estabelecidos sob as seguintes condições: 45 minutos de tempo de pré-aquecimento; temperatura de pirólise de aproximadamente 800 °C; tempo de análise de 40 segundos; e um volume de amostra de 250  $\mu\text{l}$  para a curva de calibração. As concentrações de trabalho para a curva analítica variaram de 0,5 a 4  $\text{ng.g}^{-1}$  de Hg para plâncton e de 5 a 80  $\text{ng.g}^{-1}$  de Hg para peixes, diluindo uma solução padrão de mercúrio de 1000  $\mu\text{g.ml}^{-1}$ . O coeficiente de correlação obtido foi de 0,999 para plâncton e peixes.

#### 4.5 Fator de Acumulação Biota-Sedimentos (BSAF)

O BSAF foi calculado a partir da razão entre a concentração de THg na biota e sua concentração no sedimento do ponto amostrado (ANKLEY *et al.*, 1992; VIEIRA *et al.*, 2018), para determinar o efeito bioacumulativo do mercúrio nas cadeias alimentares aquáticas.

$$\text{BSAF} = \frac{\text{THg peixe}}{\text{THg sedimento de fundo}}$$

Como os peixes foram coletados em diferentes estágios de maturidade, foi necessário considerar a relação peso-comprimento. Portanto, o valor de BSAF foi corrigido aplicando a equação (LE CREN, 1951):

$$\log W = \log a + n \cdot \log L,$$

onde  $n$  representa a inclinação da linha (0,12), e  $\log a$  sua posição intercepto (2,46). Usamos o comprimento padrão nos cálculos. Depois, multiplicamos o valor BSAF de cada peixe por sua relação comprimento-peso:

$$\text{BSAF corrigido} = \text{BSAF} * \log W$$

#### 4.6 Análises estatísticas

A fim de comparar estatisticamente as concentrações de THg nos sedimentos e biota de diferentes pontos, utilizou-se estatística descritiva para determinar os valores médios para as duplicatas de cada amostra (brancos analíticos, material de referência, biota e sedimentos) bem como para a determinação do desvio padrão e coeficiente de variação para cada análise, e da mediana. Quando necessário, os dados foram transformados em log.

Análise de variância multivariada (MANOVA) com Wilk's  $\lambda$  foi usada para testar se a formação geológica juntamente com o uso do solo influencia significativamente as concentrações de THg, pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, potencial de oxirredução (ORP), sólidos totais dissolvidos (TDS), condutividade e níveis de turbidez nas amostras coletadas.

Para examinar a relação entre grupos geológicos, uso do solo, variáveis físico-químicas e concentrações de THg, atribuímos cada ponto de amostragem a um terreno geológico e a um dos dois usos do solo. Os pontos de amostragem a menos de doze

quilômetros de uma área urbana foram rotulados como “Urbanos” e aqueles a mais de doze quilômetros foram rotulados como “Não-Urbanos”. Os rótulos para os grupos geológicos utilizados foram NPx/NPgama (Neoproterozóico/Paleoproterozóico), NPx/PP2sd/PPgama (para áreas onde houve contato geológico entre terrenos Neoproterozóico, Paleoproterozóico e Quaternário) e Qag (Quaternário). Avaliou-se a significância dos efeitos dependentes da condição considerando cada formação geológica com seu uso da terra como uma condição diferente. Determinamos a significância dos efeitos de condição com Wilk's  $\lambda$ .

Tendo estabelecido quais condições eram significativas, e considerando que o uso da terra está aninhado dentro da geologia, executamos ANOVA aninhada para comparar as médias de THg, OD, pH, temperatura, ORP, TDS, condutividade e turbidez dos grupos categorizados por formação geológica.

Considerou-se a probabilidade  $p < 0,05$  com diferença significativa e intervalos de confiança de 95% entre as médias dos testes realizados. Realizamos o teste Tukey HSD para saber mais sobre os grupos específicos que têm efeito significativo ( $p < 0,05$ ) nas concentrações de THg. Todas as análises estatísticas foram geradas no software Statistica 10 (StatSoft, Inc. 1984 - 2004, EUA).

A fim de aprofundar o entendimento acerca da relação entre as variáveis físico-químicas e os grupos geológicos foi realizada uma PCA (Principal Component Analysis). A PCA foi realizada com a função `prcomp` do pacote `stats`, e o biplot foi construído com a função `ggbiplot` do pacote `ggplot_pca`, com o software R (R Foundation, Viena, Áustria). Os eixos do PCA foram escolhidos com base no critério de Kaiser-Guttman, selecionando apenas os eixos com autovalores acima de 1 (Legendre e Legendre, 2012).

Também foi aplicado o teste U de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis (Statistica 10) para verificar se a formação geológica e o uso da terra têm um impacto significativo nos valores de BSAF.

Para averiguar a relação entre a concentração de Hg em diferentes espécies de peixes e seus hábitos alimentares, as espécies com número total de indivíduos inferior a três foram excluídas desta análise. Realizou-se uma série de regressões lineares para testar a melhor variável para classificar espécies de peixes de forma mais eficiente em níveis tróficos. Com relação à comparação de valores em uma regressão linear, todos os valores precisavam estar na mesma escala. Devido à forma como os valores da *FishBase* são calculados (é uma soma, portanto, logaritimizada), usou-se os valores de comprimento-padrão em logaritmo natural

(LN) na análise. Um nível de risco de 0,05 foi aceito como estatisticamente significativo. O teste t foi utilizado para determinar as equações preditivas em cada regressão linear.

Inicialmente foi realizada uma regressão linear através do *software* Statistica™ 7.0 for Windows (StatSoft, Inc. 1984 - 2004, EUA), para verificar se havia correlação entre os valores de BSAF para peixes e as guildas tróficas encontradas com base nas informações da *FishBase* (FROESE, R.; PAULY; (EDITORS), 2000).

Outra regressão linear, que determinou a relação entre o comprimento padrão (CP) de cada indivíduo e os valores de *FishBase* para cada espécie, forneceu valores previstos para *FishBase* com base no CP. Em seguida, realizou-se outra regressão linear entre CP e THg.

Para verificar se o THg poderia ser utilizado como parâmetro para determinar a posição trófica de uma espécie, uma regressão linear entre THg e Fishbase foi executada. Finalmente, fez-se uma regressão linear para determinar a significância entre os valores previstos para Fishbase (baseado em CP) e os valores de THg.

A relação entre Ln Fishbase e Ln Hg foi determinada usando a regressão linear:  $LN Hg = 4,2295889902631 + 1,5589033314856 * LN med Fishbase$ , onde Hg é a concentração de THg encontrada no tecido muscular (em  $ng.g^{-1}$ ), med Fishbase é o valor previsto do Fishbase para a espécie a partir do LN do comprimento padrão, e 4,229 é a inclinação da regressão linear.

Também foi feita uma regressão linear múltipla para modelar a relação entre CP, valores de Fishbase e THg (variável dependente).

Uma análise de variância multivariada (ANOVA fatorial) foi executada para testar se as concentrações de THg influenciam os valores de Fishbase para posição trófica. Para examinar a relação entre essas variáveis, determinou-se três níveis para os valores da Fishbase: de 2,0 a 2,9; de 3,0 a 3,9; e de 4,0 a 5,0 e atribuiu-se cada indivíduo a um nível. Tendo estabelecido que o THg foi significativo em todos os níveis, fez-se uma ANOVA fatorial para comparar o THg entre esses grupos. O coeficiente de correlação de Spearman foi gerado para avaliar se os parâmetros estavam correlacionados entre si. A significância estatística foi inferida se  $p < 0,05$ . O teste Tukey HSD foi utilizado para saber mais sobre os grupos específicos que tiveram efeito significativo ( $p < 0,05$ ) nas concentrações de THg.

Essas análises estatísticas foram feitas com o software XLSTAT 2021.4.1.1182.

## **5 Influência da geologia e urbanização na presença de mercúrio nos sedimentos e nos parâmetros físico-químicos da água do Médio Rio Araguaia**

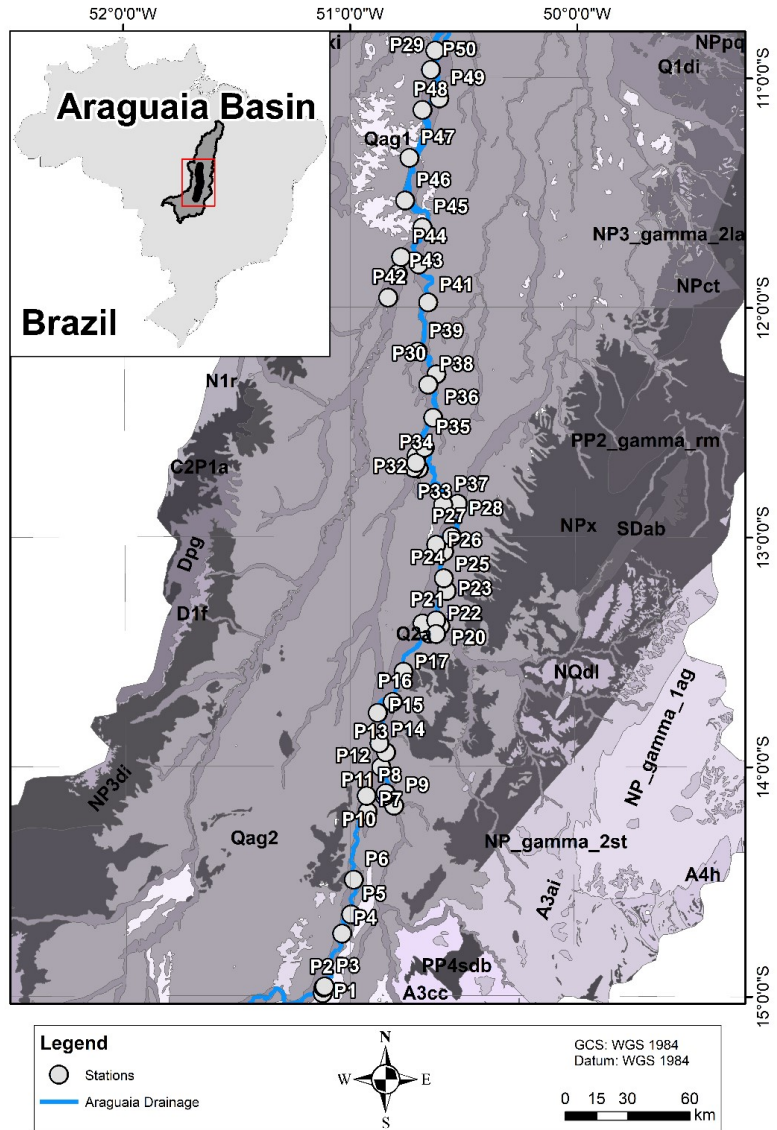
### **5.1 Geologia do Médio Rio Araguaia**

Correndo pelo Cerrado e pela floresta amazônica em sua bacia inferior, o rio Araguaia é considerado o principal sistema fluvial do Brasil central, e possui três grandes trechos: alto, baixo e médio (VALENTE; LATRUBESSE; FERREIRA, 2013), que é o foco deste estudo. Considerando que a litosfera age como um reservatório natural de mercúrio e que a concentração desse metal pode diferir de acordo com a constituição da rocha, isto pode, conseqüentemente, influenciar na quantidade que é liberada para o meio ambiente (DRISCOLL *et al.*, 2013). Sendo assim, foi feito um levantamento da constituição geológica da porção média do Rio Araguaia.

Quanto à sua geomorfologia, a planície de inundação do Médio Araguaia, localizada inteiramente dentro do Cerrado, desenvolveu-se na bacia sedimentar do Bananal, que é a principal bacia intracratônica quaternária da América do Sul (VALENTE; LATRUBESSE, 2012). Existe uma área denominada “cinturão Araguaia”, que é representativa da colagem Neoproterozóica-Cambriana de Gondwana Ocidental, na região centro-norte do Brasil (CPRM, 2016). Nossa área de estudo apresenta rochas em um gradiente geológico específico, com áreas de origem máfica mais ao sul, com maior potencial de mobilização de mercúrio, e predominância de rochas sedimentares mais ao norte.

Ao Sul, a área é constituída por rochas ígneas plutônicas (biotita granito, alcali-granito, tonalito, metassienogranito, metamonzogranito) (CPRM, 2011) e rochas de baixo a médio grau metamórfico, constituídas por clorita, xistos, filitos, ardósias e muscovita-xistos de biotita (MOURA *et al.*, 2008). Em sua porção média, a região também apresenta rochas de baixo a médio grau metamórfico, juntamente com anfibolitos espessos e finos, seguidos por rochas metapiroclásticas e metatufos intermediários a ácidos, rochas metavulcânicas ácidas (ARAÚJO; FAWCETT; SCOTT, 1995), e um complexo composto por gnaiss granodiorito, gnaiss granítico, anfibolito, trondhjemitos, gnaiss milonítico, migmatito e rocha calcissilicatada (LEAO NETO; OLIVIATTI, 1983; PINHEIRO; MOURA; DE SOUSA GORAYEB, 2011). Ao Norte, rochas sedimentares, como arenitos, siltitos, argilitos, folhelhos, mangas e areias arcoseanas constituem a área (CPRM, 2011) (Fig. 3).





**Figura 3** - Geologia da área de estudo - Planície de inundação do Médio Rio Araguaia.

De acordo com a geocronologia, a geologia da área de estudo compreende as seguintes unidades geológicas:

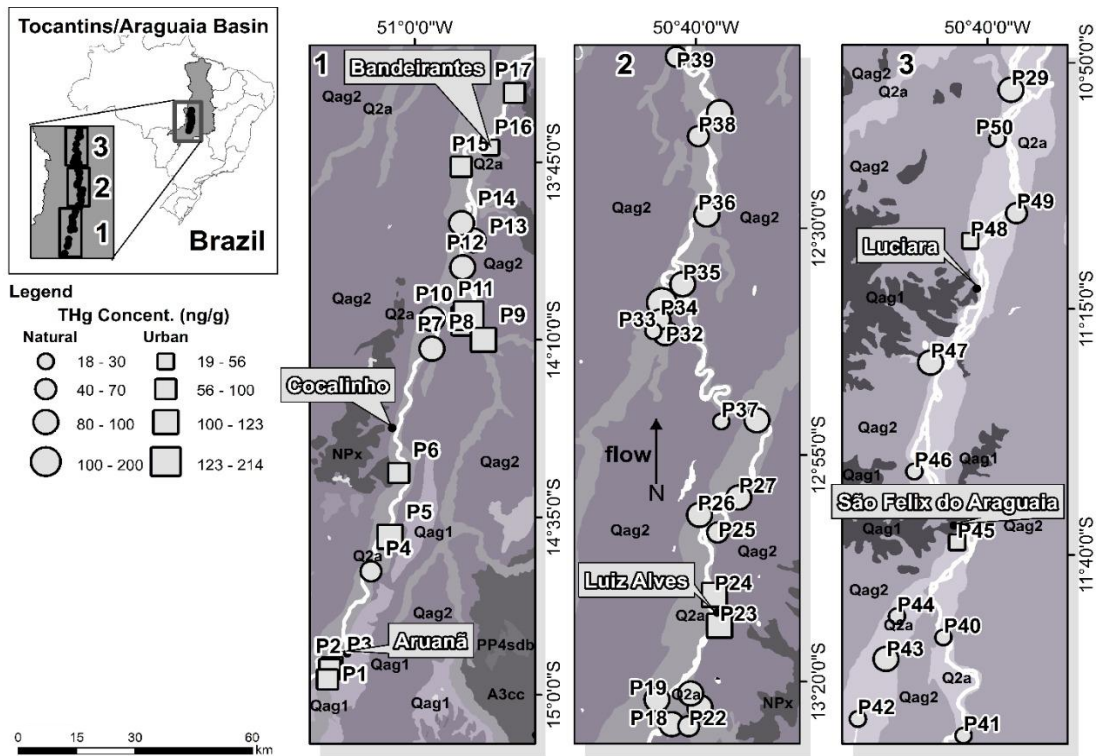
- Depósitos de idade neógena (Qag), que são constituídos principalmente por depósitos aluviais e terraços com coberturas detrito-lateríticas espalhadas por várias áreas de superfícies pediplanadas (CPRM, 2011).
- Unidade Suite Santa Teresa (NPgama) de idade Ediacarana Neoproterozóica (650Ma), constituída por rochas ígneas plutônicas (CPRM, 2011).
- Supergrupo Baixo Araguaia (Npx), composto por xistos cloríticos, filitos, ardósias e xistos moscovita-biotita das formações Couto Magalhães, Pequizeiro e Xambioá (MOURA *et al.*, 2008). Hasui, Abreu e Silva (1977) estudaram zircão detritico em quartzitos da

formação Pequizeiro e a datação desses zircões mostrou que a idade máxima de deposição desta sequência foi de  $733 \pm 9$ Ma.

- Grupo Serra da Mesa (PP4sdb), com a presença de uma unidade basal iniciando com anfíbolitos espessos bandados na base, seguidos por rochas metapiroclásticas e metatufos intermediários a ácidos, dando lugar a anfíbolitos finos, granada-biotita-moscovita-quartzoxisto e quartzitos, além de diques básicos e ultrabásicos. Na unidade intermediária prevalecem as rochas metavulcânicas ácidas, com metapelitos e metassedimentos químicos subordinados, deslocando-se para a unidade superior com a predominância de metassedimentos pelíticos aluminosos acompanhados de metachertes e formações ferríferas bandadas (LEAO NETO; OLIVIATTI, 1983). Araujo, Fawcett e Scott (1995) observaram que a presença de corpos sulfetos maciços estava associada a zonas de alteração hidrotermal sobre anfíbolitos finos, típicos de depósitos vulcanogênicos singenéticos, e caracterizaram esses anfíbolitos finos como derivados de basaltos toleíticos meso-oceânicos. Corrêa e Macambira (2014) atribuíram aos anfíbolitos médios a espessos presentes na unidade basal um aspecto gabróico e um comportamento geoquímico típico de corpos intrusivos ou subvulcânicos.

- A Unidade Rio dos Mangues (PP2gama) de idade Paleoproterozóica (Riatiana) ( $2200 \pm 26$ Ma) é composta por fissuras crustais continentais, e magmatismo de arco e infracrustal. Geralmente há uma morfologia batólita predominante na paisagem, com metamorfismo anfíbolítico (LEAO NETO; OLIVIATTI, 1983; PINHEIRO; MOURA; DE SOUSA GORAYEB, 2011).

A área amostrada foi dividida em três segmentos de dimensões semelhantes, que foram nomeados de acordo com o contato geológico e afloramentos identificados na região: **grupo 1** - Unidade neoproterozóica Xambioá (NPx) e suíte neoproterozóica Santa Tereza (NPgama); **grupo 2** - Unidade neoproterozóica Xambioá (NPx), unidade paleoproterozóica Serra Dourada (PP2sd) e complexo paleoproterozóico Rio dos Mangues (PPgama); e **grupo 3** - Quaternário (Qag) (Figura 4).



**Figura 4** – Separação da área de estudo em 3 segmentos: grupo 1 (mais ao Sul), grupo 2 (central) e grupo 3 (mais ao Norte) - Planície de inundação do Médio Rio Araguaia.

## 5.2 Resultados

Os sedimentos são de grande interesse na avaliação da contaminação de um determinado corpo hídrico (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2016). A concentração de mercúrio total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do Médio Rio Araguaia variou conforme a Tabela 3.

**Tabela 3** - Concentrações de THg em amostras de sedimentos coletadas em 50 lagos da planície de inundação do rio Araguaia em janeiro/19.

Ponto	Uso solo	Curso d'água	THg ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	Ponto	Uso solo	Curso d'água	THg ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )
P01	Urb	Lago Velho	0,0659	P26	N-Urb	Lago Varal	0,0753
P02	Urb	Lago Arranca Anzol 2	0,0891	P27	N-Urb	Lago Chapéu de Palha	0,0866
P03	Urb	Lago Tainã	0,0901	P28	N-Urb	Lago do Goiaba	0,0804
P04	N-Urb	Lago Mata Coral	0,0525	P29	N-Urb	Lago Rio Araguaia	0,1009
P05	N-Urb	Lago das Cangas	0,1004	P30	Urb	Lago Bela Vista	0,0697
P06	Urb	Lago Dumba	0,0853	P31	Urb	Laguinho do Carlinhos	0,1695
P07	N-Urb	Lago Rico	0,0769	P32	N-Urb	Rio Cristalino 1	0,0700
P08	N-Urb	Lago da Saudade	0,0766	P33	N-Urb	Rio Cristalino 2	0,0336
P09	Urb	Rio do Peixe 1	0,1133	P34	N-Urb	Rio Cristalino 3	0,0525
P10	Urb	Rio do Peixe 2	0,2140	P35	N-Urb	Lago do Caracol	0,0712
P11	Urb	Rio do Peixe 3	0,1799	P36	N-Urb	Rio Araguaia 3	0,0921
P12	N-Urb	Lago do Fuzil	0,0800	P37	N-Urb	Lago Comprido I	0,0307
P13	N-Urb	Lago Landi	0,0876	P38	N-Urb	Lago Comprido II	0,0445
P14	N-Urb	Lago São Joaquim	0,0837	P39	N-Urb	Riozinho	0,0449
P15	Urb	Lago Cocal	0,0893	P40	N-Urb	Rio Araguaia 7	0,0230
P16	Urb	Lago S. J. dos Band.	0,0413	P41	N-Urb	Rio Araguaia - Lago	0,0329
P17	Urb	Lago Piedade	0,0852	P42	N-Urb	Rio das Mortes 1	0,0184
P18	N-Urb	Lago do Japonês	0,0802	P43	N-Urb	Rio das Mortes 2	0,1081
P19	N-Urb	Lago Montaria	0,0789	P44	N-Urb	Rio das Mortes 3	0,0258
P20	N-Urb	Rio Crixás 1	0,1035	P45	Urb	Rio Araguaia 9	0,0191
P21	N-Urb	Rio Crixás 2	0,0849	P46	N-Urb	Rio Araguaia 10	0,0339
P22	N-Urb	Rio Crixás 3	0,0592	P47	N-Urb	Rio Araguaia 11	0,0724
P23	Urb	Lago Luis Alves	0,1237	P48	Urb	Rio Araguaia 12	0,0560
P24	Urb	Lago do Brito	0,1030	P49	N-Urb	Rio Araguaia 13	0,0654
P25	N-Urb	Lago Piratinga	0,0525	P50	N-Urb	Rio Araguaia 14	0,0305

**Nota:** Urb: Urbano; N-Urb: Não-Urbano.

Ao separar os pontos de amostragem conforme o uso do solo (Não-Urbano/Urbano), 16 pontos de amostragem atenderam aos critérios de “Urbano” e estão próximos aos municípios de Aruanã, Cocalinho, Nova Crixás, Bandeirantes, Luiz Alves, São Felix e Luciara. Pontos de amostragem próximos a Nova Crixás (P09, P10 e P11) e Luiz Alves (P23 e P24) apresentaram as maiores concentrações de THg (Tabela 3).

Para investigar se a diferença entre as concentrações de Hg e dos outros parâmetros físico-químicos nos diferentes pontos amostrados era estatisticamente significativa, foi realizada uma MANOVA, cujo resultado pode ser visto na Tabela 4.

**Tabela 4** - Resultado do teste multivariado de significância para THg, pH, DO, temperatura, ORP, TDS, condutividade e turbidez.

	Teste	Valor	F	Efeito	Erro	p
Intercept	Wilks	0,0009	3615,33	10	35,000	0,000000
Geologia (uso do solo)	Wilks	0,1358	2,33	40	134,571	0,000168
Uso do solo	Wilks	0,6285	2,06	10	35,000	0,055159

A MANOVA indicou que a interação entre grupos geológicos e uso do solo teve significância estatística para as variáveis físico-químicas analisadas ( $p = 0,000168$ ), e que o uso do solo foi significativo na interação ( $p = 0,055159$ ). A fim de determinar quais variáveis foram mais significativamente influenciadas pela interação entre a geologia da área e uso do solo, executou-se uma ANOVA aninhada. Os resultados desta análise para todas as variáveis físico-químicas podem ser vistos na Tabela 5. A ANOVA aninhada univariada revelou que o uso da terra teve um impacto significativo no THg do sedimento; no entanto, quando se considerou o uso da terra aninhado na formação geológica, a interação com o THg no sedimento tornou-se ainda mais forte. Além disso, o uso da terra aninhado na geologia influenciou estatisticamente OD, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (Tabela 5).

**Tabela 5** - Valores-P da Análise Univariada (nested ANOVA).

	THg	OD	pH	Temp	Cond	TDS	Turb	ORP
<b>Intercept</b>	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
<b>Geologia (uso do solo)</b>	0,001119	0,005020	0,006678	0,246392	0,000009	0,000008	0,084031	0,525100
<b>Uso do solo</b>	0,005012	0,004068	0,002085	0,660644	0,647456	0,647174	0,305276	0,787110

**Nota:** THg: THg em sedimentos; OD: oxigênio dissolvido; Temp: temperatura; Cond: condutividade elétrica; TDS: sólidos totais dissolvidos; Turb: turbidez; ORP: potencial de oxi-redução.

Os resultados de mercúrio serão apresentados separadamente dos outros parâmetros. A Tabela 6 apresenta valores de média e desvio padrão das concentrações de mercúrio para cada grupo geológico e respectivo uso do solo e a existência de diferença significativa entre essas categorias (ANOVA aninhada).

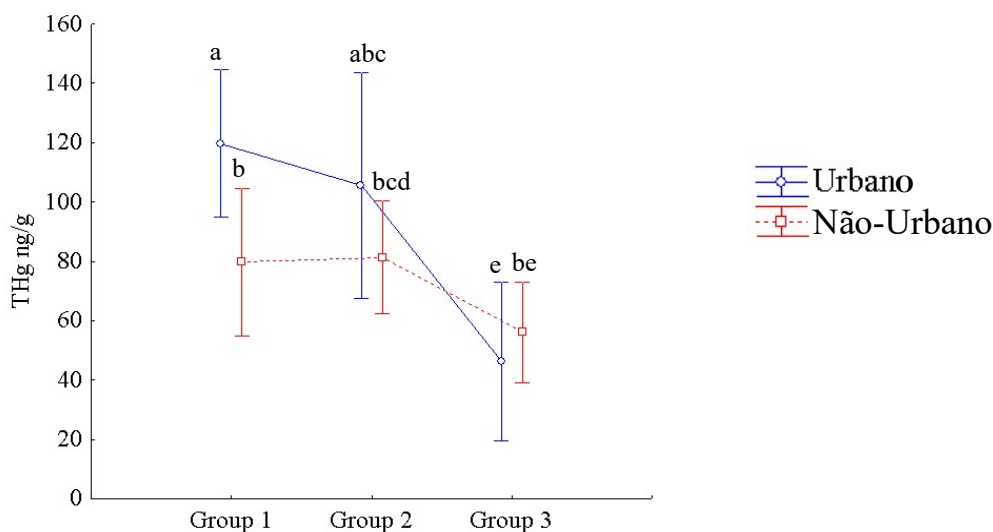
**Tabela 6** - Valores médios e desvio-padrão de THg para cada grupo geológico e uso do solo.

Grupo Geológico	N	Hg (ng.g <sup>-1</sup> ) Média ± DP
<b>Total</b>	50	76,14 ± 39,03
NPx/ NPgama (Urbano)	7	†119,71 ± 05,44 <sup>a</sup>
NPx/ NPgama (Não-Urbano)	7	*79,74 ± 14,53 <sup>b</sup>
NPx/PP2sd/PPgama (Urbano)	3	*105,40 ± 17,29 <sup>abc</sup>
NPx/ PP2sd/PPgama (Não-Urbano)	12	*81,36 ± 17,89 <sup>bcd</sup>
Qag (Urbano)	6	46,27 ± 21,37 <sup>e</sup>
Qag (Não-Urbano)	15	*56,05 ± 38,62 <sup>be</sup>

Nota: <sup>1</sup>\* p < 0.05; † p < 0.001 (nested ANOVA).

<sup>2</sup> As letras comparam as médias entre os grupos. As médias com letras diferentes são significativamente diferentes - p < 0,05 (teste de Tukey).

As concentrações médias de THg variaram significativamente entre as formações geológicas, sendo maiores nos locais de amostragem NPx/PP2sd/PPgama Urbano e NPx/NPgama Urbano (Tabela 6). O teste *post-hoc* de Tukey foi utilizado para testar o efeito dos grupos geológicos nas concentrações de THg e os resultados estão apresentados na Figura 5 para melhor visualização.



**Figura 5** - Diferença nas concentrações de THg segundo grupos geológicos e usos do solo.

<sup>1</sup> As letras comparam médias entre níveis de variáveis. As médias com letras diferentes são significativamente diferentes - p < 0,05 (teste de Tukey).

<sup>2</sup> Grupo 1: NPx/ NPgama; Grupo 2: NPx/ PP2sd/PPgama; Grupo 3: Qag.

A Figura 5 mostra que as concentrações de mercúrio variaram significativamente entre as áreas Não-Urbana e Urbana apenas no Grupo 1 (p = 0,02). Não houve diferença significativa de THg nos sedimentos entre os Grupos 1 e 2, apenas entre Grupo 1 Urbano e

Grupo 2 Não-Urbano ( $p = 0,017$ ). As menores concentrações de mercúrio foram determinadas em terrenos quaternários (Grupo 3), com uma redução estatisticamente significativa em áreas Urbanas, quando comparadas com o Grupo 1 Urbano ( $p = 0,0002$ ) e Grupo 2 Urbano ( $p = 0,014$ ), e entre o Grupo 3 Não-Urbano e o Grupo 2 Não-Urbano ( $p = 0,051$ ). No entanto, não houve uma diferença estatística entre os usos da terra nesse grupo.

As concentrações médias dos parâmetros físico-químicos para cada grupo geológico e respectivo uso do solo estão apresentadas na Tabela 7.

O teste *post-hoc* de Tukey foi utilizado para testar o efeito dos grupos geológicos nas concentrações dos diferentes parâmetros da água. Para facilitar a visualização dos resultados, o efeito pode ser observado na Figura 6. Como não houve diferença estatística em relação ao ORP (Tabela 7), ele não está retratado na Figura 5. TDS e condutividade são parâmetros correlacionados; portanto, como esperado, eles apresentaram um comportamento semelhante (Tabela 7). Por causa dessa correlação, apenas o TDS é exibido na Figura 6.

**Tabela 7** - Valores de média e desvio-padrão das variáveis físico-químicas para cada categoria.

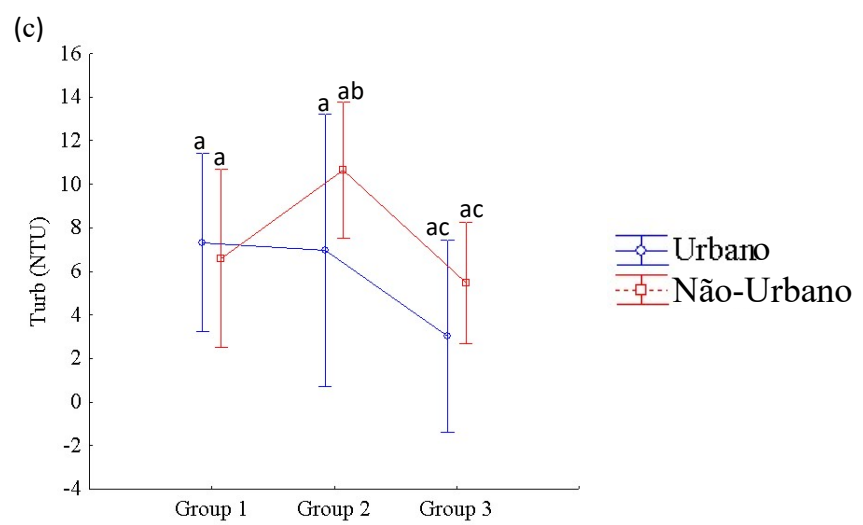
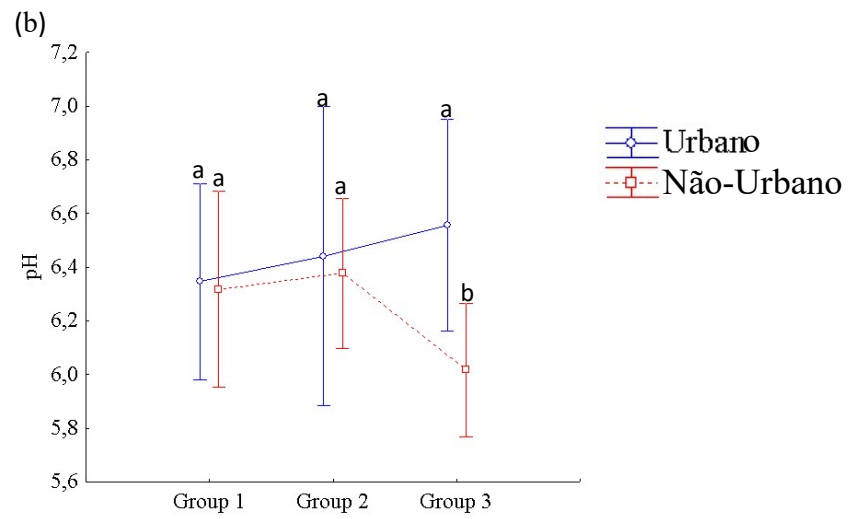
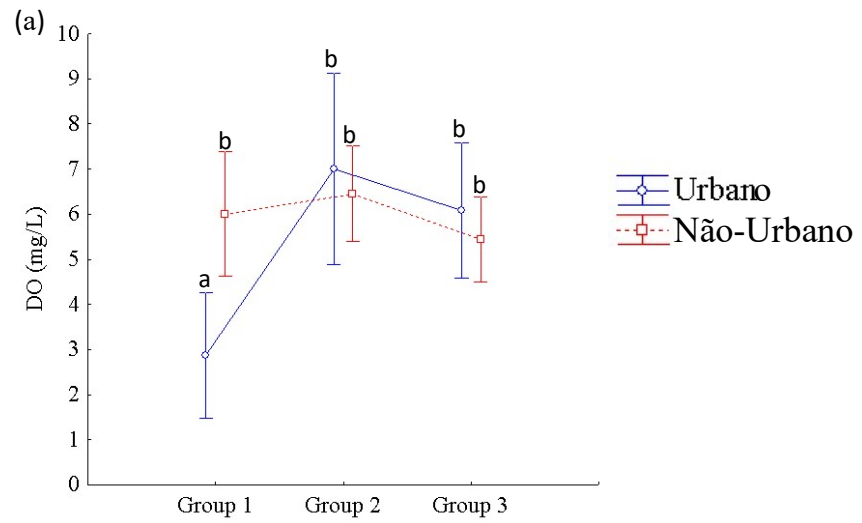
Grupos	Uso do solo	N	OD (mg/L)	pH	Turb (NTU)	Temp (°C)	Cond (mS/cm)	ORP	TDS (g/L)
			Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
		50	5.57 ± 2.10	6.28 ± 0.49	6.92 ± 5.64	30.61 ± 1.74	0.035 ± 0.013	241.42 ± 54.06	0.023 ± 0.008
1	Urbano	8	*2.86 ± 1.81 <sup>a</sup>	*6.34 ± 0.45 <sup>a</sup>	7.32 ± 3.92 <sup>a</sup>	29.46 ± 1.09 <sup>a</sup>	†0.043 ± 0.008 <sup>a</sup>	244.57 ± 82.91	†0.028 ± 0.005 <sup>a</sup>
	Não-Urbano	6	6.00 ± 1.95 <sup>b</sup>	*6.31 ± 0.40 <sup>a</sup>	6.58 ± 1.28 <sup>a</sup>	30.32 ± 1.34 <sup>a</sup>	*0.036 ± 0.005 <sup>a</sup>	262.42 ± 24.79	*0.023 ± 0.003 <sup>a</sup>
2	Urbano	5	7.00 ± 0.61 <sup>b</sup>	†6.44 ± 0.20 <sup>a</sup>	6.96 ± 1.76 <sup>a</sup>	31.58 ± 1.90 <sup>a</sup>	*0.045 ± 0.007 <sup>a</sup>	256.00 ± 58.02	*0.029 ± 0.005 <sup>a</sup>
	Não-Urbano	10	6.45 ± 2.00 <sup>b</sup>	*6.37 ± 0.41 <sup>a</sup>	10.65 ± 9.46 <sup>ab</sup>	31.38 ± 2.37 <sup>b</sup>	†0.046 ± 0.008 <sup>a</sup>	225.33 ± 54.09	†0.029 ± 0.005 <sup>a</sup>
3	Urbano	2	6.07 ± 1.92 <sup>b</sup>	*6.55 ± 0.25 <sup>a</sup>	3.01 ± 0.9 <sup>ac</sup>	30.46 ± 0.95 <sup>ab</sup>	0.024 ± 0.008 <sup>b</sup>	221.00 ± 30.79	0.015 ± 0.005 <sup>b</sup>
	Não-Urbano	19	5.43 ± 1.69 <sup>b</sup>	6.01 ± 0.62 <sup>b</sup>	5.46 ± 3.46 <sup>ac</sup>	30.53 ± 1.63 <sup>ab</sup>	0.026 ± 0.013 <sup>b</sup>	248.26 ± 56.38	0.016 ± 0.008 <sup>b</sup>

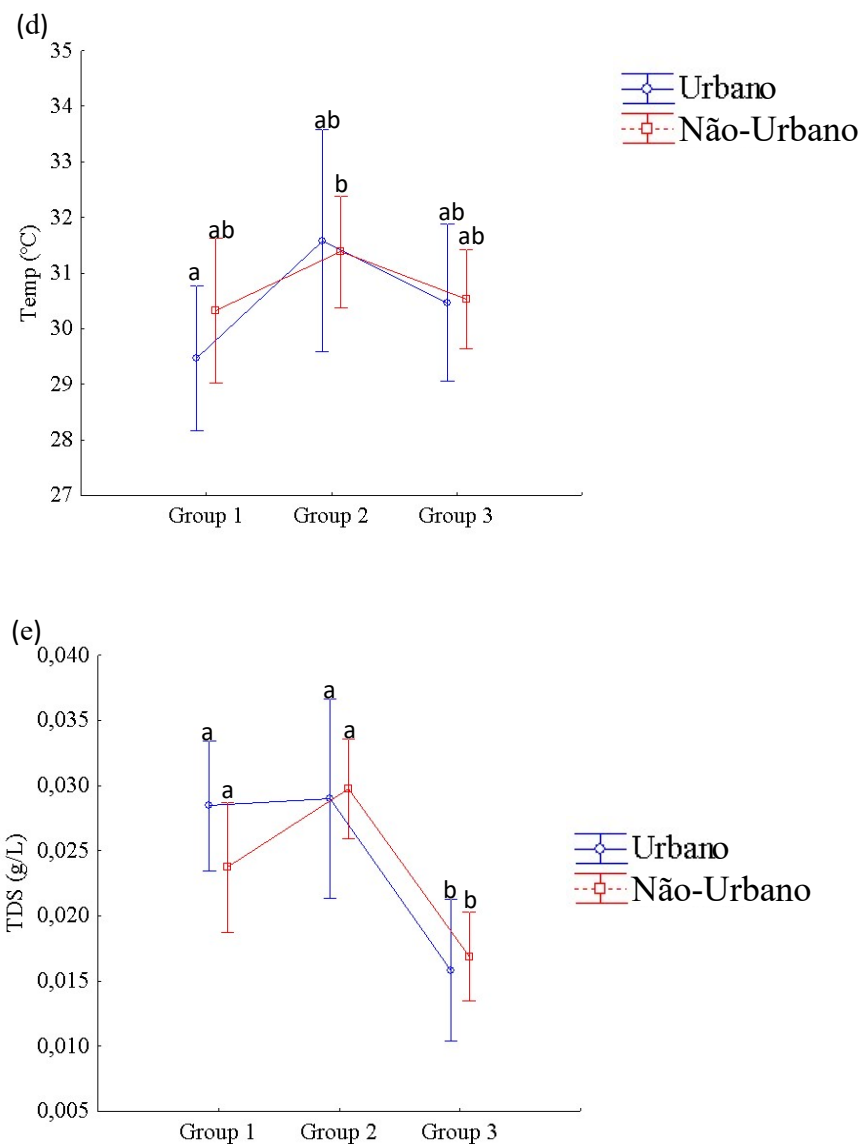
**Nota:** <sup>1</sup>\* p < 0.05; † p < 0.001 (ANOVA aninhada).

<sup>2</sup> Letras minúsculas diferentes denotam diferenças significativas entre linhas (grupos) de acordo com o Teste de Tukey (p < 0,05).

<sup>3</sup> Grupo 1: NPx/ NPgama; Grupo 2: NPx/ PP2sd/PPgama; Grupo 3: Qag.







**Figura 6** - Diferença em OD (a), pH (b), turbidez (c), temperatura (d) e TDS (e), segundo grupos geológicos e usos da terra.

<sup>1</sup> Médias com letras distintas são estatisticamente diferentes em  $p < 0,05$  (teste de Tukey).

<sup>2</sup> Grupo 1: NPx/ NPgama; Grupo 2: NPx/ PP2sd/PPgama; Grupo 3: Qag.

A ANOVA (Tabela 7; Figura 6a) mostrou uma diminuição significativa dos níveis médios de OD no Grupo 1 Urbano (Grupo 2 Urbano:  $p = 0,002$ ; Grupo 2 Não-Urbano:  $p = 0,0001$ ; Grupo 3 Urbano:  $p = 0,002$ ; Grupo 3 Não-Urbano:  $p = 0,003$ ). Houve diferença estatística entre os usos do solo apenas no Grupo 1 ( $p = 0,002$ ). Esta análise (Tabela 7; Figura 6b) também evidenciou uma diminuição significativa dos níveis de pH no Grupo 3 Não-Urbano (Grupo 1 Urbano:  $p = 0,05$ ; Grupo 1 Não-Urbano:  $p = 0,05$ ; Grupo 2 Urbano:  $p = 0,05$ ; Grupo 2 Não-Urbano:  $p = 0,058$ ) e entre os usos do solo no Grupo 3 ( $p = 0,02$ )

Destaca-se que a turbidez só teve diferença estatística entre o Grupo 2 Não-Urbano e o Grupo 3 Urbano ( $p = 0,006$ ) e Grupo 3 Não-Urbano ( $p = 0,01$ ) (Tabela 7; Figura 6c), enquanto a temperatura só diferiu significativamente entre o Grupo 1 Urbano e o Grupo 2 Não-Urbano ( $p = 0,02$ ) (Tabela 7; Figura 6d). TDS apresentou uma diferença estatística no Grupo 3, mas não entre os usos do solo neste grupo. O Grupo 3 Urbano divergiu significativamente do Grupo 1 Urbano ( $p = 0,001$ ), do Grupo 1 Não-Urbano ( $p = 0,03$ ), do Grupo 2 Urbano ( $p = 0,006$ ) e do Grupo 2 Não-Urbano ( $p = 0,0001$ ), enquanto o Grupo 3 Não-Urbano apresentou diferença estatística quanto ao Grupo 1 Urbano ( $p = 0,0003$ ), do Grupo 1 Não-Urbano ( $p = 0,02$ ), do Grupo 2 Urbano ( $p = 0,005$ ) e do Grupo 2 Não-Urbano ( $p < 0,0001$ ) (Tabela 7; Figura 6e).

A análise tipo III dos parâmetros e o  $\beta$  para todas as variáveis físico-químicas são apresentados na Tabela 8. O Grupo 3 Não-Urbano foi removido e utilizado para avaliar a interação de cada preditor. Esses resultados indicaram que o THg no sedimento foi mais ativo no Grupo 1 Urbano e as variáveis mais ativas em cada grupo foram: Grupo 1 Urbano: THg ( $\beta = 0,57$ ); Grupo 1 Não-Urbano: Ec ( $\beta = 0,27$ ); Grupo 2 Urbano: Ec ( $\beta = 0,34$ ); Grupo 2 Não-Urbano: Ec e TDS ( $\beta = 0,64$ ); Grupo 3 Urbano: pH ( $\beta = 0,36$ ). O OD apresentou o maior  $\beta$  ( $\beta = -0,42$ ) no Grupo 1 Urbano. Dessa maneira, conclui-se que THg e OD agiram de forma oposta, pois o mercúrio teve um impacto positivo enquanto OD teve impacto negativo.

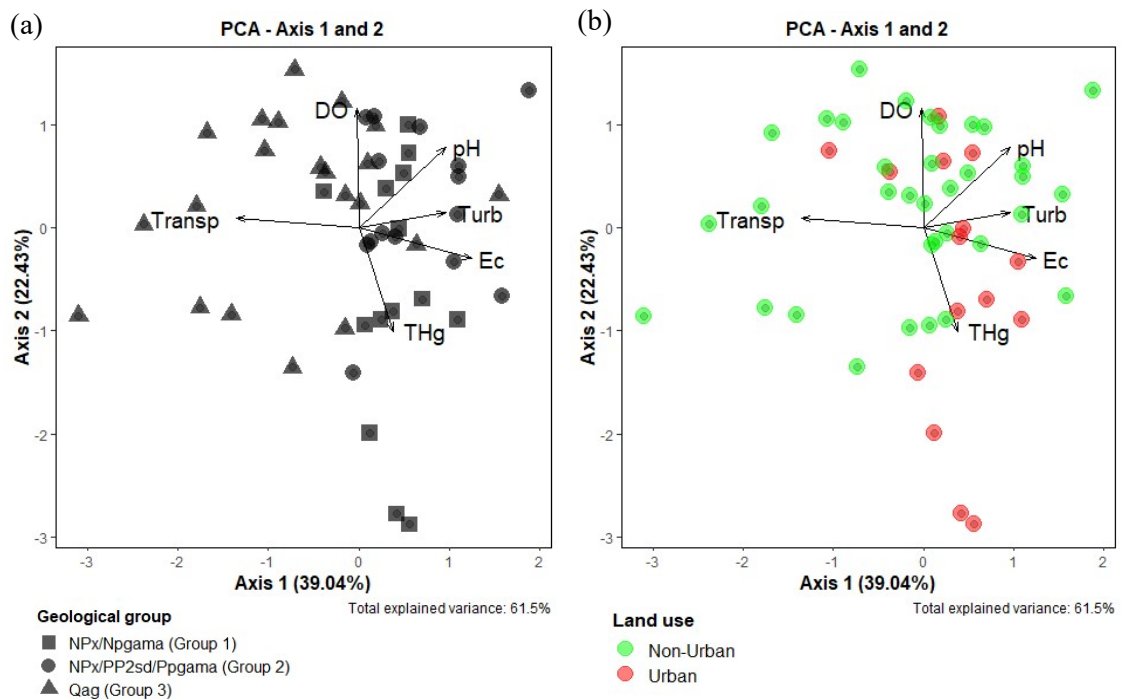
**Tabela 8** - Estimativas de parâmetros (ANOVA aninhada).

Grupos	Uso do solo	THg		OD		pH		Turbidity		Temp.		Cond.		ORP		TDS	
		Par.	$\beta$	Par.	$\beta$	Par.	$\beta$	Par.	$\beta$	Par.	$\beta$	Par.	$\beta$	Par.	$\beta$	Par.	$\beta$
1	Urbano	63,65	0,57	-2,57	-0,42	0,32	0,23	1,86	0,11	-1,07	-0,21	0,01	0,46	-3,69	-0,02	0,01	0,47
	Não-Urbano	23,68	0,21	0,56	0,09	0,30	0,21	1,12	0,06	-0,20	-0,04	0,01	0,27	14,16	0,09	0,006	0,27
2	Urbano	49,34	0,30	1,56	0,17	0,42	0,20	1,50	0,06	1,04	0,14	0,01	0,34	7,73	0,03	0,01	0,33
	Não-Urbano	25,30	0,27	1,01	0,20	0,36	0,31	5,19	0,39	0,84	0,20	0,01	0,64	-22,93	-0,18	0,01	0,64
3	Urbano	-9,78	-0,08	0,63	0,09	0,54	0,36	-2,44	-0,14	-0,07	-0,01	-0,00	-0,03	-27,26	-0,16	-0,001	-0,03
	Não-Urbano	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	

**Nota:** Grupo 1: NPx/ NPgama; Grupo 2: NPx/ PP2sd/PPgama; Grupo 3: Qag.

O intervalo de confiança de 95% mostrou que a interação entre o uso do solo e a geologia, representada pelos três grupos atribuídos à área de estudo, foi um fator importante que influenciou a variabilidade nas concentrações de mercúrio total nos sedimentos do Médio Rio Araguaia. Esses resultados permitiram determinar quais variáveis diferiram significativamente entre as distintas formações geológicas com seus respectivos usos do solo aninhados, a magnitude de sua influência e quais não foram afetadas por essa interação, mas não permitiu encontrar um padrão entre os parâmetros físico-químicos da água e os grupos. Isto pode ser atribuído à complexidade do estudo, à extensão da área de estudo ou à divergência no número de pontos amostrais Não-Urbanos e Urbanos.

A fim de explorar ainda mais os padrões espaciais das variáveis físico-químicas da água afetadas por diferentes formações geológicas e proximidade de áreas urbanizadas, os dados foram submetidos a um método estatístico espacial multivariado. A Análise de Componentes Principais (PCA) foi usada para determinar a similaridade das condições ambientais medidas entre os pontos de coleta. A ordenação dos pontos amostrais de acordo com os parâmetros ambientais medidos está plotada na Figura 7, onde é possível analisar como os parâmetros da água se relacionam tanto com a geologia (Fig. 7a) quanto com o uso do solo (Fig. 7b).



**Figura 7** - Biplot representando a ordenação das variáveis e amostras em termos de geologia (a) e uso da terra (b) de acordo com os resultados da PCA.

THg: THg em sedimentos; DO: oxigênio dissolvido; Ec: condutividade elétrica; Turb: turbidez; Transp: transparência.

Os eixos 1 e 2 da PCA explicaram 61,5% da variação dos dados. A PC 1 mostrou que a transparência (-0,89) está negativamente relacionada com pH (0,63), turbidez (0,63) e condutividade (0,82), enquanto a PC 2 mostrou que THg (-0,67) está negativamente associado com OD (0,75) e pH (0,52). Conforme mostrado na Figura 7a, existe uma separação distinta entre amostras de terrenos quaternários (Grupo 3). A Figura 7b indica uma associação de estações Urbanas com mercúrio.

### 5.3 Discussão

Os resultados indicam que o THg nos sedimentos de lagos da planície de inundação do Médio Rio Araguaia está relacionado à interação da geologia da área e seu uso da terra. As análises estatísticas revelaram que a quantidade de mercúrio foi significativamente influenciada por essa interação no Grupo 1 e no Grupo 2, sendo esta influência mais forte no Grupo 1 Urbano. A concentração de THg nos sedimentos não diferiu significativamente entre o Grupo 1 e o Grupo 2 (Tabela 6), mas houve redução estatística no Grupo 3 (Fig. 5). O Grupo 1 (NPx/NPgama) é formado por rochas vulcânicas e máficas, como biotita, moscovita, quartzo, xisto, granito, alcali-granito e tonalito (BIZZI *et al.*, 2003; FERREIRA; SHINZATO, E.; DANTAS; TEIXEIRA, 2011; HASUI; ABREU; SILVA, 1977; MOURA *et al.*, 2008) enquanto o Grupo 2 (NPx/PP2sd/PPgama) é constituído por rochas vulcânicas, máficas e sedimentares (biotita, quartzo moscovita, xisto, arenito, siltito, silte, argila, areia, gnaiss) (ARAÚJO; FAWCETT; SCOTT, 1995; CORRÊA; MACAMBIRA, 2014; LEO NETO; OLIVIATTI, 1983). A ausência de diferença estatística (Tabela 6; Fig. 5) entre esses grupos pode ser devida à similaridade de constituição rochosa. O número desigual de locais de amostragem Urbana no Grupo 1 (n = 7) e Grupo 2 (n = 3) não foi considerado um empecilho porque o THg do sedimento apresentou o mesmo padrão nesses grupos, sendo maior nos locais de amostragem Urbana ( $119,71 \pm 55,44 \text{ ng.g}^{-1}$  e  $105,40 \pm 17,29 \text{ ng.g}^{-1}$ , respectivamente), apesar dessa diferença. Devido a questões regionais, a área de estudo possui poucos municípios, o que dificultou um número equilibrado de pontos Urbanos e Não-Urbanos em todas as categorias.

O Grupo 1 apresentou a maior média para THg (Tabela 6) e houve diferença estatística (p = 0,02) entre os usos do solo dentro deste grupo (Fig. 5), mas não houve distinção significativa entre os usos da terra no Grupo 2 ou no Grupo 3. No Grupo 3, que também teve um número desigual de locais Urbanos (n=6) e Não-Urbanos (n=15), o THg do

sedimento foi maior em locais não urbanos. Assim, a diferença no número de locais de amostragem urbanos e não-urbanos não foi considerada uma distorção.

Embora não tenha havido diferença estatística entre os usos da terra no Grupo 3, o THg do sedimento foi maior nos locais Não-Urbanos. Isso pode ser devido a incêndios florestais, que ocorrem principalmente em áreas naturais. Barbosa *et al.* (2022) avaliaram a ocorrência de fogo em diferentes classes de uso da terra na planície de inundação do Pantanal e constataram que grandes proporções de áreas queimadas foram observadas em cerrado natural e formações florestais. Em escala nacional, aproximadamente 81% das áreas queimadas entre 2002 e 2019 correspondem a áreas naturais (ARAÚJO *et al.*, 2012). A distribuição espacial da intensidade de uso da terra na região do Médio Araguaia mostrou que as áreas com menor probabilidade de intensidade de uso da terra estão localizadas na região norte (PROJETO MAPBIOMAS, 2022), que corresponde ao Grupo 3 deste estudo. Diferentes estudos relataram que os incêndios florestais têm o potencial de volatilizar Hg da vegetação e do solo, aumentando a emissão de Hg atmosférico ( $Hg^0$ ) e o carreamento de  $Hg^{2+}$  ligado ao material particulado para os corpos d'água (ABRAHAM *et al.*, 2017; KOCMAN *et al.*, 2017). Isso poderia explicar o maior nível de mercúrio no sedimento em áreas não urbanas no Grupo 3.

As maiores concentrações de THg nos sedimentos foram observadas em locais de amostragem do Grupo 1 Urbano, próximos ao município de Nova Crixás (P09, P10 e P11). Houve redução significativa de THg entre os Grupos 1/2 e Grupo 3 Urbano (Fig. 5), mas não houve diferença de significância entre usos da terra no Grupo 3 ou no Grupo 2.

Essa redução significativa de THg encontrada no Grupo 3 corrobora a hipótese de que as rochas sedimentares não são tão ricas em Hg quanto as rochas máficas e ígneas (FERREIRA; SHINZATO; DANTAS; TEIXEIRA, 2011). O Grupo 3 (Qag) é constituído por depósitos aluviais (BIZZI *et al.*, 2003; FERREIRA; SHINZATO; DANTAS; TEIXEIRA, 2011) e um complexo mosaico de unidades morfossedimentares formado por sedimentos constituídos por conglomerados arenosos laterizados e outras composições (MORAIS; AQUINO; LATRUBESSE, 2008). Rochas vulcânicas e máficas podem carregar grande quantidade de enxofre (PENG; LUHR; MCGEE, 1997) e compostos à base de enxofre contribuem para a capacidade de ligação de metais de sedimentos de zonas úmidas de água doce (KING *et al.*, 2002). Esta redução também pode estar relacionada à forte afinidade que o mercúrio tem por matéria orgânica, notadamente por meio da ligação com tióis orgânicos (HAZEN *et al.*, 2012). O primeiro corpo fóssil de um metazoário microscópico foi observado

em rochas depositadas no final do período Neoproterozóico (KHAN *et al.*, 2020) e os terrenos quaternários são mais antigos. Isso poderia explicar as menores concentrações de THg em terrenos Qag, que são mais antigos e compostos por rochas sedimentares. Esses resultados foram corroborados pela Análise de Componentes Principais, que indicou associação entre as concentrações de THg e grupos geológicos constituídos por rochas vulcânicas e máficas (NPx/NPgama - Grupo 1 e NPX/PP2sd/PPgama - Grupo 2) (Fig. 7).

Por estar avaliando a influência da geologia com seu uso aninhado do solo no THg do sedimento, vale ressaltar que os maiores valores de THg foram observados nos locais de amostragem urbana próximos a Nova Crixás, que está no Grupo 1, onde encontramos uma diferença significativa no THg entre pontos Não-Urbanos e Urbanos (Fig. 5). Esses resultados concordam parcialmente com os trabalhos de Tong *et al.* (2013), que investigaram Hg em um rio poluído na China, o rio Haihe, e de Ioele *et al.* (2020), que estudaram a qualidade da água no rio Crati na Calábria, Itália. Ambos os estudos concluíram que a urbanização tem impacto no teor de mercúrio no ambiente aquático. Fu *et al.* (2010) relataram que a adição de nutrientes por meio do lançamento de efluentes domésticos em corpos hídricos também poderia aumentar a disponibilidade de Hg para a cadeia trófica aquática. Na planície de inundação do Médio Araguaia, isso foi verificado apenas no Grupo 1. Isso pode ser devido às cidades do entorno dos pontos amostrais não serem fortemente industrializadas e sua população variar de 2.058 a 21.920 pessoas (IBGE, 2021). A descontinuidade das terras atua como barreira natural para o estabelecimento de atividades como agricultura extensiva e infraestrutura urbana de grande porte (MARTINS *et al.*, 2021; VALENTE; LATRUBESSE; FERREIRA, 2013). Além disso, é difícil determinar a direção do escoamento superficial da agricultura ou outras atividades. No entanto, a intensificação do uso da terra resultou no aumento do transporte de poluentes, como o mercúrio (Hg), para os ecossistemas aquáticos em outras planícies de inundação brasileiras (BASTOS *et al.*, 2006; REMOR *et al.*, 2015; OESTREICHER *et al.*, 2017). A planície de inundação do Rio Araguaia tem tido sua biodiversidade, ecossistemas naturais e serviços associados comprometidos devido a mudanças no uso da terra, processos hidrológicos e condições ambientais (PELICICE *et al.*, 2021). Adicionalmente, o potencial turístico do Rio Araguaia pode intensificar as concentrações de Hg nos lagos. Durante a estação seca, o canal principal do rio é utilizado por turistas de todo o Brasil (BRAUDES-ARAÚJO *et al.*, 2016), o que aumenta a quantidade de efluentes domésticos lançados no rio e a queima de combustíveis usados no transporte de turistas e pescadores entre lugares. Essas embarcações motorizadas, movidas a gasolina ou diesel (SILVA; FARIAS, 2017), liberam



gases que foram identificados como potenciais fontes de Hg (CONAWAY *et al.*, 2005; LANDIS *et al.*, 2007). Por essas razões, sugerimos estudos futuros para avaliar continuamente o nível de contaminação por Hg do Rio Araguaia.

A planície de inundação do Rio Araguaia é classificada como “*clear water*” (águas claras), caracterizada por baixo transporte de sedimentos argilosos, baixos teores de matéria orgânica, transparência da água relativamente alta e pH entre 5 e 8 (IRION *et al.*, 2016). Essas condições ambientais não são favoráveis ao acúmulo de Hg nos sedimentos (LACERDA *et al.*, 1990; VIEIRA *et al.*, 2018), portanto a presença de THg em altas concentrações indica a existência de outros fatores determinantes. No rio Tapajós, por exemplo, apesar de também ser um sistema de águas claras, as altas concentrações de Hg estão ligadas à mineração de ouro e ao desmatamento em grande escala em sua bacia hidrográfica (BERZAS NEVADO *et al.*, 2010; OESTREICHER *et al.*, 2017). No Brasil, o estudo do mercúrio em corpos hídricos tem por base a relação entre este metal e sua aplicação na mineração de ouro (PINTO *et al.*, 2019). Nesse sentido, apesar da dificuldade de encontrar publicações a esse respeito, ressalta-se que o rio Araguaia tem histórico de mineração artesanal de ouro. Além disso, nele desembocam afluentes com seu próprio histórico de garimpo. O rio Vermelho, por exemplo, que corre sobre o Cinturão Verde de Crixás, passou por grandes eventos compressivos que favoreceram a concentração e deposição de ouro na região (THOMSON; FYFE, 1990), cuja exploração começou no século 18 pelos Bandeirantes. Nele, foi descoberta uma jazida gigantesca nos anos 70 e no final dos anos 80 teve início a produção de ouro. Desde então, vários depósitos de ouro têm sido continuamente descobertos na área (MACHADO *et al.*, 2022). Apesar desse histórico, o garimpo na região não foi associado à presença de mercúrio na área de estudo porque locais que poderiam ter sido influenciados por esta atividade apresentaram concentrações médias de THg. Das três amostras de sedimentos coletadas próximas à foz do Rio Vermelho, em áreas classificadas como “Não-Urbanas” (Tabela 3), apenas uma se classificou entre os dez locais com maiores concentrações de THg. Além disso, os maiores valores foram observados em áreas urbanizadas próximas a Nova Crixás (P09, P10 e P11), onde está localizada a foz do rio Crixás, e que fica em uma área de terrenos NPx/NPgama (Grupo 1), onde detectou-se uma diferença significativa de THg entre os pontos Não-Urbanos e Urbanos (Tabela 6; Fig. 4). Este resultado possibilitou a inferência de que outros fatores influenciam a presença de mercúrio nos sedimentos do rio Araguaia. Por isso argumenta-se que, em relação ao mercúrio, tanto a geologia quanto o uso da terra podem estar relacionados ao THg do sedimento. Entretanto, em lagos da planície de inundação do Médio

Araguaia, é a associação da geologia da área com o uso da terra que propicia os resultados obtidos de mercúrio.

Os resultados evidenciaram que a interação entre geologia e uso do solo teve maior impacto em THg e OD no Grupo 1 Urbano, onde OD teve seus menores valores e THg as apresentou maiores concentrações (Tabelas 6 e 7; Fig. 5 e 6a). O mapeamento dos escores confirmou que OD e THg estão inversamente relacionados na área de estudo (Fig. 7), o que indica que a geologia com seu uso aninhado da terra tem um efeito oposto nessas variáveis físico-químicas: enquanto aumenta o THg do sedimento, diminui o OD na água. Porém, a PCA sugeriu uma relação negativa entre THg e pH, e isso diferiu parcialmente dos resultados da ANOVA, que evidenciou uma correlação negativa entre essas variáveis em pontos de amostragem Urbanos, mas não em locais Não-Urbanos. A ANOVA mostrou um forte efeito da interação sobre o pH, mas que este diferiu significativamente apenas no Grupo 3 Não-Urbano, onde sua média foi a mais baixa. Neste Grupo 3 as concentrações de THg também foram as mais baixas. Sabe-se que o pH interfere na produção de dimetilmercúrio e monometilmercúrio, mas a quantidade total de mercúrio metilado permanece aproximadamente a mesma (WINFREY; RUDD, 1990), portanto é aceitável que não interfira na quantidade de THg.

Este estudo constatou que a interação entre constituição geológica e uso da terra na planície de inundação do Médio Rio Araguaia influencia significativamente o TDS e a condutividade, especialmente no Grupo 1 Urbano e no Grupo 2 Não-Urbano (Tabela 7). Eles variaram comparativamente com THg, com valores mais baixos nas áreas do Grupo 3. A concentração de TDS descreve a presença de sais inorgânicos e pequenas quantidades de matéria orgânica na água, enquanto a condutividade é a medida da capacidade da água em conduzir corrente elétrica e esses parâmetros estão correlacionados. As fontes de material de TDS e condutividade podem vir da natureza, ou seja, condição geológica e água do mar, e de atividades humanas, ou seja, resíduos domésticos, industriais ou agrícolas (RUSYDI, 2018). Assim, essas variáveis ambientais estão associadas à presença de material particulado em ecossistemas aquáticos, e já demonstraram relações diretas com a deposição de Hg nesses ambientes (RISCASSI *et al.*, 2011; NING *et al.*, 2021).

Com relação à turbidez, inicialmente a ANOVA indicou que a interação entre geologia e uso do solo não teve influência significativa ( $p = 0,08$ ) nos lagos da planície de inundação do Médio Rio Araguaia (Tabela 7). Porém, quando analisado o efeito em cada grupo, houve diferença estatística entre o Grupo 2 Não-Urbano e o Grupo 3 Urbano ( $p =$

0,006) e Não-Urbano ( $p = 0,016$ ). A turbidez medida em unidades nefelométricas de turbidez (NTU) é frequentemente utilizada como um índice aproximado do teor de sedimentos finos em suspensão da água (DAVIES-COLLEY; SMITH, 2001). Por isso acredita-se que esta porção da área de estudo (Grupo 2 Não-Urbano) apresenta uma maior taxa de erosão, que contribui com enormes quantidades de sedimentos finos em suspensão e, conseqüentemente, para a turbidez de rios e lagos. Este estudo não encontrou efeito da interação entre geologia e uso da terra sobre a temperatura ou ORP nos lagos da planície de inundação do Médio Rio Araguaia.

## 6 Contaminação por mercúrio da biota aquática do Rio Araguaia

Nos ecossistemas aquáticos, o ciclo biogeoquímico do mercúrio é mediado por diversos fatores, incluindo as fontes de emissão, condições locais (parâmetros físico-químicos do ambiente), e as interações tróficas (BRANFIREUN *et al.*, 2020; POUILLY *et al.*, 2013). Peixes incorporam mercúrio (Hg) principalmente através da alimentação (BRADLEY; BARST; BASU, 2017), mas também pela exposição à coluna d'água e aos sedimentos (GEHRKE *et al.*, 2011; WANG; WONG; WANG, 2010). O Hg é acumulado em produtores primários e sua concentração aumenta progressivamente de acordo com o nível trófico, sendo os peixes no topo da cadeia trófica aquática os mais afetados (CÓRDOBA-TOVAR *et al.*, 2022). A quantidade de mercúrio varia de acordo com o hábito alimentar, nível trófico (BASTOS *et al.*, 2015; SOUZA-ARAUJO *et al.*, 2016; NYHOLT *et al.*, 2022) e características biométricas dos peixes (BUCK *et al.*, 2019).

O rio Araguaia é conhecido por abrigar a maior riqueza de espécies de peixes entre as bacias hidrográficas do bioma Cerrado (LATRUBESSE *et al.*, 2019). Os lagos da planície de inundação do Araguaia são ecossistemas ricos em diversidade de peixes, especialmente de espécies herbívoras e onívoras. A vegetação densa nas margens e a conexão com o rio proporcionam maior disponibilidade de habitats e alimentos para essas espécies, chamadas de consumidores primários (CORRÊA *et al.*, 2022; TEJERINA-GARRO; FORTIN; RODRÍGUEZ, 2002). Rios como o Araguaia fornecem a principal fonte de proteína das populações ribeirinhas (COSTA JUNIOR *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2010), de modo que o acúmulo de Hg em peixes representa a principal via de exposição não-ocupacional do Hg às populações humanas (UNEP, 2019). Por isso faz-se necessário diagnosticar o nível de contaminação da cadeia trófica neste rio.

### 6.1 Resultados

#### 6.1.1 Plâncton

Os valores de THg encontrados para fitoplâncton e zooplâncton estão disponíveis na Tabela 9. Comunidades de fitoplâncton retiram Hg diretamente da água e as de zooplâncton ingerem Hg de suas dietas (SILVA-FILHO *et al.*, 2014). A concentração de THg em água abaixo do limite de detecção da técnica justifica baixos resultados no fitoplâncton, que é desassociado dos sedimentos.

**Tabela 9** - Valores médios de THg encontrados no fitoplâncton e zooplâncton coletados em 50 lagos da planície de inundação do Rio Araguaia em janeiro de 2019.

PONTO	Fitoplâncton média [THg] ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Zooplâncton média [THg] ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	PONTO	Fitoplâncton média [THg] ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Zooplâncton média [THg] ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
1	0,09089085	0,09577911	26	0,04012273	0,14679494
2	0,06480963	0,07198225	27	0,04039451	0,10607094
3	0,07150132	0,09885866	28	0,04828745	0,07099623
4	0,08690841	0,07559538	29	0,06954002	0,10590877
5	0,04638111	0,06504398	30	0,36576899	0,42451459
6	0,31227213	0,12016748	31	0,05732265	0,37992150
7	0,05094053	0,10906579	32	0,08465632	0,08080937
8	0,05170214	0,08303057	33	0,06399973	0,13012234
9	0,05525476	0,10983760	34	0,08125553	0,07387651
10	0,12235635	0,10342517	35	0,06465926	0,16326531
11	0,09788847	0,09856116	36	0,07058023	0,07035220
12	0,05002694	0,13830688	37	0,14390224	0,14543149
13	0,03886109	0,08385947	38	0,07562177	0,15967503
14	0,05221662	0,09495606	39	0,21669655	0,10574886
15	0,07649213	0,25452097	40	0,07918517	0,05585430
16	0,05860389	0,07412697	41	0,14502961	0,10013920
17	0,05787572	0,08444630	42	0,07612858	0,08404688
18	0,05571600	0,07928664	43	0,08661775	0,13093628
19	0,04649613	0,08128837	44	0,08858313	0,11168466
20	0,04767491	0,08729359	45	0,13672661	0,21136630
21	0,07257481	0,14154172	46	0,11254278	0,12468763
22	0,04780590	0,11374662	47	0,16931633	0,11861331
23	0,04586379	0,09865354	48	0,07537779	0,68833287
24	0,05436746	0,12868837	49	0,12603547	0,70243240
25	0,05942360	0,09055349	50	0,14471969	0,13076195

A transferência trófica é o meio mais eficiente de assimilação e acumulação de mercúrio na biota aquática. O mercúrio no músculo de peixes predadores resulta da bioacumulação e biomagnificação do metilmercúrio ao longo da cadeia alimentar aquática (AZEVEDO-SILVA *et al.*, 2016; VIEIRA *et al.*, 2018). Portanto, a quantidade total de mercúrio acumulado no plâncton afeta diretamente a quantidade deste metal que será transferido pela cadeia trófica. Ressalta-se que a presença de partículas inorgânicas entre os organismos planctônicos pode interferir nas concentrações de Hg (LINO *et al.*, 2019).

### 6.1.2 Peixes

Foram analisados 251 indivíduos, de 29 espécies distintas, pertencentes a 06 ordens. Characiformes, 207spp. e Siluriformes, 18spp. foram as ordens que atingiram a maior riqueza de espécies, 75,86% e 10,34%, respectivamente. A maior abundância de indivíduos foi observada nos pontos P06 e P11, com 23 exemplares cada, seguido de P31, 12 exemplares e P26, 11 exemplares, representando 27,49% do total de indivíduos capturados. O maior número de espécies coletadas ocorreu nos pontos P11 e P15, 8spp., seguido por P06, P03, P22, P26 e P31, com 6spp. em cada.

As espécies mais abundantes foram *Agoniates halecinus* (15,53%), *Curimata inornata* (12,35%), *Pygocentrus nattereri* (12,35%), *Psectrogaster amazonica* (7,96%), *Pellona castelnaena* (6,37%) e *Triporthus elongatus* (5,97%), totalizando 60,55% dos indivíduos capturados.

De todos os indivíduos capturados, as ordens Characiformes e Siluriformes representaram 90,72% das espécies. A dominância dessas ordens é semelhante à proposta por Roberts (1972) e, geralmente, observada para a maioria dos rios das regiões Neotropicais (BOJSEN; BARRIGA, 2002; CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001; CETRA; PETRERE, 2006; JARDULI; CLARO-GARCÍA; SHIBATTA, 2014).

No tocante à concentração de mercúrio total encontrada no músculo dorsal das espécies coletadas, o espécime do peixe predador *Acestrorhynchus microlepis* (Peixe-cachorro) obteve maior concentração média de Hg, seguido por *Pellona castelnaeana* (Dourada), *Triporthus elongatus* (Sardinha de água doce), e *Agoniates halecinus* (Cruzador) (Tabela 10).

**Tabela 10-** Espécies e guildas tróficas dos peixes coletados na planície de inundação do rio Araguaia em janeiro de 2019 e seus respectivos valores médios de THg.

	Nome científico	N	Média ± DP THg ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Miníma THg ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Máxima THg ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>Piscívoro</b>	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	1	1,44	-	-
	<i>Agoniatos halecinus</i>	39	1,20 ± 0,74	0,14	2,87
	<i>Hydrolycus tatauaia</i>	2	0,88 ± 0,07	0,87	0,88
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	6	0,76 ± 0,34	0,53	1,44
	<i>Raphiodon vulpinus</i>	8	0,75 ± 0,41	0,35	1,32
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	9	0,62 ± 0,32	0,12	1,04
	<i>Pygocentrus nattereri</i>	31	0,58 ± 0,30	0,24	1,79
	<i>Serrasalmus maculatus</i>	8	0,51 ± 0,41	0,11	1,25
	<i>Hydrolycus armatus</i>	7	0,40 ± 0,26	0,19	0,86
<b>Carnívoro</b>	<i>Pellona castelnaeana</i>	16	1,97 ± 1,69	0,29	6,93
	<i>Ageneiosus inermis</i>	2	0,41 ± 0,02	0,39	0,43
	<i>Boulengerella cuvieri</i>	2	0,40 ± 0,03	0,38	0,42
	<i>Arapaima gigas</i>	3	0,13 ± 0,006	0,12	0,13
<b>Invertívoro</b>	<i>Bryconops alburnoides</i>	4	0,35 ± 0,07	0,30	0,47
	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	3	0,24 ± 0,04	0,19	0,28
<b>Onívoro</b>	<i>Triportheus elongatus</i>	15	1,56 ± 1,01	0,19	3,18
	<i>Serrasalmus gibbus</i>	1	0,46	-	-
	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	6	0,30 ± 0,19	0,09	0,62
	<i>Metynnis hypsauchen</i>	3	0,30 ± 0,07	0,21	0,35
	<i>Hemiodus microlepis</i>	5	0,26 ± 0,13	0,04	0,42
	<i>Anodus elongatus</i>	6	0,25 ± 0,09	0,13	0,36
	<i>Laemolyta sp.</i>	2	0,25 ± 0,02	0,24	0,27
	<i>Pimelodus blochi</i>	13	0,16 ± 0,06	0,09	0,30
	<i>Geophagus neambi</i>	2	0,05 ± 0,008	0,04	0,06
<b>Insetívoro</b>	<i>Argonectes robertsi</i>	4	0,27 ± 0,17	0,05	0,42
<b>Detritívoro</b>	<i>Curimata inornata</i>	31	0,17 ± 0,11	0,05	0,53
	<i>Psectrogaster amazonica</i>	20	0,13 ± 0,04	0,07	0,24
	<i>Tetragonopterus argenteus</i>	1	0,11	-	-
<b>Herbívoro</b>	<i>Mylossoma duriventre</i>	1	0,17	-	-

## 6.2 Discussão

As concentrações de Hg no fitoplâncton e zooplâncton variaram entre os pontos de coleta, o que pode ser justificado pela composição taxonômica de cada amostra. Estudos realizados em lagos da planície de inundação do Araguaia observaram elevada heterogeneidade espacial na distribuição de espécies de fitoplâncton e zooplâncton entre os lagos (NABOUT *et al.*, 2007; VIEIRA *et al.*, 2017). Isso pode ter resultado em diferentes padrões de acúmulo de Hg, visto que o potencial de bioacumulação é distinto em cada grupo funcional ou espécie (NASCIMENTO *et al.*, 2020; KAINZ; ARTS; MAZUMDER, 2008).

Peixes onívoros apresentaram menores concentrações de THg que peixes carnívoros e piscívoros, e maiores que zooplâncton e fitoplâncton. Os resultados de THg em espécies de peixes deste estudo (Tabela 10) são inferiores aos valores encontrados para as mesmas espécies em outros estudos realizados na Amazônia (AZEVEDO-SILVA *et al.*, 2016), mas semelhantes aos resultados de outras regiões (KASPER; FORSBERG; KEHRIG, 2018). Esse resultado era esperado, visto que as guildas predadoras (carnívoros e/ou piscívoros) também apresentaram concentrações significativamente mais elevadas em outros estudos conduzidos em lagos de planície de inundação dos rios Solimões (BELTRAN-PEDREROS *et al.*, 2011), Bacajá (SOUZA-ARAÚJO *et al.*, 2016), Madeira (AZEVEDO *et al.*, 2020) e Tapajós (LINO *et al.*, 2019).

A cadeia trófica detritívora é relativamente mais curta em comparação com as outras guildas tróficas, composta principalmente por detritos planctônicos, perifíton aderido aos sedimentos e às macrófitas, e matéria orgânica particulada (PEREIRA, ROSANA APARECIDA CÂNDIDO; RESENDE, 1998). Assim, os peixes detritívoros apresentam menor variação na disponibilidade de itens alimentares entre as localidades e períodos sazonais, portanto, era esperada uma menor concentração de Hg. A similaridade entre níveis de THg em uma espécie onívora (*Pimelodus blochi*) e as detritívoras sugere eficiência comparável da biomagnificação de Hg em cadeias alimentares distintas. Isso provavelmente ocorre devido à alimentação em baixos níveis tróficos por essas espécies onívoras (AZEVEDO-SILVA *et al.*, 2016). Os peixes onívoros têm uma dieta que pode incluir alimentos de origem vegetal e animal, inclusive outros peixes. Além disso, os períodos sazonais de inundação influenciam diretamente o acúmulo de Hg nas diferentes guildas tróficas (AZEVEDO *et al.*, 2020; DOREA; BARBOSA; SILVA, 2006), já que acarretam variação na disponibilidade de alimentos, uma vez que possibilita a conexão entre os rios, ecossistemas terrestres e os lagos adjacentes, aumentando a área disponível para



forrageamento dos peixes (DOREA; BARBOSA; SILVA, 2006), e intensificando o transporte de fitoplâncton (BORTOLINI *et al.*, 2014), zooplâncton (SANTOS *et al.*, 2022), invertebrados e vegetação terrestre para os lagos (CORREA; WINEMILLER, 2018). Essa variação nos padrões de acúmulo de THg em detritívoros e onívoros, com concentrações significativamente inferiores determinadas para os detritívoros e concentrações mais elevadas para os onívoros durante o período de enchente já foram retratadas (AZEVEDO *et al.*, 2018). Isto foi corroborado pelos resultados deste trabalho, considerando as outras espécies onívoras.

As alterações promovidas pelo pulso de inundação na planície do Médio Rio Araguaia, juntamente com as mudanças morfométricas do canal e físico-químicas da água (e.g., profundidade, transparência e oxigênio dissolvido), também afetam as espécies carnívoras e piscívoras, pois modificam a distribuição de espécies e a disponibilidade de presas (DE MELO; TEJERINA-GARRO; DE MELO, 2009; TEJERINA-GARRO; FORTIN; RODRÍGUEZ, 1998). Assim, ocorrem alterações significativas na disponibilidade de itens alimentares entre os períodos sazonais. Adicionalmente, um estudo apontou diferenças significativas na composição da ictiofauna entre ecossistemas aquáticos de águas claras, negras e brancas (BOGOTÁ-GREGORY *et al.*, 2020). Como consequência, a diversidade e riqueza de espécies afeta a estrutura da cadeia alimentar entre os diferentes tipos de ecossistemas. O Rio Araguaia é caracterizado como “águas claras”, que têm menos nutrientes quando comparadas aos outros tipos de água, o que também afeta a bioacumulação de Hg na cadeia alimentar (AZEVEDO-SILVA *et al.*, 2016). Vieira *et al.* (2018) relataram que a pobreza em nutrientes leva a teias tróficas mais longas. Desse modo, em ecossistemas de águas claras, como é o caso do rio Araguaia, espera-se que os peixes das guildas superiores precisem de mais conectividade dentro da teia alimentar para se alimentar e crescer, devido à baixa produtividade e menores populações de peixes nas guildas inferiores. Assim, as espécies predadoras se alimentam de presas que ocupam uma maior amplitude de níveis tróficos, aumentando o comprimento da cadeia trófica e o potencial de biomagnificação (LAYMAN; LANGERHANS; WINEMILLER, 2005).

Le Bourg *et al.* (2019) relataram que outros fatores além da ecologia trófica podem explicar as diferenças de concentrações de Hg em peixes entre habitats, tais como a existência de uma fonte pontual e a distribuição de Hg na coluna d'água, portanto faz-se necessário calcular e comparar os valores do BSAF (fator de acumulação biota-sedimento) dos indivíduos. Diferenças no tamanho, condições ambientais, presença de outros peixes e outros fatores parecem influenciar o nível que uma espécie ocupará em uma teia trófica. Isso mostra

que a composição de uma cadeia trófica e seus níveis tróficos não deve depender apenas dos hábitos alimentares de seus organismos, mas também de seu estágio de crescimento, de seus habitats, da disponibilidade de alimentos em níveis mais baixos e do comprimento da teia trófica. Essas colocações serão abordadas mais profundamente no Capítulo 7.

De maneira geral, os resultados de THg indicam que o mercúrio sofre processo de biomagnificação ao longo da cadeia trófica da região estudada, uma vez que esse processo ocorre quando há aumento na concentração de um elemento em pelo menos três níveis tróficos consecutivos da cadeia alimentar (KEHRIG *et al.*, 2011). Essa biomagnificação é preocupante pois os peixes fazem parte da dieta da população local e muitos indivíduos apresentaram concentrações de mercúrio acima dos limites de exposição aceitos por diferentes agências ambientais. No Brasil, a legislação (ANVISA, 2013) limita a concentração de Hg a  $1,00 \mu\text{g.g}^{-1}$  em espécies de peixes predadores e a  $0,50 \mu\text{g.g}^{-1}$  em outros tipos de peixes. Portanto, os resultados obtidos neste estudo indicam que, das espécies analisadas, a Dourada (*Pellona castelnaeana*), o Cruzador (*Agoniates halecinus*), o Peixe-cachorro (*Acestrorhynchus microlepis*) e a Sardinha de água doce (*Triportheus elongatus*) apresentaram média de THg em nível de contaminação acima do que é considerado seguro. Este diagnóstico indica a necessidade de monitoramento desse ambiente, que continua sofrendo constantes pressões antrópicas.

Além da necessidade de monitorar a contaminação por mercúrio na região, a conservação dos ambientes analisados deve ser estimulada a fim de preservar a riqueza de espécies encontrada neste trabalho, que demonstra a saúde ambiental da área estudada; no entanto. Durante a campanha de coleta foram capturadas quatro das oito espécies consideradas por Freitas e Siqueira-Souza (2009) como peixes indicadores biológicos “ideais”, com base nos critérios propostos por Johnson; Wiederholm; Rosenberg (1993). Além disso, o gênero *Triportheus*, que neste estudo foi um dos gêneros mais abundantes, é um dos gêneros citados como bioindicador de qualidade ambiental, e os espécimes coletados neste estudo apresentaram concentração média de THg em níveis preocupantes. Portanto, faz-se necessário acompanhar a saúde ambiental do Médio Rio Araguaia.

## 7 Uso do mercúrio como indicador de nível trófico de um organismo

As interações tróficas dentro das teias alimentares podem influenciar fortemente os caminhos e a eficiência da transferência de material e energia para consumidores de nível superior, o que determina as “posições tróficas” (PT) das espécies (LANDRY; DÉCIMA, 2017). Uma das fontes mais utilizadas para informações quantitativas sobre a PT de espécies de peixes é o banco de dados online conhecido como *FishBase* (FROESE; PAULY, 2000). Esta base de dados foi desenvolvida em 1989 no *International Centre for Living Aquatic Resources Management* (atualmente *WorldFish Center*) em colaboração com outras instituições, como a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e com o apoio da Comissão Europeia (MANCINELLI *et al.*, 2013). A *FishBase* começou catalogando os principais parâmetros da história de vida da ictiofauna do mundo (FROESE; PAULY, 2000), e hoje é um importante recurso online que contém informações sobre mais de 34.000 espécies de peixes e recebe aproximadamente 700.000 visitantes por mês (FROESE, *FishBase*, comunicação pessoal).

Embora sua completude seja obviamente uma vantagem, os critérios usados pela *FishBase* para estimar os hábitos alimentares e, assim, identificar a PT de um peixe, negligenciam aspectos importantes a serem considerados. Atualmente, a PT é inferida a partir de dados de composição da dieta, abrangendo toda a gama de itens alimentares consumidos por uma determinada espécie em uma determinada localidade e estação do ano (FROESE; PAULY, 2000). A *FishBase* calcula a PT seguindo a equação:  $PT_i = 1 + \sum_p DC_{ip} \times Troph_p$ , onde a soma vai de 1 ao número total de itens que fazem parte da dieta da espécie de peixe *i*. PT é a posição trófica da espécie de peixe *i*,  $Troph_p$  é o PT do item alimentar *p*, enquanto  $DC_{ip}$  é a fração do item alimentar *p* na dieta da espécie de peixe *i*. Determinou-se que os produtores primários, detritos e bactérias têm um PT de 1, que foi adicionado a cada consumidor. Portanto, um peixe comendo 50% fitoplâncton/plantas (TP = 1) e 50% zooplâncton herbívoro (TP = 2) terá um TP de  $1 + (0,5 \times 1 + 0,5 \times 2) = 2,5$ . O modelo usado no *FishBase* para calcular PT representa uma média das espécies em estudos publicados anteriormente (KOPF *et al.*, 2021).

Apesar do grande número de artigos publicados citando a *FishBase*, a exatidão e a precisão nas informações desse banco de dados têm sido questionadas, pois os parâmetros podem não ser confiáveis devido às diferenças específicas nas características da história de vida das populações de peixes (COPE, 2006), uma vez que os parâmetros derivados de populações geograficamente distantes podem ser menos precisos do que parâmetros locais. Os

valores médios de PT, calculados ao longo do tempo e da área, podem ocultar uma variabilidade potencialmente alta associada à dinâmica da cadeia alimentar e mudanças ontogenéticas, e deveriam consideraras variações espaço-temporais de acordo com a idade e tamanho do peixe (CHASSOT *et al.*, 2008). Por exemplo, espera-se que a posição trófica de consumidores grandes seja menor em regiões tropicais do que em regiões temperadas, como uma forma de compensar a limitação de energia (DANTAS *et al.*, 2019). Além disso, a variedade de fontes e a qualidade das informações na *FishBase* podem permitir a ocorrência de vieses (PATRICK; COPE; THORSON, 2014). Hussey *et al.* (2014) constataram, através de estudos de isótopos, que a média PT (*FishBase*) pode não representar a melhor estimativa de posição trófica para espécies de peixes, em particular, para grandes predadores. Em geral, as posições tróficas fornecidas neste banco de dados são estimativas amplas não relacionadas à espacialidade ou à sazonalidade (MANCINELLI *et al.*, 2013).

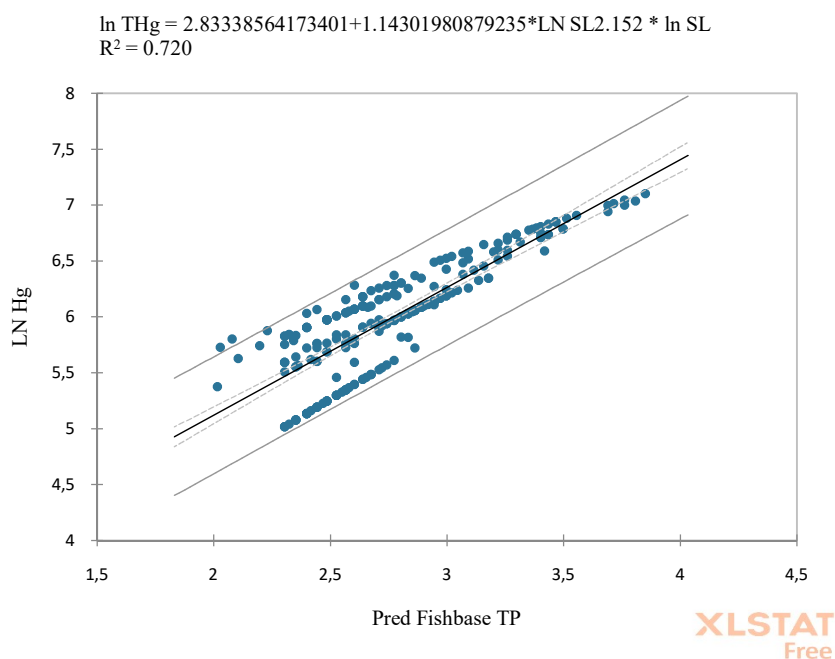
### **7.1 Mercúrio como indicador de nível trófico**

O mercúrio é capaz de entrar nas teias tróficas em sua forma orgânica, e bioacumular na cadeia trófica, tornando a sua presença e concentração em peixes um indicador funcional útil da PT. Por isso, neste estudo, averiguou-se se a contaminação por Hg pode ser usada para determinar a PT de espécies da ictiofauna, por meio do Fator de Acumulação Biotas-Sedimento (BSAF). Para tanto, as concentrações de THg no músculo dorsal de peixes coletados no Rio Araguaia foram determinadas e relacionadas com o tamanho dos peixes, e os resultados foram comparados com informações de posições tróficas da *FishBase*. Daqui em diante, chamarei de *FishBase* o valor obtido neste banco de dados acerca do nível trófico de cada espécie. Aqui, esses valores foram usados como valores de referência e comparados por regressão linear com outras variáveis referentes aos peixes. Nesta seção, 20 espécies da ictiofauna (n = 239) coletadas no Médio Rio Araguaia foram analisadas para investigar a eficiência do BSAF como indicador de nível trófico, uma vez que ele é uma variável que retrata o local e o regime hidrológico.

### **7.2 Resultados**

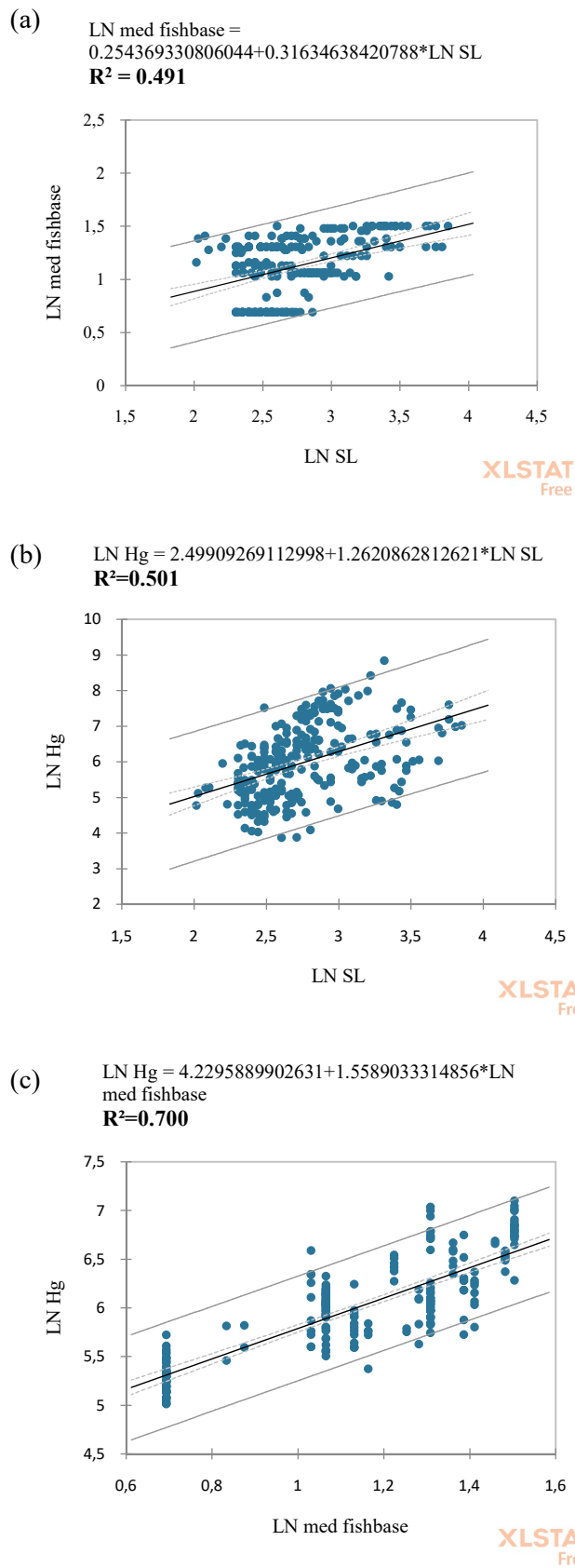
As análises estatísticas iniciais permitiram testar e confirmar que a concentração de THg no tecido muscular de peixes poderia substituir os valores de *FishBase* para determinar a posição trófica de uma espécie. A regressão da concentração média de THg no tecido muscular e valores previstos para *FishBase* com base no comprimento-padrão (CP) para todas

as amostras foi positiva e altamente significativa ( $R^2 = 0,720$ ;  $p < 0,001$ ) e é mostrada na Figura 8. O alto valor de  $R^2$  indica que o nível trófico previsto pelo tamanho de cada indivíduo é um fator significativo para explicar a variabilidade na concentração de THg em peixes da bacia do Rio Araguaia, já que ele explicou 72% da variabilidade.



**Figura 8** - Gráfico de dispersão do logaritmo natural dos valores previstos de *FishBase* (com base no comprimento padrão) e concentrações de THg no tecido muscular de peixes coletados no Médio Rio Araguaia em janeiro de 2019 ( $n = 239$ ).

A Figura 9 mostra os resultados das correlações iniciais entre CP e *FishBase* (9a); CP e THg (9b); e THg e *FishBase* (9c). Houve uma correlação forte e significativa entre os valores de CP (cm) e *FishBase* ( $R^2 = 0,491$ ;  $p < 0,0001$ ), entre CP e concentração de THg no tecido muscular ( $R^2 = 0,501$ ;  $p < 0,0001$ ) e também entre Concentração de THg no tecido muscular e valores de *FishBase* ( $R^2 = 0,700$ ;  $p < 0,0001$ ).

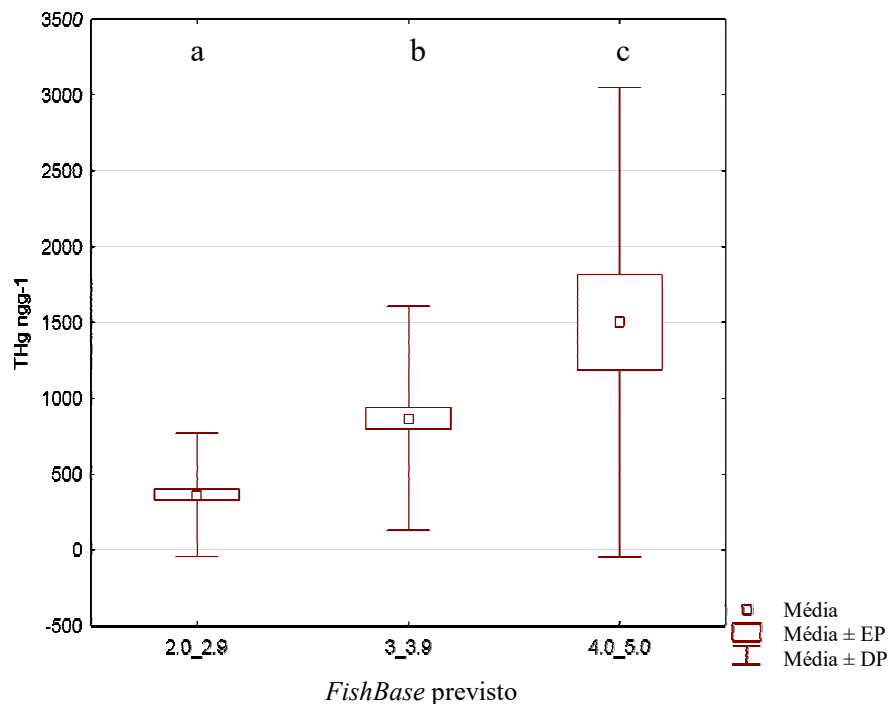


**Figura 9** - Gráficos de dispersão do logaritmo natural de (a) CP e *FishBase*, (b) CP e THg, e (c) *FishBase* e THg para os peixes coletados no Médio Rio Araguaia em janeiro de 2019 (n = 239).

A regressão múltipla (Tabela 11) confirmou que o comprimento padrão e os valores de *FishBase* (níveis tróficos) estão associados positivamente com THg ( $R^2 = 0,980$ ). Agrupamos peixes individuais de acordo com os valores previstos para *FishBase* com base no comprimento padrão em três grupos, representando os níveis tróficos, para comparar a concentração de THg: (a) entre 2,0 e 2,9 ( $n = 123$ ), (b) entre 3,0 e 3,9 ( $n = 93$ ) e (c) entre 4,0 e 5,0 ( $n = 23$ ). A análise multivariada comparando THg entre as categorias revelou que a diferença é significativa (Figura 10) e os resultados da ANOVA fatorial mostraram que THg foi significativo dentro de cada categoria ( $p = 0,0000001$ ).

**Tabela 11** - Modelo de regressão múltipla para predição da relação entre comprimento padrão, nível trófico e concentração de THg em espécies de peixes do Rio Araguaia.

Preditores	Coefficientes	t-value	Significância (p)
ln CP	$2.690 \pm 0.057$	18.435	<0.0001
ln med <i>FishBase</i>	$1.114 \pm 0.031$	8.386	<0.0001
ln CP * ln med <i>FishBase</i>	$0.740 \pm 0.023$	-6.246	<0.0001



**Figura 10** - Boxplot da variação de THg no tecido muscular de peixes que pertencem a diferentes categorias de Fishbase.

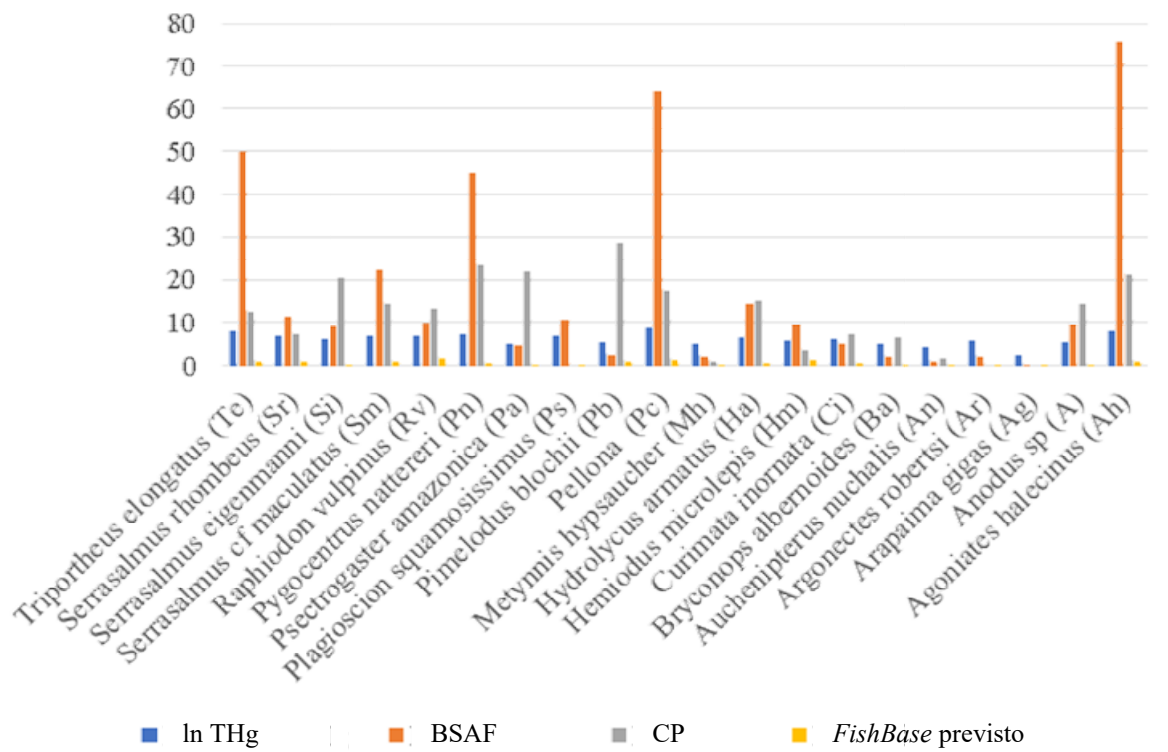
Nota: a/b:  $p = 0,0000001$ ; b/c:  $p = 0,0000001$ ; a/c:  $p = 0,0541245$  (Tukey).

A diferença entre os grupos “a” e “c” foi considerada significativa e esta análise confirmou que a concentração de THg varia e aumenta conforme a cadeia trófica cresce, reforçando que o mercúrio pode ser usado para determinar a posição trófica de um peixe. A concentração de THg apresentou maior variabilidade na categoria “c”, que contém espécies com dieta carnívora ou piscívora. Essa variabilidade teria sido ainda maior se os indivíduos tivessem atingido seu comprimento padrão máximo, mas isso não ocorreu.

As maiores concentrações de mercúrio total foram encontradas em espécimes de *Pellona castelnaeana* coletados em dois locais distintos de amostragem: P24 ( $6,93 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e P03 ( $4,54 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). A segunda espécie com maiores taxas de THg foi o *Triportheus elongatus*, sendo que os dois indivíduos com concentrações mais altas foram capturados em P26 ( $3,18 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e em P22 ( $3,08 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). De acordo com a *FishBase*, essas espécies pertencem a diferentes níveis tróficos ( $3,7 \pm 0,56$  e  $2,9 \pm 0,31$ , respectivamente), mas este estudo revelou que ambas as espécies ocupam posição trófica elevada em seus habitats.

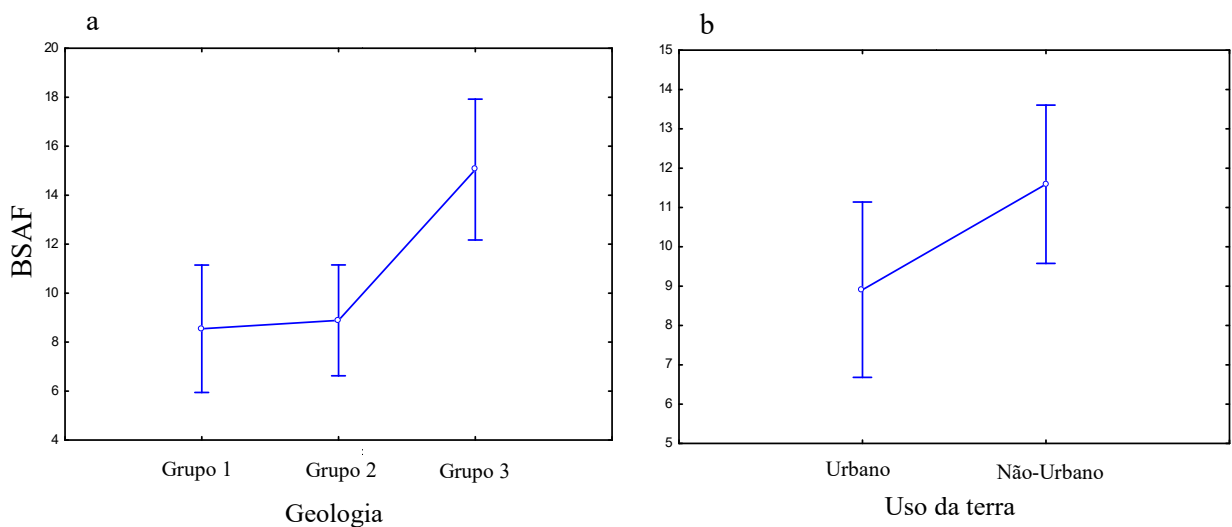
Para confirmar que a espacialidade interfere na PT de uma espécie, calculou-se o BSAF para cada indivíduo e sua faixa de variação para cada espécie. A Figura 11 mostra como o BSAF variou em peixes de água doce da mesma espécie em diferentes localizações geográficas. Foram observadas faixas mais amplas em *Agoniates halecinus* (piscívoro; 75,77), coletados em 16 locais de amostragem, seguido por *Pellona castelnaeana* (carnívoro; 64,18) em 8 locais de amostragem, *Triportheus elongatus* (onívoro; 50,00) em 10 locais de amostragem e *Pygocentrus nattereri* (piscívoro; 44,92) em 19 locais de amostragem. Apesar de onívoro, *Triportheus elongatus* tem hábito alimentar semelhante ao de *Agoniates halecinus* (*FishBase* = 2,9). Todas as quatro espécies tiveram as maiores concentrações de THg, então foram consideradas topo de cadeia alimentar.





**Figura 11** - Gráfico de barras verticais do intervalo de concentrações de THg no tecido muscular de peixes (logaritmo natural), BSAF, CP e valores de *FishBase* previstos (com base no comprimento padrão) (n = 239).

A fim de relacionar as análises desenvolvidas nos sedimentos da área (Capítulo 5), testou-se a influência da formação geológica (Kruskal-Wallis:  $p = 0,0058$ ) e do uso do solo (teste U:  $p = 0,0430$ ) sobre os valores de BSAF, que foram significativas (Figura 12). O BSAF foi significativamente maior em terrenos do Grupo 3 (Quaternários) e em locais distantes de áreas urbanizadas.



**Figura 12** - Diferença nos valores de BSAF de acordo com grupos geológicos (a) e uso da terra (b).

### 7.3 Discussão

Embora este estudo não tenha abrangido toda a teia alimentar do Rio Araguaia, THg e comprimento padrão indicaram uma ampla gama de posições tróficas. Em todas as espécies de peixes analisadas, o nível trófico previsto com base no tamanho de cada indivíduo explicou 72% da variabilidade na concentração de THg em peixes da planície de inundação do Rio Araguaia (Fig. 8). O gráfico mostrou distribuições notavelmente consistentes e sugere que altas concentrações de Hg podem ser esperadas à medida que os valores previstos de *FishBase* aumentam. Isso confirmou a hipótese de que a concentração de mercúrio poderia substituir os valores de *FishBase* para determinar a posição trófica de uma espécie de peixe. Além disso, leva em consideração a grande diversidade de morfologias de espécies, estratégias de sobrevivência e características de habitat. Como os peixes adquirem Hg da alimentação, esse achado sugere que a mesma espécie de peixe pode ocupar diferentes PT em ecossistemas distintos, e esses resultados mostraram que a contaminação por mercúrio é uma ferramenta mais precisa para determinar o nível trófico de um peixe em seu habitat.

A forte correlação encontrada entre os valores de Comprimento Padrão (cm) e *FishBase* estão de acordo com pesquisas realizadas em outras partes do globo. Dantas *et al.* (2019) compararam ambientes de água doce e marinhos, em climas tropicais e temperados, e descobriram que a posição trófica dos peixes aumentou com o tamanho do corpo para ambos os climas e ecossistemas. Romanuk, Hayward and Hutchings (2011) analisaram 8.361 espécies de peixes e observaram uma correlação positiva entre comprimento e posição trófica, em todas as espécies de peixes onívoros e carnívoros. Destaca-se que o aumento da demanda energética com o tamanho corporal e a menor disponibilidade de energia em posições tróficas superiores podem promover uma correlação negativa entre a PT e tamanho corporal (ARIM *et al.*, 2010; ARIM; BORTHAGARAY; GIACOMINI, 2016).

A relação linear positiva entre o Comprimento Padrão e a concentração de THg no tecido muscular também foi descrita por Bastos *et al.* (2015), que estudaram peixes do Rio Madeira (Amazônia). Por outro lado, também na Amazônia, Matos *et al.* (2018) não detectaram tal correlação em espécies onívoras. Isso pode ser devido a outros mecanismos operando para neutralizar a limitação energética (ROMANUK; HAYWARD; HUTCHINGS, 2011). A taxa de crescimento, por exemplo, é um fator importante. Espécies diferentes podem ter tamanho e posição trófica semelhantes, mas taxas de crescimento distintas. O crescimento rápido contribui para baixo THg, enquanto o crescimento lento favorece um alto THg (DAVIS *et al.*, 2016).

Como o tamanho do peixe, medido como comprimento ou peso, fornece um índice de idade, e sendo a alta posição trófica e a idade as principais razões para altas concentrações de mercúrio em peixes (DAVIS *et al.*, 2016), este estudo corroborou isso mostrando uma correlação forte e significativa entre a concentração de THg no tecido muscular dos peixes e os valores de *FishBase*. Uma relação positiva entre as concentrações de THg e o nível trófico também foi descrita em Hussey *et al.* (2014) e em Kwon *et al.* (2012). O hábito alimentar contribui para variações nas concentrações de THg, bem como na posição trófica. Assim, as espécies encontradas no topo da teia trófica, essencialmente carnívoras, apresentarão maiores concentrações em relação às espécies próximas à base (MOURA; DE LACERDA, 2018).

As análises incluíram uma regressão múltipla (Tabela 11) cujo valor  $p < 0,0001$  demonstrou uma associação estatisticamente significativa entre comprimento padrão, valores de *FishBase* e THg no músculo de peixes, o que confirmou que essas variáveis estão fortemente associadas ao THg.

Foi certificado que a espacialidade interfere na PT de uma espécie de peixe (Figura 10), uma vez que sua dieta varia de acordo com o que está disponível. *Triporthus elongatus*, por exemplo, é um peixe onívoro que se alimenta de plantas, detritos e outros animais (DE MÉRONA; RANKIN-DE-MÉRONA, 2004). De acordo com a *FishBase*, sua PT é 2,9. No entanto, quando o nível trófico foi previsto com base no tamanho de cada indivíduo, 8 espécimes pertenceriam ao grupo a (*FishBase* 2.0 – 2.9) e 7 ao grupo b (*FishBase* 3.0 – 3.9) (Figura 10). Sua variação de BSAF (Figura 11) foi alta, o que indica que esses indivíduos estavam acumulando Hg de forma diferente. O mesmo aconteceu com as outras espécies que apresentaram altas faixas de BSAF. *Pellona castelnaeana*, *Agoniatas halecinus* e *Pygocentrus nattereri* apresentaram indivíduos em mais de uma categoria (Figura 10). Eles foram capturados em diversos locais de amostragem e apresentaram concentrações variadas de mercúrio. Tamanhos divergentes, fases de vida distintas e/ou diferentes tipos de dieta (generalista, especialista e oportunista) são fatores que podem contribuir para a grande variabilidade dos valores das concentrações de Hg em relação à posição trófica (MOURA; DE LACERDA, 2018).

Como explicitado no Capítulo 5, a quantidade de Hg no ambiente pode depender de sua constituição geológica (KIM; RYTUBA; BROWN, 2004), uso do solo e proximidade com áreas urbanizadas (OBRIST *et al.*, 2018). O BSAF é uma medida específica do ponto de amostragem e representa suas condições reais, incorporando todos os parâmetros que

influenciam a bioacumulação de produtos químicos no local de medição (BURKHARD; COOK; LUKASEWYCZ, 2010).

Se espécimes de peixes da mesma espécie apresentaram valores de BSAF diferentes, assume-se que há diferença quanto à distribuição de Hg entre o sedimento e a coluna d'água, ao comprimento da teia alimentar, à biodisponibilidade do contaminante e às taxas de transformação metabólica do elemento, que variam entre as localidades (BURKHARD *et al.*, 2012). O hábito alimentar e o habitat podem afetar a bioacumulação de um contaminante (KWOK *et al.*, 2013), e o intervalo de BSAF encontrado para as espécies analisadas mostrou variabilidade espacial de THg em uma mesma espécie. Descobriu-se que, na planície de inundação do Médio Araguaia, tanto a formação geológica quanto a proximidade com áreas urbanizadas tiveram um impacto significativo nos valores de BSAF, sendo maiores em terrenos quaternários e em áreas naturais. Esse resultado era esperado, pois o BSAF é uma razão e quanto maior a concentração de THg no sedimento, menor será o BSAF. Ioele *et al.* (2020) e Tong *et al.* (2013) concluíram que a urbanização impacta o teor de mercúrio no ambiente aquático, portanto deveria ser menor em áreas Não-Urbanas. As rochas que formam os terrenos quaternários são principalmente sedimentares, não apresentando capacidade de ligação de metais (KING *et al.*, 2002), o que explica porque seu BSAF é maior do que em terrenos constituídos por rochas máficas e vulcânicas. Como essa variável inclui organismos vivos e seus hábitos alimentares, o fato de o mercúrio bioacumular em seus corpos (VIEIRA *et al.*, 2018) torna possível que a disponibilidade de alimentos e o tamanho da cadeia alimentar desempenhem um papel importante na quantidade de Hg que uma espécie de peixe apresenta.

## 8 Considerações Finais

Este estudo mostrou que o mercúrio está presente em um corpo d'água do Cerrado brasileiro, tanto no ambiente (sedimentos) quanto na biota (fitoplâncton, zooplâncton e peixes), com sua concentração aumentando gradativamente à medida que avança na cadeia alimentar até os predadores de topo, confirmando sua biomagnificação neste Bioma. A importância do Rio Araguaia para o País é inestimável, e a área de estudo (planície de inundação do Médio Araguaia), assim como o próprio Cerrado, tem poucos estudos no tocante à contaminação por mercúrio. A variação espacial de THg nas amostras de cada uma das 50 estações forneceu fortes indícios de que sua distribuição nos sedimentos da área é essencialmente explicada pela constituição geológica associada ao uso da terra. Locais de amostragem em regiões de rochas máficas próximas a áreas urbanizadas apresentaram os maiores valores de THg. Sendo assim, na planície de inundação do Médio Araguaia, tanto a constituição geológica quanto a proximidade com áreas urbanizadas influenciam o THg do sedimento, mas o efeito é maior quando se considera a interação entre eles.

Descobriu-se, também, que a interação entre a geologia e o uso da terra também influencia algumas variáveis físico-químicas da água: OD, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos na água. Os valores de pH foram significativamente menores nas áreas não urbanas de terreno quaternário, enquanto o OD apresentou diferença significativa nas áreas urbanas de terreno Neoproterozóico/Paleoproterozóico. A turbidez variou significativamente entre os grupos designados, assim como o TDS e a condutividade na água sofreram influência dessa interação. Nesta pesquisa, o uso da terra aninhado na geologia teve um efeito oposto no THg do sedimento e no OD, uma vez que essas variáveis estão inversamente relacionadas na área de estudo. A relação entre THg e pH foi inconclusiva na área, mas o pH variou significativamente, sendo mais baixo no Grupo 3 Não-Urbano, assim como o THg sedimentar. No entanto, não foi possível estabelecer uma relação entre a formação geológica com o uso da terra aninhado e ORP, turbidez ou temperatura.

No que concerne a biota, fitoplâncton e o zooplâncton ocupam níveis tróficos diferentes, e suas concentrações de Hg demonstraram um aumento esperado dos produtores (fitoplâncton) para o segundo nível (zooplâncton), possibilitando um entendimento sobre a distribuição desse elemento na base da cadeia trófica. Nos peixes, por sua vez, sabe-se que a diversidade e riqueza de espécies afeta a estrutura da cadeia alimentar entre os diferentes tipos de ecossistemas. No Médio Araguaia, os peixes coletados em período de enchente tiveram sua

concentração de Hg aumentando nesse sentido, de forma geral: herbívoro < detritívoro < insetívoro < onívoro < invertívoro < carnívoro < piscívoro. Algumas espécies apresentaram grande divergência no teor de mercúrio entre indivíduos, mas isso pode ser devido às diferenças de tamanho e fases da vida em que os espécimes se encontravam. Por isso, a medida de comprimento padrão foi levada em consideração nas análises seguintes. Mesmo assim, este estudo revelou que algumas das espécies analisadas apresentaram média de concentração de mercúrio acima do limite estabelecido como seguro para alimentação de seres humanos pela Anvisa. São elas: a Dourada (*Pellona castelnaeana*), o Cruzador (*Agoniatas halecinus*), a Cachorra facão (*Raphiodon vulpinus*), o Peixe-cachorro (*Acestrorhynchus microlepis*) e a Piranha Branca (*Serrasalmus eigenmanni*). Portanto, evidenciou-se que o Rio Araguaia precisa de monitoramento quanto à contaminação por mercúrio, tanto pelo risco à saúde de quem se alimenta do pescado quanto para preservar a riqueza de espécies encontrada neste trabalho, que incluiu peixes bioindicadores de qualidade ambiental. A quantidade de dados sobre mercúrio no Cerrado é limitada. Esses resultados alertam para o potencial risco ambiental relacionado à biotransferência desse contaminante tóxico para os demais elos da cadeia trófica, inclusive o homem.

Além disso, esta pesquisa corroborou com o uso de informações de acúmulo de Hg para determinação de níveis tróficos em redes alimentares aquáticas. Foi comprovado que a concentração de Hg no tecido muscular dos peixes está fortemente relacionada ao tamanho corporal e ao nível trófico previsto na base de dados online conhecida como *FishBase* (94%), portanto trata-se de um indicador válido de sua posição trófica na cadeia alimentar local e, mais ainda, o fator de acumulação de mercúrio entre a biota e o sedimento (BSAF). Uma vez que os hábitos alimentares e o nível trófico são afetados por fatores ambientais regionais, e a quantidade de mercúrio depende de uma série de fatores, dentre os quais a geologia e o uso da terra, defende-se que a relação deste elemento nos peixes com sua presença no ambiente é uma variável melhor para determinar a posição trófica de uma espécie de peixe no seu habitat.

Inevitavelmente, os resultados deste estudo são limitados por certas características que precisam ser reconhecidas. Vale ressaltar que se analisou o mercúrio dos sedimentos de fundo e parâmetros físico-químicos da coluna d'água, portanto, mais estudos são necessários para avaliar a importância desses fatores abióticos na presença de Hg nos sedimentos.

Ademais, não se levou em consideração a dinâmica de transporte de sedimentos nos lagos. Durante o período de cheia, os lagos que formam a planície de inundação do rio Araguaia estão conectados, portanto é possível que os sedimentos se movam com a vazão do

rio. O canal é muito ativo e altas taxas de deposição e erosão de margem foram registradas. Além disso, o rio está aumentando o transporte de sedimentos de leito e passando por uma metamorfose geomorfológica em resposta às rápidas mudanças antrópicas sofridas pelo bioma Cerrado.

Além disso, a distância (12 km) definida para classificar uma área como “Urbana” e o estágio de desenvolvimento da região resultou em um número desigual de locais de amostragem Urbanos ( $n = 16$ ) e Não-Urbanos ( $n = 34$ ), e um subgrupo com  $n = 3$  (Grupo 2 Urbano). Sabe-se que isso poderia inserir um viés nos resultados, mas a amostragem foi considerada suficiente para esta análise, pois trata-se de uma área com pouquíssimos estudos sobre contaminação por mercúrio. Esses resultados podem servir de base para ampliação da área urbana amostrada e para comparação com avaliações futuras.

Acredita-se que essas limitações são justificáveis, considerando o escopo deste estudo. A área de estudo desta pesquisa é ampla e é uma das últimas áreas naturais do bioma Cerrado, que vem sendo destruído nas últimas quatro décadas. É um ambiente tropical que não tem sido foco de muitos estudos, mas o rio Araguaia acaba atingindo o bioma amazônico, que é o maior ecossistema de floresta tropical do mundo e uma preocupação global. É fundamental aumentar os estudos nessa área a fim de prevenir consequências desastrosas da interferência humana para o Cerrado e a Amazônia. Os dados coletados podem ser extremamente úteis para comparação com áreas semelhantes no mundo e podem contribuir para entender os riscos ecológicos da influência antrópica no Cerrado, bem como subsidiar a tomada de decisões voltadas para a saúde pública e controle da poluição por Hg na Bacia do Tocantins-Araguaia.

## Referências Bibliográficas

- AAMIR, M. *et al.* Congener-specific evaluation of biota-sediment accumulation factor model for HCHs and DDTs under small-scale in situ riverine condition. *Journal of Soils and Sediments*, v. 17, n. 2, p. 525–535, 2017.
- ABRAHAM, J.; DOWLING, K.; FLORENTINE, S. Risk of post-fire metal mobilization into surface water resources: A review. *Science of the Total Environment*, n. 599, 1740-1755, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.096>.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. A planície alagável do Alto Rio Paraná: importância e preservação. Maringá: EDUEM. 100p. 1996.
- ALVARADO, S. T. *et al.* Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. *Ecological Indicators*, v. 78, p. 270–281, 2017.
- AMOS, H. M. *et al.* Legacy impacts of all-time anthropogenic emissions on the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 27, n. 2, p. 410–421, 2013.
- ANKLEY, G. T. *et al.* Bioaccumulation of PCBs from Sediments by Fishes: Comparison of Laboratory and Field. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 49, 1992.
- APHA/AWWA/WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Standard Methods, p. 541, 2012.
- AQUINO, S.; LATRUBESSE, E. M.; SOUZA FILHO, E. E. Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 10, n. 1, p. 43–54, 2009.
- ARAÚJO, F. M.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution patterns of burned areas in the Brazilian biomes: An analysis based on satellite data for the 2002–2010 period. *Remote Sensing*, v. 4, n. 7, 1929-1946, 2012. <https://doi.org/10.3390/rs4071929>.
- ARAUJO, S. M.; FAWCETT, J. J.; SCOTT, S. D. Metamorphism of Hydrothermally Altered Rocks in a Volcanogenic Massive Sulfide Deposit: the Palmeirópolis, Brazil, Example. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 25, n. 3, p. 173–184, 1995.
- ARIM, M. *et al.* Food web structure and body size: Trophic position and resource acquisition. *Oikos*, v. 119, n. 1, p. 147–153, 2010.
- ARIM, M.; BORTHAGARAY, A. I.; GIACOMINI, H. C. Energetic constraints to food chain length in a metacommunity framework. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 73, n. 4, p. 685–692, 2016.
- AZEVEDO-SILVA, C. E. *et al.* Mercury biomagnification and the trophic structure of the ichthyofauna from a remote lake in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, n. 151, p. 286–296, 2016.



- AZEVEDO, L. S. *et al.* Drought promotes increases in total mercury and methylmercury concentrations in fish from the lower Paraíba do Sul river, southeastern Brazil. *Chemosphere*, n. 202, p. 483–490, 2018.
- AZEVEDO, L. S. *et al.* Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: Interaction between seasonality and feeding habits. *Ecological Indicators*, n. 111, 2020.
- BACK, R. C.; VISMAN, V.; WATRAS, C. J. Micro-homogenization of individual zooplankton species improves mercury and methylmercury determinations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, n. 52, p. 2470–2475, 1995.
- BARBOSA, M. L. F. *et al.* Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Biogeography*, v. 31, n. 10, p. 1960–1975, 2022. <https://doi.org/10.1111/geb.13563>.
- BASTOS, W. R. *et al.* Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, v. 16, n. 3, p. 341–346, 2007.
- BASTOS, W. R. *et al.* Mercury in muscle and brain of catfish from the Madeira river, Amazon, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n. 118, p. 90–97, 2015.
- BASTOS, W. R. *et al.* Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 368(1), 344–351, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.048>.
- BELTRAN-PEDREROS, S. *et al.* Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, n. 4, p. 901–908, 2011.
- BERZAS NEVADO, J. J. *et al.* Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. *Environment International*, v. 36, n. 6, p. 593–608, 2010.
- BILTON, D. T.; FREELAND, J. R.; OKAMURA, B. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, n. 32, p. 159–181, 2001.
- BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (METILHg) no ambiente. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p. 593–600, 2004.
- BISWAS, A.; BLUM, J. D.; KEELER, G. J. Mercury storage in surface soils in a central Washington forest and estimated release during the 2001 Rex Creek Fire. *Science of the Total Environment*, v. 404, n. 1, p. 129–138, 2008.
- BITENCOURT, E. B.; REIS, L. M.; LOUREIRO, G. E. Análise temporal do desmatamento na Bacia Hidrográfica do Rio Sororó - Região de integração De Carajás. *Revista Geoaraguaia*, v. 10, n. 1, p. 89–106, 2020.
- BIZZI, L. A. *et al.* Geologia, Tectônica e recursos minerais do Brasil: Texto, Mapas & SIG. Brasília: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2003.

- BOGOTÁ-GREGORY, J. D. *et al.* Biogeochemical water type influences community composition, species richness, and biomass in megadiverse Amazonian fish assemblages. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 1–15, 2020.
- BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 11, p. 2246–2260, 2002.
- BORTOLINI, J. C. *et al.* Composition and species richness phytoplankton in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 3, p. 296–305, 2014.
- BRADLEY, M. A.; BARST, B. D.; BASU, N. A review of mercury bioavailability in humans and fish. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14, n. 2, 2017.
- BRANFIREUN, B. A. *et al.* Mercury cycling in freshwater systems - An updated conceptual model. *Science of the Total Environment*, n. 745, 2020.
- BRAUDES-ARAÚJO, N.; CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Pesca amadora e turismo no médio Rio Araguaia, Brasil Central. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v. 5, n. 3, p. 13-150, 2016. <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2016v5i3.p13-150>.
- BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. Manual de identificação de peixes da região de Três Maria: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. 3a ed. [s.l.] CODEVASF, 1988.
- BUCK, D. G. *et al.* A global-scale assessment of fish mercury concentrations and the identification of biological hotspots. *Science of the Total Environment*, v. 687, p. 956–966, 2019.
- BUCKLAND-NICKS, A. *et al.* Mercury bioaccumulation in dragonflies (Odonata: Anisoptera): Examination of life stages and body regions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 33, n. 9, p. 2047–2054, 2014.
- BURKE, M. P. *et al.* The effect of wildfire on soil mercury concentrations in Southern California Watersheds. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 212, n. 1–4, p. 369–385, 2010.
- BURKHARD, L. P. *et al.* Comparing laboratory- and field-measured biota-sediment accumulation factors. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 8, n. 1, p. 32–41, 2012.
- BURKHARD, L. P.; COOK, P. M.; LUKASEWYCZ, M. T. Comparison of biota-sediment accumulation factors across ecosystems. *Environmental Science and Technology*, v. 39, n. 15, p. 5716–5721, 2005.
- BURKHARD, L. P.; COOK, P. M.; LUKASEWYCZ, M. T. Direct application of biota-sediment accumulation factors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 29, n. 1, p. 230–236, 2010.

- CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro Reservoir (São Paulo, Brazil). *Environmental Earth Sciences*, v. 75, n. 1, p. 1–16, 2016.
- CARVALHO, T. M. A. T. M. Técnicas de sensoriamento remoto para classificação e quantificação do sistema lacustre do Rio Araguaia entre Barra do Garças e foz do Rio Cirstalino. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 1, n. 1, p. 79–94, 2007.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1, 2001.
- CETRA, M.; PETRERE, M. Fish-assemblage structure of the Corumbatai river basin, São Paulo State, Brazil: Characterization and anthropogenic disturbances. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 2 A, p. 431–439, 2006.
- CHASSOT, E. *et al.* Investigating trophic-level variability in Celtic Sea fish predators. *Journal of Fish Biology*, v. 73, n. 4, p. 763–781, 2008.
- CHEN, C. Y. *et al.* A Critical Time for Mercury Science to Inform Global Policy. *Environmental Science and Technology*, v. 52, n. 17, p. 9556–9561, 2018.
- CLARKSON, T. W.; MAGOS, L. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 36, n. 8, p. 609–662, 2006.
- COFFIN, S.; GAN, J.; SCHLENK, D. Comparisons of field and laboratory estimates of risk of DDTs from contaminated sediments to humans that consume fish in Palos Verdes, California, USA. *Science of the Total Environment*, v. 601–602, p. 1139–1146, 2017.
- CONAWAY, C. H.; MASON, R. P.; STEDING, D. J.; FLEGAL, A. R. Estimate of mercury emission from gasoline and diesel fuel consumption, San Francisco Bay area, California. *Atmospheric Environment*, v. 39, n. 1, p. 101–105, 2005.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.025>.
- COPE, J. M. Exploring intraspecific life history patterns in sharks. *Fishery Bulletin*, v. 104, n. 2, p. 311–320, 2006.
- CÓRDOBA-TOVAR, L. *et al.* Drivers of biomagnification of Hg, As and Se in aquatic food webs: A review. *Environmental Research*, n. 204, 2022.
- CORRÊA, B. R. S. *et al.* Evaluation of ichthyofauna in lotic and lentic environments in the Araguaia River basin, Cerrado Biome, Brazil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, v. 44, p. 1–12, 2022.
- CORRÊA, L. W. C.; MACAMBIRA, M. J. B. Evolução da região de Santana do Araguaia (PA) com base na geologia e geocronologia Pb-Pb em zircão de granitoides. *Geologia USP - Serie Científica*, v. 14, n. 2, p. 45–66, 2014.
- CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia*, v. 186, n. 4, p. 1069–1078, 2018.

- COSTA JUNIOR, J. M. F. *et al.* Teores de mercúrio em cabelo e consumo de pescado de comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira, região do Tapajós. *Ciencia e Saude Coletiva*, v. 23, n. 3, p. 805–812, 2018.
- CPRM. Afloramentos geológicos: Levantamento em carta 1:250.000. 2011. Disponível em: <<https://geoportal.cprm.gov.br/geosgb/>>. Acesso em jul 2021.
- CPRM. Afloramentos geológicos: Levantamento em carta 1:250.000. 2016. Disponível em: <<https://geoportal.cprm.gov.br/geosgb/>>. Acesso em jul 2021.
- DANTAS, D. D. F. *et al.* Climate effects on fish body size–trophic position relationship depend on ecosystem type. *Ecography*, v. 42, n. 9, p. 1579–1586, 2019.
- DAVIES-COLLEY, R. J.; SMITH, D. G. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 37, n. 5, p. 1085–1101, 2001.
- DAVIS, J. A. *et al.* Hg concentrations in fish from coastal waters of California and Western North America. *Science of the Total Environment*, v. 568, p. 1146–1156, 2016.
- DE MATOS, L. S. *et al.* Assessment of mercury contamination in *Brycon falcatus* (Characiformes: Bryconidae) and human health risk by consumption of this fish from the Teles Pires River, Southern Amazonia. *Neotropical Ichthyology*, v. 16, n. 1, p. 1–12, 2018.
- DE MEESTER, L. *et al.* The Monopolization Hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica*, v. 23, n. 3, p. 121–135, 2002.
- DE MELO, T. L.; TEJERINA-GARRO, F. L.; DE MELO, C. E. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a neotropical river with a flood pulse regime, central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, n. 3, p. 421–428, 2009.
- DE MÉRONA, B.; RANKIN-DE-MÉRONA, J. of the central Amazon floodplain. *Neotrop. Ichthyol.*, v. 2, n. 2, p. 75–84, 2004.
- DELGADO, I. DE M. *et al.* Geotectônica do Escudo Atlântico In: *Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil: texto, mapas e SIG*, 2003. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/5006>>
- DJIKANOVIĆ, V. *et al.* Ecological risk assessment for different macrophytes and fish species in reservoirs using biota-sediment accumulation factors as a useful tool. *Environmental Pollution*, v. 241, p. 1167–1174, 2018.
- DO NASCIMENTO, E. L. *et al.* Dynamics of mercury in the plankton of a hydroelectric reservoir, Western Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 10, 2020.
- DOREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; SILVA, G. S. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, v. 142, n. 3- 4, p. 275–283, 2006.
- DRISCOLL, C. T. *et al.* Mercury as a global pollutant—sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology*, v. 47, n. 10, p. 4967–4983, 2013.

ENGSTROM, D. R. *et al.* Atmospheric Hg emissions from preindustrial gold and silver extraction in the Americas: A reevaluation from lake-sediment archives. *Environmental Science and Technology*, v. 48, n. 12, p. 6533–6543, 2014.

EPA. 2002 Integrated Water Quality Monitoring and Assessment Report Guidance. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/2002\\_02\\_13\\_tmdl\\_2002wqma.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/2002_02_13_tmdl_2002wqma.pdf)>.

EVERS, D. C. *et al.* Evaluating the effectiveness of the Minamata Convention on Mercury: Principles and recommendations for next steps. *Science of the Total Environment*, v. 569–570, p. 888–903, 2016.

FADINI, P. S.; JARDIM, W. F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Science of the Total Environment*, v. 275, n. 1–3, p. 71–82, 2001.

FAGAN, W. F. Connectivity, Fragmentation, and Extinction Risk in Dendritic Metapopulations. *Ecology*, v. 83, n. 12, p. 3243–3249, 2002.

FAO/WHO. Joint FAO/WHO food standards programme codex committee on contaminants in foods. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FMeetings%252FCX-735-12%252FWD%252Fcf12\\_INF01x.pdf](http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FMeetings%252FCX-735-12%252FWD%252Fcf12_INF01x.pdf)>.

FDA. Technical Information on Development of Fish Consumption Advice - FDA / EPA. Disponível em: <<https://www.fda.gov/food/metals/technical-information-development-fdaepa-advice-what-pregnant-women-and-parents-should-know-about>>.

FERREIRA, R. V.; SHINZATO, E.; DANTAS, M. E.; TEIXEIRA, W. G. Origem das Paisagens do Estado do Pará; In: TEIXEIRA, S.G; JOÃO, X.J. (Ed.) Geodiversidade do estado do Pará. CPRM – Serviço Geológico do Brasil, p. 23–52, 2011.

FIGUEIREDO, N. *et al.* Evidence of mercury methylation and demethylation by the estuarine microbial communities obtained in stable Hg isotope studies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 15, n. 10, 2018.

FRANCE, K. E.; DUFFY, J. E. Diversity and dispersal interactively affect predictability of ecosystem function. *Nature*, v. 441, n. 7097, p. 1139–1143, 2006.

FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. *Revista Agrogeoambiental*, v. 1, n. 2, 2009.

FROESE, R.; PAULY, D.; (EDITORS). FishBase. Disponível em: <[www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)>.

FU, J.; WANG, Y.; ZHOU, Q.; JIANG, G. Trophic transfer of mercury and methylmercury in an aquatic ecosystem impacted by municipal sewage effluents in Beijing, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 22, n. 8, p. 1189–1194, 2010. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60237-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60237-0).

GEF. GEF Investing in our planet. Disponível em: <<https://www.thegef.org/topics/mercury>>.

GEHRKE, G. E. *et al.* Mercury isotopes link mercury in San Francisco bay forage fish to surface sediments. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 4, p. 1264–1270, 2011.

- GRANDJEAN, P. *et al.* Adverse effects of methylmercury: Environmental health research implications. *Environmental Health Perspectives*, v. 118, n. 8, p. 1137–1145, 2010.
- GUSTIN, M. S. *et al.* Importance of Integration and Implementation of Emerging and Future Mercury Research into the Minamata Convention. *Environmental Science and Technology*, v. 50, n. 6, p. 2767–2770, 2016.
- GWOREK, B. *et al.* Air Contamination by Mercury, Emissions and Transformations—a Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 228, n. 4, 2017.
- HASUI, Y.; ABREU, F. D. A. M. DE; SILVA, J. M. R. DA. Estratigrafia da faixa de dobramentos Paraguai-Araguaia no centro-norte do Brasil. *Boletim IG*, v. 8, n. 0, p. 107, 1977.
- HAZEN, R. M. *et al.* Mercury (Hg) mineral evolution: A mineralogical record of supercontinent assembly, changing ocean geochemistry, and the emerging terrestrial biosphere. *American Mineralogist*, v. 97, n. 7, p. 1013–1042, 2012.
- HUANG, P. C. *et al.* Occurrence of phthalates in sediment and biota: Relationship to aquatic factors and the biota-sediment accumulation factor. *Chemosphere*, v. 73, n. 4, p. 539–544, 2008.
- HUSSEY, N. E. *et al.* Rescaling the trophic structure of marine food webs. *Ecology Letters*, v. 17, n. 2, p. 239–250, 2014.
- IBGE. Estimativas de população enviadas ao TCU. 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html>>. Acesso em dez 2021.
- IBGE. Pedologia. Mapa exploratório de solos do estado do Tocantins. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, 2007b. 1 mapa color. Escala 1:1.000.000.
- IOELE, G. *et al.* Assessment of surface water quality using multivariate analysis: Case study of the crati River, Italy. *Water (Switzerland)*, v. 12, n. 8, 2020.
- IRION, G. *et al.* Araguaia River Floodplain: Size, Age, and Mineral Composition of a Large Tropical Savanna Wetland. *Wetlands*, v. 36, n. 5, p. 945–956, 2016.
- JARDIM, W. F. *et al.* Mercury redox chemistry in the Negro River basin, Amazon: The role of organic matter and solar light. *Aquatic Geochemistry*, v. 16, n. 2, p. 267–278, 2010.
- JARDULI, L. R.; CLARO-GARCÍA, A.; SHIBATTA, O. A. Ichthyofauna of the rio Araguaia basin, states of Mato Grosso and Goiás, Brazil. *Check List*, v. 10, n. 3, p. 483–515, 2014.
- JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates, 1993.
- JUNK, W. J.; SOARES, M. G. M.; SAINT-PAUL, U. The central amazon floodplain: ecology of a pulsing system. Berlin, Springer-Verlag, Ecological studies. 556p. 1997.

- JU, Y. R. *et al.* Assessment of heavy metals in aquaculture fishes collected from southwest coast of Taiwan and human consumption risk. *International Biodeterioration and Biodegradation*, v. 124, p. 314–325, 2017.
- KAINZ, M.; ARTS, M. T.; MAZUMDER, A. Essential versus potentially toxic dietary substances: A seasonal comparison of essential fatty acids and methyl mercury concentrations in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, v. 155, n. 2, p. 262–270, 2008.
- KASPER, D.; FORSBERG, B. R.; KEHRIG, A. Mercury in Black-Waters of the Amazon. 2018.
- KEHRIG, H. A. *et al.* Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Química Nova*, v. 34, n. 3, p. 377–384, 2011.
- KHAN, I. *et al.* Maceral composition and origin of organic matter input in Neoproterozoic–Lower Cambrian organic-rich shales of Salt Range Formation, upper Indus Basin, Pakistan. *International Journal of Coal Geology*, v. 217, 103319, 2020.
- KIM, C. S.; RYTUBA, J. J.; BROWN, G. E. Geological and anthropogenic factors influencing mercury speciation in mine wastes: An EXAFS spectroscopy study. *Applied Geochemistry*, v. 19, n. 3, p. 379–393, 2004.
- KIMÁKOVÁ, T. *et al.* Fish and fish products as risk factors of mercury exposure. *Annals of agricultural and environmental medicine : AAEM*, v. 25, n. 3, p. 488–493, 2018.
- KING, J. K. *et al.* Mercury removal, methylmercury formation, and sulfate-reducing bacteria profiles in wetland mesocosms. *Chemosphere*, v. 46, n. 6, p. 859–870, 2002.
- KOCMAN, D. *et al.* Toward an assessment of the global inventory of present-day mercury releases to freshwater environments. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14, n. 2, p. 138, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijerph14020138>.
- KOPF, R. K. *et al.* Global patterns and predictors of trophic position, body size and jaw size in fishes. *Global Ecology and Biogeography*, v. 30, n. 2, p. 414–428, 2021.
- KWOK, C. K. *et al.* Biota-sediment accumulation factor (BSAF), bioaccumulation factor (BAF), and contaminant levels in prey fish to indicate the extent of PAHs and OCPs contamination in eggs of waterbirds. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, n. 12, p. 8425–8434, 2013.
- KWON, S. Y. *et al.* Mercury biomagnification in the food web of a neotropical stream. *Science of the Total Environment*, v. 417–418, p. 92–97, 2012.
- LACERDA, L. D. *et al.* Trace metals in fluvial sediments of the Madeira River watershed, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 97–98, p. 525–530, 1990.
- LACERDA, L. D. Global Mercury Emissions from Gold and Silver Mining. *Water, Air and Soil Pollution*, n. 97, p. 209–221, 1997.
- LANDIS, M. S. *et al.* Ft. McHenry tunnel study: Source profiles and mercury emissions from diesel and gasoline powered vehicles. *Atmospheric Environment*, v. 41, n. 38, p. 8711–8724, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.028>.

- LANDRY, M. R.; DÉCIMA, M. R. Protistan microzooplankton and the trophic position of tuna: Quantifying the trophic link between micro-and mesozooplankton in marine foodwebs. *ICES Journal of Marine Science*, v. 74, n. 7, p. 1885–1892, 2017.
- LATRUBESSE, E. M. *et al.* Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, v. 1, n. 9, p. 1–8, 2019.
- LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Geomorphology and Environmental Aspects of the Araguaia Fluvial Basin, Brasil. *Zeitschrift für Geomorphologie*, v. 129, n. December, p. 109–127, 2002.
- LAVOIE, R. A *et al.* Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. *Environmental science & technology*, v. 47, p. 13385–13394, 2013.
- LAYMAN, C. A.; LANGERHANS, R. B.; WINEMILLER, K. O. Body size, not other morphological traits, characterizes cascading effects in fish assemblage composition following commercial netting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 62, n. 12, p. 2802–2810, 2005.
- LEAO NETO, R.; OLIVIATTI, O. Projeto Palmeirópolis- Etapa preliminar: Goiania Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais, 1983.
- LE BOURG, B. *et al.* Effect of body length, trophic position and habitat use on mercury concentrations of sharks from contrasted ecosystems in the southwestern Indian Ocean. *Environmental Research*, v. 169, p. 387–395, 2019.
- LE CREN, E. The Length-Weight Relationship and Seasonal Cycle in Gonad Weight and Condition in the The Lenght-Weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch. *British Ecological Society*, v. 20, n. 2, p. 201–219, 1951.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical ecology. 2012.
- LI, K.; ROLLINS, J.; YAN, E. Web of Science use in published research and review papers 1997–2017: a selective, dynamic, cross-domain, content-based analysis. *Scientometrics*, v. 115, n. 1, p. 1–20, 2018.
- LININGER, K. B.; LATRUBESSE, E. M. Flooding hydrology and peak discharge attenuation along the middle Araguaia River in central Brazil. *Catena*, v. 143, p. 90–101, 2016.
- LINO, A. S. *et al.* Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, v. 235, p. 690–700, 2019.
- LÓPEZ SIANGAS, E. *et al.* Effect of water quality on growth of four fish species in the Iténez basin (Upper Madera, Amazon). *Environmental Biology of Fishes*, v. 95, n. 3, p. 371–381, 2012.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP. 584 pp. 1999.



- LUCAS F.R.A.; MOURA, C. A.V. Estudo de proveniência sedimentar em quartzitos do Cinturão Araguaia na Região de Colméia-Pequizeiro, Tocantins. 2006. (Apresentação de Trabalho/Seminário).
- LUMEX, O.; RA-915 + SOFTWARE. [s.d.].
- MACHADO, L. *et al.* The hydrothermal footprint of the Crixás deposit: New vectors for orogenic gold exploration in central Brazil. *Ore Geology Reviews*, v. 146, 2022.
- MALM, O. *et al.* the Tapajós river basin, Brazil Areas q. *The Science of the total environment*, v. 175, p. 141–150, 1995.
- MANCINELLI, G. *et al.* Cross-validation of  $\delta^{15}\text{N}$  and FishBase estimates of fish trophic position in a Mediterranean lagoon: The importance of the isotopic baseline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 135, n. March, p. 77–85, 2013.
- MARTINS, P. R. *et al.* Terrain units, land use and land cover, and gross primary productivity of the largest fluvial basin in the Brazilian Amazonia/Cerrado ecotone: The Araguaia River basin. *Applied Geography*, v. 127, n. July 2019, 2021.
- MASCARENHAS, A. F. S. *et al.* Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 34, n. 1, p. 61–68, 2004.
- MERGLER, D. *et al.* Methylmercury Exposure and Health Effects in Humans: A Worldwide Concern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, v. 36, n. 1, p. 3–11, 2007.
- MERIGO, J. M. *et al.* A bibliometric analysis of the first thirty years of the *International Journal of Intelligent Systems*. 2016 IEEE Symposium Series on Computational Intelligence, SSCI 2016, 2017.
- MERONA, B. DE. Aspecto Ecológico da ictiofauna do baixo Tocantins. *Acta Amazonica*, v. 1, p. 109–124, 1986.
- MORENO-BRUSH, M. *et al.* Is mercury from small-scale gold mining prevalent in the southeastern Peruvian Amazon? *Environmental Pollution*, v. 218, p. 150–159, 2016.
- MOURA, C. A. V. *et al.* Sedimentary provenance and palaeoenvironment of the Baixo Araguaia supergroup: Constraints on the palaeogeographical evolution of the Araguaia Belt and assembly of West Gondwana. *Geological Society Special Publication*, v. 294, n. July, p. 173–196, 2008.
- MOURA, V. L.; DE LACERDA, L. D. Contrasting Mercury Bioavailability in the Marine and Fluvial Dominated Areas of the Jaguaribe River Basin, Ceará, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 101, n. 1, p. 49–54, 2018.
- NABOUT, J. C. *et al.* Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia*, v. 575, n. 1, p. 455–461, 2007.
- NING, Y. *et al.* Geochemical cycle of mercury associated with wet deposition and inflows in a subalpine wetland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111507, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111507>.

- NRIAGU, J. O. PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, v. 333, p. 134–139, 1988.
- NRIAGU, J. O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, v. 338, 1989. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/338047a0>>.
- OBRIST, D. *et al.* A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *Ambio*, n. 47, p. 116–140, 2018.
- OESTREICHER, J. S. *et al.* Environmental and Anthropogenic Factors Influencing Mercury Dynamics During the Past Century in Floodplain Lakes of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 72, n. 1, p. 11–30, 2017.
- OLIVEIRA, R. C. *et al.* Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): Impact on hair mercury. *Annals of Human Biology*, v. 37, n. 5, p. 629–642, 2010.
- PANICHEV, N. A.; PANICHEVA, S. E. Determination of total mercury in fish and sea products by direct thermal decomposition atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry*, v. 166, p. 432–441, 2015.
- PATRICK, W. S.; COPE, J. M.; THORSON, J. T. Validación y mejoramiento de datos de historia de vida en FishBase. *Fisheries*, v. 39, n. 4, p. 173–176, 2014.
- PATRY, C. *et al.* Impact of forested fallows on fertility and mercury content in soils of the Tapajós River region, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, v. 458–460, p. 228–237, 2013.
- PELICICE, F. M. *et al.* Large-scale Degradation of the Tocantins-Araguaia River Basin. *Environmental Management*, v. 68, n. 4, p. 445–452, 2021.
- PENG, G.; LUHR, J. F.; MCGEE, J. J. Factors controlling sulfur concentrations in volcanic apatite. *American Mineralogist*, v. 82, n. 11–12, p. 1210–1224, 1997.
- PEREIRA, ROSANA APARECIDA CÂNDIDO; RESENDE, E. K. Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *EMBRAPA-CPAP*, v. 12, p. 50, 1998.
- PESTANA, I. A. *et al.* Methylmercury in environmental compartments of a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Chemosphere*, v. 215, p. 758–765, 2019.
- PINHEIRO, B. L. S.; MOURA, C. A. V.; DE SOUSA GORAYEB, P. S. Proveniência das rochas metassedimentares do Cinturão Araguaia com base em datações Pb-Pb em zircão e idades-modelo Sm-Nd. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 41, n. 2, p. 304–318, 2011.
- PINTO, L. DE C. M. *et al.* Mapping the evolution of mercury (Hg) research in the amazon (1991–2017): A scientometric analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 16, n. 7, 2019.

- PISANELLO, F. *et al.* In situ bioavailability of DDT and Hg in sediments of the Toce River (Lake Maggiore basin, Northern Italy): accumulation in benthic invertebrates and passive samplers. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 11, p. 10542–10555, 2016.
- PORTAL BRASIL. Brasil ratifica Acordo de Minamata para controle de descarte de mercúrio. *Meio Ambiente*, 2017.
- POUILLY, M. *et al.* Trophic Structure and Mercury Biomagnification in Tropical Fish Assemblages, Iténez River, Bolivia. *PLoS ONE*, v. 8, n. 5, 2013.
- PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. 2022. Disponível em: < <http://mapbiomas.org>>.
- PRYSTHON, A.; CUNHA, C. V. DA; DIAS, C. R. G. The Fishing Productivity Assesment Upstream and Downstream of Tucuruí Hydroelectric Dam, Tocantins-Araguaia basin, Brazil. *International Journal of Advanced Engineering Research and Science*, v. 6, n. 4, p. 85–92, 2019.
- REMOR, M. B. *et al.* Geochemistry of the Upper Paraná River floodplain: study of the Garças Pond and Patos Pond. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 305, n. 2, p. 409–418, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10967-015-4021-9>.
- RISCASSI A. L., HOKANSON, K. J., SCANLON, T M. Streamwater particulate mercury and suspended sediment dynamics in a forested headwater catchment. *Water Air Soil Pollution*, v. 220, n.1, 23-36, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0731-3>.
- ROBERTS, T. R. Ecology of fishes in the Amazon and Congo basins. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College*, n.143, p. 117-147. 1972.
- ROMANUK, T. N.; HAYWARD, A.; HUTCHINGS, J. A. Trophic level scales positively with body size in fishes. *Global Ecology and Biogeography*, v. 20, n. 2, p. 231–240, mar. 2011.
- RUSYDI, A. F. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 118, n. 1, 2018.
- RUTKOWSKA, B. *et al.* Evaluation of the mercury content of loamy sand soil after long-term nitrogen and potassium fertilization. *Plant, Soil and Environment*, v. 61, n. 12, p. 537–543, 2015.
- SAIFUL ISLAM, M.; HABIBULLAH-AL-MAMUN, M. Accumulation of trace elements in sediment and fish species of Paira River, Bangladesh. *AIMS Environmental Science*, v. 4, n. 2, p. 310–322, 2017.
- SANO, E. E. *et al.* Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 166, n. 1–4, p. 113–124, 2010.
- SANO, E. E. *et al.* Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 232, n. November 2018, p. 818–828, 2019.

- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da Bacia Amazônica. Pp. 345-373. In: LOWE-MCCONNEL, R. H. (Ed.) Estudos ecológicos de peixes. São Paulo, Universidade Ed. USP São Paulo, 584p. 1999.
- SANTOS, G. M.; MÉRONA, B; JURAS, A. A.; JÉGU, M. Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí. [s.l: s.n.]. 2004.
- SANTOS, K. N. J. *et al.* The relationship between zooplankton occupancy and abundance in a floodplain is mediated by the hydrological regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 34, 2022.
- SILVA, A. P.; FARIAS, E. G. G. Caracterização participativa da frota pesqueira do Rio Araguaia-Tocantins, Brasil. *Magistra*, v. 29, n. 1, 80-90, 2017.
- SILVA-FILHO, E. V. *et al.* Mercury speciation in plankton from the Cabo Frio Bay, SE - Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, n. 12, p. 8141–8150, 2014.
- SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience*, v. 52, n. 3, p. 225–234, 2002.
- SOUZA-ARAUJO, J. *et al.* Mercury and methyl mercury in fishes from Bacajá River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation and biomagnification. *Journal of fish biology*, v. 89, n. 1, p. 249–263, 2016.
- SOUZA, J. O.; MORETON, L. C. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. – PLGB. Xambioá CPRM, 2001. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/3052>>.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R.; RODRÍGUEZ, M. A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, n. 51, p. 399–410, 1998.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R.; RODRÍGUEZ, M. A. Caracterização da ictiofauna e das interações peixe-ambiente no médio Araguaia, bacia Amazônica. *Estudos*, v. 29, n. 85–99, p. 87–101, 2002.
- THOMS, M. C. Floodplain-river ecosystems: Lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology*, v. 56, n. 3–4, p. 335–349, 2003.
- THOMSON, M. L.; FYFE, W. S. The Crixas gold deposit, Brazil: thrust-related, postpeak metamorphic gold mineralization of possible Brasilino cycle age. *Economic Geology*, v. 85, n. 5, p. 928–942, 1990.
- TONG, Y. *et al.* Behavior of mercury in an urban river and its accumulation in aquatic plants. *Environmental Earth Sciences*, v. 68, n. 4, p. 1089–1097, 2013.
- U.S. EPA. Mercury Compounds. Production, 2000.
- VALENTE, C. R.; LATRUBESSE, E. M. Fluvial archive of peculiar avulsive fluvial patterns in the largest Quaternary intracratonic basin of tropical South America: The Bananal Basin, Central-Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 356–357, p. 62–74, 2012.

VALENTE, C. R.; LATRUBESSE, E. M.; FERREIRA, L. G. Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 46, p. 150–160, 2013.

VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, v. 84, n. 2, p. 523–538, 2010.

VIEIRA, L. C. G. *et al.* Sampling sufficiency for estimating zooplankton diversity in neotropical floodplain lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, v. 22, n. 2, p. 190–196, 2017.

VIEIRA, M. *et al.* Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, v. 235, p. 771–779, 1 abr. 2018.

WANG, Q. *et al.* The accumulation and transfer of arsenic and mercury in the soil under a long-term fertilization treatment. *Journal of Soils and Sediments*, v. 16, n. 2, p. 427–437, 2016.

WANG, R.; WONG, M. H.; WANG, W. X. Mercury exposure in the freshwater tilapia *Oreochromis niloticus*. *Environmental Pollution*, v. 158, n. 8, p. 2694–2701, 2010.

WAYKAR, B.; PETARE, R. Studies on monitoring the heavy metal contents in water, sediment and snail species in Latipada reservoir. *Journal of Environmental Biology*, v. 37, n. July, p. 565–571, 2016.

WINFREY, R.; RUDD, W. M. Formation of methylmercury in low pH lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 9, p. 853–869, 1990.

WONG, C; CAPEL, P D; NOWELL, L. H. National-Scale, Field-Based Evaluation of the Biota-Sediment Accumulation Factor Model. v. 35, n. 9, p. 1709–1715, 2001.

ZACARKIM, C. E. *et al.* The panorama of artisanal fisheries of the Araguaia River, Brazil. *Fisheries Science*, v. 81, n. 3, p. 409–416, 2015.

ZHU, S.; ZHANG, Z.; ŽAGAR, D. Mercury transport and fate models in aquatic systems: A review and synthesis. *Science of the Total Environment*, v. 639, p. 538–549, 2018.

ZOLNIKOV, T. R.; RAMIREZ ORTIZ, D. A systematic review on the management and treatment of mercury in artisanal gold mining. *Science of the Total Environment*, v. 633, p. 816–824, 2018.