



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO EM SOCIEDADE,
NATUREZA E DESENVOLVIMENTO**

BRENDSON CARLOS BRITO

**DINÂMICA ESPACIAL E SAZONAL DE MERCÚRIO NO RESERVATÓRIO
HIDRELÉTRICO DE CURUÁ – UNA, AMAZÔNIA**

**SANTARÉM-PA
2025**

BRENDSON CARLOS BRITO

**DINÂMICA ESPACIAL E SAZONAL DE MERCÚRIO NO RESERVATÓRIO
HIDRELÉTRICO DE CURUÁ – UNA, AMAZÔNIA**

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação Doutorado em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) como requisito para obtenção do título de doutor em Ciências Ambientais.

Linha de pesquisa: Recursos naturais, biodiversidade e bioprospecção na Amazônia.

Orientador: Dr. Sergio Melo

Coorientador: Dr. José Reinaldo Pacheco
Peleja

SANTARÉM- PA
2025

FICHA CATALOGRÁFICA

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP) Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

B862d Brito, Brendson Carlos
Dinâmica espacial e sazonal de mercúrio no reservatório hidrelétrico de Curuá-
Uma, Amazônia. / Brendson Carlos Brito. - Santarém, 2025.
112 p. : il.
Inclui bibliografias.

Orientador: Sérgio Melo.

Coorientador: José Reinaldo Pacheco Peleja.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Biodiversidade e Floresta, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento.

1. Reservatório. 2. Mercúrio total. 3. Biomagnificação trófica. 4. Regime fluvial. 5. Hidrossistema. 6. Macrófitas. 7. Plâncton. I. Melo, Sérgio, *orient.*. II. Peleja, José Reinaldo Pacheco, *coorient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 615.925663098115

Bibliotecária - Documentalista: Cátia Alvarez – CRB/2 843



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO

ATA DE DEFESA DE TESE

Ao vigésimo sétimo dia do mês de março do ano de 2025, às quatorze horas e trinta minutos, através da plataforma virtual google meet (<https://meet.google.com/fsy-rjop-iyf>), instalou-se a banca examinadora da defesa de tese do discente **BRENDSON CARLOS BRITO**, discente regularmente matriculado no curso de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Sociedade Natureza e Desenvolvimento, da Universidade Federal do Oeste do Pará, orientado pelo Professor Dr. Sérgio Melo e Coorientado pelo Professor Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja. A banca foi composta pelo Dr. Sérgio de Melo, PPGSND/UFOPA, orientador e presidente da banca, e pelos avaliadores externo ao programa, Dra. Andreia Cavalcante Pereira (ICTA-UFOPA) e Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira (ICED-UFOPA), e pelos avaliadores internos do PPGSND/UFOPA, Dr. Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro e Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior. Com os membros da banca presentes, o professor Sérgio de Melo fez a apresentação dos mesmo e informou sobre a tramitação da defesa, passando então a palavra ao doutorando para que iniciasse a apresentação do trabalho intitulado **“DINÂMICA ESPACIAL E SAZONAL DE MERCÚRIO NA USINA HIDRELÉTRICA DE CURUÁ – UNA, SANTARÉM, PARÁ, AMAZÔNIA”**. Concluída a apresentação pelo discente, o Prof. Sérgio de Melo passou a palavra aos examinadores para que fizessem a arguição e avaliação, na seguinte sequência: Dra. Andreia Cavalcante Pereira, Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira, Dr. Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro e Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior. Após o término das arguições o presidente da banca solicitou que o público se retirasse da sala para a reunião exclusiva entre os membros da banca para a emissão do parecer final. A banca examinadora, considerando o texto escrito, a apresentação e as respostas apresentadas aos questionamentos decidiu, por unanimidade, pela **aprovação** do doutorando, conforme as normas vigentes na Universidade Federal do Oeste do Pará. Após a deliberação da banca examinadora, o presidente, juntamente com os membros da banca retornaram para a sala inicial onde foi feito a divulgação do resultado. Nada mais havendo por constar, lavrou-se e fez-se a leitura da presente ata que segue assinada pelos membros da Banca Examinadora, Presidente da Banca e pelo Doutorando. Santarém (PA), vigésimo sétimo dia do mês de dezembro do ano de dois mil e vinte e cinco, às dezoito horas.

Documento assinado digitalmente
SERGIO DE MELO
Data: 03/04/2025 09:36:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Sérgio de Melo
PPGSND/UFOPA

Documento assinado digitalmente
ANDREIA CAVALCANTE PEREIRA
Data: 03/04/2025 10:41:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Andreia Cavalcante Pereira
ICTA/UFOPA

Documento assinado digitalmente
RICARDO BEZERRA DE OLIVEIRA
Data: 04/04/2025 09:10:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Ricardo Bezerra de Oliveira
ICED/UFOPA

Documento assinado digitalmente
FRANK RAYNNER VASCONCELOS RIBEIRO
Data: 03/04/2025 10:03:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro
PPGSND/UFOPA

Documento assinado digitalmente
JOSE MAX BARBOSA DE OLIVEIRA JUNIOR
Data: 04/04/2025 11:49:07-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior
PPGSND/UFOPA

Documento assinado digitalmente
BRENDSON CARLOS BRITO
Data: 03/04/2025 09:44:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Brendson Carlos Brito
Discente PPGSND



PPGSND

Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento

Universidade Federal do Oeste do Pará - Ufopa

✉ secpgsnd@gmail.com.br

🌐 <http://www.ufopa.edu.br/ppgsnd/>

📍 Rua Vera Paz, s/n (Unidade Tapajós),
BMT2, sala 135A, Salé, CEP 68040-255, Santarém, Pará, Brasil

Dedico aos meus avós que depositam em mim toda confiança, admiração e apoio.

*“A mente que se abre a uma nova ideia jamais
voltará ao seu tamanho original” - Albert Einstein*

AGRADECIMENTOS

A Deus acima de qualquer coisa.

Aos meus orientadores Dr. Jose Reinaldo Pacheco Peleja e Dr. Sergio Melo pela confiança e conhecimentos adquiridos.

A Universidade Federal do Oeste do Pará pela estrutura oferecida e pela oportunidade de cursar a pós-graduação.

À coordenação do Programa de Doutorado Sociedade, Natureza e Desenvolvimento: professor Dr. Antônio Humberto Hamad Minervino e atualmente ao professor Dr. Sergio de Melo; e a todos os professores do curso pelo suporte, ensino e conhecimento adquirido.

A CAPES pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao Instituto Federal do Pará Campus Itaituba pela liberação do afastamento para que fosse possível cursar o doutorado.

Ao Laboratório de Biologia Ambiental do ICTA, juntamente com a equipe técnica: Edvaldo Junior de Souza Lemos e Flávia Cristina Carvalho de Lima por todas as análises limnológicas e ecotoxicológicas realizadas.

A Dra. Andréa Pontes Viana pelo apoio e contribuições na parte ictiológica, juntamente com sua equipe.

Ao Laboratório de Bioprospecção (UFOPA) coordenado pela professora Dra. Rosa Helena Veras Mourão pelo uso do liofilizador.

Ao Laboratório de Bioprospecção e Biologia Experimental (UFOPA) coordenado pelo professor Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira pelo uso do liofilizador.

Ao Laboratório de Bromatologia (UFOPA) coordenado pela professora Dra. Andrea Krystina Vinente Guimarães pelo uso do liofilizador.

Aos professores Dr. Ricardo Bezerra, Dr. Luiz Reginaldo e Dra. Andréa Viana pelas contribuições ao projeto de dissertação durante a avaliação da aula de qualificação.

Aos meus colegas de turma SND/2020.1.

Aos meus amigos e familiares vocês foram fundamentais pela realização deste objetivo.

E a todos que direta ou indiretamente contribuíram de alguma forma para realização deste trabalho.

RESUMO GERAL

O objetivo dessa tese é investigar a dinâmica espaço-temporal de mercúrio total (HgT) no reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. Nesse sentido foram avaliadas as concentrações de HgT na água filtrada, macrófitas aquáticas, plâncton e peixes sobre a influência do regime fluvial (seca, enchente, cheia e vazante), hidrossistema (região fluvial, transição e lacustre) e nível trófico das espécies de peixes à jusante e montante da barragem do reservatório de Curuá-Una, Santarém, Pará, Brasil. As campanhas de amostragens foram realizadas em quatro períodos sazonais: dez/2021 (seca), mar/2022 (enchente), jun./2022 (cheia) e set/2022 (vazante). Os níveis de [HgT] foram determinados por Florescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS). O gradiente longitudinal do hidrossistema do reservatório influenciou nas concentrações de HgT na água e no plâncton durante os períodos sazonais. As concentrações de HgT variaram de acordo com o regime fluvial, demonstrando a importância dos processos hidrológico e hidrométrico na dinâmica do Hg no reservatório. No plâncton as concentrações de HgT variaram em função do diâmetro da malha da rede utilizada com maiores concentrações na rede de 60 μ m onde há a presença de material misto e organo-mineral composto de plâncton, seston amorfo e finas partículas minerais. O presente estudo mostra que regime fluvial e o gradiente longitudinal do hidrossistema influenciam da dinâmica de Hg na água e no plâncton do reservatório de Curuá-Una. As concentrações de HgT na água filtrada foram maiores durante o período de seca (5.3-11.2 ng L⁻¹). O HgT nos peixes variou de 0.075-1.160 μ g g⁻¹ a jusante e 0.014-1.036 μ g g⁻¹ a montante. As maiores concentrações de HgT foram encontradas na espécie piscívoro *Acestrorhynchus falcirostris* (1.161 μ g g⁻¹) a jusante. Houve correlação das concentrações de HgT com os níveis tróficos (ANOVA; p=<0.0001) das espécies de peixes e com o regime fluvial (ANOVA; p=<0.0001). A macrófita *Utricularia foliosa* apresentou as maiores concentrações de HgT nas folhas no período de seca (71.4 μ g g⁻¹). Concluímos que as concentrações de HgT variam entre os níveis tróficos dos peixes e entre os períodos do regime fluvial. As macrófitas participam na transferência e disponibilidade de Hg para a cadeia trófica aquática.

Palavras chaves: Reservatório, Mercúrio total, biomagnificação trófica, regime fluvial, hidrossistema, macrófitas, plâncton

GENERAL ABSTRACT

The objective of this thesis is to investigate the spatiotemporal dynamics of total mercury (HgT) in the reservoir of the Curuá-Una Hydroelectric dam, Santarém, Pará, in the Amazon. The concentrations of HgT in filtered water, aquatic macrophytes, plankton and fish were evaluated on the influence of the river regime (low-water, rising-water, high-water, and falling-water), hydrosystem (riverine, transition and lacustrine zone) and trophic level of fish species downstream and upstream of the Curuá-Una reservoir dam, Santarém, Pará, Brazil. The sampling campaigns were carried out in four seasonal periods: Dec/2021 (low-water), Mar/2022 (falling-water), Jun/2022 (high-water) and Sep/2022 (low-water). The [HgT] levels were determined by Cold Atomic Vapor Florescence (CVAFS). The longitudinal gradient of the reservoir hydrosystem influenced the HgT concentrations in the water and plankton during seasonal periods. The HgT concentrations varied according to the river regime, demonstrating the importance of hydrological and hydrometric processes in the dynamics of HgT in the reservoir. In the plankton, the HgT concentrations varied according to the mesh diameter of the net used, with higher concentrations in the 60 μ m net, where there is the presence of mixed and organo-mineral material composed of plankton, amorphous seston and fine mineral particles. The present study shows that seasonality and the longitudinal gradient of the hydrosystem influence the dynamics of Hg in the water and plankton of the Curuá-Una reservoir. THg concentration in filtered water was higher (5.3–11.2 ng L⁻¹) during the low-water period. THg concentration in fish ranged from 0.075 to 1.160 μ g g⁻¹ in specimens caught downstream and from 0.014 to 1.036 μ g g⁻¹ in specimens caught upstream of the dam. The highest THg concentrations were detected in specimens of the piscivorous species *Acestrorhynchus falcirostris* (1.161 μ g g⁻¹) caught at downstream sites. There were significant correlations of THg concentration with the trophic level (Analysis of Variance; $p \leq 0.001$) of fish species and fluvial regime (Analysis of Variance; $p \leq 0.001$). The macrophyte *Utricularia foliosa* contained the highest THg levels in leaf tissues in the low-water period (71.4 μ g g⁻¹). It is concluded that THg concentration varies between fish trophic levels and fluvial regimes. Macrophytes contribute to enhancing mercury transfer and availability along the aquatic trophic chain.

Keywords: Reservoir, Total mercury (THg), trophic biomagnification, river regime, hydrosystem, macrophytes, plankton

LISTA DE FIGURAS

Figure 1 Principais fontes do mercúrio na Amazônia. Fonte: Crespo-Lopez et al., 2021.....	17
Figure 2 Vias de deposição do mercúrio liberado pelo uso na mineração artesanal do ouro na Amazônia. Fonte: Gerson et al., 2022.	18
Figure 3 Usinas hidrelétricas em operação, em obras e planejadas na Amazônia. Fonte: EPE, Aneel, IBAMA, Eletrobrás, PAC. Adaptado, 2022.	19
Figure 4 Estudo realizado por Kasper et al., 2014 na hidrelétrica de Balbina mostrando que a estratificação do reservatório afeta os níveis de metilmercúrio na água do rio, no plâncton e nos peixes a jusante da barragem. Fonte: Kasper et al., (2014).	19
Figure 5 Imagens (junho de 2022) geradas com uso de drone na confluência dos rios Moju e Mojuí nas proximidades dos pontos de coleta M2 e M3 deste estudo. Aproximadamente 30km a montante da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una. Fotos: Brendson Brito.	20
Figure 6 Coleta de água em diferentes profundidades com uso da garrada de Van Dorn, seguindo protocolo mão suja versus mão limpa. B: Parâmetros limnológicos mensurados em cada ponto e profundidade de coleta. Fotos: Brendson Brito e Flávia Lima.....	20
Figure 7 Coleta do plâncton com uso de sistema de três copos com tamanhos de abertura de malha de 220 µm, 120 µm e 60 µm. B: Arraste com bote motorizado. C: Amostras coletadas. Fotos: Brendson Brito e Flávia Lima	21
Figure 8 Retirada do tecido muscular da parte dorsal dos espécimes de peixes para quantificar as concentrações de HgT. Fotos: Davi Salomão.	21
Figure 9 Coleta de macrófitas. B: Separação e secagem das estruturas das macrófitas. C: Maceração das estruturas das macrófitas com uso do cadinho com pistilo. Fotos: Flávia Lima e Brendson Brito.	22
Figure 10 Variação mensal da pluviosidade e cota na bacia de drenagem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una nos últimos 10 anos (2013 a 2022). Dados mensurados da estação: 18116000 da Agência Nacional de Águas – ANA (2022), localizada dentro da usina.	32

Figure 11 Mapa da área de estudo evidenciando os dois pontos coletados a jusante da barragem (J1 e J2) e quatro pontos a montante da barragem (M1, M2, M4 e M5) da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una.	34
Figure 12 Valores de temperatura, oxigênio dissolvido e HgT na coluna da água da barragem da U.H.E Curuá-Una nos períodos (seca, enchente, cheia e vazante), nos pontos (M1, M2 e M4) e regiões de amostragem (lacustre, transição e fluvial).....	39
Figure 13 Valores médios e desvio padrão das concentrações de HgT mensuradas nas diferentes regiões (lacustre e fluvial) à montante e jusante da barragem do Reservatório Hidrelético de Curuá-Una, (p=0.495). Gráfico box plot: (–) média, ([]) 25% -75% e (I) valores máximos e mínimos.	40
Figure 14 Valores médios e desvio padrão das concentrações de HgT mensuradas nas diferentes regiões (lacustre e fluvial) à montante e jusante da barragem do Reservatório Hidrelético de Curuá-Una (p=0.109). Gráfico box plot: (–) média, ([]) 25% -75% e (I) valores máximos e mínimos.	40
Figure 15 Correlação entre as concentrações de HgT (n=19) e variáveis limnológicas (n=19) mensuradas em distintos períodos de amostragem (seca, enchente, cheia e vazante) no Reservatório Hidrelético de Curuá-Una (*significativo).....	42
Figure 16 Concentrações de HgT no plâncton nos diferentes diâmetros de malha (60,120 e 220 µm) coletados em diferentes regiões do reservatório nos períodos de seca, enchente e cheia.	43
Figure 17 Concentrações de HgT no plâncton nos diferentes diâmetros de malha (60,120 e 220 µm) coletados nos períodos de seca, enchente e cheia.....	43
Figure 18 Correlação entre as concentrações de HgT no plâncton nos diferentes diâmetros de malha (60 e 220 µm) e profundidade do reservatório de Curuá-Una.....	44
Figure 19 Correlação entre as concentrações de HgT no plâncton de diâmetros de malha 220 versus 120 µm no reservatório de Curuá-Una.....	45
Figure 20 Concentrações de HgT na água e no plâncton ao longo dos anos (em ordem de criação) nos principais reservatórios hidrelétricos da Amazônia.	50

Figure 21 Evolução do uso e ocupação do solo da área da Usina Hidrelétrica de Curuá-Unos últimos 37 anos.	51
Figure 22 Variação mensal da pluviosidade e cota na bacia de drenagem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una nos últimos 10 anos (2013 a 2022). Dados mensurados da estação: 18116000 da Agência Nacional de Águas – ANA (2022), localizada dentro da usina.	66
Figure 23 Mapa da área de estudo evidenciando os dois pontos coletados a jusante da barragem (J1 e J2) e cinco pontos a montante da barragem (M1, M2, M3, M4 e M5) da Usina Hidrelétrica Curuá-Una.	68
Figure 24 Parâmetros físico-químicos na água superficial a jusante e montante da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una nos meses dezembro de 2021, março de 2022 e junho de 2022.	72
Figure 25 Concentrações de mercúrio total (HgT) nos tecidos das macrófitas e hábito alimentar das espécies de peixes da usina hidrelétrica de Curuá-Una de acordo com hábito alimentar. Gráfico box plot: (–) média, ([]) 25% -75%, (I) valores máximos e mínimos. Letras diferentes foram usadas para identificar diferenças significativas entres os níveis tróficos ($p<0.05$). ($p<0.001$).	75
Figure 26 Concentrações médias \pm desvio padrão de mercúrio total (HgT) nos tecidos dos peixes a A: jusante ($p<0.001$) e B: montante ($p<0.001$) da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una de acordo com hábito alimentar (detritívoro, insetívoro, onívoro, planctófago, carnívoro e piscívoro) e período de coleta (seca, enchente e cheia). Letras diferentes significam diferenças significativas entres os períodos de coleta ($p<0.05$). S= seca, E= enchente e C= cheia. Gráfico box plot: (–) média, ([]) 25% -75%, (I) valores máximos e mínimos.	76
Figure 27 Concentrações médias \pm desvio padrão de mercúrio total (HgT) nos tecidos das espécies de macrófitas aquáticas da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una ($p=0.017$).	79

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Localização dos pontos de coleta de acordo com as regiões e distância da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una. 33
- Tabela 2. Valores absolutos, média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos por ponto e regiões longitudinais (Região Lacustre, Transição e Fluvial) mensurados nos meses de dezembro de 2021 (seca), março de 2022 (enchente), junho de 2022 (cheia) e setembro de 2022 (vazante) na água superficial da UHE de Curuá-Una. Prof.: Profundidade. Sechii: Transparência, Temp.: Temperatura..... 41
- Tabela 3. Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e as concentrações de HgT nas frações de plâncton. **Negrito:** Significativo: $p = < 0,05$. Prof.: profundidade (m), Sechii: transparência (m), Temp.: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Cond. Ele.: Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L)..... 44
- Tabela 4. Tabela 4 Comparação das concentrações de [HgT] na água e no plâncton encontradas em reservatórios e em ambientes naturais da bacia Amazônica. (F=água filtrada; NF=água não filtrada; Fito=Fitoplâncton). 49
- Tabela 5. Valores máximos e mínimos encontrados no material certificado de referência e percentuais de recuperação de HgT..... 71
- Tabela 6. Média, desvio padrão, máximo e mínimo dos valores dos parâmetros físico-químicos mensurados nos meses de dezembro de 2021, março de 2022 e junho de 2022 na água superficial, em dois pontos a jusante da barragem e cinco pontos a montante da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una. CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução 357, 2005) estabelece os valores máximos permitidos para água doce classe. 72
- Tabela 7. Espécies de peixes (n=22) coletadas no reservatório hidrelétrico Curuá-Una. Local de coleta (Jusante e Montante), espécies, nome comum (hábito alimentar), números de espécies analisadas e valores médio (mínimo e máximo) do comprimento total (cm), peso (g) e concentração de [HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$). 74

Tabela 8. Concentrações média±desvio padrão de HgT no músculo das espécies de peixes estudadas, a jusante e montante da barragem durante as campanhas de coleta de acordo com seu respectivo hábito alimentar. *Apenas um espécime capturado.....	77
Tabela 9. Análise de regressão linear simples entre as concentrações mercúrio total (HgT) com comprimento total (CT) e peso (P) das espécies das espécies de peixes comum tanto a jusante quanto a montante da barragem (p =0.05).....	78
Tabela 10. Espécies de macrófitas aquáticas coletadas a montante da barragem (M1 e M4) seguidas pela família, nome comum, hábito (forma de vida) e concentrações de HgT nas estruturas.....	79
Tabela 11. Comparação de trabalhos recentes, das médias e desvio padrão, das concentrações de [HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$) nas espécies de peixes do rio Curuá-Una com outras bacias da Amazônia.	83

SUMÁRIO

REFERENCIAL TEÓRICO	15
Biogeoquímica do mercúrio	15
Dinâmica do mercúrio na Amazônia	16
Ecotoxicologia do Hg em reservatórios hidrelétricos da Amazônia.....	18
Referências	22
HIPÓTESES	25
OBJETIVOS	26
Objetivo geral	26
Objetivos Específicos	26
CAPÍTULO 1 - Influência da dinâmica hidrossistêmica e do regime fluvial na distribuição de mercúrio total na água e no plâncton no reservatório hidroelétrico de Curuá-Una, Santarém, Pará, Brasil.	27
Resumo	29
Introdução	29
Material e Métodos	31
Área de Estudo	31
Delineamento experimental.....	33
Amostragem limnologia	34
Amostragem plâncton.....	35
Determinação do HgT na água e plâncton.....	36
Análise estatística	37
Resultados	37
Condições limnológicas.....	37
Dinâmica no gradiente longitudinal, vertical e sazonal do HgT na água	38
Discussão	45
Gradiente longitudinal do HgT na água e no plâncton	45
Influência do uso e ocupação do solo sobre o Hg	50
Conclusão	51

Agradecimentos	52
Referências	53
CAPÍTULO 2 - Relação da bioacumulação de mercúrio com a regime fluvial e hábitos alimentares de espécies de peixes capturados a montante e a jusante da hidrelétrica de Curuá-Una na Amazônia brasileira.....	62
Resumo	63
Introdução	64
Material e Métodos.....	65
Área de Estudo	65
Delineamento experimental e amostragem limnologia	67
Amostragem macrófitas aquáticas.....	69
Amostragem ictiofauna.....	69
Determinação do HgT na água, macrófitas e peixes	70
Análise estatística	71
Resultados	72
Condições limnológicas e [HgT] na água.....	72
Hábito alimentar e [HgT] dos peixes.....	73
HgT nas macrófitas aquáticas.....	78
Discussão	80
Conclusões	85
Agradecimentos	85
Referências	86
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	95
APÊNDICE I – Artigo publicado referente ao capítulo 2 desta tese	97

REFERENCIAL TEÓRICO

Biogeoquímica do mercúrio

O mercúrio (Hg) é um elemento químico, que ocorre normalmente, em pequenas concentrações, exceto nas minas de Hg, nos vários compartimentos da natureza: hidrosfera, litosfera, atmosfera e biosfera (Azevedo, 2003). Este elemento apresenta três principais formas no meio ambiente, a primeira forma é a metálica, sem carga (Hg^0) ou mercúrio elementar, a segunda é a forma divalente (Hg^{2+}), e a terceira forma é a metilada (forma orgânica), originada a partir do processo de metilação, ou seja, a transformação do Hg^{2+} a CH_3Hg^+ (MeHg) a qual é conhecida como metilmercúrio (MeHg) (Hook e Fisher, 2002).

O Hg encontra um vasto campo de utilização, entre as mais importantes aplicações do Hg metálico destacam-se: produção de aparelhos científicos de precisão (como termômetros, esfingomanômetros, barômetros), nos quais se aproveitam as propriedades do Hg de se expandir e contrair pela ação da temperatura e a de sofrer compressão e transmiti-la a outro ponto (Azevedo, 2003). Na indústria elétrica: fabricação de lâmpadas a vapor de mercúrio, tubos de raios X, etc. O Hg é muito usado também no processo de amalgamação que se separa o ouro e a prata de outros materiais. No caso do garimpo do ouro no Brasil este é um procedimento que ainda é intensamente utilizado, principalmente na Amazônia.

Cada forma do Hg apresenta uma dada toxicidade sendo que o MeHg é a forma mais tóxica podendo causar danos neurológicos e neuromotores irreversíveis nos seres humanos. O MeHg pode ser absorvido pela biota aquática de duas formas: (1) por bioacumulação que ocorre forma direta quando o MeHg é assimilado diretamente da água ou sedimento, ou de forma indireta por meio dos alimentos. (2) biomagnificação é o acúmulo progressivo de Hg de acordo com nível trófico, devido a facilidade do MeHg em se ligar fortemente às proteínas, o que facilita a sua passagem através dos tecidos. Nesse processo as espécies topo de cadeia tendem acumular uma quantidade maior de Hg (Montone, 2015, Azevedo et al., 2021). O MeHg é bastante estável em ambientes aquáticos, tem grande lipossolubilidade tanto por lipídios como por grupos sulfidríla com os quais forma fortes ligações covalentes, sendo rapidamente acumulado, porém lentamente eliminado de organismos biológicos (Xun et al. 1987, Inza et al. 1998, Azevedo, 2003).

Liu et al., (2021), estimam que os rios exportam anualmente 1.000 (mínimo–máximo: 893–1.224) mg de Hg para os oceanos costeiros, o que seria três vezes mais do que a deposição atmosférica, além disso os oceanos costeiros constituem 0,2% de todo o volume oceânico, mas recebem 27% da entrada externa de Hg para o oceano. Essa exportação é potencializada com as mudanças climáticas que aumenta esse fluxo. Embora ainda haja alta incerteza em torno desta estimativa, esse estudo mostra que a exportação fluvial é a maior fonte de Hg para os oceanos costeiros em todo o mundo. O Brasil está entre os países que possuem os níveis mais alto de exposição e contaminação por Hg no mundo (Crespo-Lopez et al., 2021). Os níveis de Hg natural no solo associado com a garimpagem do ouro são as principais fontes de Hg na Amazônia (Roulet et al., 1998).

Dinâmica do mercúrio na Amazônia

O estudo sobre a dinâmica de diversos ciclos biogeoquímicos ainda é pouco abordado e compreendido na região amazônica. Dentre esses ciclos, o do Hg vem sendo alvo de pesquisas e discussões devido às intensas explorações e ao uso indiscriminado deste metal nos garimpos de ouro nas décadas de 80 e 90. A contaminação por Hg na região Amazônica é frequentemente atribuída ao uso indiscriminado deste metal no processo de amalgamação com o ouro nos garimpos. Porém há evidência que a maior parte do Hg presente no sistema é de origem natural. Roulet et al. (1998a; 1998ba) encontraram altos níveis de Hg em solos de terra firme na bacia do rio Tapajós e concluíram que essa era a principal fonte de Hg para o sistema fluvial. Roulet et al. (1998a) estimaram que grande parte do Hg presente nos solos amazônicos é de origem natural. Eles identificaram os incêndios florestais, desmatamento e mineração do ouro na Amazônia, como importante fonte antrópica de liberação de Hg para os solos e rios amazônicos.

Segundo Peleja et al. (2005), o Hg encontrado nos solos amazônicos está na sua forma inorgânica, sendo pouquíssimo disponível para ser absorvido pelos vegetais terrestres presentes nestes solos. Todavia, quando ele chega ao meio aquático, através da lixiviação natural ou mais intensamente através da erosão dos solos subsequentes às atividades antrópicas (desmatamento e agricultura), este elemento passa de sua forma inerte nos solos para sua forma potencialmente tóxica (MeHg), a qual, na forma dissolvida, penetra inicialmente nos primeiros elos da cadeia alimentar aquática, no plâncton, que serve de alimento para os peixes, oferecendo assim um

risco significativo para a população local amazônica que consome o pescado (Gomes et al., 2020; Azevedo et al., 2021; Souza-Araujo et al., 2021).

O ciclo biogeoquímico do Hg na Amazônia é influenciado por três fatores (1): o desmatamento, (2) a queima da biomassa florestal e (3) a mineração artesanal do ouro. Esses fatores são responsáveis por emissões de mercúrio metálico (Hg^0) para atmosfera. Na atmosfera esse mercúrio na sua forma Hg^0 é transformado em mercúrio inorgânico (Hg^{2+}). O Hg^{2+} chega até os corpos d'água por precipitação e é transformado, por bactérias metanogênicas, na sua forma orgânica: o MeHg. A forma metilada no Hg é a forma mais tóxica que tem a capacidade de bioacumular e biomagnificar ao longo da cadeia trófica aquática, e dessa forma chegar até os seres humanos por meio a ingestão de peixes contaminados (Azevedo, 2003; Crespo-Lopez et al., 2021) (Figura 1).

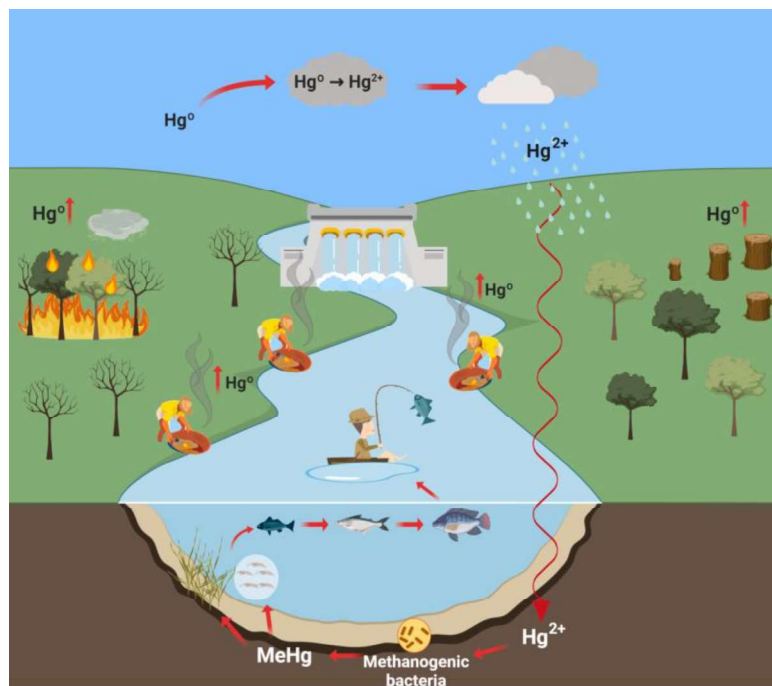


Figure 1 Principais fontes do mercúrio na Amazônia. Fonte: Crespo-Lopez et al., 2021.

Estudos apontam que a floresta amazônica é afetada diretamente pela deposição do Hg oriundo da mineração artesanal do ouro. Gerson et al., (2022) mostram que o processo de amalgamação é responsável por emitir Hg^0 para os ecossistemas terrestres. Essa forma do Hg pode sofrer três destinos dentro da floresta amazônica: (1) ser oxidado em Hg^{2+} e conseqüentemente arrastado pelo ar para ser depositado nas superfícies foliares, (2) ser ligado

à partículas atmosféricas resultando em Hg particulado (Hg_p) para posterior deposição, (3) o Hg^0 pode ser absorvido pelo tecido foliar e com a queda das folhas esse Hg é depositado e acumulado na serrapilheira (Figura 2).

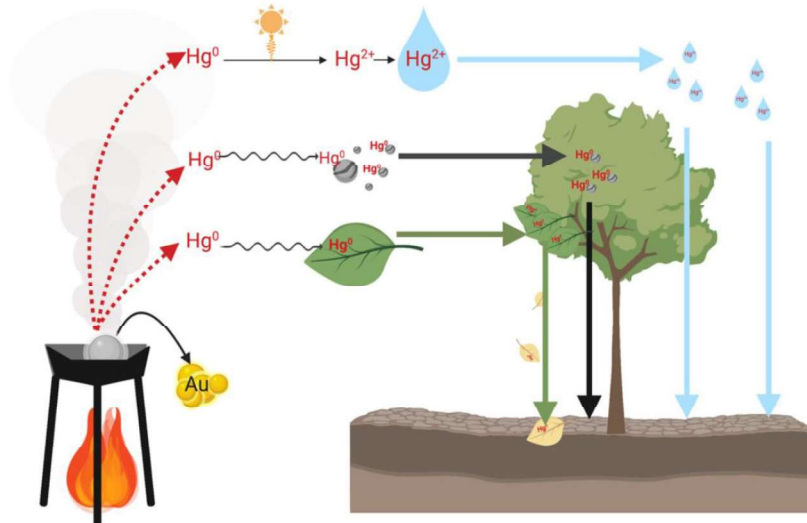


Figure 2 Vias de deposição do mercúrio liberado pelo uso na mineração artesanal do ouro na Amazônia. Fonte: Gerson et al., 2022.

Ecotoxicologia do Hg em reservatórios hidrelétricos da Amazônia

Estão sendo planejadas pelo menos 23 usinas hidrelétricas para Amazônia, a maioria dessas usinas estão localizadas em áreas de proteção ambiental e terras indígenas (Figura 3). Estima-se que a construção dessas barragens, se aprovadas, alargará uma área de no mínimo 9.375,55 km², quase oito vezes o tamanho da cidade do Rio de Janeiro (Carvalho, 2012). A construção dessas usinas afetará a hidrologia dos rios, inundará extensas áreas florestadas e provocará mudanças nas condições físico-químicas da água. Tais impactos afetarão diretamente o ciclo biogeoquímico do Hg. As condições ambientais dos reservatórios da Amazônia são responsáveis por processos que regulam a dinâmica de Hg nesses ambientes, como por exemplo, os sítios de metilação (hipolíminio anóxico), e a consequente incorporação do Hg na biota aquática por meio da bioacumulação e biomagnificação (Kasper et al., 2014; Oliveira et al., 2021).

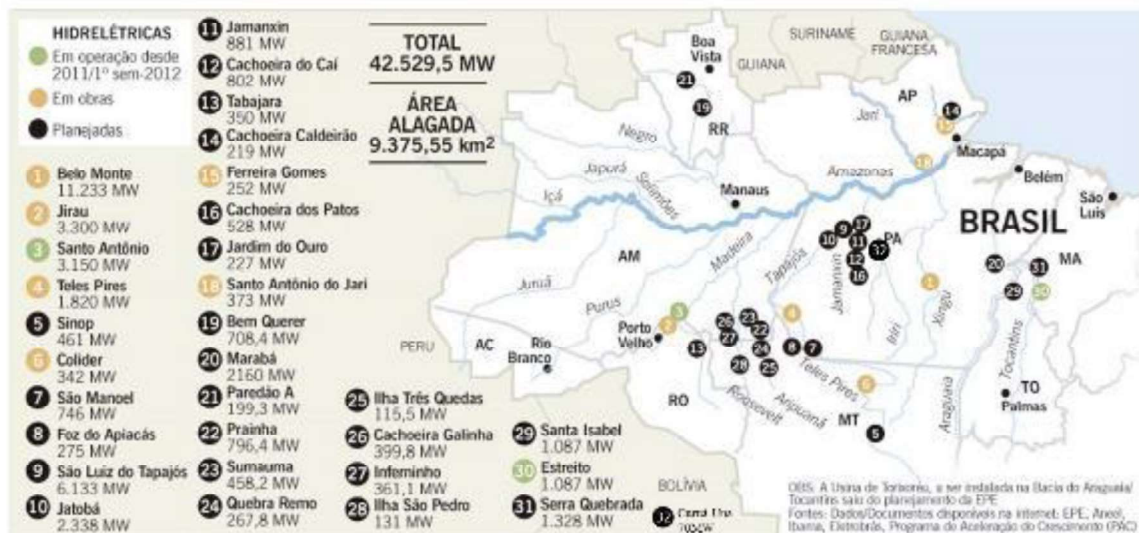


Figure 3 Usinas hidrelétricas em operação, em obras e planejadas na Amazônia. Fonte: EPE, Aneel, IBAMA, Eletrobrás, PAC. Adaptado, 2022.

A estratificação dos reservatórios hidrelétricos em certas épocas do ano é capaz de influenciar nas concentrações de Hg na água e na biota aquática. Kasper et al., (2014) observaram que durante a estação de seca o reservatório de Balbina manteve-se estratificado com hipolimnion anóxico com altas concentrações de MeHg que foram exportadas a jusante da barragem e que os níveis de MeHg no plâncton e peixes foram maiores a jusante (Figura 4).

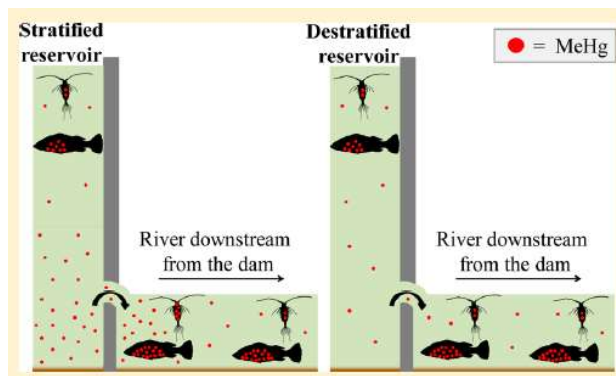


Figure 4 Estudo realizado por Kasper et al., 2014 na hidrelétrica de Balbina mostrando que a estratificação do reservatório afeta os níveis de metilmercúrio na água do rio, no plâncton e nos peixes a jusante da barragem. Fonte: Kasper et al., (2014).

A usina hidrelétrica de Curuá-Una (UHE Curuá-Una) inaugurada em 1977, foi a primeira represa construída na Amazônia Central. Esta área não sofre influência direta do garimpo, porém, atualmente o uso do solo é intensamente explorado pelo desmatamento, queimadas, cultivo de soja, pecuária e agricultura (Figura 5). Sabe-se que esses impactos afetam diretamente o ciclo biogeoquímico do Hg e contribuem para liberação desse metal para o

ambiente aquático, porém poucos estudos mostram como essa dinâmica ocorre dentro de um reservatório amazônico.



Figure 5 Imagens (junho de 2022) geradas com uso de drone na confluência dos rios Moju e Mojuí nas proximidades dos pontos de coleta M2 e M3 deste estudo. Aproximadamente 30km a montante da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una. Fotos: Brendson Brito.

Esta tese está dividida em dois capítulos. O primeiro capítulo discute a influência do hidrossistema, variação sazonal e das condições limnológicas nas concentrações de HgT na coluna d'água e no plâncton à jusante e montante da barragem da UHE de Curuá-Una no município de Santarém, Pará (Figuras 6 e 7). Artigo em preparação para a revista *Environmental Research*.



Figure 6 Coleta de água em diferentes profundidades com uso da garrada de Van Dorn, seguindo protocolo mão suja versus mão limpa. B: Parâmetros limnológicos mensurados em cada ponto e profundidade de coleta. Fotos: Brendson Brito e Flávia Lima.

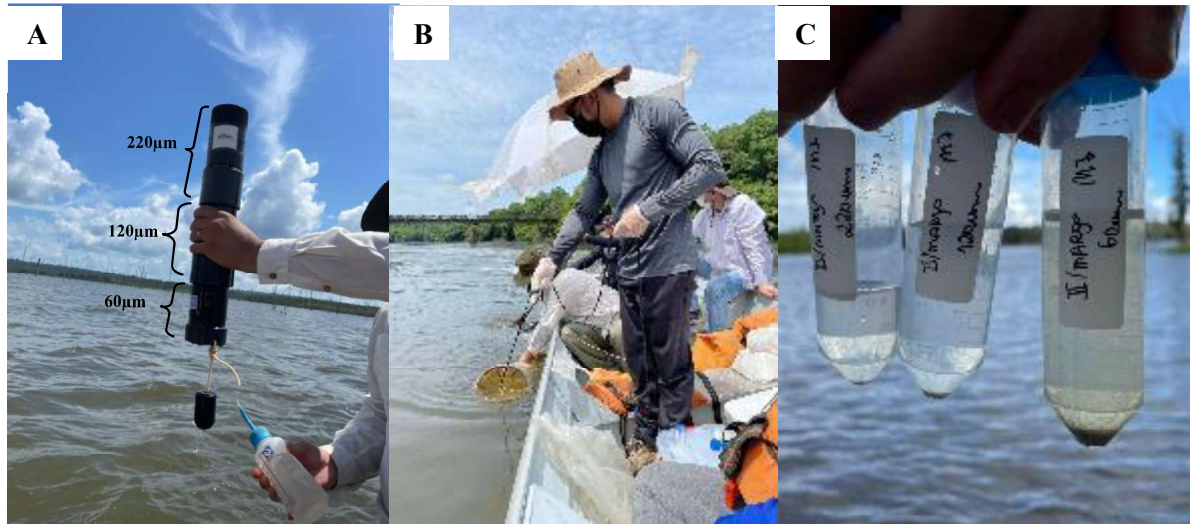


Figure 7 Coleta do plâncton com uso de sistema de três copos com tamanhos de abertura de malha de 220 μm , 120 μm e 60 μm . B: Arraste com bote motorizado. C: Amostras coletadas. Fotos: Brendson Brito e Flávia Lima

O segundo capítulo aborda a bioacumulação e biomagnificação do HgT nos tecidos de peixes sobre a influência regime fluvial, local de captura (jusante e montante) e nível trófico das espécies estudadas (Figura 8). Além disso, os autores buscam entender o papel das macrófitas aquáticas na transferência de Hg para a cadeia trófica aquática (Figura 9). Este capítulo foi publicado na revista *Ecotoxicology* (<https://doi.org/10.1007/s10646-024-02808-1>) (Apêndice I).



Figure 8 Retirada do tecido muscular da parte dorsal dos espécimes de peixes para quantificar as concentrações de HgT. Fotos: Davi Salomão.

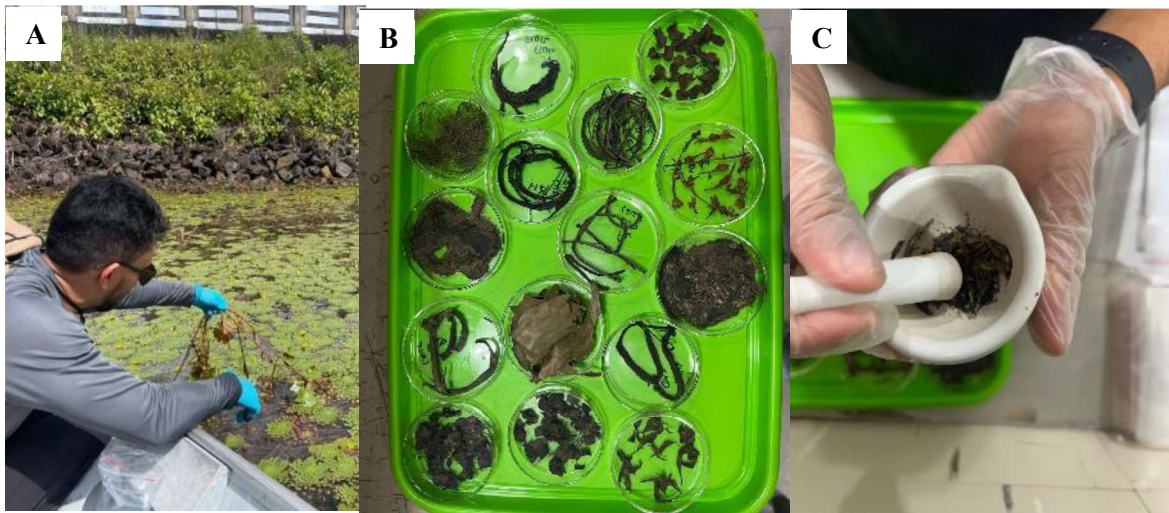


Figure 9 Coleta de macrófitas. B: Separação e secagem das estruturas das macrófitas. C: Maceração das estruturas das macrófitas com uso do cadinho com pistilo. Fotos: Flávia Lima e Brendson Brito. Figura 8. Retirada do tecido muscular da parte dorsal dos espécime

Referências

F.A. Azevedo. Toxicologia do Mercúrio, Rima, São Paulo, 2003.

S.E. Hook., N.S. Fisher. Relating the reproductive toxicity of five ingested metals in calanoid copepods with sulfur affinity, *Marine Environmental Research*. 53 (2002) 161–117. [https://doi.org/10.1016/s0141-1136\(01\)00118-0](https://doi.org/10.1016/s0141-1136(01)00118-0).

B. Inza, F. Ribeyre, A. Boudou 1998. Dynamics of cadmium and mercury compounds (inorganic mercury or methylmercury): uptake and depuration in *Corbicula fluminea*. Effects of temperature and pH, *Aquatic Toxicology*. 43 (1998) 273-285. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00055-1](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00055-1).

C.A.S. Oliveira, D. Kasper, E. Sargentini Junior, M.A. Bolson, L. Torrezani, L.F. Zara. Influence of environmental conditions on the mercury levels of the sediment along the Balbina

Reservoir, Brazilian Amazon, Environ. Monit. Assess. 50 (2021).
<https://doi.org/10.1007/s10661-020-08837-7>.

C. Carvalho. De 23 novas hidrelétricas planejadas na Amazônia, sete serão construídas em áreas intocadas. 2012. <https://oglobo.globo.com/economia/de-23-novas-hidreletricas-planejadas-na-amazonia-sete-serao-construidas-em-areas-intocadas-6173007>. (Acessado 04 Agosto 2022).

D. Kasper, B.R. Forsberg, J.H.F. Amaral, R.P. Leitão, S.P. Py-Daniel, W.R. Bastos, O. Malm, Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil, Environ. Sci. Technol. 48 (2014) 1032–1040. <https://doi.org/10.1021/es4042644>.

J.R. Gerson, N. Szponar, A.A. Zambrano, B. Bergquist, E. Broadbent, C.T. Driscoll, G. Erkenwick, D.C. Evers, L.E. Fernandez, H. Hsu-Kim, G. Inga, K.N. Lansdale, M.J. Marchese, A. Martinez, C. Moore, W.K. Pan, R. Pérez Purizaca, V. Sánchez, M. Silman, E.A. Ury, C. Vega, M. Watsa, E.S. Bernhardt, Amazon forests capture high levels of atmospheric mercury pollution from artisanal gold mining, Nat. Commun. 13 (2022) 559. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-27997-3>.

M.E. Crespo-Lopez, M. Augusto-Oliveira, A. Lopes-Araújo, L. Santos-Sacramento, P.Y. Takeda, B.M. Macchi, J.L.M. Nascimento, C.S.F. Maia, R.R. Lima, G.P. Arrifano. Mercury: What can we learn from the Amazon? Environment International. 146 (2021) 106–223. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>.

M. Liu, Q. Zhang, T. Maavara, S. Liu, X. Wang, P.A. Raymond, Rivers as the largest source of mercury to coastal oceans worldwide, Nat. Geosci. 14 (2021) 672–677. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00793-2>.

M. Roulet, M. Lucotte, R. Canuel, I. Rheault, S. Tran, Y.G. De Freitas Gog, N. Farella, R. Souza do Vale, C.J. Sousa Passos, E. De Jesus da Silva, D. Mergler, M. Amorim, Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian. Science of The Total Environment. 213 (1998a) 203–211. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00093-X).

M. Roulet, M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Tran, I. Rhéault, N. Farella, E. De Jesus Da Silva, J. Dezencourt, C.-J. Sousa Passos, G. Santos Soares, J.-R.D. Guimarães, D. Mergler, M. Amorim, The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil, *Science of The Total Environment*. 223 (1998b)1–24. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00265-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00265-4).

J.R.P. Peleja, M.G.P. Sablayrolles. Resultados das pesquisas sobre a contaminação por mercúrio no rio Tapajós realizadas pelo Laboratório de Biologia Ambiental da UFPA – Santarém e suas linhas emergentes de pesquisa. *Jornal Olho de Boto*, 2005, UFPA.

L. Xun, N.E.R. Campbell, J.W.M. Rudd. Measurements of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (1987) 750–757. <https://doi.org/10.1139/f87-091>.

A. Matthiessen. Reduction of divalent mercury by humic substances—Kinetic and quantitative aspects. *The Science of the Total Environment*, 213 (1998) 177–183. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00090-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00090-4).

D.W. Schindler, K.A. Kidd, D.C.G. Muir, W.L. Lockhart. The effects of ecosystem characteristics on contaminant distribution in northern freshwater lakes, *Science of The Total Environment*. 160 (1995) 1–17. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04340-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04340-7).

J.C. Rocha, E.S. Junior, A.H.R. Zara, A. Santos, P. Burba. Reduction of mercury (II) by tropical river humic substances (Rio Negro) – A possible process of the mercury cycle in Brazil, *Talanta*. 53 (2000) 551–559.

R.C. Montone. Bioacumulação e Biomagnificação. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. <https://www.io.usp.br/index.php/oceanos/textos/antartida/31-portugues/publicacoes/series-divulgacao/poluicao/811-bioacumulacao-e-biomagnificacao.html>. 2015. Acesso em 05 de agosto 2022.

HIPÓTESES

Hipótese 1: As [HgT] no reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una variará ao longo do gradiente longitudinal, com maiores concentrações na região lacustre favorecendo o processo de metilação.

Hipótese 2: As [HgT] apresentará variação significativa nos diferentes estratos de profundidade da coluna d'água, com maiores concentrações nas camadas mais próximas ao fundo do reservatório em condições anóxicas que favorecem a metilação do Hg

Hipótese 3: é que as [HgT] se correlacionam com parâmetros limnológicos e com as variações sazonais do regime fluvial, com maiores concentrações de HgT durante o período de cheia, além disso a bioacumulação de HgT nos organismos planctônicos será maior na região lacustre e nas camadas mais profundas da coluna d'água.

Hipótese 4: As concentrações de HgT nos peixes são influenciadas pela sazonalidade e hábito alimentar.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Investigar se dinâmica espaço-temporal de mercúrio total (HgT) influencia na biota aquática do reservatório hidrelétrico de Curuá-Una, Santarém, Pará, Amazônia.

Objetivos Específicos

- I) Investigar a dinâmica de HgT ao longo do gradiente longitudinal do reservatório da UHE, considerando as regiões fluvial, região de transição e região lacustre;
- II) Analisar o gradiente vertical de HgT em diferentes estratos de profundidade da coluna d'água do reservatório da UHEC;
- III) Entender se há relação do HgT com os parâmetros limnológicos, regime fluvial e com os organismos planctônicos do reservatório;
- IV) Determinar os níveis de HgT na água superficial filtrada, macrófitas aquáticas e músculo de peixes com diferentes hábitos alimentares (níveis tróficos).
- V) Compreender os processos de bioacumulação e biomagnificação em organismos aquáticos (peixes) e a importância das plantas aquáticas como elo de transferência de Hg para níveis superiores da cadeia trófica aquática.

CAPÍTULO 1 - Influência da dinâmica hidrossistêmica e do regime fluvial na distribuição de mercúrio total na água e no plâncton no reservatório hidroelétrico de Curuá-Una, Santarém, Pará, Brasil.

Artigo em preparação para a revista *Environmental Research*

Influência da dinâmica hidrossistêmica e do regime fluvial na distribuição de mercúrio total na água e no plâncton no reservatório hidroelétrico de Curuá-Una, Santarém, Pará, Brasil

Brendson C. Brito^{1,2,4*}, José R. P. Peleja⁴, Ynglea G. de Freitas Goch⁴, Edvaldo J. S. Lemos⁴, Flávia C. C. Lima⁴ and Sergio Melo^{1,3}

¹PhD Program Society, Nature and Development, Federal University of Western Pará (PPGSND-UFOPA), Santarém 68040-255, PA, Brazil

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Itaituba, Estrada do Jacarezinho, s/n, Bairro Maria Magdalena, 68.180-000 Itaituba, Pará, Brazil

³Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará, Av. Marechal Rondon, s/n, Santarém, PA, 68040-070, Brazil

⁴Laboratório de Biologia Ambiental, Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará, Av. Marechal Rondon, s/n, Santarém, PA, 68040-070, Brazil

*Corresponding author: brendsoncb@gmail.com

HIGHLIGHTS

- As concentrações de [HgT] na água estão abaixo do limite estabelecido pelo Ministério da Saúde (Portaria GM MS 888/21) e CONAMA (357/2005).
- As concentrações de [HgT] variaram conforme o regime fluvial na ordem: enchente < cheia < vazante < seca.
- Gradiente longitudinal do reservatório afetou a distribuição de HgT na água e no plâncton.
- Temperatura, oxigênio dissolvido e [HgT] mantiveram-se estratificados nas regiões lacustres e de transição devido ao regime fluvial.
- [HgT] na água foram negativamente influenciadas pela temperatura e oxigênio dissolvido.
- Concentração de [HgT] no plâncton dependente da profundidade e do tamanho de malha.
- [HgT] no plâncton foi influenciado pela profundidade e tamanho de malha.

Resumo

Os reservatórios hidrelétricos são potenciais fontes de liberação de mercúrio total (HgT) para os ecossistemas aquáticos. No entanto, pouco se sabe de como esse impacto afeta o ciclo biogeoquímico do Hg, considerando a complexidade dos regimes fluviais e gradientes hidrossistêmicos. Este estudo é justificado pela necessidade de preencher lacunas sobre a influência dos gradientes hidrossistêmicos e do regime fluvial na distribuição de HgT. O objetivo deste trabalho foi investigar influência do gradiente vertical, gradientes hidrossistêmicos e do regime fluvial na distribuição de [HgT] na água e no plâncton no reservatório de Curuá-Una na Amazônia brasileira. As campanhas de amostragem foram realizadas em quatro períodos do ciclo sazonal amazônico: dez/2021 (seca), mar/2022 (enchente), jun./2022 (cheia) e set/2022 (vazante). Os níveis de [HgT] foram determinados por Florescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS). As condições físico-químicas do reservatório variam entre as regiões lacustre, transição e fluvial. A transparência da água é maior na região lacustre (2.5 m) e a profundidade atinge 18 m. A condutividade elétrica ($46.8 \mu\text{S cm}^{-1}$) e o oxigênio dissolvido (7,7 mg/L) foram mais altos na região fluvial na vazante. Durante a cheia, as concentrações de HgT foram maiores no hipolímnio (8.8 ng/L) do que no epilímnio (6.2 ng/L). Os valores máximos de HgT ficaram abaixo dos limites do CONAMA (200 ng/L), ANVISA (1000 ng/L) e EPA (770 ng/L). O HgT aumentou na seca ($7.9 \pm 1,2$ ng/L). Os resultados destacam a influência da estratificação da água, hipoxia e regimes fluviais. Durante a seca, o hipolímnio hipóxico favorece a metilação do Hg. A liberação de Hg também é impactada pelo desmatamento e atividades humanas, com maiores concentrações observadas em áreas de pastagem e agricultura, afetando a biota aquática local. As concentrações de HgT no reservatório estão abaixo dos limites da ANVISA e CONAMA, mas variam conforme a estratificação da água e o regime fluvial. A dinâmica de HgT é influenciada por processos hidrológicos e hidrométricos, sendo essencial considerar esses fatores em estudos ambientais e na preservação da biodiversidade amazônica.

Palavras chaves: Contaminação por Hg, Hidrelétrica, Regime Fluvial, Gradiente Longitudinal, Ecotoxicologia

Introdução

A dinâmica biogeoquímica do mercúrio (Hg) é profundamente influenciada pelo represamento dos rios, processo associado à construção de barragens (Kasper et al., 2014; Pestana et al. 2019, Crespo-Lopez et al. 2021). A inundação da vegetação, a formação de condições anóxicas no hipolímnio e as mudanças nas condições físico-químicas da água favorecem o processo de metilação do Hg (Kasper et al., 2014, Brito et al., 2017), transformando-o de Hg inorgânico (Hg^{2+}) em metilmercúrio (MeHg) (CH_3Hg^+), que é bioacumulado e biomagnificado na biota aquática (Azevedo et al., 2022; Nyholt et al. 2022; Paiva et al. 2022; Monteiro et al. 2024; Martoredjo et al. 2024; Paiva et al., 2024).

Cada região se diferencia com base nas características físicas, químicas e biológicas (Pagioro, et al., 2005). A região lacustre, ambiente lântico com pouca ou nenhuma influência

fluvial, possui uma estratificação física e química da coluna d'água semelhante à dos lagos. Já a região fluvial, ambiente lótico se assemelha aos rios. Essas diferentes regiões são importantes para o entendimento e discussões de como elas podem afetar a dinâmica de Hg do reservatório (Pagioro, et al., 2005).

A região amazônica é caracterizada por apresentar uma variação hidrométrica sazonal bem definida com períodos de seca, enchente, cheia e vazante ao longo do ano hidrológico. Estudos recentes em reservatórios da Amazônia revelam que o Hg encontrado nas matrizes água, sedimento, plâncton e peixes (Kehrig et al, 2009; Mussu et al., 2023) é influenciado pelo regime fluvial (Pestana et al., 2019c), pelas variações espaciais a jusante e montante da barragem (Paiva et al., 2024) e pela estratificação térmica dos reservatórios (Nascimento e Bastos, 2009, Kasper et al., 2012; Kasper et al., 2014; Nascimento et al., 2020; Bastos et al., 2020).

Entender a entrada do toxicante Hg no meio aquático considerando essas variações longitudinais, verticais e sazonais oferece suporte para a compreensão acerca da sua bioacumulação na biota aquática. A comunidade planctônica, que ocupa os primeiros elos da cadeia trófica aquática, desempenha papel chave nos processos de bioconcentração e biomagnificação do MeHg. O fitoplâncton se contamina através da adsorção e absorção de espécies de Hg dissolvidas na água (Hook e Fisher, 2002, Nascimento et al., 2009). O zooplâncton incorpora o Hg principalmente através da ingestão de alimento contaminado (fitoplâncton e material particulado em suspensão) e, em uma menor proporção, a partir da adsorção do Hg presente na água (Hook e Fisher, 2002).

Este estudo pretende contribuir com informações a respeito da dinâmica biogeoquímica de Hg em organismos pertencentes a base da teia trófica aquática no reservatório Hidrelétrico Curuá-Una no município de Santarém, Pará, Amazônia e sua relação com as condições longitudinais, verticais, sazonais e limnológicas. Na Amazônia o Hg chega até o ambiente aquático principalmente por processos de queima da biomassa florestal, desmatamento e erosão do solo (Roulet et al., 1998b; Albuquerque et al. 2021). A usina hidrelétrica de Curuá-Una (UHE Curuá-Una) é uma das primeiras barragens construídas na Amazônia (1977), e hoje ela está localizada em uma área que sofre forte influência do uso do solo pela pecuária, agricultura e plantio de soja (Pires, 2015). Esse contexto está associado ao aumento de matéria orgânica submersa e alterações nas condições físico-químicas da água, que contribuem para o processo de metilação (Junk et al, 1981; Kasper et al., 2014).

Embora a região da UHE de Curuá-Una não seja diretamente influenciada por atividades de garimpo do ouro que utilizam Hg, grande parte do Hg presente nos solos amazônicos tem origem natural (Roulet et al., 1998b; 1999a). Entender o comportamento biogeoquímico do Hg em reservatórios é complexo, principalmente quando não há o entendimento de como essa dinâmica acontece nesse tipo de ambiente que sofre influência do tempo de inundação, área de inundação, das condições físico-químicas da água e sazonalidade (Azevedo et al., 2021; Oliveira et al., 2021). Dessa maneira o monitoramento do Hg em reservatórios amazônicos é importante para entendermos como ocorre a dinâmica ambiental do Hg e de como esses resultados podem ser importantes para população amazônica, tendo em vista que o Hg é acumulado nos peixes, sendo o pescado a principal fonte de alimentação da população ribeirinha na Amazônia (Hacon et al., 2020; Oliveira et al. 2021; Monte et al., 2023).

Considerando estes fatores, este estudo tem como objetivos e hipóteses 1) Investigar a dinâmica biogeoquímica do [HgT] ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, considerando as regiões fluvial montante, região de transição, região lacustre e região fluvial jusante da barragem, sendo nossa hipótese: As [HgT] no reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una variará ao longo do gradiente longitudinal, com maiores concentrações na região lacustre favorecendo o processo de metilação. 2) Analisar o gradiente vertical as [HgT] em diferentes estratos de profundidade da coluna d'água, sendo nossa hipótese: As [HgT] apresentará variação significativa nos diferentes estratos de profundidade da coluna d'água, com maiores concentrações nas camadas mais próximas ao fundo do reservatório em condições anóxicas que favorecem a metilação do Hg. 3) Entender a relação do HgT com os parâmetros limnológicos, regime fluvial (regime fluvial) e com os organismos planctônicos do reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una, neste sentido nossa hipótese é que as [HgT] se correlacionam com parâmetros limnológicos e com as variações sazonais do regime fluvial, com maiores concentrações de HgT durante o período de cheia, além disso a bioacumulação de HgT nos organismos planctônicos será maior na região lacustre e nas camadas mais profundas da coluna d'água.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Usina Hidrelétrica de Curuá-Una (UHE Curuá-Una), por sua localização e características hidrológicas, representa um importante ponto de estudo sobre as variações de Hg em ecossistemas de reservatórios na Amazônia brasileira. A UHE Curuá-Una, inaugurada em 1977, foi a primeira represa construída na Amazônia brasileira. Cobrindo uma área de 100 km² com capacidade de geração de 70MW, situa-se a 70 km ao sul da cidade de Santarém-Pará, no rio Curuá-Una; afluente da margem direita do rio Amazonas (Vieira, 1982) (Figura 11). O reservatório apresenta profundidade máxima de 19,5 m com média de 5,9 m, volume 472x10⁶m³, vazão média de 180 m³ s⁻¹ e área da bacia hidrográfica 13.600 km², aproximadamente 102 km² de área de terra firme foi alagada com a construção da barragem e 50x10⁶m³ de madeira foi inundada (Gunkel et al., 2000).

O reservatório da UHE de Curuá-Una segue o regime hidrométrico com fases anuais bem definidas, sendo de janeiro a março período de enchente, de abril a junho período de cheia, julho a setembro período de vazante e outubro a dezembro período de seca (Santos et al., 2018) (Figura 10). Nas últimas décadas a bacia de drenagem da UHE Curuá-Una sofre influência do uso e ocupação do solo (Carvalho da Silva et al. 2022). O crescimento demográfico e a intensificação das atividades agropecuárias no entorno da usina têm provocado impactos ambientais como desmatamento e queimadas que refletem na qualidade da água (Aguiar, et al., 2014).

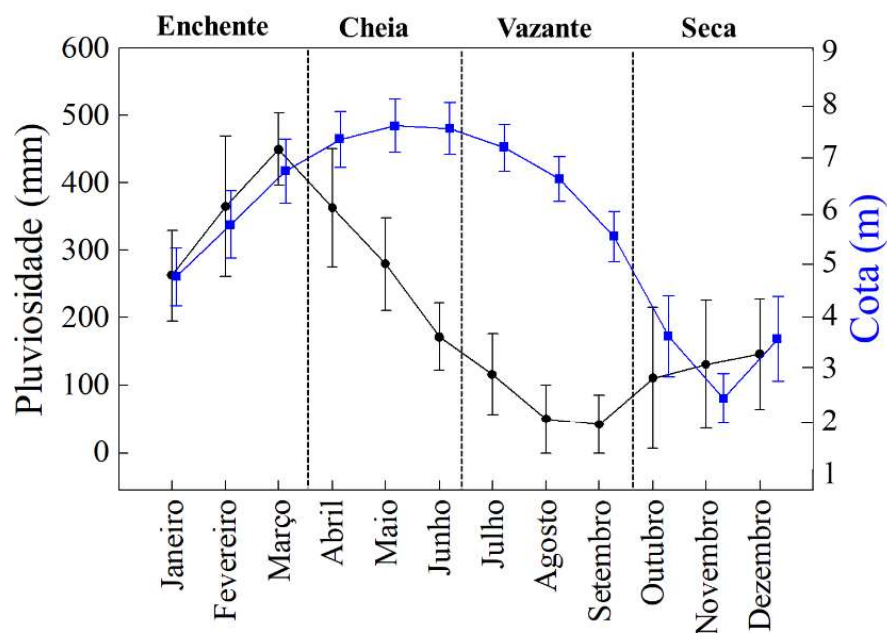


Figure 10 Variação mensal da pluviosidade e cota na bacia de drenagem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una nos últimos 10 anos (2013 a 2022). Dados mensurados da estação: 18116000 da Agência Nacional de Águas – ANA (2022), localizada dentro da usina.

Delineamento experimental

Um reservatório hidroelétrico é um sistema complexo e multicompartimental com muitos componentes e subsistemas que interagem e variam no espaço e no tempo. A mudança de comportamento do ambiente lótico para lêntico, que se acentua em direção à barragem faz com que a organização espacial dos reservatórios apresente, geralmente, uma grande heterogeneidade, resultando na formação de um gradiente de condições físicas e químicas da água e modificações destas nos eixos horizontal e vertical. Com base neste gradiente, um reservatório pode ser dividido em três regiões/compartimentos distintas (Thornton et al., 1990): a fluvial ou lótica, com características de ambiente de água corrente; a intermediária ou de transição, com influência fluvial (influência do rio principal), mas podendo apresentar tendência à estagnação ou circulação vertical; e a região lacustre, com ausência ou pequena influência fluvial, com período de estratificação semelhante a lagos.

Assim, para o presente trabalho, o hidrossistema da UHE Curuá-Una foi dividido em quatro regiões distintas: 1) região fluvial montante: influenciada diretamente pelo rio que alimenta o reservatório, com características de fluxo mais intenso, o que pode afetar o transporte e a entrada de Hg. 2) região de transição fluvial-lacustre: ambiente intermediário onde as características fluviais ainda estão presentes, mas já começam a surgir processos de estagnação e maior deposição de partículas, influenciando a especiação do Hg. 3) região lacustre: águas mais paradas e maior estratificação térmica, favorecendo processos como a metilação do Hg, que pode aumentar sua biodisponibilidade e toxicidade na biota aquática e 4) região fluvial jusante à barragem: área de saída da água do reservatório, onde as condições hidrológicas podem diferir significativamente devido ao controle do fluxo pela barragem, afetando a mobilidade e dispersão do Hg, esta categorização espacial funcionou como variável independente às concentrações de HgT em água e plâncton, e permite entender como o Hg se comporta em diferentes condições dentro do reservatório, ajudando a avaliar os riscos ambientais e os processos que controlam sua distribuição. (Tabela 1).

Tabela 1. Localização dos pontos de coleta de acordo com as regiões e distância da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una.

Regiões/Compartimentos	Pontos	Distância da barragem (km)
Região Fluvial Montante	M5	54.8
Região de Transição	M4	34.8
Região Lacustre Montante	M2	20.5
	M1	0.55
Região Fluvial Jusante	J2	2.5
	J1	1.2

As campanhas foram realizadas nos meses de dezembro de 2021 (seca), março 2022 (enchente), junho de 2022 (cheia) e setembro de 2022 (vazante). Todas as amostras de água filtrada (n=60), sólidos totais em suspensão (STS) (n=24) e plâncton (n=40) foram coletadas em seis pontos no reservatório localizados à montante (M1, M2, M4 e M5) e jusante (J1 e J2) da barragem (Tabela 1).

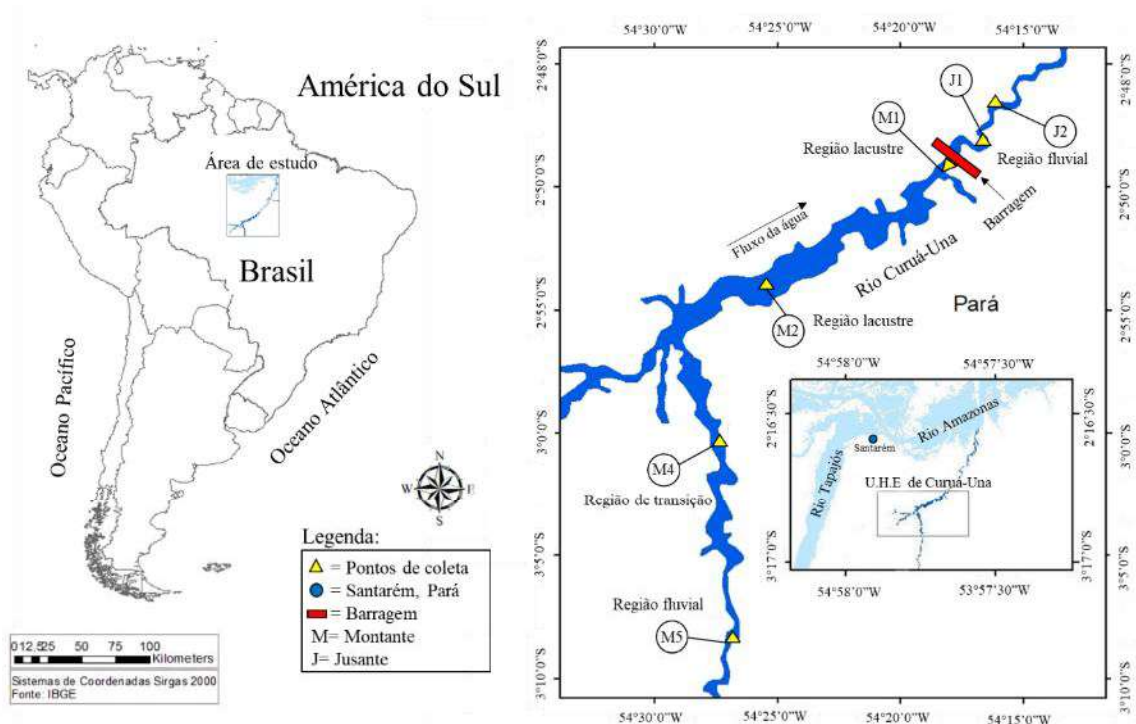


Figure 11 Mapa da área de estudo evidenciando os dois pontos coletados a jusante da barragem (J1 e J2) e quatro pontos a montante da barragem (M1, M2, M4 e M5) da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una.

Amostragem limnologia

Amostras de água foram coletadas na superfície d'água nos pontos J1, J2 e M5 e nos demais pontos as amostras foram coletas na coluna d'água (M1, M2 e M4) com o auxílio de uma garrafa

de Van Dorn. Nos mesmos pontos de amostragem foram mensurados os parâmetros físico-químicos da água superficial e da coluna d'água: temperatura, pH, oxigênio dissolvido/saturação e condutividade elétrica (Lovibond–Senso Direct 150), além da profundidade. A transparência da água foi realizada com o manuseio do disco Secchi. O aparelho antes de utilizado foi devidamente calibrado em suas respectivas soluções padrões.

As amostras de água destinadas às análises de mercúrio total (HgT) foram acondicionadas em garrafas de politereftalato de etileno (PET) (250 mL) (Fadini e Jardim, 2000) e posteriormente foram filtradas utilizando filtros de fibra de vidro Gelman AE[®] (0.45µm). Os filtros antes de utilizado foram esterilizados/descontaminados no banho ácido HCl 10%, lavados e filtrados com água destilada. Em seguida os filtros foram calcinados na mufla a 350°C por 15 minutos. A lavagem das garrafas foi realizada de acordo com o protocolo EPA-1630 (2001); em resumo, estas foram lavadas com detergente Extran 5%, acidificadas com HCl 10% (por 24 h em estufa a 50°C) e em seguida lavadas com água destilada, ao final, as garrafas foram guardadas em dois sacos plásticos, sendo um com fecho hermético e outro totalmente escuro afim de evitar o contato das amostras com a luz afim de evitar a fotodegradação do Hg. Amostras “branco” foram realizadas tanto em campo, quanto em laboratório para avaliar a confiabilidade de todo processo de análise. Após a coleta, as amostras de água foram congeladas e posteriormente analisadas. A determinação dos sólidos totais em suspensão (STS) (n=21) foi realizada filtrando as amostras utilizando uma bomba elétrica a vácuo e sistema de filtração com uso de filtros de fibra de vidro Gelman AE[®] (0.45µm). Na sequência, os filtros contendo o material filtrado foi seco em estufa sob temperatura de 40°C até a obtenção de peso constante. Para obter a concentração final do STS (mg L⁻¹) os filtros foram pesados antes da filtragem e após secagem.

Amostragem plâncton

As amostras de plâncton (n=63) foram coletadas através de arrastes na superfície da água com o auxílio de um bote motorizado por um tempo cronometrado de 10 minutos a uma velocidade aproximada de 4.0km/h, para isso utilizou-se uma rede cônica de náilon de 350 µm com um sistema de três copos acoplados a rede com abertura de malha de 60 µm, 120 µm e 220 µm. As amostras foram acondicionadas em frascos falcon (descontaminados com HCl a 10%) e posteriormente foram liofilizadas (Liofilizador, LIOTOP– L101) para a determinação de HgT. Não foi possível obter massa suficiente de plâncton no período de vazante.

Determinação do HgT na água e plâncton

A determinação de HgT na água filtrada seguiu a técnica de digestão analítica da água, realizada pela adição de 100 µl de persulfato de potássio a 5% em 10 ml da amostra em tubos de ensaio, vedados com parafilme, e submetidos à oxidação ultravioleta, em um reator fotoquímico, por um período no mínimo de 20 a 30 minutos, ou até a água ficar totalmente transparente, resultando na decomposição completa dos ácidos húmicos e fúlvicos. Na sequência, alíquotas de 5 ml foram reduzidas com SnCl₂ (CRQ) e analisadas por Florescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS) (Pichet, et al.,1999), sendo o limite de detecção do aparelho para esta técnica de 0.3 ng L⁻¹ de Hg.

Para a determinação de HgT no plâncton (peso seco) as amostras foram liofilizadas (Liofilizador, LIOTOP– L101) e pesadas na faixa entre 15 e 45 mg da amostra. A digestão ocorreu mediante a adição de 3 ml de HNO₃ concentrado e 300µl de HCl 6N agitando-os, em seguida foram aquecidos sobre uma placa quente durante 4 horas à 150°C sob ventilação. Ao final das 4 horas as amostras permaneceram sob temperatura ambiente, e foram diluídas a um volume final de 9 ml com água ultrapura, agitadas com o auxílio de um agitador de tubos, e os tubos vedados com parafilme. Para a leitura dos níveis de HgT nas amostras, 100µl da solução solubilizada foi injetada em um reator redutor saturado com uma solução de SnCl₂ e analisadas no Espectrômetro de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (Pichet et al. 1999).

Para diminuir as chances de contaminação, toda vidraria utilizada em campo e no laboratório, foi cuidadosamente lavada no mínimo três vezes com detergente extran[®] MA O₂ Neutro MERCK a 3%, e depois mantida em solução ácida (HCl 10%) durante 24hs, e em seguida lavadas com água destilada, secada em estufa a 300°C, e guardadas tampadas para evitar a entrada de qualquer material que pudesse comprometer a análise.

A certificação do método foi realizada utilizando amostra padrão certificada pela *National Research Council of Canada*: DORM-3 recuperação: 86%-113% (n=13), sendo satisfatória de acordo com a Association of Analytical Communities (AOAC, 2011). Além da curva de calibração realizada por meio da quantificação (em duplicatas) de soluções padrões de HgT com concentrações de 2ppb, 5ppb e 10ppb. O coeficiente de regressão aceitável para os padrões foi de ≥90%. A precisão das análises foi determinada realizando as análises em triplicata das

amostras de água e em duplicatas de 10% das amostras de plâncton. O coeficiente de variação entre as duplicatas/triplicatas foi de $\geq 90\%$. Em todas as análises foram realizadas leituras de amostras branco em campo ($n=6$) e laboratório ($n=8$) para água e plâncton ($n=3$) para garantir a confiabilidade do método. O limite de detecção do analisador de Hg é 0.03 ng L^{-1} . Este valor corresponde a três vezes a variabilidade dos brancos.

Análise estatística

Foram gerados gráficos do tipo 2D Scatterplots com objetivo de verificar a distribuição das concentrações de HgT na coluna d'água durante os períodos de amostragem (seca, vazante, enchente e cheia). Para testar a normalidade e a homoscedasticidade/homogeneidade das variâncias dos dados foram utilizados respectivamente os testes de Shapiro-Wilk e de Levene afim a garantir que as análises realizadas fossem válidas e os resultados representem a realidade do sistema estudado. Regressão linear múltipla foi utilizada para investigar a influência do pH, oxigênio dissolvido, temperatura e sólidos totais em suspensão (STS) sobre as [HgT] na água, com base nessa análise espera-se identificar quais dessas variáveis têm um efeito significativo sobre as [HgT], ajudando a entender como os parâmetros limnológicos controlam a dinâmica do Hg na água. A ANOVA foi utilizada para avaliar a relação das [HgT] no plâncton total com os períodos (enchente, cheia, vazante e seca) e regiões/locais de coleta, espera-se verificar se os períodos sazonais e as regiões do reservatório influenciam nas [HgT] no plâncton. A Matriz de Correlação de Pearson foi utilizada para relacionar as variáveis ambientais com as [HgT] no plâncton, dessa forma esperamos identificar quais fatores ambientais podem estar associados à variação nas [HgT] no plâncton, ajudando a compreender possíveis mecanismos de bioacumulação e transferência trófica do HgT. O nível de significância utilizado foi de $p < 0.05$.

Resultados

Condições limnológicas

O reservatório esteve estratificado durante as campanhas amostrais de seca, enchente, cheia e vazante especialmente nos pontos de amostragem localizados na região lacustre à montante (M1 e M2) no período de cheia, com condições de hipoxia em profundidades abaixo de 6 m (Figura 12). Os parâmetros limnológicos diminuíram com o aumento da profundidade, neste sentido a temperatura da água na região lacustre diminuiu em média de 30.5°C no epilímnio para 28.7 °C no hipolímnio. O oxigênio dissolvido na região lacustre diminuiu em média de 5.6 mg/L no epilímnio para 3.1 mg/L no hipolímnio. Na zona fluvial em média o oxigênio decaiu de 5.6 para 3.8 mg/L em relação a superfície da água.

Foi possível observar que as condições físico-químicas das regiões (lacustre, transição e fluvial) do reservatório são distintas. Em geral a região lacustre do reservatório apresenta maior transparência da água (2.5 m) e maior profundidade (18 m) (Tabela 2). O pH da água do rio Curuá-Una em média é ácido. Os maiores valores de condutividade elétrica (46.8 $\mu\text{S cm}^{-1}$ elétrica) e oxigênio dissolvido (7.7 mg/L) ocorreram na região fluvial na vazante. Os sólidos totais em suspensão (16.5 mg L⁻¹) foram mais concentrados na região fluvial à montante durante a seca (Tabela 2).

Dinâmica no gradiente longitudinal, vertical e sazonal do HgT na água

Durante a cheia as concentrações médias de HgT no hipolímnio (8.8 ng L⁻¹) foram mais altas que no epilímnio (6.2 ng L⁻¹), e o mesmo comportamento foi observado para os períodos de seca (hipolímnio= 9.0 ng L⁻¹ e epilímnio=7.4 ng L⁻¹) e enchente (hipolímnio= 8.7 ng L⁻¹ e epilímnio=6.9 ng L⁻¹) (Figura 12). Estas concentrações de HgT na água filtrada estão abaixo do limite máximo estabelecido pela resolução do Brasil-CONAMA 357/2005 de 200 ng L⁻¹ para Água Doce Classe 2, cuja água é destinada para o abastecimento humano, após tratamento, e para a proteção das comunidades aquáticas. A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA 518/2004) brasileira, estabelece 1000 ng L⁻¹ como concentração máxima de Hg na água para abastecimento humano (Ministério da Saúde, Portaria GM MS 888, 2021). As concentrações de HgT também ficaram abaixo do valor (770 ng L⁻¹) estabelecido pela Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) para efeitos tóxicos e proteção da vida aquática (U.S. EPA, 1995).

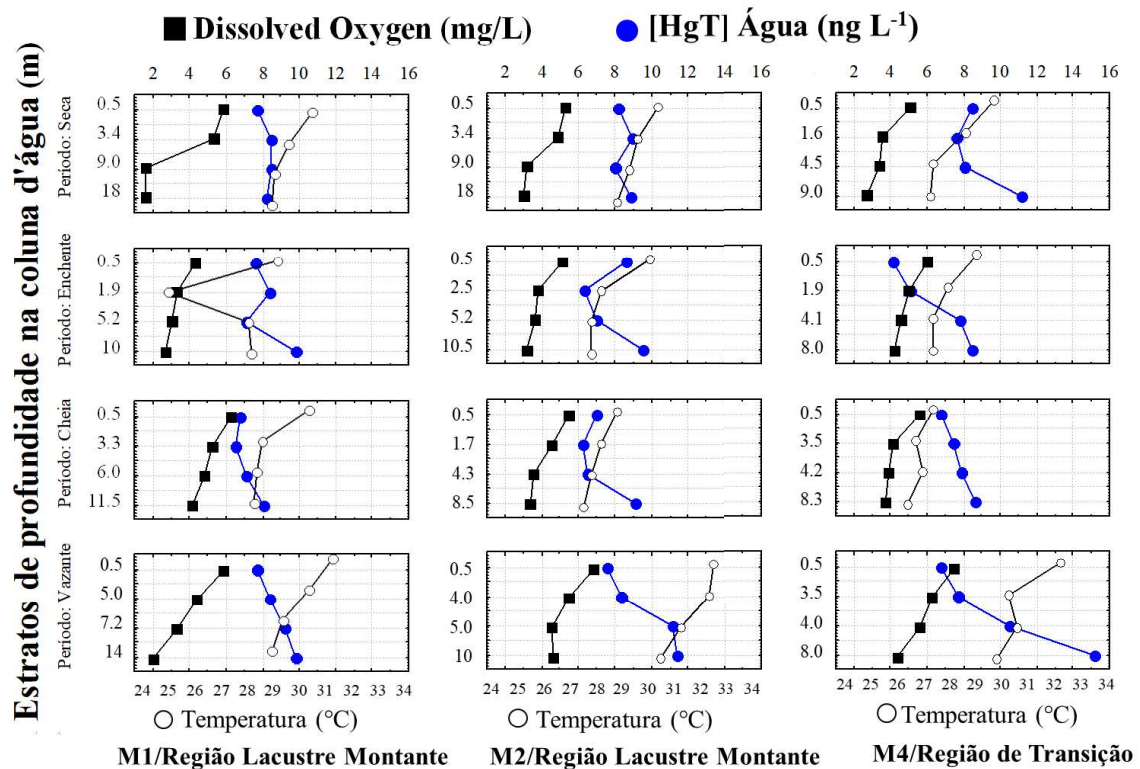


Figure 12 Valores de temperatura, oxigênio dissolvido e HgT na coluna da água da barragem da U.H.E Curuá-Una nos períodos (seca, enchente, cheia e vazante), nos pontos (M1, M2 e M4) e regiões de amostragem (lacustre, transição e fluvial).

A estratificação e aumento das concentrações de HgT ao longo da coluna d'água foram observadas nas regiões lacustres e transição do reservatório (Figura 12). Nos pontos localizados a jusante da barragem na região fluvial (J1 e J2) as concentrações de HgT na água superficial foram em média mais elevadas durante o período de seca na região fluvial à jusante (9.3 ± 8.1 ng L⁻¹) e menor no período de enchente (6.0 ± 1.9 ng L⁻¹) nas regiões fluvial lacustre à montante da barragem (Tabela 3). Em relação as concentrações de HgT na água filtrada em diferentes estratos de profundidades foi observado que o HgT apresenta um padrão ao longo da coluna d'água com concentrações médias mais elevadas na região do hipolímnio (Figura 12). Em relação ao gradiente longitudinal do reservatório, em média as maiores concentrações de HgT foram encontradas na região de transição (8.2 ± 2.4 ng L⁻¹) e lacustre montante (8.2 ± 1.3 ng L⁻¹),

seguido da região fluvial montante ($7.8 \pm 0.6 \text{ ng L}^{-1}$) e região fluvial jusante ($7.2 \pm 1.2 \text{ ng L}^{-1}$) (Figura 13). Embora não tenha sido observada diferença estatisticamente significativa entre as regiões ($p = 0.495$), as concentrações de HgT foram ligeiramente maiores na região de transição (fluvial-lacustre) e na região lacustre.

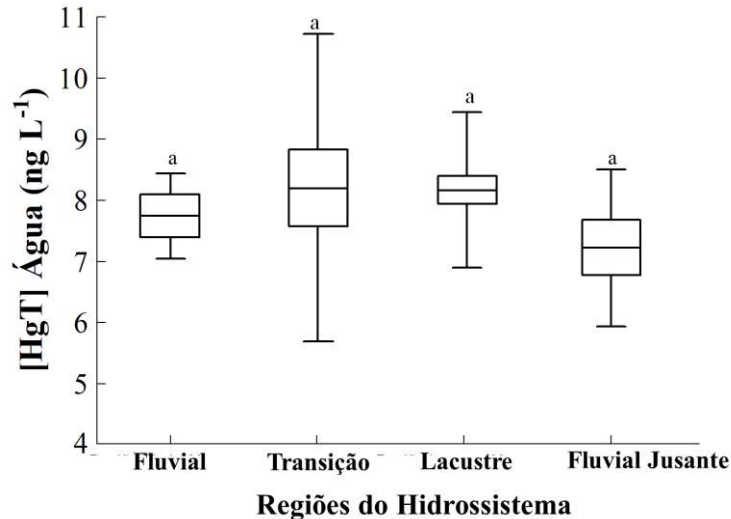


Figure 13 Valores médios e desvio padrão das concentrações de HgT mensuradas nas diferentes regiões (lacustre e fluvial) à montante e jusante da barragem do Reservatório Hidrelético de Curuá-Una, ($p=0.495$). Gráfico box plot: (—) média, ([]) 25% -75% e (I) valores máximos e mínimos.

Em relação aos períodos do regime fluvial, independente de região/local, as concentrações médias de HgT na água foram maiores no período de seca ($7.9 \pm 1.2 \text{ ng L}^{-1}$), seguido do período de vazante ($7.3 \pm 0.6 \text{ ng L}^{-1}$), cheia ($6.8 \pm 0.6 \text{ ng L}^{-1}$) e enchente ($6.2 \pm 1.4 \text{ ng L}^{-1}$). Apesar de não ter ocorrido diferenças entre os períodos ($p=0.109$), foi possível que houve indícios de aumento das concentrações de HgT à medida que o reservatório diminui em nível d'água, com concentrações mais elevadas no período de seca (Figura 14).

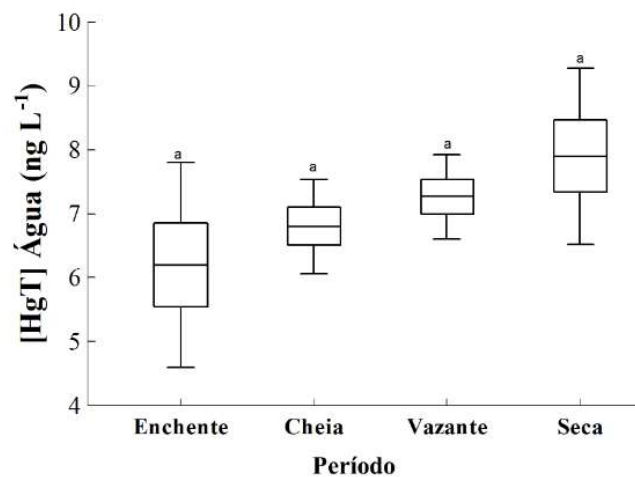


Figure 14 Valores médios e desvio padrão das concentrações de HgT mensuradas nas diferentes regiões (lacustre e fluvial) à montante e jusante da barragem do Reservatório Hidrelético de Curuá-Una ($p=0.109$). Gráfico box plot: (—) média, ([]) 25% -75% e (I) valores máximos e mínimos.

Tabela 2. Valores absolutos, média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos por ponto e regiões longitudinais (Região Lacustre, Transição e Fluvial) mensurados nos meses de dezembro de 2021 (seca), março de 2022 (enchente), junho de 2022 (cheia) e setembro de 2022 (vazante) na água superficial da UHE de Curuá-Una. Prof.: Profundidade. Secchi: Transparência, Temp.: Temperatura.

Período	Região/Compartimento	Ponto	Prof. (m)	Secchi (m)	Temp. (°C)	Cond. Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH	Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})	Sólidos Totais em Suspensão (mg L^{-1})	[HgT] Água (ng L^{-1})	
Seca	Região Fluvial Montante	M5	9.2	0.5	29.1	26	6.65	4.0	16.50	8.5	
	Região de Transição Montante	M4	9.0	0.80	29.2	25.3	6.38	5.1	6.59	8.5	
	Região Lacustre	M2	10.5	1.25	29.7	25	6.0	5.3	2.75	5.3	
	Região Lacustre	M1	18.0	1.7	30.6	23.3	6.7	5.8	1.12	7.7	
	Região Fluvial Jusante	J1	13.4	1.85	29.7	23.5	6.1	6.8	1.43	9.3	
	Região Fluvial Jusante	J2	6.4	1.3	30.7	23.8	6.3	6.4	1.25	8.1	
		Média±DP	11.1±3.7	1.2±0.5	29.8±0.6	24.5±1.0	6.4±0.3	5.6±0.9	4.9±5.5	7.9±1.3	
	Enchente	Região Fluvial Montante	M5	10.40	0.6	28.3	38.3	7	4.5	9.47	7.5
		Região de Transição Montante	M4	8.3	0.97	29.5	38	7	6	4.38	
		Região Lacustre Montante	M1	10.4	0.9	29.3	26.5	6.7	4.3	4.71	7.6
Região Lacustre Montante		M2	8.7	0.85	30.2	26.4	6.2	5.1	4.47	4.6	
Região Fluvial Jusante		J1	15.8	0.9	28.6	24.4	6.2	4.6	3.56	7.6	
Região Fluvial Jusante		J2	10.5	0.75	28.7	24.8	6.4	4.4	2.11	5.8	
		Média±DP	10.7±2.4	0.8±0.1	29.1±0.6	29.7±6.0	6.6±0.3	4.8±0.6	4.8±2.3	6.6±1.2	
Cheia		Região Fluvial Montante	M5	10.6	0.95	26.3	36.6	7.4	4.6	4.8	8.1
		Região de Transição Montante	M4	8.2	0.96	27.8	36.1	6.4	5.6	3.65	
		Região Lacustre Montante	M1	12	1.65	30.5	24.1	7.1	6.3	1.00	6.8
	Região Lacustre Montante	M2	14.8	1.13	29	12.5	5.4	5.4	2.25	6.9	
	Região Fluvial Jusante	J1	17.8	1.5	28.5	24.2	7.6	7.4	1.25	6.0	
	Região Fluvial Jusante	J2	14.5	0.92	28.7	19	7	6.5	1.33	6.2	
		Média±DP	13.0±3.1	1.2±0.3	28.5±1.3	25.4±8.7	6.8±0.7	6.0±0.9	2.4±1.4	6.8±0.7	
	Vazante	Região Fluvial Montante	M5	7.50	0.9	29.6	46.8	6.4	5.5	5.33	6.9
		Região de Transição Montante	M4	8.5	1.80	32.8	37.6	7	7.4	1.67	
		Região Lacustre Montante	M1	14.5	2.5	31.4	21.8	7.1	5.8	1.33	7.7
Região Lacustre Montante		M2	12.3	1.88	30.6	11.8	5.46	6	2.12	7.4	
Região Fluvial Jusante		J1	12.3	1.9	30.1	22.6	6.5	7.7	1.33	8.3	
Região Fluvial Jusante		J2	8.5	2.2	30.3	21.1	6.2	6	1.57	6.5	
		Média±DP	10.6±2.6	1.9±0.5	30.8±1.0	27.0±11.7	6.4±0.5	6.4±0.8	2.2±1.4	7.4±0.6	

Durante os períodos de enchente ($F=13.3$; $r^2=0.727$; $p=0.023$), cheia ($F=4.32$; $r^2=0.743$; $p=0.017$) e vazante ($F=3.44$; $r^2=0.548$; $p=0.057$) apenas o oxigênio dissolvido na água se correlacionou negativamente com as concentrações de HgT (Figura 15). No período de seca ($F=4.25$; $r^2=0.466$; $p=0.003$) a temperatura da água obteve correlação negativa com as concentrações de HgT (Figura 15).

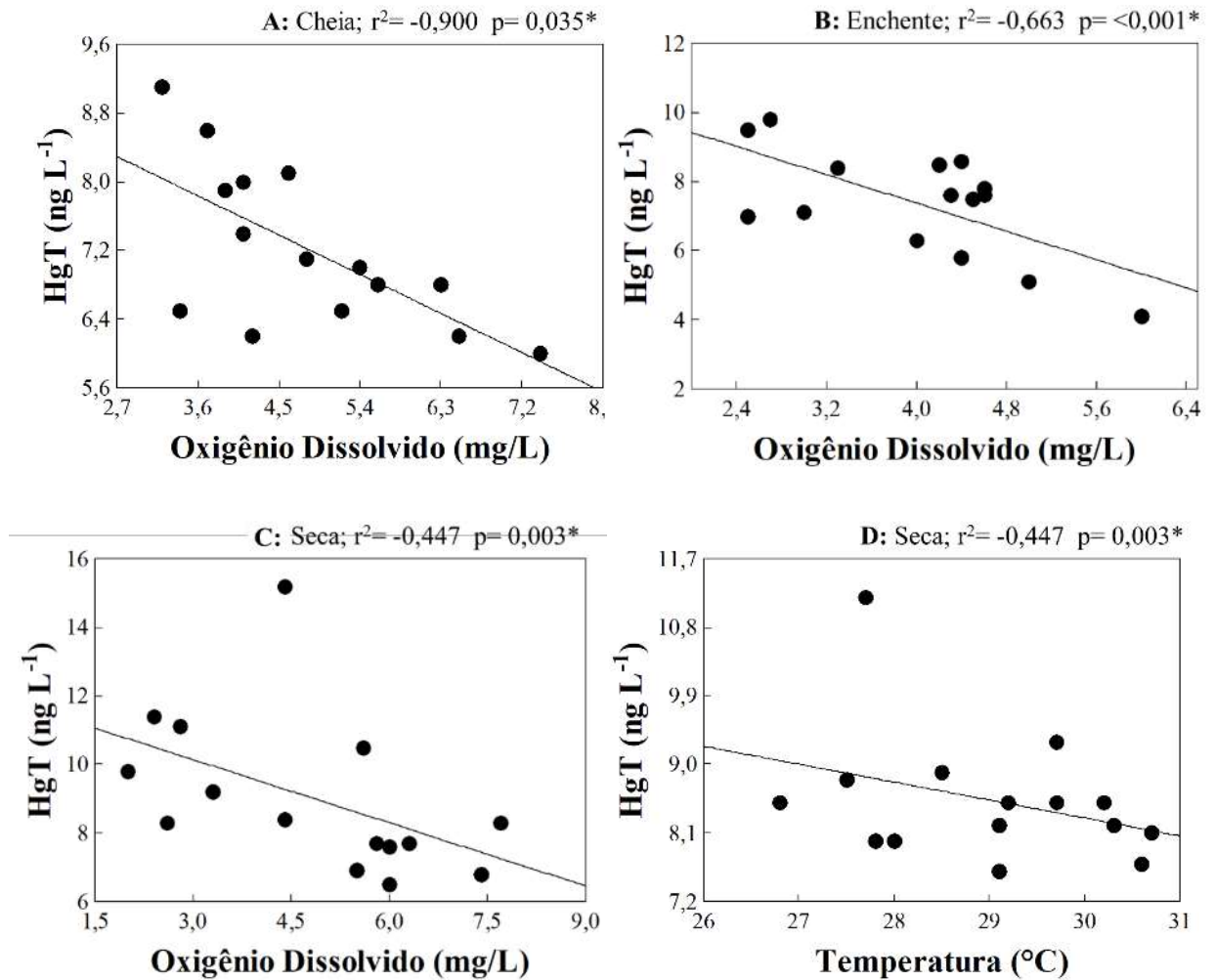


Figure 15 Correlação entre as concentrações de HgT ($n=19$) e variáveis limnológicas ($n=19$) mensuradas em distintos períodos de amostragem (seca, enchente, cheia e vazante) no Reservatório Hidrelético de Curuá-Una (*significativo).

HgT nas frações de plâncton

Não houve diferença entre as regiões de coleta e as concentrações de HgT nas frações de plâncton de 60 μ m ($p=0.699$), 120 μ m ($p=0.136$), e 220 μ m ($p=0.569$) (Figura 16). As

concentrações de HgT no plâncton possuem uma tendência a diminuir a medida que se aproxima da região fluvial à jusante do reservatório (Figura 16).

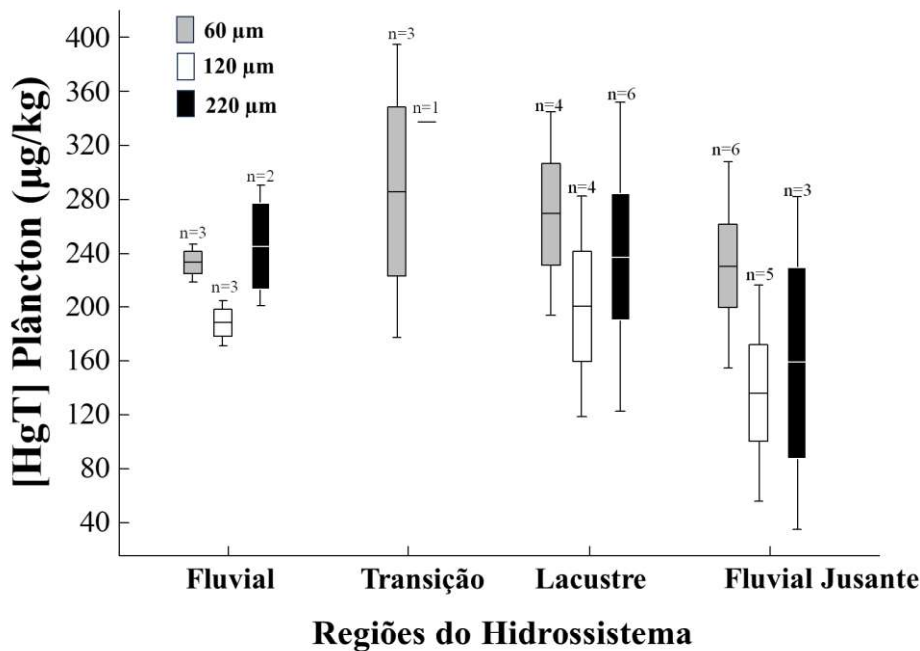


Figure 16 Concentrações de HgT no plâncton nos diferentes diâmetros de malha (60,120 e 220 µm) coletados em diferentes regiões do reservatório nos períodos de seca, enchente e cheia.

Não houve diferença entre os períodos de coleta e as concentrações de HgT nas frações de plâncton de 60µm ($p=0.881$), 120 µm ($p=0.944$), e 220 µm ($p=0.329$) (Figura 17). Em média as concentrações mais elevadas de HgT foram na fração de 220 µm no período de enchente ($278.5 \pm 73.5 \mu\text{g kg}^{-1}$) (Figura 8). Independentemente do tamanho de malha as maiores concentrações de HgT foram durante a enchente ($223.5 \mu\text{g kg}^{-1}$) seguido da cheia ($237.9 \mu\text{g kg}^{-1}$) e seca ($204.2 \mu\text{g kg}^{-1}$).

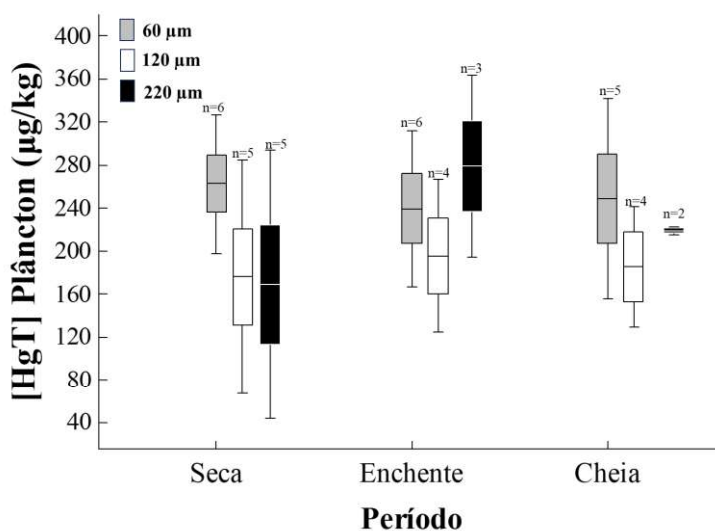


Figure 17 Concentrações de HgT no plâncton nos diferentes diâmetros de malha (60,120 e 220 µm) coletados nos períodos de seca, enchente e cheia.

As frações de plâncton de 60 μm ($r=-0.726$; $p=0.026$) e 220 μm ($r=-0.676$; $p=0.045$) se correlacionaram negativamente com a profundidade do reservatório (Tabela 3) (Figura 9).

Tabela 3. Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e as concentrações de HgT nas frações de plâncton. **Negrito:** Significativo: $p= <0,05$. Prof.: profundidade (m), Sechii: transparência (m), Temp.: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Cond. Ele.: Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L).

	Prof. (m)	Sechii	Temp.	Cond. Ele.	pH	OD	60 μm	120 μm	220 μm
Prof. (m)	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Sechii	$r=0.400$ $p=0.285$	---	---	---	---	---	---	---	---
Temp.	$r=0.131$ $p=0.736$	$r=0.810$ $p=0.008$	---	---	---	---	---	---	---
Cond. Ele.	$r=-0.361$ $p=0.340$	$r=-0.800$ $p=0.009$	$r=-0.810$ $p=0.008$	---	---	---	---	---	---
pH	$r=-0.010$ $p=0.978$	$r=-0.198$ $p=0.610$	$r=-0.180$ $p=0.642$	$r=0.449$ $p=0.225$	---	---	---	---	---
OD	$r=0.098$ $p=0.800$	$r=0.913$ $p=0.001$	$r=0.770$ $p=0.015$	$r=-0.677$ $p=0.045$	$r=-0.219$ $p=0.571$	---	---	---	---
60 μm	$r=-0.726$ $p=0.026$	$r=-0.134$ $p=0.730$	$r=0.245$ $p=0.524$	$r=-0.155$ $p=0.690$	$r=-0.152$ $p=0.695$	$r=-0.004$ $p=0.991$	---	---	---
120 μm	$r=-0.498$ $p=0.172$	$r=-0.506$ $p=0.164$	$r=-0.107$ $p=0.783$	$r=0.218$ $p=0.573$	$r=0.513$ $p=0.158$	$r=-0.453$ $p=0.220$	$r=0.568$ $p=0.110$	---	---
220 μm	$r=-0.676$ $p=0.045$	$r=-0.627$ $p=0.071$	$r=-0.141$ $p=0.717$	$r=0.371$ $p=0.325$	$r=0.143$ $p=0.712$	$r=-0.472$ $p=0.199$	$r=0.479$ $p=0.191$	$r=0.746$ $p=0.021$	---

A profundidade do reservatório influenciou no processo de bioacumulação de HgT no plâncton, quanto menor a profundidade, maiores foram os níveis de HgT nas frações de plâncton de 60 e 220 μm (Figura 18).

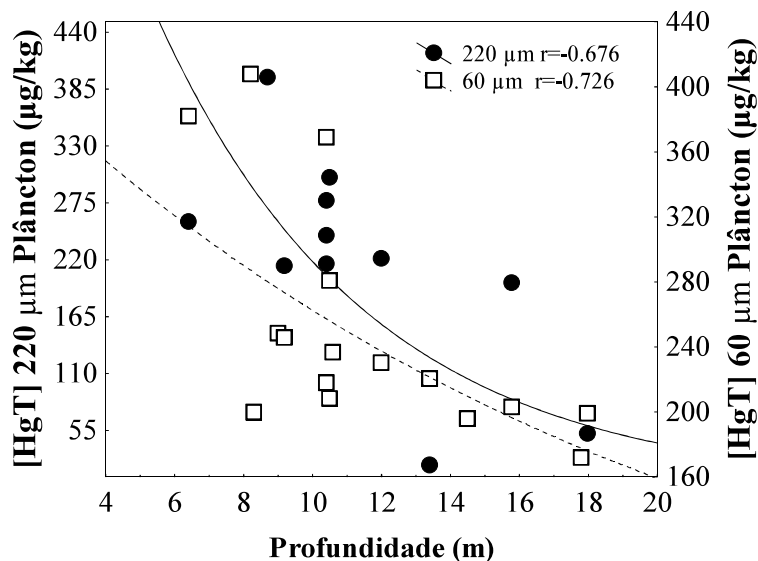


Figure 18 Correlação entre as concentrações de HgT no plâncton nos diferentes diâmetros de malha (60 e 220 μm) e profundidade do reservatório de Curuá-Una.

A correlação entre as concentrações de HgT no plâncton de diâmetros de malha 220 versus 120 μm , demonstra o processo de bioacumulação, onde organismos planctônicos presentes na malha 220 μm tendem a consumir e assimilar o HgT presente na malha de 120 μm (Figura 19).

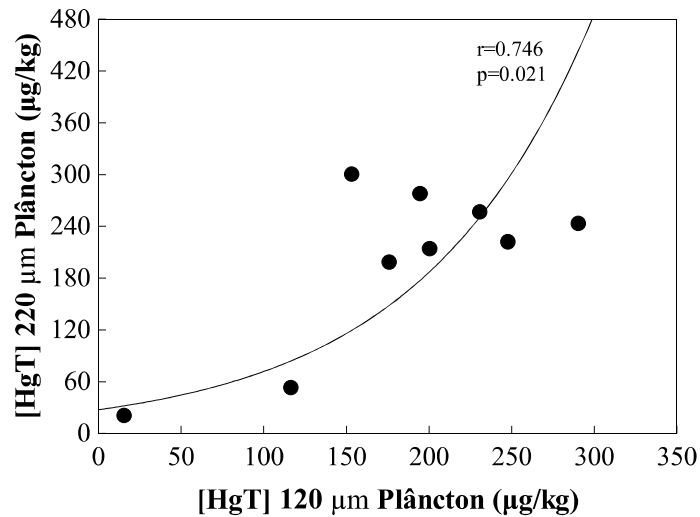


Figure 19 Correlação entre as concentrações de HgT no plâncton de diâmetros de malha 220 versus 120 μm no reservatório de Curuá-Una.

Discussão

Gradiente longitudinal do HgT na água e no plâncton

O oxigênio dissolvido apresentou relação negativa com níveis de HgT em pelo menos um dos regimes fluviais (enchente, cheia e seca) (Figura 15). Diversos trabalhos mostram o papel do oxigênio na dinâmica de Hg. As baixas concentrações de oxigênio (hipoxia) são responsáveis por acelerar o processo de metilação, esta relação é observada em ambientes de reservatórios (Kasper et al., 2014) lago natural (Brito et al., 2017) e igarapés da Amazônia (Vasconcelos et al., 2022).

A estratificação térmica do reservatório de Curuá-Una influenciou as concentrações de HgT na coluna d'água (epilímnio, metalímnio e hipolímnio), variando conforme o regime fluvial e o gradiente longitudinal, o que corrobora com Pestana, et al., (2019b) ressaltam que a estratificação térmica em reservatórios hidrelétricos contribui para a metilação do Hg e tende a

ser mais evidente em locais mais profundos, e geralmente no período de seca, onde a ausência de chuva impede que a coluna d'água se misture. Destaca-se ainda que o hipolímnio em hipoxia durante a seca aumenta as taxas de metilação nessa região, e durante as chuvas esse Hg é mobilizado do fundo para a camada do epilímnio (Monteiro et al. 2024).

Foi observado nas regiões transição, lacustre e fluvial montante altas concentrações de HgT na região do hipolímnio em condições de baixos níveis de oxigênio (hipoxia). Esta relação do Hg com a estratificação e hipoxia foi observado por diversos autores em diversos ambientes amazônicos como em Kasper et al., (2014) evidenciaram que durante as coletas no período de seca, um reservatório amazônico (Balbina) permaneceu estratificado que resultou em um hipolímnio anóxico com altos níveis de MeHg, sendo que os níveis de MeHg encontrados no plâncton e nos peixes foram significativamente elevados a jusante da barragem. Nascimento et al., (2020) observaram que as maiores concentrações de HgT ($22\text{--}309 \mu\text{g kg}^{-1}$) no plâncton ocorreram durante o período de seca à montante da barragem da Usina de Samuel, Rondônia, Brasil. Brito et al., (2017) observaram em um lago de várzea da Amazônia que as concentrações de MeHg foram influenciadas pela estratificação do lago, principalmente durante o período de cheia, evidenciando também a relação dos níveis de MeHg com as condições de hipoxia na região do hipolímnio. McCord, et al., 2016 observaram em quatro reservatórios da Califórnia, que após a instalação de um sistema de oxigenação hipolimnético, o mesmo contribuiu para uma diminuição no acúmulo de Hg na região do hipolímnio, porém não diminuiu significativamente os níveis de Hg encontrados no plâncton e nos peixes.

Em reservatórios de regiões temperadas observa-se que a dinâmica do Hg também é influenciada pela estratificação da coluna d'água, além da relação do Hg presente no sedimento com o Hg encontrado nos peixes (Melwani et al., 2019). Melwani et al., (2019) afirmam que Hg presente nos peixes é oriundo da associação do Hg com o sedimento, e esse sedimento é contaminado principalmente por processos mineração antrópica ou natural. Os autores destacam ainda que o hipolímnio anóxico e presença de carbono orgânico favorecem o processo de metilação.

Em relação a dinâmica de HgT nos gradientes longitudinais (lacustre, fluvial e transição) do reservatório, foi possível observar que as maiores concentrações de HgT foram encontradas na região lacustre à montante da barragem. Esse cenário pode ser explicado devido a proximidade dos pontos de coleta em relação ao vertedouro que acaba mobilizando Hg para coluna d'água. Ressalta-se ainda a relação das concentrações de HgT com oxigênio dissolvido,

onde especificamente na região lacustre apresentou condições de hipoxia na região do hipolímnio que contribuem para os processos de produção de Hg (Kasper et al., 2014; Brito et al., 2017). Bacelar, 2017 observou que na região lacustre do reservatório de Curuá-Una ocorre maiores concentrações de HgT no sedimento de fundo, o que pode ser explicado devido as distintas características físico-químicas do hidrossistemas que contribuem para acumulação, ciclagem e exportação de HgT.

Nos resultados deste estudo as concentrações de HgT no plâncton total foram significativamente mais elevadas a montante da barragem nas regiões fluvial, lacustre e transição (rio-lago). No reservatório de Balbina-AM foi possível observar que as concentrações de MeHg diminuem gradualmente até 200 km a jusante, com valores mais elevados de MeHg a jusante (Kasper, et al., 2014). O Hg que é biodisponibilizado para o plâncton é oriundo do solo da bacia do rio Curuá-Una que quando chega no reservatório criar condições limnológicas favoráveis a metilação e conseqüente bioacumulação e biomagnificação na biota aquática (McCord, et al., 2016; Azevedo-Silva et al., 2023; Paiva, et al., 2024).

As concentrações de HgT no plâncton total variaram de acordo com gradiente longitudinal e períodos sazonais. O HgT no plâncton possui uma tendência a diminuir a medida que se aproxima da barragem, sendo as maiores concentrações de HgT nas regiões de transição e lacustre à montante. A região lacustre do hidrossistema de Curuá-Una geralmente é a região mais profunda do reservatório, nessa região foi possível concluir que a bioacumulação de HgT no plâncton é maior durante o período de enchente. Esse cenário pode ser explicado devido ao período chuvoso que é responsável pela mistura da coluna d'água, resultando na mobilização do Hg produzido no hipolímnio para o epilímnio, tornando-se disponível para bioacumulação pelos organismos planctônicos (Pestana, et al., 2019b; Nascimento et al., 2020).

Foi possível observar que as concentrações de HgT no plâncton são maiores na malha de maior tamanho (220 μm), onde provavelmente os organismos planctônicos presentes nesta malha pertençam ao grupo zooplâncton, dessa maneira presume-se que o HgT presente no plâncton de maior tamanho seja oriundo do consumo do plâncton de menor tamanho, o que seria conseqüência do processo de bioacumulação. Neste estudo consideramos as amostras como plâncton total de acordo com o diâmetro de malha. No entanto outros estudos destacam que a composição taxonômica do plâncton influencia nas concentrações de HgT, principalmente para os grupos de fitoplâncton e zooplâncton (Nascimento et al., 2020).

Os resultados deste estudo são semelhantes as concentrações de HgT encontrados na água e no plâncton de outros reservatórios e ambientes naturais da bacia Amazônica que sofrem influência da mineração artesanal do ouro e de impactos antrópicos (construção de barragens, desmatamento, agricultura, pecuária e queimadas) que afetam a dinâmica de Hg, esses resultados são apresentados na Tabela 4. Nesse estudo a concentração média de HgT no plâncton foi $220.1 \mu\text{g kg}^{-1}$, esse valor se aproxima dos valores médios encontrados em diferentes reservatórios e rios da região amazônica com tipologia de água distintas ou iguais ao presente estudo (Tabela 4). No Reservatório Hidrelétrico de Samuel, Nascimento et al., (2020) concluíram que as concentrações de Hg encontradas no plâncton podem ser influenciadas pelos parâmetros limnológicos como temperatura, condutividade elétrica e concentrações de nutrientes na água. Os autores destacam ainda a influência do aumento do desmatamento na região do reservatório de Samuel e de como isso pode afetar na liberação do Hg do solo para o ambiente aquático (Linhares et al., 2019; Albuquerque et al. 2021).

As concentrações de HgT ($4.1-11.2 \text{ ng L}^{-1}$) na água filtrada quando comparada a outros ambientes amazônicos, foram em média mais elevadas. Nos tributários do rio Madeira, Bastos et al., (2020) encontraram concentrações que variaram de $0.02-5.86 \text{ ng L}^{-1}$, os autores ressaltam que as concentrações de HgT encontradas nesse ambiente podem ser atribuídas a fatores naturais (hidrobiogeoquímica) e antrópicas (mineração do ouro). A região da UHE de Curuá-Una não recebe influência direta da mineração artesanal do ouro, porém a região é afetada pelo intenso uso do solo de atividades como agricultura e pecuária. O consequente desmatamento dessa região afeta diretamente na liberação do Hg presente no solo para o ecossistema aquático.

Lino et al., (2019) em um estudo na bacia do Rio Tapajós concluíram que as concentrações de HgT encontradas em amostras de água não filtrada ($0.65-23.84 \text{ ng L}^{-1}$) estão associadas as partículas em suspensão na água, que são transportadas ao longo do rio para longas distâncias. Os autores atribuem a mineração do ouro e a erosão do solo com principais fontes de liberação de Hg para bacia do rio Tapajós. Na bacia do rio Tapajós foi constatado que a metilação do Hg é maior em lagos do que em rios, resultando em maiores concentrações de MeHg no plâncton coletado em lagos do que no rio (Lino et al., 2019).

Tabela 4. Comparação das concentrações de [HgT] na água e no plâncton encontradas em reservatórios e em ambientes naturais da bacia Amazônica. (F=água filtrada; NF=água não filtrada; Fito=Fitoplâncton).

Água [HgT] (ng L ⁻¹)	Plâncton [HgT] (µg kg ⁻¹)	Local de coleta	Ano de inundação	Área inundada (km ²)	Tipo de água	Referência
4.1-12.1 (NF)	-	Reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una	1977	100	Água clara	Parente, 2018
3.7-23.5 (NF)	-	Reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una	1977	100	Água clara	Brito, 2012
-	113.2 (Fitoplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una	1977	100	Água clara	Oliveira e Souza, 2019
4.1-11.2 (F)	336.6 (Zooplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una	1977	100	Água clara	Presente estudo
-	220.1 (Plâncton total)	Reservatório Hidrelétrico de Curuá-Una	1984	2.850	-	Palermo, 2008
4.7-28.2 (NF)	86 (Fitoplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Tucuruí	1984	2.850	-	Kehrig et al., 2009
-	226 (Fito+zooplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Tucuruí	1988	540	Água clara	Nascimento et al., 2009
-	61 (Fito+zooplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Samuel	1988	540	Água clara	Kasper et al., 2012
-	230 (Fitoplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Samuel	1988	540	Água clara	Almeida, 2012
1.3-2.8 (NF)	70 (Zooplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Samuel	1988	540	Água clara	Kasper et al., 2014
0.253-7.86 (NF)	217 (Zooplâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Balbina	1989	2.360	Água preta	Melwani et al., 2019
-	-	Reservatórios Hidrelétricos da Califórnia	-	-	-	Nascimento et al., 2020
-	309 (Plâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Samuel	1988	540	Água clara	Nascimento et al., 2020
< 4.2	302 (Plâncton)	Reservatório Hidrelétrico de Samuel	2016	361.6	Água branca	Guimaraes, 2009
5.0-6.0 (F)	252.8 (Fitoplâncton)	Bacia do rio Amapuans	-	-	Água clara	Brito, 2013
-	108.4 (Zooplâncton)	Bacia do rio Tapajós	-	-	Água clara	Brito, 2013
4.8-6.0 (F)	231.5 (Fitoplâncton)	Bacia do rio Amazonas	-	-	Água branca	Brito, 2013
5.1-6.1 (F)	228.4 (Zooplâncton)	Bacia do rio Solimões	-	-	Água branca	Brito et al., 2017
3.5-30.7 (NF)	81.2 (Fitoplâncton)	Bacia do Solimões (Lago Janauacá)	-	-	Água branca	Araujo et al., 2018
-	296.2 (Zooplâncton)	Bacia do Rio Madeira	-	-	Água preta	Vieira et al., 2018
2.41 ± 0.014 (NF)	304 (Zooplâncton)	Bacia do Rio Madeira	-	-	Água clara	Vieira et al., 2018
2.02 ± 0.015 (NF)	322.35 ± 276.4 (Fitoplâncton)	Bacia do Rio Madeira	-	-	Água branca	Vieira et al., 2018
2.23 ± 0.013 (NF)	388.15 ± 280.1 (Zooplâncton)	Bacia do Rio Madeira	-	-	Água branca	Vieira et al., 2018
0.65-23.84 (NF)	274.60 ± 199.5 (Fitoplâncton)	Bacia do rio Tapajós	-	-	Água clara	Lino et al., 2019
0.06-46.01 (NF)	333.87 ± 235.1 (Zooplâncton)	Rio Madeira	-	-	Água clara	Bastos et al., 2020
0.09-8.70 (F)	211.60 ± 147.4 (Fitoplâncton)	Tributários do rio Madeira	-	-	Água branca	Bastos et al., 2020
0.07-31.66 (NF)	246.34 ± 167.0 (Zooplâncton)		-	-	Água branca	Bastos et al., 2020
0.02-5.86 (F)	-		-	-	Água branca	Bastos et al., 2020

Influência do uso e ocupação do solo sobre o Hg

Apesar do reservatório de Curuá-Una ser um dos mais antigos da região amazônica nota-se que as concentrações de HgT na água e no plâncton estão na mesma ordem de magnitude daquelas de outros reservatórios criados mais recentemente na Amazônia (Figura 20). Isso pode ser explicado devido a entrada anual constante de Hg terrestre advindo da área de drenagem via erosão e lixiviação, em consequência do uso e ocupação do solo devido ao desmatamento (Albuquerque et al. 2021; Moraes et al., 2023). Internamente no reservatório o Hg encontra condições limnológicas que contribuem para processos de transformação química, biodisponibilidade e acumulação nos organismos planctônicos.

Roulet et al., 1999a ressaltam que o Hg antropogênico não é a única fonte responsável pelas cargas de Hg encontrado nos ecossistemas terrestres da Amazônia, os autores afirmam que há Hg natural presente no solo e que este é liberado por processos de erosão como consequência do desmatamento. O desmatamento é o principal responsável pela erosão do solo que libera partículas finas ricas em Hg, o que resulta no transporte de Hg na forma particulada pela bacia de drenagem, onde estima-se que uma área que sofre corte e queima florestal libera cerca de $370 \mu\text{g Hg}/\text{m}^2$, após a queimada a biomassa florestal se decompõe liberando mais $550 \mu\text{g Hg}/\text{m}^2$, nesse sentido a erosão do solo de áreas desmatadas contribui significativamente com a liberação de Hg natural terrestre para os ecossistemas aquáticos amazônicos (Roulet et al., 1998b, 1999a, Roulet et al., 2001, 2007; Albuquerque et al. 2021).

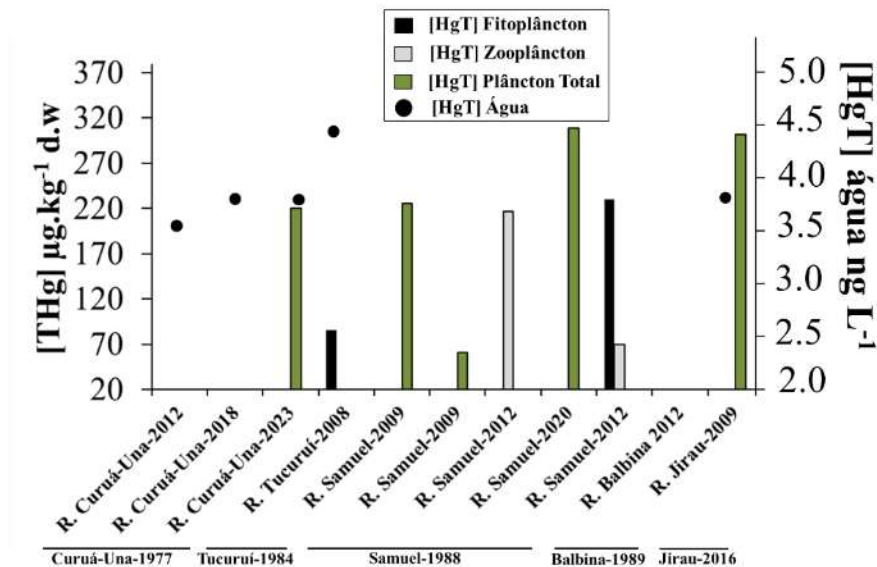


Figure 20 Concentrações de HgT na água e no plâncton ao longo dos anos (em ordem de criação) nos principais reservatórios hidrelétricos da Amazônia.

Por meio do mapeamento da bacia de drenagem da Hidrelétrica de Curuá-Una foi possível avaliar a evolução de alteração de uso e cobertura do solo em seu entorno para os últimos 37 anos (Figura 21). A partir deste mapeamento nota-se que ao longo deste período o solo dessa região sofre constantemente uma substituição progressiva de áreas de vegetação densa por áreas de pastagem/agricultura, em consequência principalmente do desmatamento seguido de queima de biomassa florestal. Em média desde a criação do reservatório até o presente, 950 km² da bacia de drenagem do reservatório já foi desmatada. Infere-se que o uso e ocupação do solo indiscriminados da bacia de drenagem do reservatório de Curuá-una associado a erosão dos solos de áreas desmatadas é responsável por liberar Hg para o interior do reservatório. Com o desmatamento crescente nos últimos anos, as concentrações de Hg; com o envelhecimento do reservatório (Figura 21); tendem a não decair para as condições backgrounds pré-inundação como observado em regiões da Amazônia e do planeta (Da Silva Oliveira et al., 2021; Souza-Araujo, et al., 2022).

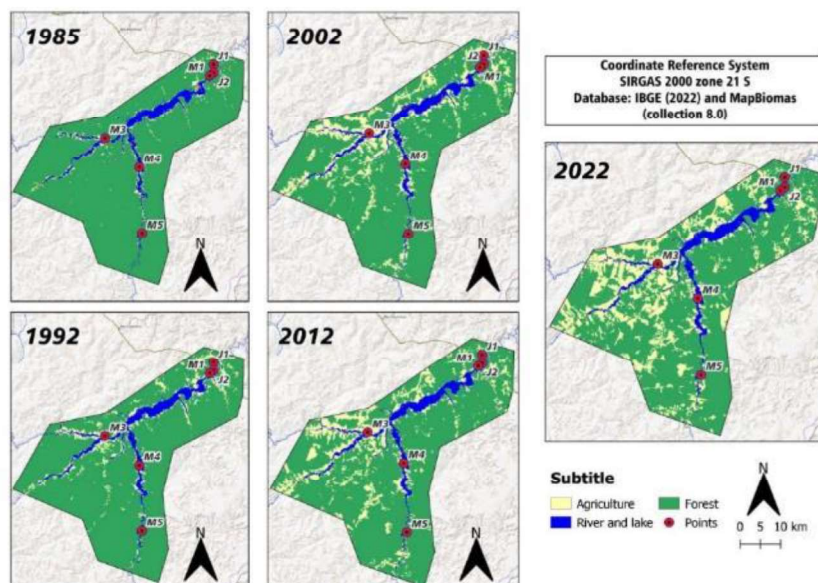


Figure 21 Evolução do uso e ocupação do solo da área da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una nos últimos 37 anos.

Conclusão

As concentrações de HgT na água filtrada estão abaixo do limite máximo estabelecido pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e Agência Nacional de Vigilância

Sanitária (ANVISA) do Brasil. O hipolímnio do reservatório Curuá-Una é ácido e hipóxico o que favoreceu maiores concentrações de HgT dissolvido em profundidade na coluna d'água. As regiões lacustre e fluvial do sistema do reservatório apresentam propriedade físico-químicas distintas e são fundamentais para o entendimento da dinâmica de HgT no reservatório. As concentrações de HgT variaram de acordo com o regime fluvial, demonstrando a importância dos processos hidrológico e hidrométrico na dinâmica do Hg no reservatório. As regiões a montante e jusante da barragem também apresentam concentrações distintas de HgT dissolvido.

No plâncton as concentrações de HgT variaram em função do diâmetro da malha da rede utilizada, o material particulado em suspensão coletado na água do reservatório com as redes de maior diâmetro de malha (120 e 220 μm) representa uma amostra de composição mais orgânica de puro plâncton vivo e menos concentrado em HgT, em paralelo o particulado coletado com a rede de 60 μm representa um material misto e organo-mineral composto de plâncton, seston amorfo e finas partículas minerais, porém mais concentrado em HgT.

Os resultados desse estudo servem de base para o entendimento da dinâmica biogeoquímica do Hg na região amazônica e reforçam a importância de se considerar a complexidade dos períodos fluviais sazonais e gradientes hidrossistêmicos na avaliação dos impactos ambientais em reservatórios amazônicos. Acreditamos que a inclusão desses fatores nos estudos de ciclagem de Hg é essencial para aprimorar a compreensão da dinâmica biogeoquímica desse contaminante. Além disso, os resultados obtidos podem embasar políticas de preservação ambiental e métodos sustentáveis de utilização dos recursos hídricos para auxiliar na preservação da diversidade biológica da região amazônica bem como garantir a segurança alimentar das populações que têm na pesca sua principal fonte de subsistência.

Apesar dos avanços no entendimento da dinâmica do Hg em ambientes aquáticos, ainda existem lacunas que ainda precisam ser melhor compreendidas, especialmente no que diz respeito a relação entre a evolução ecológica de diferentes regiões do reservatório de Curuá-Una e como isso influencia a ciclagem do HgT. Além disso a variação de parâmetros climáticos, como temperatura e precipitação, pode afetar a dinâmica do HgT no ambiente aquático, mas isso ainda não foi suficientemente explorado. Futuras pesquisas também podem se concentrar em investigar a bioacumulação de Hg ao longo do tempo, em diferentes organismos aquáticos, o que poderia fornecer dados cruciais sobre os efeitos a longo prazo da exposição ao Hg.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado em parte pelo Centro de Estudos de Adaptação às Mudanças Ambientais na Amazônia (INCT ADAPTA II, FAPEAM/CNPq 573976/2008-2). Convênio ELETRONORTE/UFOPA (ELN-OIE-001/2012). Contrato Administrativo entre UFOPA/FIAM/BRASILENCORP (TCA/2022). A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de doutorado e à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) pela logística de execução do trabalho. Ao Laboratório de Biologia Ambiental/ICTA (UFOPA) pelas análises. Este projeto foi parcialmente financiado pelo projeto “Fortalecimento da Pós-Graduação da UFOPA” referente a emenda parlamentar do Deputado Federal Nilson Pinto. Ao PPGSND/UFOPA por meio do Programa de Fomento à Elaboração de Teses – PROTeses (Edital 03/2022).

Referências

Albuquerque, F.E.A., Herrero-Latorre, C., Miranda, M., Júnior, R.A.B, Oliveira, F.L.C, Sucupira, M.C.A, Ortolani, E.L, Minervino, A.H.H., López-Alonso, M., 2021. Fish tissues for biomonitoring toxic and essential trace elements in the Lower Amazon. *Environ. Pollut.* 283, 117024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117024>

Aguiar, C.P.O., Peleja, J.R.P., Sousa, K.N.S., 2014. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. *Rev. Árvore.* 38, 983–992. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600003>

Almeida, R., 2012. Estudo da origem, mobilização e organificação do mercúrio no reservatório da UHE de Samuel, RO. [Dissertation, Federal University of Rio de Janeiro] Rio de Janeiro, Brazil.

ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2005. Portaria MS Nº 518/2004. Série E. Legislação Saúde. Ministério da Saúde, Brasília.

AOAC. Association of Analytical Communities, 2011. Standard Format and Guidance for AOAC Standard Method Performance Requirement (SMPR) Documents (Version 12.1; 31-Jan-11).

Araujo, B.F., Hintelmann, H., Dimock, B., Sobrinho, R.L., Bernardes, M.C., Almeida, M.G.,

Krusche, A.V., Rangel, T.P., Thompson, F., Rezende, C.E., 2018. Mercury speciation and Hg stable isotope ratios in sediments from Amazon floodplain lakes-Brazil. *Limnol. Oceanogr.* 63,1334–1345. <https://doi.org/10.1002/lno.10758>

Azevedo, L.S., Pestana, I.A., Almeida, M.G., Nery, A.F.C., Bastos, W.R., Souza, C.M.M., 2021. Mercury biomagnification in an ichthyic food chain of an amazon floodplain lake (Puruzinho Lake): Influence of seasonality and food chain modeling. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111249>

Azevedo, L.S., Pestana, I.A., Nascimento, L., Oliveira, R.C., Bastos, W.R., Di Benedetto, A.P.M., 2022. Risk of exposure to Hg and pesticides residues in a traditional fishing community in the Amazon: a probabilistic approach based on dietary pattern. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 34164–34173. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18409-y>

Azevedo-Silva, C.E., Pizzochero, A.C., Galvão, P.M.A., Ometto, J.P.H.B., Camargo, P.B., Azeredo, A., Coelho-Souza, S.A., Krishna Das, Bastos, W.R., Malm, O., Dorneles, P.R., 2023. Trophic dynamics of methylmercury and trace elements in a remote Amazonian Lake. *Environ. Res.* 237, 116889, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116889>

Bacelar, R.J., 2017. Avaliação espacial dos níveis de mercúrio total em sedimentos do reservatório da UHE de Curuá-Una, Pará, Brasil. [Dissertation Universidade Federal do Oeste do Pará] Santarém, Pará, Brazil.

Bastos, W.R., Dórea, J.G., Lacerda, L.D., Almeida, R., Costa-Junior, W.A., Baía, C.C., Sousa-Filho, I.F., Sousa, E.A., Oliveira, I.A.S., Cabral, C.S., Manzatto, A.G., Carvalho, D.P., Ribeiro, K.A.N., Malm, O., 2020. Dynamics of Hg and MeHg in the Madeira River basin (Western Amazon) before and after impoundment of a run-of-river hydroelectric dam. *Environ. Res.* 189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109896>

Brito, B.C., 2012. Dinâmica espaço-temporal de mercúrio (Hg) total nas águas do reservatório da Usina Hidroelétrica de Curuá-Una, Santarém-Pará. [Universidade Federal do Pará].

Brito, B.C., 2013. Dinâmica espaço-temporal de mercúrio em água e na comunidade planctônica (fito e zooplâncton) dos rios Tapajós, Amazonas e Arapiuns. [Monography Universidade Federal do Pará] Santarém, Pará, Brazil.

Brito, B.C., Forsberg, B.R., Kasper, D., Amaral, J.H.F., de Vasconcelos, M.R.R., de Sousa, O.P., Cunha, F.A.G., Bastos, W.R., 2017. The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia*. 790, 35–48. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3017-y>

Carvalho da Silva, J.S., Pinto, Y.C., Parente, N.P.O., Bacelar, R.J., Figueiredo, D.G., Peleja, J.R.P., Goch, Y.G.F., 2022. Mercúrio total em duas espécies de peixe do reservatório e adjacências de uma usina hidroelétrica na Amazônia, Pará, Brasil. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*. 15, 1–17. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128>

CONAMA, C.N.do M.A., 2005. Resolução nº 357, 2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.

EPA Method 1630, 2001. Methyl Mercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and CVAFS. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Hacon, S.S., Oliveira-da-Costa, M., Gama, C.S., Ferreira, R., Basta, P.C., Schramm, A., Yokota, D., 2020. Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon. *Int. J. Environ. Res. Public. Health*. 17, 5269. doi: 10.3390/ijerph17155269.

Guimaraes, E.C., 2009. Avaliação dos níveis basais de mercúrio na área de influência da UHE Jirau rio Madeira/Amazônia. [Ph.D. Dissertation Pontifícia Universidade Católica de Goiás] Goiânia, GO.

Gunkel, G., Lange, U., Walde, D., Rosa, J.W.C., 2000. Environmental Impact of an Amazon Reservoir. Curuá-Una /Pará: Limnological Aspects. In German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research Hamburg. September 3-8. Session 3: Water Quality. Water Dynamics and Water Management.

Hook, S.E., Fisher, N.S., 2002. Relating the reproductive toxicity of five ingested metals in calanoid copepods with sulfur affinity. *Mari. Environ. Res.* 53, 161–117. [https://doi.org/10.1016/s0141-1136\(01\)00118-0](https://doi.org/10.1016/s0141-1136(01)00118-0)

- Junk, W.J., Robertson, B.A., Darwich, A.J., Vieira, I., 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá- UNa, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazon.* 11, 689–716. <https://doi.org/10.1590/1809-43921981114689>
- Kasper, D., Forsberg, B.R., Amaral, J.H.F., Leitão, R.P., Py-Daniel, S.P., Bastos, W.R., Malm, O., 2014. Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil. *Environ. Sci. Technol.* 48, 1032–1040. <https://doi.org/10.1021/es4042644>
- Kasper, D., Palermo, E.F.A., Branco, C.W.C., Malm, O., 2012. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir, *Hydrobiologia.* 694, 87–98. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1133-x>
- Kehrig, H.A., Palermo, E.F.A., Seixas, T.G., Santos, H.S.B., Malm, O., Akagi, H., 2009. Methyl and total mercury found in two man-made Amazonian Reservoirs. *J. Braz. Chem. Soc.* 20, 1142–1152. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000600021>
- Linhares, J.M.S., Bastos, W.R., Almeida, R., Manzatto, A.G., De Holanda, I.B.B., Recktenvald, M.C., Linhares, D.P., 2019. Spatial analysis of mercury levels as indicator of environmental changes and soil quality in agroforestry systems in southern amazon. *Camin. Geo.* 20, 160–181. <https://doi.org/10.14393/RCG207145352>
- Lino, A.S., Kasper, D., Guida, Y.S., Thomaz, J.R., Malm, O., 2019. Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere.* 235, 690–700. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.212>
- Martoredjo, I., Santos, L.B.C., Vilhena, J.C.E., Rodrigues, A.B.L., Almeida, A., Passos, C.J.S., Florentino, A.C., 2024. Trends in Mercury Contamination Distribution among Human and Animal Populations in the Amazon Region. *Toxics.* 12, 204. <https://doi.org/10.3390/toxics12030204>
- McCord, S.A., Beutel, M.W., Dent, S.R., Schladow, S.G., 2016. Evaluation of mercury cycling and hypolimnetic oxygenation in mercury-impacted seasonally stratified reservoirs in the Guadalupe River watershed, California. *Water Resour. Res.* 52, 7726–7743. <https://doi.org/10.1002/2016WR019061>

Melwani, A. R., Negrey, J., Heim, W.A., Coale, K.H., Stephenson, D.M., Davis, J.A., 2019. Factors influencing methylmercury contamination of black bass from California reservoirs. *Environ. Pollut.* 251, 850–861. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.019>

Ministério da Saúde, Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde, Brasília.

Monte, R.P.J, Bastos, W.R., Coutinho, I.E.C., Sousa, I.F.F., 2023. Riscos Potenciais à Saúde Humana e Ambiental com o uso do Mercúrio na Atividade de Garimpo Artesanal de Ouro no Alto Rio Madeira, Amazônia Ocidental. *Revista Eletrônica Acervo Saúde.* 23, 1–9. <https://doi.org/10.25248/reas.e12840.2023>

Monteiro, L.C., Vieira, L.C.G., Bernardi, J.V.E., Bastos, W.R., Souza, J.P.R., et al., 2024. Local and landscape factors influencing mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of the Araguaia River floodplain, Central Brazil. *Sci. Total. Environ.* 908, 168336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168336>

Moraes, L., Bernardi, J.V.E., de Souza, J.P.R., Portela, J.F., Vieira, L.C.G., Sousa Passos, C.J., de Souza, J.R., Bastos, W.R., Monteiro, L.C., Rodrigues, Y.O.S., et al., 2023. Sediment Mercury, Geomorphology and Land Use in the Middle Araguaia River Floodplain (Savanna Biome, Brazil). *Soil Syst.* 7, 97. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040097>

Mussy, M.H., de Almeida, R., de Carvalho, D.P., et al., 2023. Evaluating total mercury and methylmercury biomagnification using stable isotopes of carbon and nitrogen in fish from the Madeira River basin, Brazilian Amazon. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 30, 33543–33554. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24235-7>

Nascimento, E.L., Gomes, J.P.O., Carvalho, D.P., Almeida, R., Bastos, W.R., Miyai, K.R., 2009. Mercúrio na comunidade planctônica do reservatório da usina hidrelétrica de Samuel (RO), Amazônia ocidental. *Geochim. Bras.* 23, 101–116.

Nascimento, E.L., Miyai, R.K., de Oliveira Gomes, J.P., de Almeida R.R., de Carvalho, D.P., Manzatto, A.G., Bernardi, J.V.E., da Silveira, E.G., Bastos, W.R., 2020. Dynamics of mercury

in the plankton of a hydroelectric reservoir, Western Amazon. *Environ. Monit. Assess.* 192, 647. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08600-y>

Nyholt, K., Jardine, T.D., Villamarín, F., Jacobi, C.M., Hawes, J.E., Campos-Silva, J.V., Srayko, S., Magnusson, W.E., 2022. High rates of mercury biomagnification in fish from Amazonian floodplain-lake food webs. *Sci. Total Environ.* 833, 155161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155161>

Oliveira, C.V., Souza, C.C.M., 2019. Concentrações de mercúrio total em plâncton do reservatório hidroelétrico de Curuá-Una e de um lago natural associado ao baixo rio Tapajós na bacia amazônica. [Monografia Universidade Federal do Oeste do Pará] Santarém, Pará.

Oliveira, D.F., de Castro, B.S., Recktenvald, M.C.N.N., da Costa Júnior, W.A., da Silva, F.X., de Menezes Alves, C.L., Ott, A.M.T., 2021. Mercury in wild animals and fish and health risk for indigenous Amazonians. *Food Addit. Contam.* 14, 161–169. <https://doi.org/10.1080/19393210.2020.1849410>

Oliveira, C.A.S., Kasper, D., Sargentini Junior, E. et al., 2021. Influence of environmental conditions on the mercury levels of the sediment along the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. *Environ. Monit. Assess.* 193, 50. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08837-7>

Paiva, T.C., Dary, E.P., Pestana, I.A., Amadio, S.P., Malm, O., Kasper, D., 2022. Flood-pulse and trophic position modulate mercury concentrations in fishes from an Amazon floodplain lake. *Environ. Res.* 215. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114307>

Paiva, T.C., Pestana, I.A., de Oliveira, B.C.V., et al., 2024. Mercury concentrations and differences in isotopic niches of fish from upstream and downstream of an Amazon reservoir dam. *Ecotoxicology.* 33, 762–771. <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02776-6>

Pagioro, T. A., Velho, Roberto, M.C., Thomaz, S.M., Pierini, S.A., Taka, M., 2005. Zonação Longitudinal das Variáveis Limnológicas Abióticas em Reservatórios. In Rodrigues, Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., L., Gomes, L. C. (Eds.) *Biocenoses em reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais*. Rima, pp. 30–46.

Palermo, E.F.A., 2008. Acúmulo e transporte de mercúrio em reservatórios tropicais. [Doctoral thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Ciências da Saúde Instituto de

Biofísica Carlos Chagas Filho] Rio de Janeiro, Brazil.

Parente, N.P.O., 2018. Ecotoxicologia do mercúrio total em peixes do hidrossistema da UHE Curuá Una, Santarém-Pará, após 35 anos de inundação do reservatório. [Dissertation Universidade Federal do Oeste do Pará] Santarém, Pará, Brazil.

Pestana I.A., Azevedo, L.S., Bastos, W.R., Souza, C.M.M., 2019a. The impact of hydroelectric dams on mercury dynamics in South America: A review. *Chemosphere*. 219, 546–556. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.035>

Pestana, I.A., Almeida, M.G., Bastos, W.R., Souza, C.M.M., 2019b. Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Sci. Total Environ*. 656, 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.388>

Pestana, I.A., Bastos, W.R., Almeida, M.G., Mussu, M.H., Souza, C.M.M., 2019c. Methylmercury in environmental compartments of a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Chemosphere*. 215, 758–765. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.106>

Pichet, P., Morrison, I., Rheault, I., Tremblay, A., 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., Tremblay, A. (Eds.), *Mercury in the biogeochemical cycle* Springer Press, Berlin, pp.41–52.

Pires, N.L., 2015. Expansão da Fronteira agrícola e presença de glifosato e ampa em amostras de água da região de Santarém (Pa): Desafios analíticos para o monitoramento ambiental, [Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural] Brasília, Brazil.

Roulet, M., Guimarães, J.R.D., Lucotte, M., 2001. Methylmercury Production and Accumulation in Sediments and Soils of an Amazonian Floodplain – Effect of Seasonal Inundation. *Water, Air, Soil Pollut.* 128, 41–60 <https://doi.org/10.1023/A:1010379103335>

Roulet, M., Lucotte, M., Farella, N., Serique, G., Coelho, H., Sousa Passos, C.J., de Jesus da Silva, E., Scavone de Andrade, P., Mergler, D., Guimarães, J.R.D., Amorim, M., 1999a. Effects

of recent human colonization on the presence of mercury in amazonian ecosystems. *Water, Air, Soil Pollut.* 112, 297–313. <https://doi.org/10.1023/A:1005073432015>

Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Rhéault, S.T.I., Farella, N., De Jesus Da Silva, E., Dezencourt, J., Sousa Passos, C.J., Santos Soares, G., Guimarães, J.R.D., D. Mergler, Amorim, M., 1998b. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alterdo-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *Sci. Total Environ.* 223, 1–24. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00265-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00265-4)

Santos, P.R.B., Zarzar, C.A., Sousa, K.N.S., 2018. Avaliação do estado trófico atual do reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia Central. *Biota Amazon.* 8, 45–48. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v8n4p45-47>

Souza-Araujo, J., Andrades, R., Hauser-Davis, R.A., Lima, M.O., Giarrizzo, T., 2022. Before the Dam: A Fish-Mercury Contamination Baseline Survey at the Xingu River, Amazon Basin Before the Belo Monte Dam. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 108, 861–866 <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03371-9>

Crespo-Lopez, M.E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Takeda, P.Y., Macchi, B.M., Nascimento, J.L.M., Maia, C.S.F., Lima, R.R., Arrifano, G.P., 2021. Mercury: What can we learn from the Amazon? *Environ. Int.* 146, 106–223. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>

Thornton, K.W., 1990. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons.

U.S. EPA, 1995. *Mercury Study Report to Congress*. Office of Research and Development. External Review Draft, Washington, DC. EPA/600/P-94/002Ab.

Vasconcelos, M.R.R., Brito, B.C., Forsberg, B.R., Goch, Y.G.F., Malm, O., Melo, S., Kasper, D., 2022. Export and bioaccumulation of methylmercury in streams draining distinct soils in the Central Brazilian Amazon, 2012-2013. *J. Trace Elem. Miner.* 2 <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100014>

Vieira, I., 1982. *Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira*. [Thesis de Livre docência] Juiz de Fora, Brazil.

Vieira, M., Bernardi, J.V.E., Dórea, J.G., Rocha, B.C.P., Ribeiro, R., Zara, L.F., 2018. Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environ. Pollut.* 235, 771–779. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.020>

CAPÍTULO 2 - Relação da bioacumulação de mercúrio com a regime fluvial e hábitos alimentares de espécies de peixes capturados a montante e a jusante da hidrelétrica de Curuá-Una na Amazônia brasileira

Artigo publicado na revista *Ecotoxicology*

DOI: <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02808-1>

Relação da bioacumulação de mercúrio em espécies de peixes de uma hidrelétrica da Amazônia (Curuá-Una) com regime fluvial e hábito alimentar

Brendson C. Brito^{1,2,4}, José R. P. Peleja⁴, Sergio Melo³, Ynglea G. de Freitas Goch⁴ and Andréa Pontes Viana

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Itaituba, Estrada do Jacarezinho, s/n, Bairro Maria Magdalena, 68.180-000 Itaituba, Pará, Brazil

²PhD Student of Programa de Doutorado em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, PA, Brazil

³Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará, Av. Marechal Rondon, s/n, Santarém, PA, 68040-070, Brazil

⁴Laboratório de Biologia Ambiental, Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará, Av. Marechal Rondon, s/n, Santarém, PA, 68040-070, Brazil

*Corresponding author: brendsoncb@gmail.com

Laboratório de Biologia Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará - Av. Marechal Rondon, s/n -Caranazal - 68040-070 - Santarém-Pará, Brazil

Resumo

A construção de usinas hidrelétricas impacta na dinâmica da contaminação e transferência de mercúrio (Hg) para os ecossistemas/organismos aquáticos. O objetivo deste estudo foi avaliar as concentrações de mercúrio total (HgT) na água filtrada, macrófitas aquáticas e nos peixes sobre a influência do regime fluvial (seca, enchente e cheia) e hábito alimentar das espécies de peixes à jusante e montante da barragem do reservatório de Curuá-Una (Amazônia, Brasil). Os níveis de HgT foram determinados por Florescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS). As concentrações de HgT na água filtrada foram maiores durante o período de seca (5.3-11.2 ng L⁻¹). O HgT nos peixes variou de 0.075-1.160 µg g⁻¹ a jusante e 0.014-1.036 µg g⁻¹ a montante. As maiores concentrações de HgT foram encontradas na espécie piscívoro *Acestrorhynchus falcirostris* (1.161 µg g⁻¹) a jusante. Houve correlação das concentrações de HgT com os níveis tróficos (ANOVA; p=<0.0001) das espécies de peixes e com o regime fluvial (ANOVA; p=<0.0001). A macrófita *Utricularia foliosa* apresentou as maiores concentrações de HgT nas folhas no período de seca (71.4 µg g⁻¹). Concluímos que as concentrações de HgT variam entre os níveis tróficos dos peixes e entre os períodos do regime fluvial. As macrófitas participam na transferência e disponibilidade de Hg para a cadeia trófica aquática.

Palavras-chaves: HgT, regime fluvial, reservatório, macrófitas, contaminação por mercúrio

Introdução

A construção de usinas hidrelétricas provoca a inundação de extensas áreas florestadas e resulta na formação de grandes lagos (reservatório). Esse represamento acaba gerando inúmeros impactos como perda do solo, perda da fauna e flora, impactos na pesca e aquicultura, mudanças no balanço global de CO₂, modificações da geometria hidráulica do rio e deterioração da qualidade da água (Fearside 2015). As barragens afetam diversos ciclos biogeoquímicos, como o do mercúrio (Hg), que resulta na mobilização desse contaminante para a biota aquática (Winemiller et al. 2016; Pestana et al. 2019b; Nascimento et al. 2020).

A entrada do Hg em níveis tróficos inferiores, em ecossistemas naturais e antropizados ainda gera incerteza sobre seu comportamento, devido a complexa relação do mercúrio com microorganismos aquáticos e os processos que controlam a bioconcentração (acumulação do elemento químico no organismo) e a biomagnificação (amplificação da contaminação ao longo da cadeia trófica) (Brito et al. 2017; Azevedo et al. 2019; Souza-Araujo et al. 2022; Vasconcelos et al. 2022; Viana et al. 2023; Martoredjo et al. 2024). A dinâmica do ciclo biogeoquímico do Hg na Amazônia é bastante complexa, porém sabe-se que o desmatamento, a queima da biomassa florestal, mineração artesanal e a construção de barragens são as principais causas de emissão de mercúrio. O mercúrio metálico (Hg⁰) é transformado em mercúrio inorgânico (Hg²⁺) na atmosfera e ao chegar no ambiente aquático por precipitação é transformado por bactérias metanogênicas (presentes principalmente em hidrelétricas) em mercúrio orgânico: o metilmercúrio (CH₃Hg⁺); o qual é bioacumulado e biomagnificado dentro da teia alimentar aquática chegando dessa forma até aos seres humanos por meio da ingestão de peixes (Gomes et al. 2020; Azevedo et al. 2022; Pestana et al. 2022).

Estudos realizados em reservatórios da Amazônia mostram que a construção de barragens por si só já gera um grande impacto sobre a dinâmica biogeoquímica do Hg e consequentemente acelera os processos de metilação e entrada de Hg na biota aquática por meio da bioacumulação e biomagnificação (Kasper et al. 2012; Kasper et al. 2014; Nascimento et al. 2020; Souza-Araujo et al. 2022). Esses estudos mostram que as condições limnológicas do reservatório na região do hipolímnio em regime de anoxia e o pH ácido favorecem o processo de metilação, resultando na incorporação de Hg para a cadeia trófica aquática ((Kasper et al.

2012; Kasper et al. 2014; Nascimento et al. 2020; Souza-Araujo et al. 2022). Kasper et al. (2012) observaram no reservatório amazônico de Samuel que os níveis de Hg foram influenciados pelo nível trófico das espécies de peixes, onde as espécies onívoras e carnívoros apresentaram as concentrações significativamente mais elevadas a jusante da barragem. Os autores ressaltam que isso aconteceu devido as condições do hipolímnio que favorecem a metilação durante a estação de seca, provocando a biomagnificação do mercúrio na teia aquática alimentar. Estudos mostram que na bacia do rio Solimões e do rio Madeira as concentrações de mercúrio total (HgT) nos peixes são influenciadas pelo regime fluvial e pela cadeia trófica aquática (Azevedo et al. 2020; Silva and Lima 2020). Espécies herbívoros, detritívoros e carnívoros acumulam mais mercúrio durante a estação de cheia e vazante, enquanto em espécies planctívoros e onívoros os níveis de HgT são menores durante a estação de seca (Azevedo et al. 2020; Silva and Lima 2020).

Os estudos sobre a dinâmica de Hg em reservatórios na região amazônica neste contexto assumem papel importante nas discussões sobre os impactos que as usinas hidrelétricas podem gerar, tendo em vista que o represamento dos rios resulta em impactos que alteram as condições ambientais (físicas, químicas e biológicas) e afetam diretamente o ciclo biogeoquímico do mercúrio na Amazônia, o que afeta processos como a bioacumulação e biomagnificação de metal na biota aquática (Kasper et al. 2014; Brito et al. 2017; Pestana et al. 2019a; Nascimento et al. 2020; Carvalho da Silva et al. 2022). Tendo em vista a necessidade de melhor compreender os processos de bioacumulação e biomagnificação em organismos aquáticos e a importância das plantas aquáticas como elo de transferência de Hg para níveis superiores da cadeia trófica aquática, principalmente por meio do perifíton associado às suas raízes, este estudo teve como objetivo determinar os níveis de HgT em águas superficiais filtradas, macrófitas aquáticas e músculo de peixes com diferentes hábitos alimentares (níveis tróficos) capturados a montante e a jusante da hidrelétrica Curuá-Una em Santarém, Pará, Amazônia brasileira.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, inaugurada em 1977, foi a primeira represa construída na Amazônia Central. Cobrindo uma área de 100 km² com capacidade de geração de

70MW, situa-se a 70 km ao sul da cidade de Santarém-Pará, no rio Curuá-Una; afluente da margem direita do rio Amazonas (Figura 23). Na região oeste da represa estão localizados os dois principais afluentes do rio Curuá-Una: rio Moju e Mujuí (48 km total), definidos por Junk et al. (1981) como sendo rios de água clara. A maior parte da região está contida na área sedimentar da Formação de Barreiras, do Cretáceo-Terciário, apresentando solo ácido com baixo conteúdo de nutrientes (Vieira and Darwich 1999). A represa é alongada, com 75 km² de comprimento e largura máxima de 4 km, sendo que a maior parte do reservatório (57,4%) está inserido na Bacia do rio Curuá-Una, outra parcela nos rios Moju (11,7%), Mujuí (4,4%), e Poraquê (3,2%), e em vários igarapés menores (2,9%) (Vieira 1982). O reservatório apresenta profundidade máxima de 19,5 m com média de 5,9 m, volume $472 \times 10^6 \text{ m}^3$, vazão média de $180 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e área da bacia hidrográfica 13.600 km^2 . Aproximadamente 102 km^2 de área de terra firme foi alagada com a construção da barragem e $50 \times 10^6 \text{ m}^3$ de madeira foi inundada (Gunkel et al. 2000).

O reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una apresenta estações bem definidas, sendo de janeiro a março período de enchente, de abril a junho período de cheia, julho a setembro período de vazante e outubro a dezembro período de seca (; Santos et al. 2018) (Figura 22). Segundo Santos et al. (2018) o Índice do Estado Trófico (IET) médio no reservatório varia entre ultraoligotrófico a mesotrófico, sendo observados tanto nas proximidades da barragem quanto na área mais externa do reservatório, destacando que o processo de eutrofização não está completamente estabelecido, sendo necessário considerar outros fatores como a expansão agropecuária. Nas últimas décadas o entorno da UHE de Curuá-Una sofre influência do uso e ocupação do solo. O crescimento demográfico e a intensificação das atividades agropecuárias no entorno da usina têm provocado impactos ambientais como desmatamento e queimadas que refletem na qualidade da água (Aguiar et al. 2014).

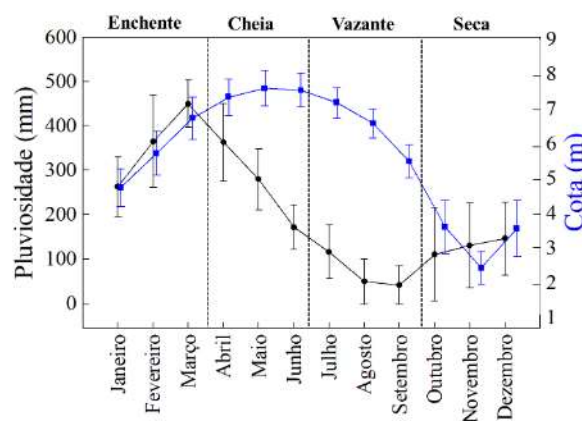


Figure 22 Variação mensal da pluviosidade e cota na bacia de drenagem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una nos últimos 10 anos (2013 a 2022). Dados mensurados da estação: 18116000 da Agência Nacional de Águas – ANA (2022), localizada dentro da usina.

Na região do reservatório o uso da terra segue um padrão, onde a vegetação primeiramente é queimada e em seguida a área é utilizada para pastorear o gado. Essas atividades acabam levando a erosão e aumento de carga sedimentar para o rio e conseqüentemente para o reservatório (Gunkel et al. 2000). Gunkel et al. (2000) identificaram que água do reservatório contém altas concentrações dos nutrientes ferro e fósforo, e conseqüente aumento da eutrofização devido ao intenso uso do solo. Esse cenário ocorre principalmente na água do rio Curuá-Una (condutividade = $40 \mu\text{S cm}^{-1}$, $45 \mu\text{g}$ de fósforo total), enquanto nos afluentes rio Mujú e Rio Mujuí dos Campos foi observado concentrações baixas de íons dissolvidos e outros nutrientes (condutividade $12 \mu\text{S cm}^{-1}$, $24 \mu\text{g}$ de fósforo total).

Em relação aos aspectos fisiográficos da área de drenagem, a vegetação predominante é de mata secundária (capoeira), áreas de pastagem/plantações e solo exposto. A integridade da mata ripária é alterada parcialmente em grande parte da área, e os principais usos da terra ocorrem por meio da pecuária, agricultura e processos de urbanização; queimadas são comuns nessa região. As principais fontes de poluição ocorrem devido a atividade agrícola com uso potencial de agrotóxicos e/ou fertilizantes, atividade pecuária com disposição de fezes de animais, e os usos preponderantes das águas superficiais ocorrem na recreação com contato primário, abastecimento humano, dessedentação de animais, lavagem de roupas e utensílios domésticos, pesca, extrativismo, aquicultura e navegação.

Delineamento experimental e amostragem limnologia

Para caracterizar a dinâmica de mercúrio sazonal, amostras de água ($n=21$), macrófitas ($n=9$) e peixes ($n=164$) foram coletadas a montante e a jusante da barragem durante três campanhas, tendo em vista que a variação sazonal e espacial influencia nas condições físico-químicas da água que influenciará na dinâmica de mercúrio. As campanhas foram realizadas nos meses dezembro de 2021, março 2022 e junho de 2022, representando os períodos de seca, enchente e cheia dos rios formadores do reservatório, respectivamente (Figura 22).

Amostras de água foram coletadas na superfície da coluna d'água, em sete pontos no reservatório sendo dois pontos a jusante da barragem (J1 – localizado a 1.2 km depois da barragem e J2 – localizado a 2.5 km depois da barragem) e cinco pontos a montante da barragem (M1 (perfil)– 0.55 km acima da barragem, M2 (perfil) – 20.5 km da barragem, M3 (perfil) –

34.3 km da barragem, M4 (perfil) – 34.8 km da barragem e M5 – 54.8 km da barragem) (Figura 23). Esses pontos foram definidos previamente com base nas diferentes regiões morfométricas e características físico-químicas da água do reservatório que podem influenciar na dinâmica do mercúrio nos componentes abióticos e bióticos do sistema. Nos mesmos locais, foram mensurados os parâmetros físico-químicos da água *in loco*: temperatura, pH, oxigênio dissolvido/saturação e condutividade elétrica (Lovibond–Senso Direct 150), além da profundidade; a transparência da água foi realizada com o manuseio do disco Secchi. O aparelho antes de utilizado foi devidamente calibrado em suas respectivas soluções padrões.

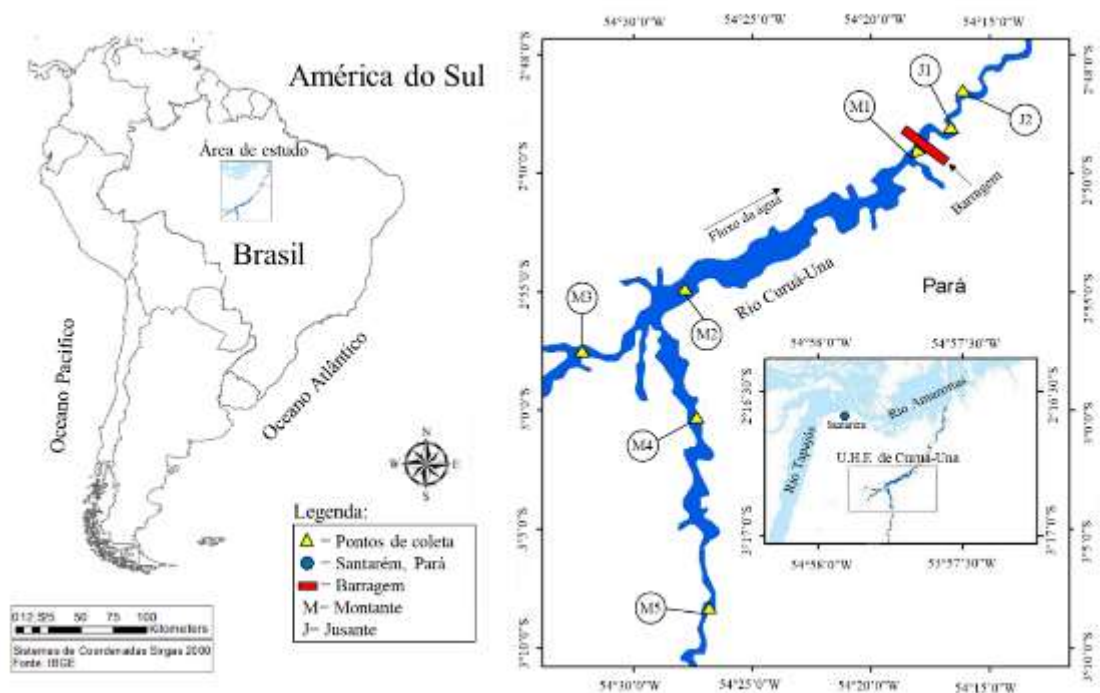


Figure 23 Mapa da área de estudo evidenciando os dois pontos coletados a jusante da barragem (J1 e J2) e cinco pontos a montante da barragem (M1, M2, M3, M4 e M5) da Usina Hidrelétrica Curuá-Una.

As amostras de água destinadas às análises de HgT foram filtradas e acondicionadas em garrafas de politereftalato de etileno (PET) (250 mL) (Kasper et al. 2015) e posteriormente foram filtradas utilizando filtros de fibra de vidro Gelman AE® (0,45µm). Os filtros antes de utilizado foram esterilizados no banho ácido HCl 10%, lavados e filtrados com água destilada. Em seguida os filtros foram calcinados na mufla a 350°C por 15 minutos.

A lavagem das garrafas foi realizada de acordo com o protocolo EPA Method - 1669 (1996); em resumo, estas foram lavadas com detergente Extran 5%, acidificadas com HCl 10% (por 24 h em estufa a 50°C) e em seguida lavadas com água destilada, ao final, as garrafas foram

guardadas em dois sacos plásticos, sendo um com fecho hermético e outro totalmente escuro afim de evitar o contato das amostras com a luz e consequente evitar a fotodegradação do mercúrio. Amostras “branco” foram realizadas tanto em campo, quanto em laboratório para avaliar a confiabilidade de todo processo de análise. Após a coleta, as amostras de água foram congeladas e posteriormente analisadas.

Amostragem macrófitas aquáticas

A coleta de macrófita aquática (n=9) foi realizada nos meses de dezembro de 2021 e março de 2022 em dois pontos a montante da barragem (M1 e M4) (Figura 23). Foram coletadas no total quatro espécies de macrófitas: *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, *Ludwigia sedoides* e *Utricularia foliosa*. Após coletadas os espécimes de macrófitas foram acondicionados em sacos com fecho hermético e congeladas até o momento da análise. Em laboratório foi separado as estruturas (caule, raiz, folha e flor) das espécies e analisadas separadamente. Para excluir os fragmentos grosseiros (sujeira), as estruturas foram lavadas previamente com água destilada. Em seguida as estruturas das macrófitas foram acondicionadas em placa de petri para secagem na estufa à 50°C por um período de 24 horas. Após a secagem, as estruturas foram trituradas separadamente com auxílio de triturador ou maceradas no cadinho com pistilo.

Amostragem ictiofauna

As espécies (n=22) capturadas foram classificadas de acordo com seu hábito alimentar baseado em dados de literatura específica (Ferreira et al. 1998; Reis et al. 2003; Fish Base 2022; Queiroz et al. 2013) (Tabela 4). De acordo com essas informações as espécies encontradas podem ser classificadas em seis níveis tróficos: detritívoro, insetívoro, onívoro, planctófago, carnívoro e piscívoro.

Os espécimes de peixes (n=164) foram coletados nos mesmos pontos de amostragem das amostras de água (Figura 23). Para a realização das coletas dos peixes foram utilizados conjuntos de redes de pesca de diferentes tamanhos de malhas, cada conjunto de rede formado por malhas de 40, 60, 80, 100, 120, 140 e 160 mm entre nós opostos. O esforço de captura foi padronizado em ciclos de 12 horas, com revisão das redes e despescas a cada seis horas. Após captura os espécimes foram identificados utilizando chaves de identificação (Ferreira et al.

1998; Reis et al. 2003; Buckup et al.; 2007; Fish Base 2022; Queiroz et al. 2013) e auxílio de especialistas. Em seguida foram realizadas as medidas de peso total (g) e comprimento total e padrão (cm) e posterior retirada de uma amostra do tecido muscular da parte dorsal dos exemplares capturados, a qual foi armazenada em tubos eppendorf previamente limpos em banho ácido HCl 10%. Em seguida as amostras foram congeladas para posterior análise.

Determinação do HgT na água, macrófitas e peixes

A determinação de HgT na água (filtrada) seguiu a técnica de digestão analítica da água, realizada pela adição de 100 µl de persulfato de potássio a 5% em 10 ml da amostra em tubos de ensaio, vedados com parafilme, e submetidos à oxidação ultravioleta, em um reator fotoquímico, por um período no mínimo de 20 a 30 minutos, ou até a água ficar totalmente transparente, resultando na decomposição completa dos ácidos húmicos e dos ácidos fúlvicos. Na sequência, alíquotas de 5 ml foram reduzidas com SnCl₂ (CRQ) e analisadas por Florescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS) (Pichet et al.1999), sendo o limite de detecção do aparelho para esta técnica de 0.3 ng L⁻¹ de Hg. A precisão das análises foi determinada realizando duplicata/triplicatas em 100% das amostras e a análise de amostras branco (água destilada).

Para a determinação de HgT nas macrófitas (peso seco) e peixe (peso úmido) as amostras foram pesadas na faixa entre 15 e 45 mg da amostra. A digestão ocorreu mediante a adição de 3 ml de HNO₃ concentrado e 300µl de HCl 6N agitando-os, em seguida foram aquecidos sobre uma placa quente durante 4 horas à 150°C sob ventilação. Ao final das 4 horas as amostras permaneceram sob temperatura ambiente, e foram diluídas a um volume final de 9 ml com água destilada, agitadas com o auxílio de um agitador de tubos, e os tubos vedados com parafilme. Para a leitura dos níveis de Hg total nas amostras, 100µl da solução solubilizada foi injetada em um reator redutor saturado com uma solução de SnCl₂ e analisadas no Espectrômetro de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (Pichet et al. 1999).

Toda vidraria utilizada em campo e no laboratório, foi cuidadosamente lavada no mínimo três vezes com detergente extran[®] MA O₂ Neutro MERCK a 3%, e depois mantida em solução ácida (HCl 10%) durante 24hs, e em seguida lavadas com água destilada, secada em estufa a 300°C, e guardadas tampadas para evitar a entrada de qualquer material que pudesse comprometer a análise.

A certificação do método foi realizada utilizando amostra padrão certificada pela *National Research Council of Canada*: DORM-3, recuperação: 86%-113% (n=13), sendo satisfatória de acordo com a Association of Analytical Communities (AOAC, 2011) e padrão interno produzido a partir do tecido liofilizado de uma espécie de *Hoplias malabaricus*—INTERNAL STANDARD: recuperação: 83-98% (n=6) (Tabela 5). Além da curva de calibração realizada por meio da quantificação (em duplicatas) de soluções padrões de HgT com concentrações de 2ppb, 5ppb e 10ppb. O coeficiente de regressão aceitável para os padrões foi de $\geq 90\%$. A precisão das análises foi determinada realizando duplicata em 30% das amostras de macrófitas e 10% das amostras de peixe. O coeficiente de variação aceitável entre as duplicatas foi $< 15\%$ para as macrófitas e $< 15\%$ peixes. Em todas as análises foram realizadas leituras de amostras branco (n=14) para garantir a confiabilidade do método. O limite de detecção do analisador de mercúrio é 0.03 ng L^{-1} . Este valor corresponde a três vezes a variabilidade dos brancos.

Tabela 5. Valores máximos e mínimos encontrados no material certificado de referência e percentuais de recuperação de HgT.

Amostra certificada	Valor de referência (μg)	N	Tipo de amostra	Concentração encontrada (μg)	Recuperação (%)
DORM-3®	0.322-0.442	13	Peixe	0.328-0.433	86-113
INTERNAL STANDARD	0.852-1.452	6	Peixe	1.180-1.396	83-98

Análise estatística

O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para avaliar a normalidade dos dados e o teste de Levene para a homoscedasticidade/homogeneidade das variâncias. Two-way ANOVA foi utilizada para verificar a influência do hábito alimentar e regime fluvial sobre as concentrações de HgT no tecido dos peixes. O teste Tukey *post hoc* foi usado para identificar se houve diferenças entre os níveis tróficos (detritívoro, onívoro, planctófago, insetívoro, carnívoro e piscívoro) e entre os períodos de coleta (seca, enchente e cheia). A regressão linear simples foi utilizada para verificar a correlação das concentrações de HgT com comprimento total e peso das espécies de peixes. O nível de significância de 95% ($p < 0.05$) foi utilizado para todos os testes. As análises foram realizadas por meio do *software Statistica 7.0*.

Resultados

Condições limnológicas e [HgT] na água

A água do reservatório de Curuá-Una pode ser considerada clara e levemente ácida. A temperatura da água foi mais elevada durante o mês de dezembro (seca). O pH variou de 5.2 a 7.4 a montante da barragem e 6.1 a 7.6 a jusante. A condutividade elétrica variou de 12.0 a 39.3 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a montante e 19.0 a 24.8 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a jusante. O oxigênio dissolvido variou de 4.0 a 6.3 mg L^{-1} a montante e 4.4 a 7.4 mg L^{-1} a jusante (Figura 24).

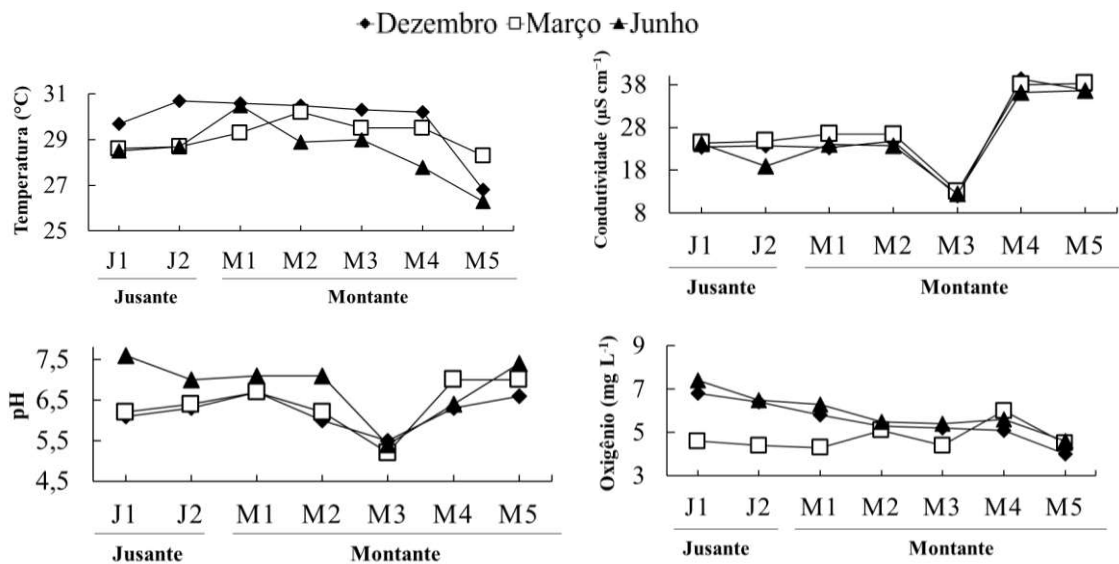


Figure 24 Parâmetros físico-químicos na água superficial a jusante e montante da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una nos meses dezembro de 2021, março de 2022 e junho de 2022.

As concentrações totais de mercúrio na água filtrada estavam abaixo do limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, ou seja, de 200 ng L^{-1} para água doce classe 2 (Tabela 6).

Tabela 6. Média, desvio padrão, máximo e mínimo dos valores dos parâmetros físico-químicos mensurados nos meses de dezembro de 2021, março de 2022 e junho de 2022 na água superficial, em dois pontos a jusante da barragem e cinco pontos a montante da barragem da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una. CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução 357, 2005) estabelece os valores máximos permitidos para água doce classe.

Parâmetros	CONAMA (357-2005)	Jusante (J1 e J2)			Montante (M1, M2, M3, M4 e M5)		
		Seca	Enchente	Cheia	Seca	Enchente	Cheia
Temperatura (°C)	-	30.2±0.5 (29.7-30.7)	28.6±0.0 (28.6-28.7)	28.6±0.1 (28.5-28.7)	29.7±1.4 (26.8-30.6)	29.3±0.6 (28.3-30.2)	28.5±1.4 (26.3-30.5)
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	-	23.7±0.1 (23.5-23.8)	24.6±0.2 (24.4-24.8)	21.6±2.6 (19-24.2)	27.2±9.9 (12-39.3)	28.4±9.3 (13.1-38.3)	26.6±9.0 (12.5-36.6)
pH	6 - 9	6.2±0.1 (6.1-6.3)	6.3±0.1 (6.2-6.4)	7.3±0.3 (7.0-7.6)	6.2±0.4 (5.5-6.7)	6.4±0.7 (5.2-7.0)	6.6±0.7 (5.4-7.4)
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	>5	6.6±0.2 (6.4-6.8)	4.5±0.1 (4.4-4.6)	6.9±0.4 (6.5-7.4)	5.1±0.6 (4.0-5.8)	4.8±0.6 (4.3-6.0)	5.4±0.5 (4.6-6.3)
[HgT] água (ng L^{-1})	200	8.7±0.6 (8.1-9.3)	6.7±0.9 (5.8-7.6)	6.1±0.1 (6.0-6.2)	8.2±1.1 (5.3-11.2)	7.2±1.6 (4.1-9.8)	7.4±0.9 (6.2-9.1)

Negrito: (CONAMA ,2005) Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução 357, 2005) estabelece os valores máximos permitidos para água doce.

Hábito alimentar e [HgT] dos peixes

A OMS estabelece limites mais rigorosos em relação à legislação brasileira. De acordo com os valores médios (máximo e mínimo) (Tabela 7), as concentrações totais de mercúrio nos peixes ficaram abaixo do limite máximo estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (WHO 2008), ou seja, de $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ para espécies não predadoras e carnívoras. A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), por meio da Resolução nº 42/2013, determinou que o limite máximo permitido é de $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ para espécies de peixes não predadoras e $1,00 \mu\text{g g}^{-1}$ para espécies predadoras. Dessa maneira as espécies piscívoros *Acestrorhynchus falcistrostris* ($1.161 \mu\text{g g}^{-1}$), carnívoro *Ageneiosus dentatus* ($1.084 \mu\text{g g}^{-1}$) e onívora *Ilisha amazonica* ($0.714 \mu\text{g g}^{-1}$) foram as únicas que apresentaram concentrações acima do permitido (Tabela 6). As concentrações de HgT nas amostras de peixes, independente das espécies e hábito alimentar, variaram de 0.075 - $1.160 \mu\text{g g}^{-1}$ a jusante ($n=89$) da barragem e 0.014 - $1.036 \mu\text{g g}^{-1}$ a montante ($n=75$). As concentrações de HgT nos peixes aumentaram ao longo dos níveis tróficos tanto a jusante, quanto a montante, sendo os níveis mais elevados de HgT na espécie topo de cadeia (piscívoro) *A. falcistrostris* que apresentou maiores concentrações $1.161 \mu\text{g g}^{-1}$ de HgT a jusante e a mesma espécie a montante $1.037 \mu\text{g g}^{-1}$ [HgT] (Tabela 7). Analisando os dados da Tabela 7, e comparando as concentrações de HgT das espécies de ocorrência em comum à jusante e montante, a concentração média para os dois ambientes foram respectivamente $0.242 \mu\text{g g}^{-1}$ e $0.235 \mu\text{g g}^{-1}$, ou seja, não há diferença significativa entre montante e jusante ($p=0.896$).

Tabela 7. Espécies de peixes (n=22) coletadas no reservatório hidrelétrico Curuá-Una. Local de coleta (Jusante e Montante), espécies, nome comum (hábito alimentar), números de espécies analisadas e valores médio (mínimo e máximo) do comprimento total (cm), peso (g) e concentração de [HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Nº	Hábito alimentar	Espécie	Nome Comum/	N	Cumprimento total (cm)	Peso (g)	[HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$)
JUSANTE							
1	Piscivorous	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	Peixe cachorro	5	29.9 (29.5-33.0)	153.4 (110.0-266.0)	0.678 (0.280-1.161)
2	Carnivorous	<i>Ageneiosus dentatus</i>	Mandubé	6	21.9 (20.5-23.1)	60.0 (43.0-76.0)	0.478 (0.064-1.084)
3	Planktivorous	<i>Anodus orinocensis</i>	Jatuarana-bocuda	5	26.0 (25.0-26.5)	108.4 (97.0-128.0)	0.213 (0.164-0.263)
4	Onivorous	<i>Auchenipterichthys coracoideus</i>	Carataí	6	15.2 (13.0-19.9)	29.8 (22.0-37.0)	0.175 (0.072-0.257)
5	Onivorous	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Mandi-peruano	4	21.1(20.8-21.5)	73.8 (62.0-89.0)	0.143 (0.069-0.203)
6	Onivorous	<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	Peixe-gato	5	16.8 (14.6-17.8)	46.0 (29.0-55.0)	0.168 (0.139-0.201)
7	Onivorous	<i>Curimata inornata</i>	Branquinha	5	15.7 (12.8-20.6)	48.2 (26.0-84.0)	0.160 (0.097-0.257)
8	Onivorous	<i>Curimata knerii</i>	Branquinha-baião	6	16.3 (12.3-21.2)	57.2 (24.0-97.0)	0.162 (0.146-0.174)
9	Onivorous	<i>Curimata vittata</i>	Branquinha-baião	6	17.5 (16.5-19.0)	64.7 (54.0-75.0)	0.120 (0.094-0.200)
10	Onivorous	<i>Ilisha amazonica</i>	Sarda	6	19.3 (17.0-22.6)	51.7 (30.0-77.0)	0.388 (0.176-0.714)
11	Onivorous	<i>Pimelodus blochii</i>	Mandi	6	17.0 (15.8-19.0)	41.0 (34.0-55.0)	0.225 (0.170-0.307)
12	Onivorous	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piranha-preta	4	14.7 (13.4-17.2)	49.5 (30.0-91.0)	0.169 (0.104-0.192)
13	Onivorous	<i>Trachydoras brevis</i>	Carataí	5	12.0 (11.6-12.5)	23.6 (21.0-26.0)	0.169 (0.116-0.202)
14	Detritivorous	<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	Cabeça-dura	5	14.9 (13.0-16.5)	40.4 (26.0-54.0)	0.246 (0.111-0.465)
15	Detritivorous	<i>Hemiodus argenteus</i>	Jatuarana-bocuda	4	18.4 (16.9-19.8)	63.3 (57.0-71.0)	0.103 (0.079-0.134)
16	Detritivorous	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Charutinho	6	17.4 (15.5-19.0)	53.0 (36.0-70.0)	0.091 (0.060-0.136)
17	Detritivorous	<i>Trachelyopterus porosus</i>		5	17.8 (12.5-19.1)	92.3 (26.0-122.0)	0.126 (0.072-0.202)
Total				89			
MONTANTE							
1	Piscivorous	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	Peixe cachorro	6	27.9 (25.0-30.3)	133.8 (94.0-175.0)	0.556 (0.184-1.037)
2	Insetivorous	<i>Bryconops alburnoides</i>	Piaba	6	9.9 (9.5-10.1)	7.3 (6.0-8.0)	0.179 (0.149-0.208)
3	Insetivorous	<i>Charax gibbosus</i>	Cacunda	6	13.1 (12.0-14.3)	25.8 (21.0-32.0)	0.399 (0.233-0.541)
4	Insetivorous	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traira	6	34.9 (33.6-36.5)	459.2 (428.0-499.0)	0.510 (0.295-0.722)
5	Insetivorous	<i>Caenotropus schizodon</i>		6	13.8 (12.0-14.5)	38.8 (32.0-43.0)	0.129 (0.061-0.244)
6	Detritivorous	<i>Geophagus altifrons</i>	Cará	6	21.5 (18.0-23.8)	168.8 (106.0-208.0)	0.049 (0.027-0.088)
7	Detritivorous	<i>Hemiodus argenteus</i>	Jatuarana-bocuda	6	17.8 (16.1-20.0)	64.5 (54.0-80.0)	0.034 (0.015-0.073)
8	Detritivorous	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Charutinho	6	18.4 (17.5-19.4)	59.0 (51.0-71.0)	0.105 (0.045-0.238)
9	Onivorous	<i>Curimata inornata</i>	Branquinha	5	15.9 (14.3-18.7)	51.7 (32.0-80.0)	0.164 (0.034-0.541)
10	Onivorous	<i>Curimata knerii</i>	Branquinha-baião	6	17.4 (16.0-18.7)	80.5 (66.0-88.0)	0.083 (0.028-0.139)
11	Onivorous	<i>Pimelodus blochii</i>	Mandi	4	17.4 (15.2-18.9)	48.0 (33.0-58.0)	0.212 (0.184-0.266)
12	Onivorous	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piranha-preta	6	16.1 (14.2-18.0)	77.3 (60.0-92.0)	0.361 (0.209-0.544)
13	Onivorous	<i>Trachydoras brevis</i>	Carataí	6	12.2 (11.5-13.4)	25.2 (23.0-29.0)	0.195 (0.137-0.287)
Total				75			
Total de espécimes				164			

Negrito: Concentrações superiores ao limite da FAO/OMS (1991) de $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ e ANVISA - Resolução Nº 42/2013 ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ para espécies de peixes não-predadoras e $1.00 \mu\text{g g}^{-1}$ para espécies predadoras). Considerando o valor máximo encontrado.

A ANOVA two-way mostrou que as variações de HgT nas espécies de peixes são dependentes do hábito alimentar e regime fluvial ($p < 0.001$) (Figura 25 e 26). As concentrações de HgT foram influenciadas pelo hábito alimentar das espécies de peixe tanto a montante ($p = \leq 0.001$) quanto a jusante ($p = \leq 0.001$) da barragem (Figura 26). Nota-se que os níveis de HgT aumentam à medida que o nível trófico aumenta. Esse aumento é estatisticamente influenciado pelo período sazonal, principalmente no grupo das espécies carnívoras à montante, que apresentaram diferenças significativas entre os períodos de seca ($p = 0.001$), enchente ($p = 0.008$) e cheia ($p = 0.013$), assim como as espécies piscívoras durante o período de enchente ($p = 0.012$) (Figura 26). Na jusante da barragem essa diferença foi observada para as espécies carnívoras no período de seca ($p \leq 0.001$) e piscívoras no período de cheia ($p \leq 0.001$). As concentrações de HgT nos peixes variaram entre períodos coletados e local de coleta (jusante e montante). Neste sentido nota-se que as maiores concentrações médias de HgT foram no período de cheia a montante da barragem para a espécie piscívoro *Acestrorhynchus falcirostris* (1.035 ± 0.002) (Tabela 8).

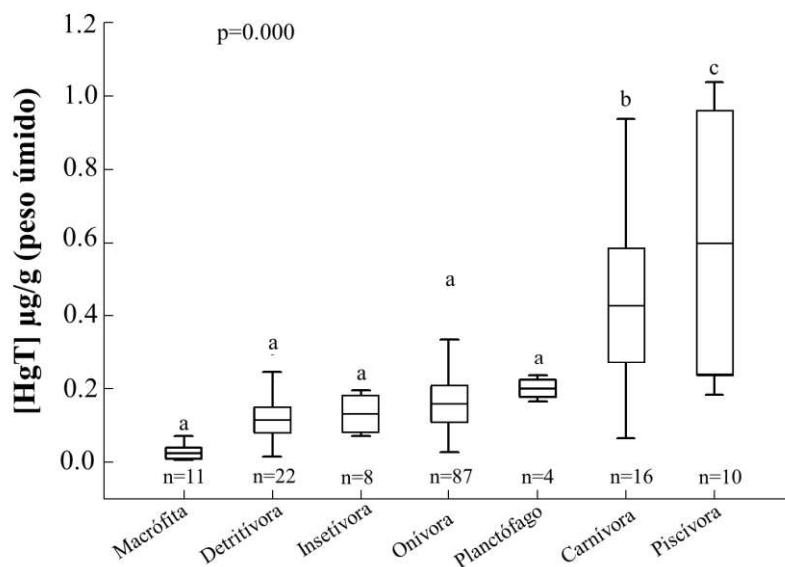


Figure 25 Concentrações de mercúrio total (HgT) nos tecidos das macrófitas e hábito alimentar das espécies de peixes da usina hidrelétrica de Curuá-Una de acordo com hábito alimentar. Gráfico box plot: (—) média, (□) 25% -75%, (I) valores máximos e mínimos. Letras diferentes foram usadas para identificar diferenças significativas entres os níveis tróficos ($p < 0.05$). ($p < 0.001$).

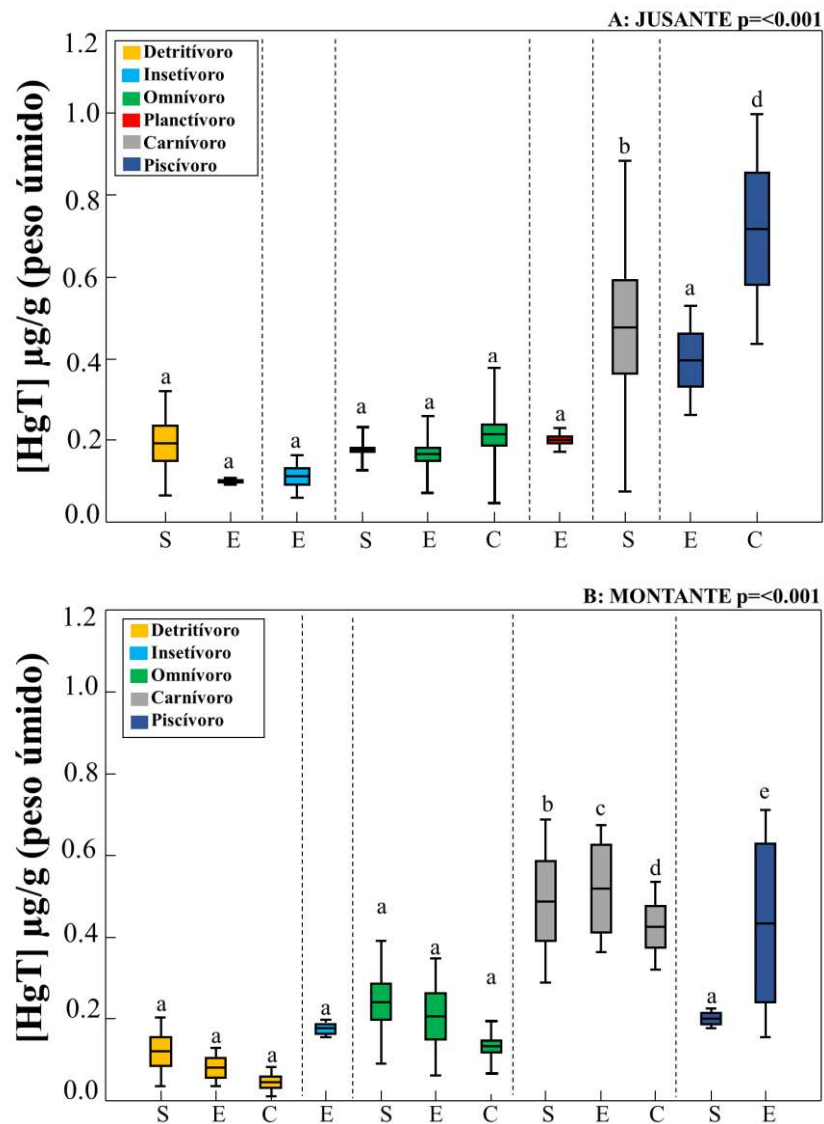


Figure 26 Concentrações médias±desvio padrão de mercúrio total (HgT) nos tecidos dos peixes a A: jusante ($p < 0.001$) e B: montante ($p < 0.001$) da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una de acordo com hábito alimentar (detritívoro, insetívoro, onívoro, planctófago, carnívoro e piscívoro) e período de coleta (seca, enchente e cheia). Letras diferentes significam diferenças significativas entres os períodos de coleta ($p < 0.05$). S= seca, E= enchente e C= cheia. Gráfico box plot: (—) média, (□) 25% -75%, (I) valores máximos e mínimos.

Tabela 8. Concentrações média±desvio padrão de HgT no músculo das espécies de peixes estudadas, a jusante e montante da barragem durante as campanhas de coleta de acordo com seu respectivo hábito alimentar. *Apenas um espécime capturado.

	Jusante						Montante					
	N			[HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$)			N			[HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$)		
	Seca	Enchente	Cheia	Seca	Enchente	Cheia	Seca	Enchente	Cheia	Seca	Enchente	Cheia
Piscívoro												
<i>Acestirohynchus falctrostris</i>	1	2	2	1.161*	0.396±0.116	0.718±0.242	2	2	2	0.200±0.016	0.434±0.197	1.035±0.002
Insetívoro												
<i>Bryconops alburnoides</i>	-	-	-	-	-	-	1	5	-	0.1710*	0.181±0.022	-
<i>Trachelyopterus porosus</i>	-	5	-	-	0.111±0.046	-	-	-	-	-	-	-
Planctófago												
<i>Anodus orinocensis</i>	-	5	-	-	0.213±0.035	-	-	-	-	-	-	-
Detritívoro												
<i>Caenotropus schizodon</i>	-	-	-	-	-	-	3	3	-	0.166±0.058	0.092±0.023	-
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	5	-	-	0.246±0.123	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Curimata inornata</i>	3	-	2	0.110±0.013	-	0.234±0.023	-	-	5	-	-	0.089±0.040
<i>Curimata knerii</i>	2	-	2	0.161±0.013	0.154±0.008	0.169±0.001	2	2	2	0.110±0.030	0.058±0.030	0.083±0.007
<i>Curimata vittata</i>	3	-	3	0.106±0.009	0.099±0.005	0.134±0.047	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus altifrons</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	3	-	0.032±0.003	0.065±0.028
<i>Hemiodus argenteus</i>	2	2	-	0.106±0.028	-	-	2	2	2	0.049±0.024	0.037±0.015	0.017±0.002
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	2	2	2	0.116±0.020	0.088±0.017	0.067±0.007	2	2	2	0.168±0.070	0.070±0.025	0.078±0.007
Carnívoro												
<i>Ageneiosus dentatus</i>	6	-	-	0.478±0.386	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Charax gibbosus</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	2	0.356±0.123	0.377±0.060	0.466±0.075
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	2	0.622±0.100	0.520±0.109	0.389±0.094
Onívoro												
<i>Auchenipterichthys coracoides</i>	3	3	-	0.225±0.027	0.126±0.040	-	-	-	-	-	-	-
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	-	2	5	-	-	0.168±0.024	-	-	-	-	-	-
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	-	4	-	-	0.143±0.050	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ilisha amazonica</i>	2	2	2	0.183±0.007	0.358±0.021	0.623±0.091	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus blochii</i>	5	-	1	0.234±0.049	-	0.185*	2	2	2	0.225±0.041	-	0.199±0.008
<i>Serrasalminus rhombeus</i>	4	-	-	0.169±0.037	-	-	2	2	2	0.491±0.053	0.363±0.044	0.229±0.020
<i>Trachydoras brevis</i>	5	-	-	0.169±0.031	-	-	2	2	2	0.212±0.075	0.193±0.035	0.182±0.023
Total	43	27	19				Total	22	27	26		

Tabela 10. Espécies de macrófitas aquáticas coletadas a montante da barragem (M1 e M4) seguidas pela família, nome comum, hábito (forma de vida) e concentrações de HgT nas estruturas.

Período	N	Família	Espécie	Nome vernacular/ Hábito	Estrutura	[HgT] $\mu\text{g g}^{-1}$
Enchente	1	Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	Aguapé (Flutuante livre)	Caule	0.008
					Flor	0.004
					Folha	0.005
					Raiz	0.007
Seca	3	Onagraceae	<i>Ludwigia sedoides</i>	Crus de malta (Flutuante fixa)	Caule	0.009
					Flor	0.043
					Folha	0.025
					Raiz	0.022
Enchente	2	Salviniaceae	<i>Sailvinia auriculata</i>	Orelha-de-onça (Flutuante livre)	Folha	0.026
					Raiz	0.042
Enchente	1	Lentibulariaceae	<i>Utricularia foliosa</i>	Lodo (Submersa livre)	Folha	0.035
Seca	1				Folha	0.071

Houve diferenças nas concentrações de HgT entre as espécies de macrófitas independente dos tecidos ($p=0.017$) (Figura 27).

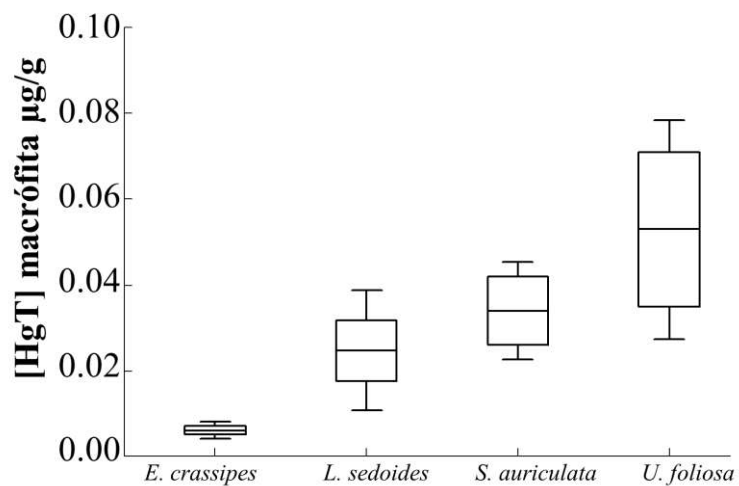


Figure 27 Concentrações médias \pm desvio padrão de mercúrio total (HgT) nos tecidos das espécies de macrófitas aquáticas da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una ($p=0.017$).

Discussão

As concentrações de HgT na água filtrada estão abaixo do limite máximo (Tabela 2), estabelecido pela resolução do Brasil-CONAMA 357/2005 de 200 ng L⁻¹ para Água Doce Classe 2, cuja água é destinada para o abastecimento humano, após tratamento, e para a proteção das comunidades aquáticas (Tabela 2). O Ministério da Saúde brasileiro, estabelece 1000 ng L⁻¹ como concentração máxima de mercúrio na água para abastecimento humano (Portaria GM MS N° 888/2021). As concentrações de HgT também ficaram abaixo do valor (770 ng L⁻¹) estabelecido pela Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) para efeitos tóxicos e proteção da vida aquática (U.S. EPA 1995).

As concentrações de HgT encontradas na água filtrada são explicadas pelo Hg mobilizado do solo por processos de lixiviação e erosão. Quando o Hg chega no reservatório, esse metal encontra condições favoráveis a metilação, como por exemplo, condições anóxicas do hipolímnio. Esse mesmo cenário foi observado por Coquery et al., (2003) no reservatório de Petit-Saut no rio Sinnamary na Guiana Francesa; Kasper et al. (2014) no reservatório amazônico de Balbina-Amazonas, Brasil; Pestana et al. (2016) no reservatório de Samuel, Rondônia, Brasil; e por Melwani et al. (2019) em reservatórios da Califórnia. Essa dinâmica também é encontrada em ambientes naturais da Amazônia, como rios e lagos de várzea (Roulet et al. 2001; Brito et al. 2017; Kasper et al. 2017). Embora muitos estudos destaquem que parte do Hg presente na Amazônia seja oriundo principalmente da mineração artesanal do ouro, a área hidrelétrica está sujeita a outros impactos ambientais que liberam Hg nos ecossistemas aquáticos, como desmatamento, emissão atmosférica e queima de biomassa florestal (Castilhos et al. 2015; Crespo-Lopez et al. 2021; Carvalho da Silva et al. 2022; Lacerda et al. 2024).

Por meio de análise espaço-temporal da dinâmica do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica de Curuá-Una, foi possível identificar o aumento da supressão florestal em decorrência do desmatamento nos últimos 37 anos. Em média desde a criação do reservatório até o presente 950 km² da bacia de drenagem do reservatório já foi desmatada. As áreas desmatadas são mais suscetíveis a erosão e conseqüentemente provocam a liberação de Hg particulado por meio da lixiviação da bacia de drenagem (Roulet et al. 1998a, 2000; Monteiro et al. 2023a). Destaca-se ainda a influência das condições limnológicas do reservatório que favorecem a metilação como hipolímnio anóxico, pH ácido, decomposição da matéria orgânica e produção de carbono orgânico dissolvido (Brito et al. 2017; Kasper et al. 2017).

Carvalho da Silva et al., 2022 analisaram as concentrações de mercúrio total em 105 espécimes de *S. rhombeus* e 75 espécimes de *H. unimaculatus*, com ocorrência nos períodos de águas altas e águas baixas e em diferentes ambientes deste mesmo reservatório hidrelétrico de Curuá-Una no ano de 2017. Estes autores reportaram diferenças significativas entre as concentrações de HgT tanto para *H. unimaculatus* entre os períodos de águas altas ($143.51 \pm 79.18 \text{ ng g}^{-1}$) e águas baixas ($69.06 \pm 45.26 \text{ ng g}^{-1}$) quanto para *S. rhombeus* (águas altas $395.69 \pm 226.95 \text{ ng g}^{-1}$ e águas baixas $287.82 \pm 215.87 \text{ ng g}^{-1}$). As concentrações médias de HgT para a espécie *H. unimaculatus* foram significativamente diferentes ao longo dos ambientes de coleta, com as maiores concentrações no reservatório ($150.24 \pm 96.26 \text{ ng g}^{-1}$). Para os espécimes de *S. rhombeus*, as maiores concentrações foram registradas no ambiente fluvial à montante do reservatório ($377.98 \pm 245.51 \text{ ng g}^{-1}$), se diferenciando significativamente das concentrações encontradas para as amostras coletadas no sistema fluvial à jusante ($168.53 \pm 60.77 \text{ ng g}^{-1}$) da barragem. Além de evidenciar o processo de biomagnificação, o referido trabalho sugeriu que as concentrações de HgT encontradas estão sendo influenciadas pelo aporte de HgT alóctone, disponibilizado do solo para o meio aquático através de ações antrópicas, como o desmatamento.

Os resultados do presente estudo mostram que dos seis grupos da cadeia alimentar aquática (detritívoro, insetívoro, onívoro, planctófago, carnívoro e piscívoro), apenas dois grupos tiveram suas concentrações de HgT influenciada pelo regime fluvial (Figura 5), o que corrobora com os dados de Azevedo et al. (2021), Nyholt et al. (2022) e Paiva et al. (2022) onde verificaram que o hábito alimentar e o regime fluvial da Amazônia influenciam na dinâmica de Hg (bioacumulação e biomagnificação) em espécies de peixes. Este estudo mostrou ainda que os níveis de HgT entre os níveis tróficos (Tukey's post hoc test) ($p < 0.0001$) variam significativamente, sendo maior nas cadeias alimentares carnívoros ($p < 0.0001$) e piscívoros ($p < 0.0001$), porém as concentrações médias entre os grupos de dietas detritívoros, insetívoros, onívoro e planctófago são da mesma ordem de magnitude (Figura 4). Para um lago de várzea da Amazônia (Lago Puruzinho) Azevedo et al. (2021) verificaram relação similar, onde a biomagnificação do Hg foi significativamente maior nas cadeias alimentares herbívoros-piscívoros e menor entre espécies detritívoros-piscívoros. Azevedo et al. (2022) com objetivo de estimar a ingestão diária de peixes e o risco a saúde humana associado ao Hg em uma comunidade Amazônica identificaram que a população que ingeria peixes de hábitos alimentares carnívoros e detritívoros estavam mais expostas ao Hg. Os autores destacam ainda

que para evitar o risco de exposição ao Hg recomenda-se reduzir a ingestão de peixes detritívoros e/ou substituir por peixes herbívoros que são grupos que apresentam quantidades menores de Hg. Estudos observaram que dentre espécies de peixes consumidas em aldeias da Amazônia, as espécies carnívoras apresentaram maior concentração de HgT o que coloca a população indígena em um maior risco de exposição ao Hg (Oliveira et al. 2021; Hacon et al. 2021; Basta et al. 2021).

Os resultados desse estudo mostram que as concentrações de HgT total se relacionaram com o peso da espécie piscívora *A. falcistrostris*, e com comprimento total das espécies onívoras *P. blochii* e *T. brevis*. Costa et al. 2022 na bacia do rio Madeira encontraram a mesma relação para espécie comercial *Plagioscion squamosissimus* onde as concentrações de HgT encontradas no fígado e músculo dessa espécie se relacionaram positivamente e significativamente com tamanho dos espécimes. Romanuk et al. (2011), Keppeler et al. (2020) e Moraes et al. (2023) mostram que o nível trófico (carnívoros e não carnívoros) é influenciado pelo tamanho das espécies de peixes, identificando relação positiva do tamanho com o nível trófico principalmente para as espécies carnívoros.

Apesar deste estudo ser realizado em uma área que afeta o ciclo biogeoquímico do mercúrio, as concentrações de HgT encontradas nos peixes ficaram acima do limite permitido pela WHO (2008) e ANVISA (2013), apenas para 6 (*A. falcistrostris*, *A. dentatus*, *C. gibbosus*, *C. inornata*, *H. malabaricus* e *S. rhombeus*) das 22 espécies estudadas (Tabela 7). No entanto das espécies capturadas no reservatório de Curuá-Una, cinco apresentaram concentrações médias de HgT mais elevadas quando comparadas com seus homônimos registradas em outras hidrelétricas da bacia amazônica, considerando-se o mesmo período de coleta: *A. falcistrostris* ($0.42 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$; enchente), *C. inornata* ($0.11 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$; seca), *C. knerii* ($0.16 \pm 0.07 \mu\text{g g}^{-1}$, cheia), *H. unimaculatus* ($0.14 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$; seca) *H. malabaricus* ($0.62 \pm 0.10 \mu\text{g g}^{-1}$; seca) e *S. rhombeus* ($0.49 \pm 0.05 \mu\text{g g}^{-1}$; seca) (Tabela 11).

Para avaliar o risco do consumo desses peixes com Hg pela população amazônica é importante identificar a quantidade de peixe que é consumida, e dessa maneira evitar subestimar quantidades reais de Hg ingerido através da dieta e os riscos a saúde que o Hg pode provocar (Silva e Lima 2020; Mussý et al. 2023; Canela et al. 2024). Silva e Lima (2020) conseguiram avaliar a exposição humana ao Hg por meio do consumo de peixe na Amazônia estimado através da ingestão diária e a quantidade máxima de peixes que deve ser consumida por semana,

assim esses autores conseguiram identificar qual seria a ingestão tolerável semanal. Segundo esses resultados, o consumo de pelo menos 13 espécies, durante a maior parte do período de cheia, deve ser reduzido para não exceder a ingestão por semana tolerável. sempre priorizando espécies com menor nível trófico (herbívoros) (Silva e Lima 2020; Canela et al. 2024).

Tabela 11. Comparação de trabalhos recentes, das médias e desvio padrão, das concentrações de [HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$) nas espécies de peixes do rio Curuá-Una com outras bacias da Amazônia.

Espécie	Bacia	Referência	[HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$) Peso úmido	[HgT] ($\mu\text{g g}^{-1}$) Peso úmido presente estudo
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	Bacia do Madeira	Bastos et al. 2008	1.29	0.68±0.48 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	1.37±0.82 ^s	0.68±0.48 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	1.48±0.27 ^e	0.42±0.02 ^e
	Bacia do Acre	Oliveira et al. 2021	0.33*	0.42±0.02^e
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Hidreletrica de Curuá-Una	Pinto et al. 2018	0.34±0.20 ⁺	0.14±0.05 ^e
<i>Curimata inornata</i>	Bacia do Xingu	Souza-Araujo et al. 2022	0.04±0.03 ^s	0.11±0.01^s
<i>Curimata knerii</i>	Bacia do Madeira	Bastos et al. 2008	0.37	0.11±0.01 ^s
	Bacia do Xingu	Souza-Araujo et al. 2022	0.03±0.02 ^c	0.16±0.07^e
	Hidreletrica de Curuá-Una	Pinto et al. 2018	0.06±0.04 ⁺	0.05±0.03 ^e
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Hidreletrica de Curuá-Una	Pinto et al., 2018	0.09±0.07 ⁺	0.08±0.01 ^e
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2019a	0.18±0.08 ^s	0.14±0.03 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2019a	0.18 ± 0.07 ^e	0.08±0.01 ^e
	Bacida do Xingu	Souza-Araujo et al. 2022	0.03±0.02 ^s	0.14±0.03^s
	Hidreletrica de Curuá-Una	Carvalho da Silva et al. 2022	0.06±0.045 ^s 0,14±0,079 ^c	0.14±0.03^s
<i>Hoplias malabaricus</i>	Bacia do Madeira	Bastos et al. 2007	0.54±0.32 ^c	0.39±0.09 ^e
	Bacia do Madeira	Bastos et al. 2008	0.43	0.39±0.09 ^e
	Bacia do Madeira	Bastos et al. 2007	0.35±0.29 ^s	0.62±0.10^s
	Bacia do Tapajós	Castilhos et al. 2015	0.80±0.55 ^v	0.62±0.10 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	0.82±0.17 ^c	0.39±0.09 ^e
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	1.05±0.72 ^s	0.62±0.10 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al, 2020	1.06±0.18 ^e	0.52±0.11 ^e
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2019b	0.82 ± 0.16 ^s	0.62±0.10 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2019b	1.10 ± 0.72 ^c	0.39±0.09 ^e
	Bacia do Solimões	Silva e Lima 2020	0.94±0.40 ^s	0.62±0.10 ^s
<i>Geophagus altifrons</i>	Bacida do Xingu	Souza-Araujo et al. 2022	0.07±0.05 ^c	0.06±0.03 ^e

<i>Pimelodus blochii</i>	Bacia do Tapajós	Castilhos et al. 2015	0.92±0.95 ^v	0.23±0.00 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2019a	0.41 ± 0.03 ^s	0.23±0.00 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	0.29±0.06 ^c	0.19±0.01 ^c
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Bacia do Madeira	Bastos et al. 2008	0.78	0.49±0.05 ^s
	Bacia do Tapajós	Castilhos et al. 2015	0.34±0.13 ^v	0.49±0.05^s
	Hidreletrica de Curuá-Una	Pinto et al. 2018	0.32±0.25 ⁺	0.36±0.04^e
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	1.65±0.69 ^c	0.33±0.16 ^c
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	1.49±0.41 ^s	0.49±0.05 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2020	0.81±0.52 ^e	0.36±0.04 ^e
	Bacida do Xingu	Souza-Araujo et al. 2022	0.36±0.28 ^s	0.49±0.05^s
	Bacida do Xingu	Souza-Araujo et al. 2022	0.36±0.31 ^c	0.33±0.16 ^c
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2021	1.64 ±0.69 ^c	0.33±0.16 ^c
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2021	1.44 ±0.42 ^s	0.49±0.05 ^s
	Bacia do Madeira	Azevedo et al. 2021	1.03 ±0.39 ^e	0.36±0.04 ^e
	Hidreletrica de Curuá-Una	Carvalho da Silva et al. 2022	0.39±0.22 ^c	0.33±0.16 ^c
Hidreletrica de Curuá-Una	Carvalho da Silva et al. 2022	0,28±0,2 ^s	0.49±0.05^s	

^s seca, ^e enchente, ^c cheia, ^v vazante, ^{*} apenas um espécime coletado, ⁺ média de três períodos. **Negrito**=concentrações superiores em comparação a outras bacias da Amazônia.

No tocante às macrófitas aquáticas, no presente estudo as maiores concentrações de HgT no tecido raiz foi encontrada para a espécie *S. auriculata* (0.043 µg g⁻¹) durante o período de seca. As concentrações de HgT encontradas nas raízes das macrófitas aquáticas são explicadas principalmente devido nessa região ocorrer condições propícias para produção e liberação de Hg. As raízes das macrófitas acabam se tornando locais favoráveis à metilação devido as condições anóxicas nessa região, pH ácido e a presença de bactérias redutoras de sulfato associadas às raízes (Pestana et al. 2016). As raízes das macrófitas aquáticas abrigam uma variedade de microrganismos, principalmente perífiton (algas, cianobactérias e organismos heterotróficos) que servem de alimento para muitas espécies de peixes, que resulta na participação das macrófitas sobre a transferência de Hg para a cadeia trófica aquática (Coelho-Souza et al. 2011; Pinto 2016; Pestana et al. 2019a; Pestana et al. 2019b; Monteiro et al. 2023b; Monteiro et al. 2024). As espécies de macrófitas que possuem forma de vida flutuante fixa, como a espécie *L. sedoides*, são expostas ao Hg presente no sedimento de fundo e associado as condições de anoxia favorece com que essas espécies acumulem Hg (Pestana et al. 2019b). O Hg presente em outros tecidos das macrófitas pode ser transferido para cadeia trófica aquática principalmente por espécies herbívoras que se alimentam de flores e frutos. Embora as maiores

($0.071\mu\text{g g}^{-1}$) concentrações de HgT nesse estudo tenham sido encontradas em uma espécie de macrófita submersa livre (*U. foliosa*), Pestana et al. (2019b) observaram em reservatório amazônico que as maiores % MeHg ocorreram em uma espécie de macrófita enraizada em sedimentos (*Oryza* sp.), no entanto os autores sugerem outros estudos a fim de avaliar como as estruturas das macrófitas (espessura radicular e forma de crescimento) influenciam na absorção de Hg. Assim é possível concluir que as macrófitas aquáticas desempenham papel importante no ciclo biogeoquímico do Hg em reservatórios, servindo de local para metilação, acúmulo e transferência de Hg para biota aquática.

Conclusões

Os resultados mostram que as concentrações de HgT nos peixes do reservatório hidrelétrico variam em relação ao hábito alimentar das espécies de peixes e regime fluvial. As espécies de macrófitas aquáticas atuam na transferência de Hg para a cadeia trófica aquática. As concentrações de HgT encontradas chegam do solo até o ambiente aquático influenciadas pelo uso do solo, principalmente pelo desmatamento. No reservatório criam-se condições favoráveis a transformação do Hg inorgânico para orgânico e dessa maneira esse metal é biocumulado e biomagnificado na cadeia trófica aquática. Apesar da legislação brasileira estabelecer o limite máximo permitido das concentrações de Hg na água e nos peixes, recomenda-se por meio desse artigo que sejam adotadas medidas de biomonitoramento que possam ajudar a estabelecer o limite máximo de ingestão de peixes com Hg, e dessa forma assegurar a população amazônica quanto aos riscos à saúde que o Hg pode causar. Os resultados desse estudo servem de base para entendermos cada vez mais os impactos que as usinas hidrelétricas provocam no ciclo biogeoquímico do mercúrio na Amazônia, e dessa forma discutirmos sobre a real necessidade da implantação de usinas hidrelétricas na região.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado em parte pelo Centro de Estudos de Adaptação às Mudanças Ambientais na Amazônia (INCT ADAPTA II, FAPEAM/CNPq 573976/2008-2). Convênio ELETRONORTE/UFOPA (ELN – OIE – 001/2012). Termo de Contrato Administrativo UFOPA/FIAM/BRASILENCORP (TCA/2022). A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento

de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de doutorado e à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) pela logística de execução do trabalho. Ao Laboratório de Biologia Ambiental (UFOPA) pelas análises. Este projeto foi parcialmente financiado pelo projeto “Fortalecimento da Pós-Graduação da UFOPA” referente a emenda parlamentar do Deputado Federal Nilson Pinto.

Referências

Aguiar CPO, Peleja JRP, Sousa, KNS (2014) Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará Rev Arv 38:983–992. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600003>

ANA (2022) Agência Nacional de Águas HidroWeb Sistema de informações hidrológicas <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Accessed 05 July 2022

ANVISA (2013) Agência Nacional de Vigilância Sanitária Portaria MS Nº 42/2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, Ministério da Saúde, Brasília

AOAC, 2011, Association of Analytical Communities. Standard Format and Guidance for AOAC Standard Method Performance Requirement (SMPR) Documents (Version 12.1; 31-Jan-11).

Azevedo LS, Pestana IA, Nery AFC et al (2019a) Influence of the flood pulse on mercury accumulation in detritivorous, herbivorous and omnivorous fish in Brazilian Amazonia Ecotoxicology 28:478–485 <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02044-y>

Azevedo LS, Pestana IA, Da Costa Nery AF et al (2019b) Variation in Hg accumulation between demersal and pelagic fish from Puruzinho Lake, Brazilian Amazon Ecotoxicology 28:1143–1149. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02118-x>

Azevedo LS, Pestana IA, Nery AFC, Bastos WR, Souza CMM (2020) Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: Interaction between seasonality and feeding habits Ecol Indic 111:106056. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106056>

Azevedo LS, Pestana IA, Almeida MG, Nery AFC, Bastos WR, Souza CMM (2021) Mercury biomagnification in an ichthyic food chain of an amazon floodplain lake (Puruzinho Lake):

Influence of seasonality and food chain modeling *Ecotoxicol Environ Saf* 207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111249>

Azevedo LS, Pestana IA, Nascimento L, Oliveira RC, Bastos WR, Di Benedetto APM (2022) Risk of exposure to Hg and pesticides residues in a traditional fishing community in the Amazon: a probabilistic approach based on dietary pattern *Environ Sci Pollut Res Int* 23:34164–34173. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18409-y>

Basta PC, Viana PVS, Vasconcellos ACS, Périssé ARS, Hofer CB, Paiva NS, Kempton JW, Ciampi de Andrade D, Oliveira RAA, Achatz RW et al (2021) Mercury Exposure in Mundurucu Indigenous Communities from Brazilian Amazon: Methodological Background and an Overview of the Principal Results *Int J Environ Res Public Health* 18. <https://doi.org/10.3390/ijerph18179222>

Bastos WR, Almeida R, Dórea JG, Barbosa AC (2007) Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon) *Ecotoxicology* 16:341–346. <https://doi.org/10.1007/s10646-007-0138-0>

Bastos WR, Rebelo MF, Fonseca MF, Almeida R, Malm O (2008) A description of mercury in fishes from the Madeira river basin, Amazon, Brazil *Acta Amazon* 38:431–438. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000300006>

Brito BC, Forsberg BR, Kasper D, Amaral JHF, de Vasconcelos MRR, de Sousa OP, Cunha FAG, Bastos WR (2017) The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake *Hydrobiologia* 790:35–48. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3017-y>

Buckup PA, Menezes NA, Ghazzi MS (2007) *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro

Canela TA, Monteiro LC, Cabral CS, Ximenes FS, Oliveira IAS, Bernardi JVE, Almeida R, Bastos WR (2024) Mercury in Fish and Human Hair and Estimated Dietary Intake in a Riverside Community of the Madeira River Basin in the Brazilian Amazon. *Toxics* 12:208. <https://doi.org/10.3390/toxics12030208>

Carvalho da Silva JDS, Pinto YC, Parente NPO, Bacelar RDM, Figueiredo DG, Peleja JRP, Goch, YGDF (2022) Mercúrio total em duas espécies de peixe do reservatório e adjacências de uma usina Hidroelétrica na Amazônia, Pará, Brasil *Revista AIDIS de Engenharia e Ciências*

Ambientais Investigação desenvolvimento e prática 15:1–17.
<https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128>

Castilhos Z, Rodrigues-Filho S, Cesar R, Rodrigues AP, Villas-Bôas R, Jesus I, Lima M, Faial K, Miranda A, Brabo E, Beinhoff C, Santos E (2015) Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon Environ Sci Pollut Res Int 22:11255–11264. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4340-y>

Coelho-Souza AS, Guimarães JRD, Miranda MR, Poirier H, Mauro JBN, Lucotte, M Mergler, D (2011) Mercury and flooding cycles in the Tapajós river basin, Brazilian Amazon: The role of periphyton of a floating macrophyte (*Paspalum repens*) Sci Total Environ 409:2746–2753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.028>

Coquery M, Cossa D, Peretyazhko T, Azemard S, Charlet L (2003) Methylmercury formation in the anoxic waters of the Petit-Saut reservoir (French Guiana) and its spreading in the adjacent Sinnamary river. J Phys 107:327–331. <https://doi.org/10.1051/jp4:20030308>

CONAMA (2005), Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolu o n  357 Alterada pela Resolu o 410/2009 e pela 430/2011. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF

Costa ID, Nascimento EL, Faccheti MAS, Nunes NNS, Gomes JPO, Almeida R, Bastos WR (2022) Mercury in muscle and liver of *Plagioscion squamosissimus* (Acanthuriformes: Sciaenidae) from the Machado River, Brazilian Amazon Acta Amazon 52:60–68. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202001032>

Crespo-Lopez ME, Augusto-Oliveira M, Lopes-Araújo A, Santos-Sacramento L, Takeda PY, Macchi BM, Nascimento JLM, Maia CSF, Lima RR, Arrifano, GP (2021) Mercury: What can we learn from the Amazon? Environ Int 146:106–223. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>

EPA Method 1669 (1996), Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC

Fearnside PM (2015) Hidrelétricas na Amazônia: Impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. INPA, Manaus

Ferreira EJG, Zuanon JAS, Santos GM (1988) Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará. Edi es IBAMA, Brasília

Fish Base (2022) <https://www.fishbase.se/search.php>. Accessed 20 July 2022

Gomes DF, Moreira RA, Sanches NAO, Vale CA, Daam MA, Gorni GR, Bastos WR (2020) Dynamics of (total and methyl) mercury in sediment, fish, and crocodiles in an Amazonian Lake and risk assessment of fish consumption to the local population *Environ Monit Assess* 192:101. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8066-z>

Gunkel G, Lange U, Walde D, Rosa JWC (2000) Environmental Impact of an Amazon Reservoir. Curuá-Una /Pará: Limnological Aspects. German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research Hamburg. September 3-8. Session 3: Water Quality. Water Dynamics and Water Management

Hacon SS, Oliveira-da-Costa M, Gama CS, Ferreira R, Basta PC, Schramm A, Yokota D (2020) Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17:52–69. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155269>

Junk WJ, Robertson BA, Darwich AJ, Vieira I (1981) Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá- Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central *Acta Amazon* 11:689–716. <https://doi.org/10.1590/1809-43921981114689>

Kasper D, Palermo EFA, Branco CWC, Malm O (2012) Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir *Hydrobiologia* 694:87–98. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1133-x>

Kasper D, Forsberg BR, Amaral JHF, Leitão RP, Py-Daniel SP, Bastos WR, Malm O (2014) Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil *Environ Sci Technol* 48:1032–1040. <https://doi.org/10.1021/es4042644>

Kasper D, Forsberg BR, Almeida R, Bastos WR, Malm O (2015) Metodologias de coleta, preservação e armazenamento de amostras de água para análise de mercúrio uma revisão *Quím Nova* 38:410–418. <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20150020>

Kasper D, Forsberg BR, Amaral JHF, Py-Daniel SP, Bastos WR, Malm O (2017) Methylmercury modulation in Amazon rivers linked to basin characteristics and seasonal flood-pulse *Environ Sci Technol* 51:14182-14191. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04374>

Keppeler FW, Montaña CG, Winemiller KO (2020) The relationship between trophic level and

body size in fishes depends on functional traits *Ecol Monogr* 90. <https://doi.org/10.1002/ecm.1415>

Lacerda LD, Almeida R, Bastos WR (2024) A 35-Year Record (1987–2022) of Hg Concentrations in Two of the Fish Species Most Consumed by People Living in the Upper Madeira River Basin, Brazilian Amazon Region. *Toxics* 12:144. <https://doi.org/10.3390/toxics12020144>

Martoredjo I, Santos LBC, Vilhena JCE, Rodrigues ABL, Almeida A, Passos CJS, Florentino AC (2024) Trends in Mercury Contamination Distribution among Human and Animal Populations in the Amazon Region. *Toxics* 12:204. <https://doi.org/10.3390/toxics12030204>

Melwani A.R, Negrey J, Heim WA, Coale KH, Stephenson MD, Davis JA (2019) Factors influencing methylmercury contamination of black bass from California reservoirs, *Environ Pollut* 251:850–861. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.019>

Monteiro LC, Vieira LCG, Bernardi JVE, Moraes LC, Rodrigues YOS, de Souza JPR, de Souza JR, Bastos WR, Passos CJS, Dórea JG (2023a) Ecological risk of mercury in bottom sediments and spatial correlation with land use in Neotropical savanna floodplain lakes, Araguaia River, Central Brazil. *Environ Res* 238:117231. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117231>

Monteiro LC, Vieira LCG, Bernardi JVE, Bastos WR, Souza JPR et al (2023b) Local and landscape factors influencing mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of the Araguaia River floodplain, Central Brazil, *Sci Total Environ* 908:168336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168336>

Monteiro LC, Vieira LCG, Bernardi JVE, Rodrigues YOS, Mesquita LPB, Souza JPR, Sena G, Oliveira IAS, Cabral CS, Gonçalves Júnior JF et al (2024) Mercury Bioconcentration and Translocation in Rooted Macrophytes (*Paspalum repens* Berg.) from Floodplain Lakes in the Araguaia River Watershed, Brazilian Savanna. *Water* 16:1199. <https://doi.org/10.3390/w16091199>

Moraes LC, Bernardi JVE, Souza JPR, Portela JF, Pereira HR, Barbosa HO, Pires NL, Monteiro LC, Rodrigues YOS, Vieira LCG et al (2023) Mercury Contamination as an Indicator of Fish Species' Trophic Position in the Middle Araguaia River, Brazil. *Toxics* 11:886. <https://doi.org/10.3390/toxics11110886>

Mussy MH, de Almeida R, de Carvalho DP et al (2023) Evaluating total mercury and

methylmercury biomagnification using stable isotopes of carbon and nitrogen in fish from the Madeira River basin, Brazilian Amazon. *Environ Sci Pollut Res* 30:33543–33554. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24235-7>

Nascimento EL, Miyai RK, Oliveira Gomes JP, Almeida R R, Carvalho DP, Manzatto AG, Bernardi JVE, Silveira EG, Bastos WR (2020) Dynamics of mercury in the plankton of a hydroelectric reservoir, Western Amazon. *Environ Monit Assess* 192:647. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08600-y>

Nyholt K, Jardine TD, Villamarín F, Jacobi CM, Hawes JE, Campos-Silva JV, Srayko S, Magnusson WE (2022) High rates of mercury biomagnification in fish from Amazonian floodplain-lake food webs. *Sci Total Environ* 833:155161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155161>

Oliveira DF, Castro BS, Recktenvald MCNN, Júnior WAC, Silva FX, Alves CLM, Froehlich JD, Bastos WR, Ott AMT (2021) Mercury in wild animals and fish and health risk for indigenous Amazonians *Food Addit Contam. Part B Surveill* 14:161–169. <https://doi.org/10.1080/19393210.2020.1849410>

Paiva TC, Dary EP, Pestana IA, Amadio SP, Malm O, Kasper D (2022) Flood-pulse and trophic position modulate mercury concentrations in fishes from an Amazon floodplain lake *Environ Res* 215. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114307>

Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, Carvalho DP, Rezende CE, Souza CMM (2016) Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil *Environ Sci Pollut Res* 23:9640–9648. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6185-4>

Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, Mussy MH, Souza CMM (2019a) Methylmercury in environmental compartments of a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil *Chemosphere* 215: 758–765. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.106>

Pestana IA, Almeida MG, Bastos WR, Souza CMM (2019b) Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters *Sci Total Environ* 656:388–399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.388>

- Pestana IA, Rezende CE, Almeida R, Lacerda LD, Bastos WR (2022) Let's talk about mercury contamination in the Amazon (again): The case of the floating gold miners' village on the Madeira River. *The Extractive Industries and Society* 11:101122. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2022.101122>
- Pichet P, Morrison K, Rheault I, Tremblay A (1999) Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois, A. Tremblay (ed) *Mercury in the biogeochemical cycle*, Springer Press, Berlin, pp.11.
- Pinto YC (2018) Dinâmica do mercúrio total na área de influência da usina hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém- Pa. Dissertation, Universidade Federal do Oeste do Pará
- Portaria GM/MS Nº 888 de 4 de maio de 2021 Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde, Brasília
- Queiroz LJ, Torrente-Vilara G, Ohara WM, Pires THS, Zuanon J, Doria CRC (2013) Peixes do Rio Madeira. *Dialeto Latin American*, São Paulo
- Reis REO, Kullander CJ, Ferraris JR (2003) Check list of the freshwater fishes of South and central America. Edipucrs, Porto Alegre
- Romanuk TN, Hayward A, Hutchings JA (2011) Trophic level scales positively with body size in fishes *Glob Ecol Biogeogr* 20:231–240. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00579.x>
- Roulet M, Lucotte M, Canuel R, Rheault I, Tran S, De Freitas Gog YG, Farella N, Souza do Vale R, Sousa Passos CJ, De Jesus da Silva E, Mergler D, Amorim M (1998a) Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian *Sci Total Environment* 213:203–211. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00093-X)
- Roulet M, Lucotte M, Guimarães JR, Rheault I (2000) Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil *Sci Total Environ* 26:43–59. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(00\)00594-5](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(00)00594-5)
- Roulet M, Lucotte M, Canuel R, Farella N, De Freitas Goch YG, Pacheco Peleja JR et al (2001) Geoquímica espaço-temporal do mercúrio nas águas dos rios Tapajós e Amazonas, Brasil *Limnol Oceano* 46:1141–1157

- Santos PRB, Zarzar CA, Sousa KNS (2018) Avaliação do estado trófico atual do reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia Central *Bio Amazon* 8:45–48. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v8n4p45-48>
- Silva SF, Lima MO (2020) Mercury in fish marketed in the Amazon Triple Frontier and Health Risk Assessment *Chemosphere* 248. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125989>
- Souza-Araujo J, Andrades R, Hauser-Davis RA, Lima MO, Giarrizzo T (2022) Before the Dam: A Fish-Mercury Contamination Baseline Survey at the Xingu River, Amazon Basin Before the Belo Monte Dam. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology Bull Environ Contam Toxicol* 108:861–866. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03371-9>
- U.S. EPA (1995) Mercury Study Report to Congress. Office of Research and Development. External Review Draft, Washington, DC. EPA/600/P-94/002Ab
- Vale RS, Gomes ACS, Santana RAS, Tóta J, Miller SD, Sousa RAF (2016) Hydroclimatic variables associated with El Niño and La Niña events at the Curuá-Una hydroelectric reservoir, Central Amazônia, *Acta Amazon* 46:303–308. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201600083>
- Vasconcelos MRR, Brito BC, Forsberg BR, Goch YGF, Malm O, Melo S, Kasper D (2022) Export and bioaccumulation of methylmercury in streams draining distinct soils in the Central Brazilian Amazon, 2012-2013, *Journal of Trace Elements and Minerals*. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100014>
- Viana AP, Loc'h FL, Frédou T, Lucena-Frédou F, Ménard F, Lagane C, Munaron JM, Lira AS, Santos IGS, Ferreira V, Gonzalez JG, Point D (2023) Mercury biomagnification and trophic structure patterns in neotropical coastal estuaries impacted by a Chlor-alkali plant in northeast Brazil, *Reg Stud Mar Sci* 63:103105. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103105>
- Vieira I (1982) Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira. Thesis de Livre docência, Universidade Federal de Juiz de Fora
- Vieira I, Darwich AJ (1999) Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: características hidroquímicas, climáticas, vegetação e peixes *Acta Limnol Brasili* 11:41–64
- WHO (2008) Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. World Health Organization, United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland

Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, Fluet-Chouinard E, Giarrizzo T, Nam S, Baird IG, Darwall W et al (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong *Science* 351:128–129. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aac7082>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados desta pesquisa permitiram compreender a dinâmica sazonal e espacial do HgT no reservatório hidrelétrico de Curuá-Una de acordo com os objetivos estabelecidos. Foi observado mudanças nas concentrações de HgT ao longo do gradiente longitudinal do reservatório, destacando a influência das diferentes regiões do hidrossistema (fluvial, transição e lacustres) na distribuição do Hg. Além disso, a avaliação vertical mostrou que os níveis de HgT variam conforme a profundidade da coluna d'água influenciados pelos parâmetros físico-químicos da água. A relação entre o HgT e os parâmetros limnológicos mostra que fatores como temperatura e oxigênio dissolvido na água têm influência significativa na mobilização e biodisponibilidade desse metal. As concentrações de HgT na água, no plâncton, nas macrófitas e nos peixes revelou padrões distintos de acumulação nos diferentes ambientes e níveis tróficos, confirmando os processos de bioacumulação e biomagnificação. Esses resultados ressaltam a importância do monitoramento constante e da implementação de estratégias para minimizar os impactos da contaminação por Hg nos ecossistemas aquáticos.

Considerando o viés Sociedade do PPGSND, este estudo tem uma grande importância para a sociedade ao fornecer informações cruciais sobre os níveis de contaminação por Hg em ecossistemas aquáticos - uma questão que afeta tanto o meio ambiente quanto a saúde pública. Ao analisar como o Hg se comporta no reservatório hidrelétrico de Curuá-Una é possível entender melhor como aspectos relacionados a regime fluvial e espacialidade podem afetar a presença desse metal tóxico no ambiente, relacionando com a capacidade do Hg de bioacumulação nos organismos vivos ao longo da cadeia alimentar e impactando diretamente os peixes consumidos pela população amazônica. Além disso, os resultados obtidos podem embasar políticas de preservação ambiental e métodos sustentáveis de utilização dos recursos hídricos para auxiliar na preservação da diversidade biológica da região amazônica bem como garantir a segurança alimentar das populações que têm na pesca sua principal fonte de subsistência. Assim como objetivo de mitigar os impactos do Hg na saúde população amazônica, recomenda-se por meio de políticas públicas que sejam adotadas medidas para evitar o risco de exposição ao Hg, neste sentido sugerimos que essas políticas adotem recomendações para estimar o consumo seguro da ingestão de peixes contaminados com Hg e a quantidade máxima de peixes que deve ser consumida por um determinado período.

Assim, os resultados desses dois capítulos desta tese se complementam, fornecendo uma visão abrangente sobre a dinâmica do Hg nos ecossistemas aquáticos impactados por hidrelétricas, destacando a necessidade de considerar tanto os fatores hidrológicos quanto biológicos nas futuras pesquisas sobre o impacto do Hg na Amazônia.

APÊNDICE I – Artigo publicado referente ao capítulo 2 desta tese

Ecotoxicology
<https://doi.org/10.1007/s10646-024-02808-1>



Relationship of mercury bioaccumulation with seasonality and feeding habits of fish species caught upstream and downstream of the Curuá-Una hydroelectric dam in the Brazilian Amazon

Brendson C. Brito^{1,2,3} · José R. P. Peleja⁴ · Sergio Melo³ · Ynglea G. de Freitas Goch⁴ · Andréa Pontes Viana

Accepted: 11 September 2024

© The Author(s), under exclusive licence to Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2024

Abstract

Hydroelectric plants impact the dynamics of mercury accumulation and transfer to aquatic ecosystems and organisms. This study aimed to determine total mercury (THg) concentration in filtered water, aquatic macrophytes, and fish and assess the influence of fluvial regime (low-water, rising-water, and high-water) and the feeding habits of fish species caught upstream and downstream of the Curuá-Una hydroelectric dam in the Brazilian Amazon. THg levels were determined by cold-vapor atomic fluorescence spectrometry. THg concentration in filtered water was higher ($5.3\text{--}11.2\text{ ng L}^{-1}$) during the low-water period. THg concentration in fish ranged from 0.075 to $1.160\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ in specimens caught downstream and from 0.014 to $1.036\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ in specimens caught upstream of the dam. The highest THg concentrations were detected in specimens of the piscivorous species *Acestrorhynchus falcirostris* ($1.161\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$) caught at downstream sites. There were significant correlations of THg concentration with the trophic level (Analysis of Variance; $p \leq 0.001$) of fish species and fluvial regime (Analysis of Variance; $p \leq 0.001$). The macrophyte *Utricularia foliosa* contained the highest THg levels in leaf tissues in the low-water period ($71.4\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$). It is concluded that THg concentration varies between fish trophic levels and fluvial regimes. Macrophytes contribute to enhancing mercury transfer and availability along the aquatic trophic chain.

Keywords Reservoirs · Total mercury (THg) · Trophic magnification · Water season · Macrophytes

Introduction

The construction of hydroelectric dams causes the flooding of extensive forested areas, resulting in the formation of large water reservoirs. Such structures are associated with

numerous impacts, such as loss of soil, fauna, and flora, changes in fishing and aquaculture practices, increased global CO₂ balance, alterations in river hydraulic geometry, and deterioration of water quality (Fearnside 2015). Dams affect biogeochemical cycles, including that of mercury (Hg), promoting the mobilization of this contaminant to aquatic biota (Winemiller et al. 2016; Pestana et al. 2019b; Nascimento et al. 2020).

There is still uncertainty regarding the dynamics of Hg uptake at lower trophic levels in natural and anthropized ecosystems, given the intricate relationship between Hg levels and aquatic microorganisms and the complexity of bioconcentration (accumulation of the chemical element in the studied organism) and biomagnification (amplification of contamination along the trophic chain) processes (Brito et al. 2017; Azevedo et al. 2019; Souza-Araujo et al. 2022; Vasconcelos et al. 2022; Viana et al. 2023; Martoredjo et al. 2024). Although the biogeochemical cycle of Hg in the Amazon is highly complex, it is known that deforestation, forest fires, artisanal mining, and dam construction are the main causes of elevated Hg emissions. Metallic mercury

Unaffiliated: Andréa Pontes Viana

✉ Brendson C. Brito
 brendsoncb@gmail.com

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Itaituba, Itaituba, Pará, Brazil

² Programa de Doutorado em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará, Brazil

³ Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará, Brazil

⁴ Laboratório de Biologia Ambiental, Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará, Brazil

Published online: 19 October 2024

Springer

(Hg^0) is converted into inorganic Hg (Hg^{2+}) in the atmosphere and, upon entering the aquatic environment via precipitation, is transformed by methanogenic bacteria (found in high concentrations in hydroelectric reservoirs) into organic mercury (methylmercury, CH_3Hg^+). This contaminant is bioaccumulated and biomagnified within the aquatic food web, reaching human populations through the consumption of fish and shellfish (Gomes et al. 2020; Azevedo et al. 2022; Pestana et al. 2022).

Research conducted in Amazonian reservoirs shows that dam construction alone has a strong impact on the biogeochemical dynamics of Hg, accelerating methylation processes and Hg uptake by the aquatic biota, thereby promoting both bioaccumulation and biomagnification (Kasper et al. 2012, 2014; Nascimento et al. 2020; Souza-Araujo et al. 2022). Furthermore, studies showed that the anoxic conditions and acidic pH of the hypolimnion of hydroelectric reservoirs enhance Hg methylation, promoting Hg incorporation into the aquatic chain (Kasper et al. 2012, 2014; Nascimento et al. 2020; Souza-Araujo et al. 2022). Kasper et al. (2012) observed that Hg levels in fish caught in the Samuel reservoir in the Brazilian Amazon were influenced by trophic level, with omnivorous and carnivorous species having significantly higher Hg concentrations downstream of the dam. The authors attributed this finding to hypolimnetic conditions favoring Hg methylation during the low-water season, leading to biomagnification of Hg in the aquatic food web. Studies conducted in the Solimões River and Madeira River basins demonstrated that total mercury (THg) concentrations in fish are influenced by fluvial regime and feeding habits (Azevedo et al. 2020; Silva and Lima 2020). Herbivorous, detritivorous, and carnivorous species were found to accumulate more Hg during the rising-water and high-water seasons, and planktivorous and omnivorous species had lower THg levels in the low-water season (Azevedo et al. 2020; Silva and Lima 2020).

Studies assessing Hg dynamics in Amazon reservoirs can provide valuable information on the impacts of hydroelectric plants. The damming of rivers alters environmental conditions (physical, chemical, and biological) and the biogeochemical cycle of Hg in the Amazon, affecting bioaccumulation and biomagnification processes in aquatic biota (Kasper et al. 2014; Brito et al. 2017; Pestana et al. 2019a; Nascimento et al. 2020; Carvalho da Silva et al. 2022). In view of the need to better understand bioaccumulation and biomagnification processes in aquatic organisms and of the importance of aquatic plants as a link of Hg transfer to higher levels of the aquatic trophic chain, mainly through the periphyton associated with their roots, this study aimed to determine THg levels in filtered surface water, aquatic macrophytes, and the muscle of fish with different feeding habits (trophic levels) caught upstream and

downstream of the Curuá-Una hydroelectric dam in Santarém, Pará, Brazilian Amazon.

Material and methods

Study area

Inaugurated in 1977, the Curuá-Una hydroelectric plant was the first of its kind to be built in the Central Amazon. It covers an area of 100 km² and has a power generation capacity of 70 MW. It is located 70 km south of Santarém, Pará State, Brazil, on the Curuá-Una River, a right-bank tributary of the Amazon River. The western part of the dam is fed by two main tributaries of the Curuá-Una River, namely the Moju and Mujuí Rivers (48 km total), classified by Junk et al. (1981) as clearwater rivers. Most of the region is located within the sedimentary area of the Barreiras Formation, formed during the Cretaceous-Tertiary period and characterized by acidic soils with low nutrient content (Vieira and Darwich 1999). The dam has an elongated shape, measuring 75 km in its greatest length and 4 km in width. Most of the reservoir (57.4%) lies within the Curuá-Una River basin. Smaller segments are distributed among the Moju (11.7%), Mojuí (4.4%), and Poraquê (3.2%) Rivers and several streams (2.9%) (Vieira 1982). The reservoir has a maximum depth of 19.5 m, average depth of 5.9 m, total volume of $472 \times 10^6 \text{ m}^3$, average flow rate of $180 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, and watershed area of 13,600 km². Approximately 102 km² of dry land was flooded following the construction of the dam, including $50 \times 10^6 \text{ m}^3$ of forest wood (Gunzel et al. 2000).

The Curuá-Una hydroelectric reservoir is characterized by well-defined water seasons. The rising-water period lasts from January to March, the high-water period from April to June, the falling-water period from July to September, and the low-water period from October to December (Vale et al. 2016; Santos et al. 2018) (Fig. 1). According to Santos et al. (2018) the mean trophic state index (TSI) varies from ultraoligotrophic to mesotrophic, both in the vicinity and in the outermost area of the reservoir. The authors stated that the eutrophication process is not yet fully established, highlighting the need to consider additional factors, such as agricultural expansion. In recent decades, the area surrounding the Curuá-Una hydroelectric plant has experienced changes in land use and increased human occupation. Population growth and the intensification of agricultural activity close to the hydropower plant have caused negative environmental impacts, such as deforestation and fires, which adversely affect water quality (Aguiar et al. 2014).

Land use changes in the reservoir region tend to follow a pattern: vegetation is cleared by burning and the area is subsequently used for livestock grazing. These activities

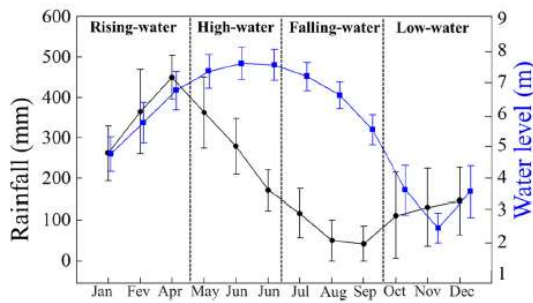


Fig. 1 Monthly variation in rainfall and water level in the drainage basin of the Curuá-Una Hydroelectric in the last 10 years (2013–2022). Data measured from the station: 18116000 from the Agência Nacional de Águas—ANA (2022), located inside the hydroelectric

increase soil erosion, introducing a high load of sediments into the surrounding rivers and, consequently, the hydroelectric reservoir (Gunkel et al. 2000). Gunkel et al. (2000) detected high concentrations of iron and phosphorus in water samples collected from the Curuá-Una hydroelectric reservoir, attributing these findings to eutrophication resulting from intensive land use. This phenomenon is more prominent in waters from the Curuá-Una River (conductivity of $40 \mu\text{S cm}^{-1}$, $45 \mu\text{g}$ of total phosphorus). Tributaries of the Mujú and Mujú dos Campos Rivers, by contrast, were shown to contain low levels of dissolved ions and other nutrients (conductivity of $12 \mu\text{S cm}^{-1}$, $24 \mu\text{g}$ of total phosphorus).

As for the physiographic characteristics of the drainage area, the vegetation is predominantly composed of secondary forests (*capoeira*), pasture/crop areas, and bare soil. The integrity of riparian forests is compromised across much of the reservoir. The main land uses include livestock farming, agriculture, and urban development. Fires are common in the region. The main sources of pollution stem from agricultural activities (pesticide and fertilizer application) and livestock production (animal waste disposal). Surface waters are used for various purposes, including recreational activities involving direct contact with water, drinking water supply, animal watering, laundry, cleaning of household items, fishing, extractive activities, aquaculture, and navigation.

Experimental design and limnological sampling

For characterization of seasonal Hg dynamics, samples of water ($n=21$), macrophytes ($n=9$), and fish ($n=164$) were collected upstream and downstream of the dam over three campaigns. The sampling strategy was designed

considering that seasonal and spatial variations influence water physicochemical parameters, ultimately affecting Hg dynamics. Sampling campaigns were carried out in December 2021, March 2022, and June 2022, representing the low-water, rising-water, and high-water seasons of reservoir rivers, respectively (Fig. 1).

Water samples were collected from the surface of the water column at seven points in the reservoir, including two downstream points (J1, 1.2 km downstream from the dam; J2, 2.5 km downstream from the dam) and five upstream points (M1, 0.55 km upstream from the dam; M2, 20.5 km upstream from the dam; M3, 34.3 km upstream from the dam; M4, 34.8 km upstream from the dam; and M5, 54.8 km upstream from the dam) (Fig. 2). Sampling points were defined based on the different morphometric regions and water physicochemical characteristics of the reservoir, which can influence Hg dynamics in biotic and abiotic components of the system. Water physicochemical parameters (temperature, pH, dissolved oxygen/oxygen saturation, and electrical conductivity) were measured (Lovibond, Senso Direct 150) in the field at the same locations where water samples were collected. The Lovibond, Senso Direct 150 was calibrated in its respective standard solutions. Water depth and transparency were also determined. Transparency was evaluated using a Secchi disk.

Water samples collected for THg analysis were pre-filtered and placed in 250 mL polyethylene terephthalate (PET) bottles (Kasper et al. 2015). Subsequently, samples were filtered through Gelman A/E® fiberglass filters ($0.45 \mu\text{m}$). Before use, filters were sterilized in a 10% HCl acid bath, washed, and filtered with distilled water. Then, filters were calcined in a muffle furnace at $350 \text{ }^\circ\text{C}$ for 15 min.

Bottle washing followed EPA Method 1669 (1996). Briefly, bottles were washed with 5% Merck Extran® detergent, acidified with 10% HCl for 24 h in an oven at $50 \text{ }^\circ\text{C}$, and then rinsed with distilled water. Upon completion of the procedure, bottles were stored in double plastic bags (a hermetically closed bag and a dark bag to prevent light exposure and Hg photodegradation). Blank samples were prepared both in the field and in the laboratory to evaluate the reliability of the process. After collection, water samples were frozen until analysis.

Sampling of macrophytes

Sampling of aquatic macrophytes ($n=9$) was carried out in December 2021 and March 2022 at two points upstream from the dam (U1 and U4) (Fig. 2). Four species of macrophytes were collected, namely, *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, *Ludwigia sedoides*, and *Utricularia foliosa*. After collection, macrophyte specimens were placed in

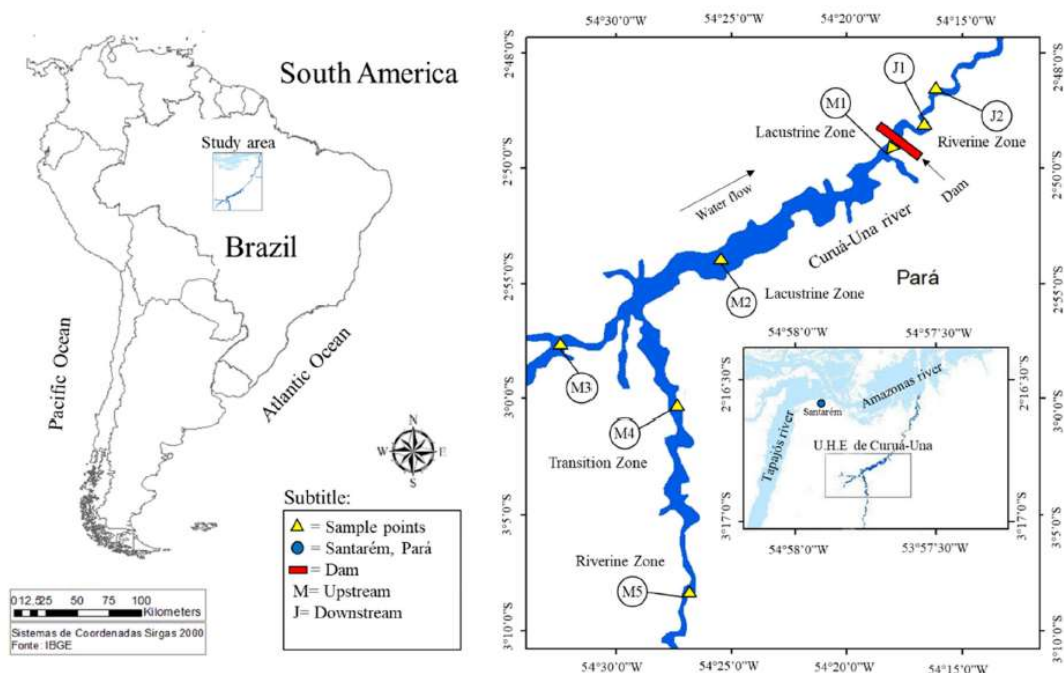


Fig. 2 Map of the study area showing the two points collected downstream of the dam (J1 and J2) and five points upstream of the dam (M1, M2, M3, M4, and M5) of the Curuá-Una hydroelectric

hermetically sealed bags and frozen until analysis. In the laboratory, plant structures (stems, roots, leaves, and flowers) were separated and analyzed. For removal of coarse fragments (dirt), structures were carefully washed with distilled water. Then, macrophyte structures were placed in a Petri dish and oven-dried at 50 °C for 24 h. After drying, the structures were separately ground using a grinder or mortar and pestle.

Sampling of ichthyofaunal specimens

Fish species ($n=22$) were classified according to their feeding habits based on literature data (Ferreira et al. 1988; Reis et al. 2003; Fish Base 2022; Queiroz et al. 2013). The collected species were classified into six trophic levels: detritivores, insectivores, omnivores, planktivores, carnivores, and piscivores.

Fish specimens ($n=164$) were caught at the same sampling points as water samples (Fig. 2). Collections were performed using sets of fishing nets with different mesh sizes (40, 60, 80, 100, 120, 140, and 160 mm between opposite knots). The sampling effort was standardized to 12 h, with net verification and fish retrieval every 6 h. After collection, the specimens were identified using identification keys (Ferreira

et al. 1988; Reis et al. 2003; Buckup et al. 2007; Fish Base 2022; Queiroz et al. 2013), with expert assistance. Measurements of total weight (g) and total and standard length (cm) were performed. Subsequently, a fragment of muscle tissue was excised from the dorsal part of fish and was stored in Eppendorf tubes previously treated in an acid bath (10% HCl). Samples were then frozen until analysis.

Determination of total mercury in water, macrophytes, and fish

Total mercury determination in filtered water followed the digestion method, performed by adding 100 μL of 5% potassium persulfate to 10 mL of sample in test tubes. The tubes were sealed with parafilm and subjected to ultraviolet oxidation in a photochemical reactor for 20–30 min or until the water turned completely transparent, indicating total decomposition of humic and fulvic acids. Subsequently, 5 mL aliquots were reduced with SnCl_2 (CRQ) and analyzed by cold-vapor atomic fluorescence spectrometry (Pichet et al. 1999). The limit of detection of the equipment is 0.3 ng L^{-1} Hg. Accuracy was determined by performing duplicate or triplicate measurements for all samples and blanks (distilled water).

For THg determination in macrophytes (dry weight basis) and fish (wet weight basis), the sample weight ranged from 15 to 45 mg. Digestion was performed by adding 3 mL of concentrated HNO₃ solution and 300 µL of 6 N HCl, stirring, and heating the mixture on a hot plate at 150 °C for 4 h under ventilation. At the end of the digestion step, samples were left to cool at room temperature, diluted with distilled water to a final volume of 9 mL, stirred using a tube shaker, and sealed with parafilm. THg levels were quantified by injecting 100 µL of the solubilized solution into a reduction reactor saturated with SnCl₂ and analyzed using a cold-vapor atomic fluorescence spectrometer (Pichet et al. 1999).

All glassware used in the field and laboratory was thoroughly washed at least three times with 3% Merck Extran® MA O₂ neutral detergent solution, immersed in acid solution (10% HCl) for 24 h, washed with distilled water, oven-dried at 300 °C, and stored covered to prevent the entry of any material that might compromise the analysis.

Method certification was performed by using a standard sample certified by the National Research Council of Canada, namely, DORM-3, with a recovery of 86%–113% ($n = 13$). This result was satisfactory, according to AOAC International (AOAC, 2011). An internal standard, produced from lyophilized tissue of *Hoplias malabaricus*, was also tested, having a recovery of 83%–98% ($n = 6$) (Table 1). Calibration curves were generated by quantifying (in duplicate) standard solutions of THg at concentrations of 2, 5, and 10 ppb. The acceptable regression coefficient for the standards was $\geq 90\%$. Accuracy was determined by performing duplicate analyses in 30% of the macrophyte samples and in 10% of the fish samples. The acceptable coefficient of variation between duplicates was $< 15\%$ for macrophytes and $< 15\%$ for fish. In all analyses, blank sample readings ($n = 14$) were performed to ensure method reliability. The limit of detection of the Hg analyzer was 0.03 ng L⁻¹. This value corresponds to threefold the variability of blanks.

Statistical analysis

The normality of data was tested using the Shapiro–Wilk test, and the homogeneity of variances was assessed using Levene's test. Two-way analysis of variance (ANOVA) was performed to investigate the influence of feeding habits and fluvial regime on THg concentrations in fish tissue. Tukey's post hoc test was used to identify differences between trophic levels (detritivorous, omnivorous, planktivorous, insectivorous, carnivorous, and piscivorous) and collection

periods (low-water, rising-water, and high-water). Simple linear regression was used to assess the correlation of THg concentrations with the total length and weight of fish species. A significance level of 95% ($p < 0.05$) was used for all tests. Analyses were conducted using Statistica software version 7.0.

Results

Limnological conditions and total mercury concentration in water

The waters of the Curuá-Una reservoir were found to be clear and slightly acidic. The water temperature is highest in December (low-water). The pH ranged from 5.2 to 7.4 upstream of the dam and from 6.1 to 7.6 downstream. Electrical conductivity ranged from 12.0 to 39.3 µS cm⁻¹ upstream and from 19.0 to 24.8 µS cm⁻¹ downstream. Dissolved oxygen ranged from 4.0 to 6.3 mg L⁻¹ upstream and from 4.4 to 7.4 mg L⁻¹ downstream (Fig. 3).

Total mercury concentrations in filtered water were below the maximum limit set by the Brazilian Environmental Control Agency (CONAMA, 2005) Resolution No. 357/2005, namely of 200 ng L⁻¹ for class 2 freshwater (Table 2).

Feeding habits and total mercury concentrations in fish

The WHO establishes stricter limits compared to Brazilian legislation. According to the average values (maximum and minimum) (Table 3), the total mercury concentrations in fish were below the maximum limit established by the World Health Organization (WHO 2008), namely of 0.5 µg g⁻¹ for non-predatory and carnivores species. The Brazilian Health Regulatory Agency (ANVISA), through Resolution No. 42/2013, determined that the maximum allowable limit is 0.5 µg g⁻¹ for non-predatory fish species and 1.00 µg g⁻¹ for predatory species. Thus, the piscivore *Acestrorhynchus falcirostris* (1.161 µg g⁻¹) and the carnivore *Ageneiosus dentatus* (1.084 µg g⁻¹) and the omnivorous *Ilisha amazonica* (0.714 µg g⁻¹) were the only species with THg concentrations above regulatory limits (Table 2). Overall, THg concentrations in fish ranged from 0.075 to 1.160 µg g⁻¹ downstream ($n = 89$) and from 0.014 to 1.036 µg g⁻¹ upstream ($n = 75$). THg concentrations in fish increased along the trophic chain, in both downstream

Table 1 Maximum and minimum values found in the certified reference material and THg recovery percentages

Certified sample	Reference (µg)	N	Sample type	Measured (µg)	Recovery (%)
DORM-3*	0.322–0.442	13	Fish	0.328–0.433	86–113
INTERNAL STANDARD	0.852–1.452	6	Fish	1.180–1.396	83–98

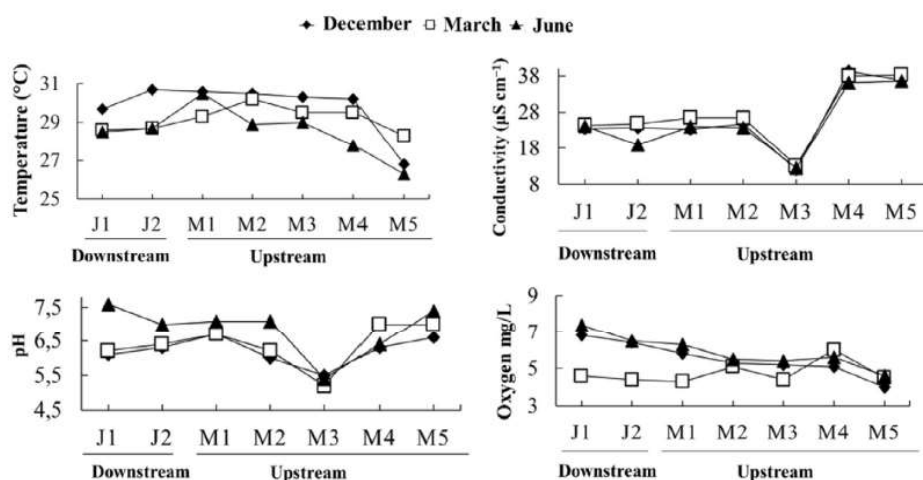


Fig. 3 Physicochemical parameters in surface water downstream and upstream of the Curuá-Una hydroelectric in the months of December 2021, March 2022, and June 2022

and upstream populations. The highest levels were observed in the top-chain species *A. falcirostris* (piscivore), with higher THg concentrations in downstream ($1.161 \mu\text{g g}^{-1}$) than in upstream ($1.037 \mu\text{g g}^{-1}$) populations (Table 3). According to the data presented in Table 3, the mean THg concentration in species occurring in both downstream and upstream environments was respectively 0.242 and $0.235 \mu\text{g g}^{-1}$. In other words, there were no significant differences between upstream and downstream populations ($p = 0.896$).

Two-way ANOVA showed that THg variations in fish species were dependent on feeding habits and fluvial regime ($p < 0.001$) (Figs. 4 and 5). THg concentrations were influenced by the feeding habits of fish species both upstream ($p \leq 0.001$) and downstream ($p \leq 0.001$) of the dam (Fig. 5). It was found that THg levels increased along the trophic chain. This increase was significantly influenced by season, particularly in upstream camivorous species. The camivorous group showed significant differences in THg levels between low-water ($p \leq 0.001$), rising-water ($p = 0.008$), and high-water ($p = 0.013$) periods, as also observed for piscivorous species sampled in the rising-water period ($p = 0.012$) (Tukey's post hoc test) (Fig. 5). In the downstream environment, this difference was observed for camivorous species in the low-water period ($p \leq 0.001$) and piscivorous species in the high-water period ($p \leq 0.001$). THg concentrations in fish varied between collection periods and location (downstream and upstream). The highest mean THg concentrations were found in the piscivorous species *A. falcirostris* caught upstream of the dam in the high-water period ($1.035 \pm 0.002 \mu\text{g g}^{-1}$) (Online Resource 1).

Simple linear regression showed that THg concentrations were associated with the total length and weight of certain

species found in both downstream and upstream environments. This finding is evidence of Hg bioaccumulation (Online Resource 2). There was a significant relationship between THg and body weight for the piscivorous species *A. falcirostris* ($R^2 = 0.80$, $p = 0.039$), both upstream and downstream ($R^2 = 0.77$, $p = 0.048$). In the downstream environment, THg was associated with total length in *P. blochii* ($R^2 = 0.78$, $p = 0.018$) and *T. brevis* ($R^2 = 0.94$, $p = 0.005$), which are both omnivorous.

Total mercury in aquatic macrophytes

The highest THg concentrations were detected in macrophyte leaves ($0.032 \pm 0.021 \mu\text{g g}^{-1}$), followed by roots ($0.027 \pm 0.013 \mu\text{g g}^{-1}$), flowers ($0.024 \pm 0.019 \mu\text{g g}^{-1}$), and stems ($0.008 \pm 0.000 \mu\text{g g}^{-1}$) (Online Resource 3). *E. crassipes* had the highest THg concentration in the stem ($0.008 \mu\text{g g}^{-1}$), whereas *L. sedoides* had the highest concentration in the flower ($0.043 \mu\text{g g}^{-1}$). *S. auriculata* exhibited the highest THg concentration in the roots ($0.042 \mu\text{g g}^{-1}$). In *U. foliosa*, the highest concentration was detected in leaves during the low-water season ($0.071 \mu\text{g g}^{-1}$) (Online Resource 3). There were differences in THg concentrations between macrophyte species ($p = 0.017$), regardless of the plant tissue (Fig. 6).

Discussion

Total mercury concentrations in filtered water were below the maximum limit (Table 2). This limit ensures the safety of water resources for drinking water supply and the protection of aquatic communities (CONAMA, 2005 - maximum limit

Table 2 Mean, standard deviation, maximum, and minimum values of physical–chemical parameters measured in the months of December 2021, March 2022, and June 2022 in surface water, at two points downstream of the dam and five points upstream of the dam of the Curuá-Una hydroelectric

Parameters	CONAMA (357-2005)					
	Downstream (J1 & J2)		Upstream (M1, M2, M3, M4, & M5)			
	Low-water	Rising-water	High-water	Low-water	Rising-water	High-water
Temperature (°C)	30.2 ± 0.5 (29.7–30.7)	28.6 ± 0.0 (28.6–28.7)	28.6 ± 0.1 (28.5–28.7)	29.7 ± 1.4 (26.8–30.6)	29.3 ± 0.6 (28.3–30.2)	28.5 ± 1.4 (26.3–30.5)
Electric conductivity (µS cm ⁻¹)	23.7 ± 0.1 (23.5–23.8)	24.6 ± 0.2 (24.4–24.8)	21.6 ± 2.6 (19–24.2)	27.2 ± 9.9 (12–39.3)	28.4 ± 9.3 (13.1–38.3)	26.6 ± 9.0 (12.5–36.6)
pH	6.2 ± 0.1 (6.1–6.3)	6.3 ± 0.1 (6.2–6.4)	7.3 ± 0.3 (7.0–7.6)	6.2 ± 0.4 (5.5–6.7)	6.4 ± 0.7 (5.2–7.0)	6.6 ± 0.7 (5.4–7.4)
Oxygen dissolved (mg L ⁻¹)	6.6 ± 0.2 (6.4–6.8)	4.5 ± 0.1 (4.4–4.6)	6.9 ± 0.4 (6.5–7.4)	5.1 ± 0.6 (4.0–5.8)	4.8 ± 0.6 (4.3–6.0)	5.4 ± 0.5 (4.6–6.3)
[THg] water (ng L ⁻¹)	8.7 ± 0.6 (8.1–9.3)	6.7 ± 0.9 (5.8–7.6)	6.1 ± 0.1 (6.0–6.2)	8.2 ± 1.1 (5.3–11.2)	7.2 ± 1.6 (4.1–9.8)	7.4 ± 0.9 (6.2–9.1)

Bold: (CONAMA, 2005) Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução 357, 2005) establishes the maximum values allowed for freshwater class

of 200 ng L⁻¹). According to the Brazilian Ministry of Health, the maximum allowable concentration of Hg in water for human consumption is 1000 ng L⁻¹ (Portaria GM MS No. 888/2021). THg concentrations were also below the threshold (770 ng L⁻¹) set by the American Environmental Protection Agency for safeguarding against toxic effects and protecting aquatic life (U.S. EPA 1995).

The THg concentrations of filtered water can be attributed to the mobilization of Hg from soil via leaching and erosion. The water reservoir provides favorable conditions for Hg methylation, such as anoxic hypolimnion. Similar scenarios were reported by Coquery et al. (2003) in the Petit-Saut reservoir of the Sinnamary River in French Guiana; Kasper et al. (2014) in the Balbina reservoir, Amazonas, Brazil; Pestana et al. (2016) in the Samuel reservoir, Rondônia, Brazil; and Melwani et al. (2019) in California reservoirs. This dynamic was also found in natural environments of the Amazon, such as floodplain rivers and lakes (Roulet et al. 2001; Brito et al. 2017; Kasper et al. 2017). Although it is argued that part of the Hg present in the Amazon originates from artisanal gold mining, the hydroelectric area is subject to other environmental impacts that release Hg into aquatic ecosystems, such as deforestation, atmospheric emission and the burning of forest biomass (Castilhos et al. 2015; Crespo-Lopez et al. 2021; Carvalho da Silva et al. 2022; Lacerda et al. 2024).

Spatiotemporal analysis of the dynamics of land use and occupation in the Curuá-Una watershed demonstrated an increase in forest suppression, stemming from deforestation over the last 37 years. On average, from the creation of the reservoir to the present day, 950 km² of the drainage basin has been deforested. Deforested areas are more susceptible to erosion, promoting the release of particulate Hg through leaching (Roulet et al. 1998a, 2000; Monteiro et al. 2023a). Furthermore, some limnological conditions favor methylation, such as anoxic hypolimnion, acidic pH, organic matter decomposition, and production of dissolved organic carbon (Bruto et al. 2017; Kasper et al. 2017).

Carvalho da Silva et al. (2022) determined THg concentrations in 105 specimens of *S. rhombeus* and 75 specimens of *H. unimaculatus* sampled during high-water and low-water periods in different environments of the Curuá-Una hydroelectric reservoir in 2017. These authors reported significant differences in THg concentration in *H. unimaculatus* between high-water (143.51 ± 79.18 ng g⁻¹) and low-water (69.06 ± 45.26 ng g⁻¹) periods. Significant differences between seasons were also observed in *S. rhombeus* (high-water, 395.69 ± 226.95 ng g⁻¹; low-water, 287.82 ± 215.87 ng g⁻¹). The THg concentrations in *H. unimaculatus* differed significantly between collection environments, with the highest concentrations in the reservoir (150.24 ± 96.26 ng g⁻¹). For *S. rhombeus*, the highest concentrations were recorded in the fluvial environment

Table 3 Fish species ($n = 22$) collected in the Curuá-Una reservoir

Species	Common name/(eating habit)	<i>N</i>	Total length (cm)	Weight (g)	[THg] ($\mu\text{g g}^{-1}$)	
Downstream						
1	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	Peixe cachorro (Pis.)	5	29.9 (29.5-33.0)	153.4 (110.0-266.0)	0.678 (0.280-1.161)
2	<i>Ageneiosus dentatus</i>	Mandubé (C)	6	21.9 (20.5-23.1)	60.0 (43.0-76.0)	0.478 (0.064-1.084)
3	<i>Anodus orinocensis</i>	Jatuarana-bocuda (P)	5	26.0 (25.0-26.5)	108.4 (97.0-128.0)	0.213 (0.164-0.263)
4	<i>Auchenipterichthys coracoideus</i>	Carataí (O)	6	15.2 (13.0-19.9)	29.8 (22.0-37.0)	0.175 (0.072-0.257)
5	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Mandi-peruano (O)	4	21.1(20.8-21.5)	73.8 (62.0-89.0)	0.143 (0.069-0.203)
6	<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	Peixe-gato (O)	5	16.8 (14.6-17.8)	46.0 (29.0-55.0)	0.168 (0.139-0.201)
7	<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	Cabeça-dura (D)	5	14.9 (13.0-16.5)	40.4 (26.0-54.0)	0.246 (0.111-0.465)
8	<i>Curimata inornata</i>	Branquinha (O)	5	15.7 (12.8-20.6)	48.2 (26.0-84.0)	0.160 (0.097-0.257)
9	<i>Curimata knerii</i>	Branquinha-baião(O)	6	16.3 (12.3-21.2)	57.2 (24.0-97.0)	0.162 (0.146-0.174)
10	<i>Curimata vittata</i>	Branquinha-baião (O)	6	17.5 (16.5-19.0)	64.7 (54.0-75.0)	0.120 (0.094-0.200)
11	<i>Hemiodus argenteus</i>	Jatuarana-bocuda (D)	4	18.4 (16.9-19.8)	63.3 (57.0-71.0)	0.103 (0.079-0.134)
12	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Charutinho (D)	6	17.4 (15.5-19.0)	53.0 (36.0-70.0)	0.091 (0.060-0.136)
13	<i>Ilisha amazonica</i>	Sarda (O)	6	19.3 (17.0-22.6)	51.7 (30.0-77.0)	0.388 (0.176-0.714)
14	<i>Pimelodus blochii</i>	Mandi (O)	6	17.0 (15.8-19.0)	41.0 (34.0-55.0)	0.225 (0.170-0.307)
15	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piranha-preta (O)	4	14.7 (13.4-17.2)	49.5 (30.0-91.0)	0.169 (0.104-0.192)
16	<i>Trachydoras brevis</i>	Carataí (O)	5	12.0 (11.6-12.5)	23.6 (21.0-26.0)	0.169 (0.116-0.202)
17	<i>Trachelyopterus porosus</i>	(I)	5	17.8 (12.5-19.1)	92.3 (26.0-122.0)	0.126 (0.072-0.202)
Total			89			
Upstream						
1	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	Peixe cachorro (Pis.)	6	27.9 (25.0-30.3)	133.8 (94.0-175.0)	0.556 (0.184-1.037)
2	<i>Bryconops alburnoides</i>	Piaba (I)	6	9.9 (9.5-10.1)	7.3 (6.0-8.0)	0.179 (0.149-0.208)
3	<i>Caenotropus schizodon</i>	(D)	6	13.8 (12.0-14.5)	38.8 (32.0-43.0)	0.129 (0.061-0.244)
4	<i>Charax gibbosus</i>	Cacunda (C)	6	13.1 (12.0-14.3)	25.8 (21.0-32.0)	0.399 (0.233-0.541)
5	<i>Curimata inornata</i>	Branquinha (O)	5	15.9 (14.3-18.7)	51.7 (32.0-80.0)	0.164 (0.034-0.541)
6	<i>Curimata knerii</i>	Branquinha-baião (O)	6	17.4 (16.0-18.7)	80.5 (66.0-88.0)	0.083 (0.028-0.139)
7	<i>Geophagus altifrons</i>	Cará (D)	6	21.5 (18.0-23.8)	168.8 (106.0-208.0)	0.049 (0.027-0.088)
8	<i>Hemiodus argenteus</i>	Jatuarana-bocuda (D)	6	17.8 (16.1-20.0)	64.5 (54.0-80.0)	0.034 (0.015-0.073)
9	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Charutinho (D)	6	18.4 (17.5-19.4)	59.0 (51.0-71.0)	0.105 (0.045-0.238)
10	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra (C)	6	34.9 (33.6-36.5)	459.2 (428.0-499.0)	0.510 (0.295-0.722)
11	<i>Pimelodus blochii</i>	Mandi (O)	4	17.4 (15.2-18.9)	48.0 (33.0-58.0)	0.212 (0.184-0.266)
12	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piranha-preta (O)	6	16.1 (14.2-18.0)	77.3 (60.0-92.0)	0.361 (0.209-0.544)
13	<i>Trachydoras brevis</i>	Carataí (O)	6	12.2 (11.5-13.4)	25.2 (23.0-29.0)	0.195 (0.137-0.287)
Total			75			
Total specimens			164			

Collection location (Downstream and Upstream), species, common name (feeding habit), number of species analyzed and average (minimum and maximum) values of total length (cm), weight (g) and concentration of THg ($\mu\text{g g}^{-1}$). **Bold:** Concentrations higher than the FAO/WHO (1991) limit of $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ and ANVISA - Resolution No. 42/2013 ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ for non-predatory fish species and $1.00 \mu\text{g g}^{-1}$ for predatory species). Considering the maximum value found.

D detritivorous, *O* omnivorous, *P* planktivorous, *I* insectivorous, *C* carnivorous, *Pis* piscivorous

upstream of the reservoir ($377.98 \pm 245.51 \text{ ng g}^{-1}$), differing significantly from that observed in the downstream river area ($168.53 \pm 60.77 \text{ ng g}^{-1}$). The findings of the cited study provided evidence of biomagnification and indicated that THg levels are influenced by allochthonous Hg, which moves from the soil to the aquatic environment via anthropogenic actions, such as deforestation.

The current study showed that, of the six groups comprising the aquatic trophic chain (detritivorous, insectivorous, omnivorous, planktivorous, carnivorous, and piscivorous), only in two was THg influenced by fluvial regime (Fig. 5), in agreement with Azevedo et al. (2021), Nyholt et al. (2022), and Paiva et al. (2022). The authors found that feeding habits and the fluvial regime of the Amazon River influence Hg dynamics

(bioaccumulation and biomagnification) in fish species. This study showed that THg levels vary significantly between trophic groups ($p \leq 0.001$), being higher in carnivorous ($p \leq 0.001$) and piscivorous ($p \leq 0.001$) species. The mean THg levels of detritivorous, insectivorous, omnivorous, and planktivorous species were of the same order of magnitude (Fig. 4). In an Amazon floodplain lake (Puruzinho Lake), Azevedo et al. (2021) observed a similar relationship, where Hg biomagnification was significantly higher at the herbivore–piscivore level and lower at the detritivore–piscivore level. Azevedo et al. (2022), in estimating the daily fish intake and the risk to human health associated with Hg in an Amazonian community, identified that individuals consuming carnivorous and detritivorous fish species were more exposed to Hg. The authors underscored that, to avoid the risk of Hg exposure, it is

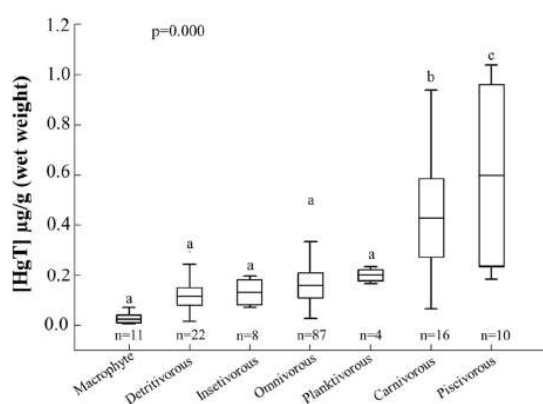


Fig. 4 THg concentrations in macrophyte tissues and feeding habit of fish species from the Curuá-Una hydroelectric according to feeding habits. Box plot graph: (–) average, (|) 25–75%, (I) maximum and minimum values. Different letters were used to identify significant differences between trophic levels ($p < 0.05$), ($p < 0.001$)

recommended to reduce the intake of detritivorous fish and/or replace them with herbivorous fish, which generally have lower Hg concentrations. Among the fish species typically consumed in Amazonian villages, carnivorous species have a higher THg concentration, posing a higher risk of Hg exposure for indigenous populations (Oliveira et al. 2021; Hacon et al. 2020; Basta et al. 2021).

The results of this study show that THg concentrations were associated with body weight in the piscivore *A. falcirostris* and with total length in the omnivores *P. blochii* and *T. brevis*. Costa et al. (2022) observed the same relationship in the commercial species *Plagioscion squamosissimus* occurring in the Madeira River basin: THg levels in the liver and muscle were positively and significantly associated with specimen size. Romanuk et al. (2011), Keppeler et al. (2020), and Moraes et al. (2023) demonstrated that trophic level (carnivore and non-carnivore) is

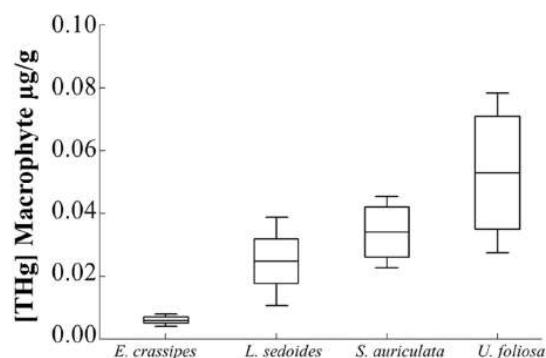


Fig. 6 Mean concentrations \pm standard deviation of THg in the tissues of aquatic macrophyte species from the Curuá-Una hydroelectric ($p = 0.017$)

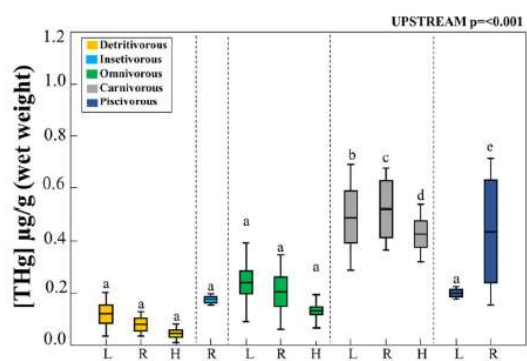
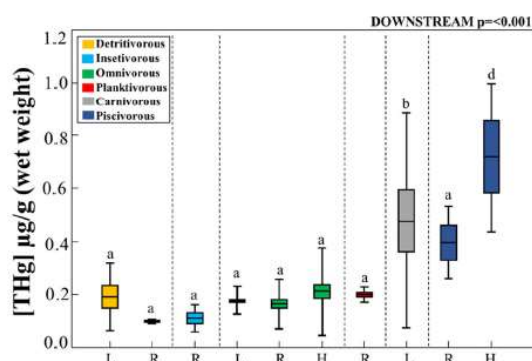


Fig. 5 Mean concentrations \pm standard deviation of THg in the tissues of fish downstream ($p \leq 0.001$) and upstream ($p \leq 0.001$) of the Curuá-Una hydroelectric according to dietary habits (detritivorous, insectivorous, omnivorous, planktivorous, carnivorous and piscivorous) and



collection period (low water, rising water, and high water). (o) outlier. Different letters mean significant differences between collection periods ($p < 0.05$). Box plot graph: (–) average, (|) 25–75%, (I) maximum and minimum values. L low water, R rising water, and H high water

Table 4 Comparison of recent works, means and standard deviation, of THg concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$) (wet weight) in fish species from the Curuá-Una river with other Amazon basins

Species	Hydrographic basin	Reference	[THg] ($\mu\text{g g}^{-1}$)	[THg] ($\mu\text{g g}^{-1}$) Present study
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	Madeira river basin	Bastos et al. (2008)	1.29	0.68±0.48 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	1.37±0.82 ^L	0.68±0.48 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	1.48±0.27 ^R	0.42±0.02 ^R
	Acre river basin	Oliveira et al. (2021)	0.33*	0.42±0.02^R
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Curuá-Una Hydroelectric	Pinto et al. (2018)	0.34±0.20 ⁺	0.14±0.05 ^R
<i>Curimata inornata</i>	Xingu river basin	Souza-Araujo et al. (2022)	0.04±0.03 ^L	0.11±0.01^L
<i>Curimata kneri</i>	Madeira river basin	Bastos et al. (2008)	0.37	0.11±0.01 ^L
	Xingu river basin	Souza-Araujo et al. (2022)	0.03±0.02 ^H	0.16±0.07^H
	Curuá-Una Hydroelectric	Pinto et al. (2018)	0.06±0.04 ⁺	0.05±0.03 ^R
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Curuá-Una Hydroelectric	Pinto et al. (2018)	0.09±0.07 ⁺	0.08±0.01 ^R
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2019a)	0.18±0.08 ^L	0.14±0.03 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2019a)	0.18 ± 0.07 ^R	0.08±0.01 ^R
	Xingu river basin	Souza-Araujo et al. (2022)	0.03±0.02 ^L	0.14±0.03^L
	Curuá-Una Hydroelectric	Carvalho da Silva et al. (2022)	0.06±0.045 ^L 0.14±0.079 ^H	0.14±0.03^L
<i>Hoplias malabaricus</i>	Madeira river basin	Bastos et al. (2007)	0.54±0.32 ^H	0.39±0.09 ^H
	Madeira river basin	Bastos et al. (2008)	0.43	0.39±0.09 ^H
	Madeira river basin	Bastos et al. (2007)	0.35±0.29 ^L	0.62±0.10^L
	Tapajós river basin	Castilhos et al. (2015)	0.80±0.55 ^F	0.62±0.10 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	0.82±0.17 ^H	0.39±0.09 ^H
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	1.05±0.72 ^L	0.62±0.10 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	1.06±0.18 ^R	0.52±0.11 ^R
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2019b)	0.82 ± 0.16 ^L	0.62±0.10 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2019b)	1.10 ± 0.72 ^H	0.39±0.09 ^H
	Solimões river basin	Silva and Lima (2020)	0.94±0.40 ^L	0.62±0.10 ^L
	Xingu river basin	Souza-Araujo et al. (2022)	0.07±0.05 ^H	0.06±0.03 ^H
<i>Geophagus altifrons</i>	Tapajós river basin	Castilhos et al. (2015)	0.92±0.95 ^R	0.23±0.00 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2019a)	0.41 ± 0.03 ^L	0.23±0.00 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	0.29±0.06 ^H	0.19±0.01 ^H
<i>Pimelodus blochii</i>	Madeira river basin	Bastos et al. (2008)	0.78	0.49±0.05 ^L
	Tapajós river basin	Castilhos et al. (2015)	0.34±0.13 ^F	0.49±0.05^L
	Curuá-Una Hydroelectric	Pinto et al. (2018)	0.32±0.25 ⁺	0.36±0.04^R
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	1.65±0.69 ^H	0.33±0.16 ^H
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	1.49±0.41 ^L	0.49±0.05 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2020)	0.81±0.52 ^R	0.36±0.04 ^R
	Xingu river basin	Souza-Araujo et al. (2022)	0.36±0.28 ^L	0.49±0.05^L
	Xingu river basin	Souza-Araujo et al. (2022)	0.36±0.31 ^H	0.33±0.16 ^H
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2021)	1.64 ±0.69 ^H	0.33±0.16 ^H
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2021)	1.44 ±0.42 ^L	0.49±0.05 ^L
	Madeira river basin	Azevedo et al. (2021)	1.03 ±0.39 ^R	0.36±0.04 ^R
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Curuá-Una Hydroelectric	Carvalho da Silva et al. (2022)	0.39±0.22 ^H	0.33±0.16 ^H
	Curuá-Una Hydroelectric	Carvalho da Silva et al. (2022)	0.28±0.2 ^L	0.49±0.05^L

Bold = higher concentrations compared to other Amazon basins

^LLow-water

^RRising-water

^HHigh-water

^FFalling-water

*Only one specimen collected

⁺Three-period average

influenced by fish size, with a positive relationship between size and trophic level mainly among carnivorous species.

Although this study was conducted in an area with activities that influence the biogeochemical cycle of Hg,

THg levels in fish were above the limits allowed by WHO (2008) and ANVISA (2013) in only 6 (*A. falcirostris*, *A. dentatus*, *C. gibbosus*, *C. inornata*, *H. malabaricus*, and *S. rhombeus*) of the 22 species studied (Table 3). However, of

the species captured in the Curuá-Una reservoir, five had higher mean THg concentrations than their homonyms in other hydroelectric reservoirs in the Amazon basin: *A. falcirostris* ($0.42 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$, rising-water), *C. inornata* ($0.11 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$, low-water), *C. knerii* ($0.16 \pm 0.07 \mu\text{g g}^{-1}$, high-water), *H. unimaculatus* ($0.14 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$, low-water), *H. malabaricus* ($0.62 \pm 0.10 \mu\text{g g}^{-1}$, low-water), and *S. rhombus* ($0.49 \pm 0.05 \mu\text{g g}^{-1}$, low-water) (Table 4).

For assessment of the risk of Hg intake via fish consumption in Amazonian populations, it is important to determine the amount of fish consumed, thereby avoiding underestimation of intake levels and possible health risks associated with Hg (Silva and Lima 2020; Mussy et al. 2023; Canela et al. 2024). Silva and Lima (2020) investigated the risk of human exposure to Hg via fish consumption in the Amazon based on daily and weekly maximum intake recommendations. With this, the authors were able to estimate the tolerable weekly intake. It was found that the consumption of at least 13 species should be minimized during the high-water period so as not to exceed the tolerable weekly intake. It was also recommended to prioritize species with a low trophic level (herbivores) (Silva and Lima 2020; Canela et al. 2024).

Among the evaluated aquatic macrophyte species, *S. auriculata* had the highest THg level in the roots ($0.043 \mu\text{g g}^{-1}$) during the low-water period. The environmental conditions surrounding macrophyte roots are conducive to the production and release of Hg, explaining the high THg contents in this tissue. The roots are favorable sites for methylation because of the anoxic conditions, acidic pH, and presence of sulfate-reducing bacteria associated with roots (Pestana et al. 2016). Furthermore, these tissues harbor a variety of microorganisms, mainly periphyton (algae, cyanobacteria, and heterotrophic organisms) that serve as food for many fish species. Thus, macrophytes participate in the transfer of Hg to the aquatic trophic chain (Coelho-Souza et al. 2011; Pestana et al. 2019a, b; Monteiro et al. 2023b, 2024). Macrophytes with a fixed floating life form, such as *L. sedoides*, are exposed to Hg found in the bottom sediment, and the associated anoxic conditions favor Hg accumulation (Pestana et al. 2019b). Hg occurring in other macrophyte tissues can be transferred to the aquatic trophic chain via herbivorous species feeding on flowers and fruits. Here, the highest THg concentrations ($0.071 \mu\text{g g}^{-1}$) were recorded in a free-floating macrophyte species (*U. foliosa*). Pestana et al. (2019b), by contrast, found that the highest MeHg level occurred in a macrophyte species rooted in sediments (*Oryza* sp.) in an Amazonian reservoir. Nevertheless, the authors reported that further studies are needed to understand how macrophyte structures (root thickness and growth form) influence Hg uptake. It can be concluded that aquatic macrophytes play an important role in the biogeochemical cycle of Hg in

reservoirs, serving as a site for Hg methylation, accumulation, and transfer to aquatic biota.

Conclusions

The results show that THg concentrations in fish occurring in the hydroelectric reservoir vary according to feeding habit and fluvial regime. Aquatic macrophyte species play a role in Hg transfer to the aquatic trophic chain. THg concentrations in soil and aquatic environments are influenced by land use, particularly deforestation. The reservoir provides favorable conditions for the transformation of inorganic Hg into its organic form. With this, the metal is bioaccumulated and biomagnified along the aquatic trophic chain. Although Brazilian legislation establishes the maximum allowable limits of Hg concentrations in water and fish, this article recommends adopting biomonitoring measures to help establish the maximum intake limit of fish with Hg. This information can help guide strategies to minimize the Hg-associated health risks among Amazonian populations. The results of this study offer insights into the impacts of hydroelectric plants on the biogeochemical cycle of Hg in the Amazon, thereby prompting discussions about the real need for hydroelectric plants in the region.

Supplementary information The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02808-1>.

Acknowledgements This study was financed in part by the Centro de Estudos de Adaptação às Mudanças Ambientais na Amazônia (INCT ADAPTA II, FAPEAM/CNPq 573976/2008-2). ELETRONORTE/UFOPA Agreement (ELN—OIE—001/2012). UFOPA/FIAM/BRA-SILENCORP Administrative Contract Term (TCA/2022). CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for granting the doctoral scholarship and the Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) for the logistics of carrying out the work. To the Laboratório de Biologia Ambiental (UFOPA) for the analyses. This project was partially financed by the project “Fortalecimento da Pós-Graduação da UFOPA” referring to the parliamentary amendment by Federal Deputy Nilson Pinto. We thank the Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento at Universidade Federal do Oeste do Pará for all the intellectual support provided by PPG researchers and teachers. We also thank the Fábio Cunha for review.

Author contributions BCB: conceptualization, methodology, investigation, formal analysis, writing—original draft preparation, visualization, funding acquisition. JRPP: validation, writing—review & editing, project administration, funding acquisition, resources. SM: validation, writing—review & editing, resources, investigation, supervision. YGFG: investigation, supervision. APV: methodology, writing—review & editing. All authors read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding This work was supported by Centro de Estudos de Adaptação às Mudanças Ambientais na Amazônia (INCT ADAPTA II,

FAPEAM/CNPq 573976/2008-2). ELETRONORTE/UFOPA Agreement (ELN—OIE—001/2012). UFOPA/FLAM/BRASILENCORP Administrative Contract Term (TCA/2022). BCB has received research support from CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for the doctoral scholarship.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare no competing interests.

Informed consent All authors consent their participation.

References

- Aguiar CPO, Peleja JRP, Sousa KNS (2014) Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. *Rev Arv* 38:983–992. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600003>
- ANA (2022) Agência Nacional de Águas HidroWeb Sistema de informações hidrológicas <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Accessed 05 July 2022
- ANVISA (2013) Agência Nacional de Vigilância Sanitária Portaria MS Nº 42/2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, Ministério da Saúde, Brasília
- AOAC (2011) Association of Analytical Communities. Standard Format and Guidance for AOAC Standard Method Performance Requirement (SMPR) Documents (Version 12.1)
- Azevedo LS, Pestana IA, Nery AFC et al. (2019a) Influence of the flood pulse on mercury accumulation in detritivorous, herbivorous and omnivorous fish in Brazilian Amazonia. *Ecotoxicology* 28:478–485. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02044-y>
- Azevedo LS, Pestana IA, Da Costa Nery AF et al. (2019b) Variation in Hg accumulation between demersal and pelagic fish from Puruzinho Lake, Brazilian Amazon. *Ecotoxicology* 28:1143–1149. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02118-x>
- Azevedo LS, Pestana IA, Nery AFC, Bastos WR, Souza CMM (2020) Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: interaction between seasonality and feeding habits. *Ecol Indic* 111:106056. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106056>
- Azevedo LS, Pestana IA, Almeida MG, Nery AFC, Bastos WR, Souza CMM (2021) Mercury biomagnification in an ichthyic food chain of an amazon floodplain lake (Puruzinho Lake): influence of seasonality and food chain modeling. *Ecotoxicol Environ Saf* 207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111249>
- Azevedo LS, Pestana IA, Nascimento L, Oliveira RC, Bastos WR, Di Benedetto APM (2022) Risk of exposure to Hg and pesticides residues in a traditional fishing community in the Amazon: a probabilistic approach based on dietary pattern. *Environ Sci Pollut Res Int* 23:34164–34173. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18409-y>
- Basta PC, Viana PVS, Vasconcelos ACS, Périssé ARS, Hofer CB, Paiva NS, Kempton JW, Ciampi de Andrade D, Oliveira RAA, Achatz RW et al. (2021) Mercury exposure in Mundurucu indigenous communities from Brazilian Amazon: methodological background and an overview of the principal results. *Int J Environ Res Public Health* 18. <https://doi.org/10.3390/ijerph18179222>
- Bastos WR, Almeida R, Dórea JG, Barbosa AC (2007) Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology* 16:341–346. <https://doi.org/10.1007/s10646-007-0138-0>
- Bastos WR, Rebelo MF, Fonseca MF, Almeida R, Malm O (2008) A description of mercury in fishes from the Madeira river basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazon* 38:431–438. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000300006>
- Brito BC, Forsberg BR, Kasper D, Amaral JHF, de Vasconcelos MRR, de Sousa OP, Cunha FAG, Bastos WR (2017) The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia* 790:35–48. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3017-y>
- Buckup PA, Menezes NA, Ghazzi MS (2007) Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro
- Canela TA, Monteiro LC, Cabral CS, Ximenes FS, Oliveira IAS, Bernardi JVE, Almeida R, Bastos WR (2024) Mercury in fish and human hair and estimated dietary intake in a riverside community of the Madeira River Basin in the Brazilian Amazon. *Toxics* 12:208. <https://doi.org/10.3390/toxics12030208>
- Carvalho da Silva JDS, Pinto YC, Parente NPO, Bacelar RDM, Figueiredo DG, Peleja JRP, Goch YGDF (2022) Mercúrio total em duas espécies de peixe do reservatório e adjacências de uma usina Hidroelétrica na Amazônia, Pará, Brasil. *Revista AIDIS de Engenharia e Ciências Ambientais Investigação desenvolvimento e prática* 15:1–17. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128>
- Castilhos Z, Rodrigues-Filho S, Cesar R, Rodrigues AP, Villas-Bôas R, Jesus I, Lima M, Faial K, Miranda A, Brabo E, Beinhoff C, Santos E (2015) Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon. *Environ Sci Pollut Res Int* 22:11255–11264. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4340-y>
- Coelho-Souza AS, Guimarães JRD, Miranda MR, Poirier H, Mauro JBN, Lucotte M, Mergler D (2011) Mercury and flooding cycles in the Tapajós river basin, Brazilian Amazon: the role of periphyton of a floating macrophyte (*Paspalum repens*). *Sci Total Environ* 409:2746–2753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.028>
- Coquery M, Cossa D, Peretyazhko T, Azemard S, Charlet L (2003) Methylmercury formation in the anoxic waters of the Petit-Saut reservoir (French Guiana) and its spreading in the adjacent Sinnamary river. *J Phys* 107:327–331. <https://doi.org/10.1051/jp4:20030308>
- CONAMA (2005) Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução nº 357 Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF
- Costa ID, Nascimento EL, Facchetti MAS, Nunes NNS, Gomes JPO, Almeida R, Bastos WR (2022) Mercury in muscle and liver of *Plagioscion squamosissimus* (Acanthuriformes: Sciaenidae) from the Machado River, Brazilian Amazon. *Acta Amazon* 52:60–68. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202001032>
- Crespo-Lopez ME, Augusto-Oliveira M, Lopes-Araújo A, Santos-Sacramento L, Takeda PY, Macchi BM, Nascimento JLM, Maia CSF, Lima RR, Arrifano GP (2021) Mercury: what can we learn from the Amazon. *Environ Int* 146:106–223. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>
- EPA Method 1669 (1996) Sampling ambient water for trace metals at EPA water quality criteria levels. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC
- Fearnside PM (2015) Hidrelétricas na Amazônia: Impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. INPA, Manaus
- Ferreira EJG, Zuanon JAS, Santos GM (1988) Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará. Edições IBAMA, Brasília
- Fish Base (2022) <https://www.fishbase.se/search.php>. Accessed 20 July 2022
- Gomes DF, Moreira RA, Sanches NAO, Vale CA, Daam MA, Gorni GR, Bastos WR (2020) Dynamics of (total and methyl) mercury in sediment, fish, and crocodiles in an Amazonian

- Lake and risk assessment of fish consumption to the local population. *Environ Monit Assess* 192:101. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8066-z>
- Gunkel G, Lange U, Walde D, Rosa JWC (2000) Environmental impact of an Amazon Reservoir, Curuá-Una /Pará: limnological aspects. German-Brazilian workshop on neotropical ecosystems —achievements and prospects of cooperative research Hamburg. September 3–8. Session 3: Water quality. Water dynamics and water management
- Hacon SS, Oliveira-da-Costa M, Gama CS, Ferreira R, Basta PC, Schramm A, Yokota D (2020) Mercury exposure through fish consumption in traditional communities in the Brazilian Northern Amazon. *Int J Environ Res Public Health* 17:52–69. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155269>
- Junk WJ, Robertson BA, Darwich AJ, Vieira I (1981) Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazon* 11:689–716. <https://doi.org/10.1590/1809-43921981114689>
- Kasper D, Palermo EFA, Branco CWC, Malm O (2012) Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia* 694:87–98. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1133-x>
- Kasper D, Forsberg BR, Amaral JHF, Leitão RP, Py-Daniel SP, Bastos WR, Malm O (2014) Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil. *Environ Sci Technol* 48:1032–1040. <https://doi.org/10.1021/es4042644>
- Kasper D, Forsberg BR, Almeida R, Bastos WR, Malm O (2015) Metodologias de coleta, preservação e armazenamento de amostras de água para análise de mercúrio uma revisão. *Quím Nova* 38:410–418. <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20150020>
- Kasper D, Forsberg BR, Amaral JHF, Py-Daniel SP, Bastos WR, Malm O (2017) Methylmercury modulation in Amazon rivers linked to basin characteristics and seasonal flood-pulse. *Environ Sci Technol* 51:14182–14191. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04374>
- Keppeler FW, Montaña CG, Winemiller KO (2020) The relationship between trophic level and body size in fishes depends on functional traits. *Ecol Monogr* 90. <https://doi.org/10.1002/ecm.1415>
- Lacerda LD, Almeida R, Bastos WR (2024) A 35-year record (1987–2022) of Hg concentrations in two of the fish species most consumed by people living in the upper Madeira River Basin, Brazilian Amazon region. *Toxics* 12:144. <https://doi.org/10.3390/toxics12030204>
- Martoredjo I, Santos LBC, Vilhena JCE, Rodrigues ABL, Almeida A, Passos CJS, Florentino AC (2024) Trends in mercury contamination distribution among human and animal populations in the Amazon region. *Toxics* 12:204. <https://doi.org/10.3390/toxics12030204>
- Melwani AR, Negrey J, Heim WA, Coale KH, Stephenson MD, Davis JA (2019) Factors influencing methylmercury contamination of black bass from California reservoirs. *Environ Pollut* 251:850–861. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.019>
- Monteiro LC, Vieira LCG, Bernardi JVE, Moraes LC, Rodrigues YOS, de Souza JPR, de Souza JR, Bastos WR, Passos CJS, Dórea JG (2023a) Ecological risk of mercury in bottom sediments and spatial correlation with land use in Neotropical savanna floodplain lakes, Araguaia River, Central Brazil. *Environ Res* 238:117231. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117231>
- Monteiro LC, Vieira LCG, Bernardi JVE, Bastos WR, Souza JPR et al. (2023b) Local and landscape factors influencing mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of the Araguaia River floodplain, Central Brazil. *Sci Total Environ* 908:168336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168336>
- Monteiro LC, Vieira LCG, Bernardi JVE, Rodrigues YOS, Mesquita LPB, Souza JPR, Sena G, Oliveira IAS, Cabral CS, Gonçalves Júnior JF et al. (2024) Mercury bioconcentration and translocation in rooted macrophytes (*Paspalum repens* Berg.) from floodplain lakes in the Araguaia River Watershed, Brazilian Savanna. *Water* 16:1199. <https://doi.org/10.3390/w16091199>
- Moraes LC, Bernardi JVE, Souza JPR, Portela JF, Pereira HR, Barbosa HO, Pires NL, Monteiro LC, Rodrigues YOS, Vieira LCG et al. (2023) Mercury contamination as an indicator of fish species' trophic position in the Middle Araguaia River, Brazil. *Toxics* 11:886. <https://doi.org/10.3390/toxics11110886>
- Mussy MH, de Almeida R, de Carvalho DP et al. (2023) Evaluating total mercury and methylmercury biomagnification using stable isotopes of carbon and nitrogen in fish from the Madeira River basin, Brazilian Amazon. *Environ Sci Pollut Res* 30:33543–33554. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24235-7>
- Nascimento EL, Miyai RK, Oliveira Gomes JP, Almeida RR, Carvalho DP, Manzatto AG, Bernardi JVE, Silveira EG, Bastos WR (2020) Dynamics of mercury in the plankton of a hydroelectric reservoir, Western Amazon. *Environ Monit Assess* 192:647. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08600-y>
- Nyholt K, Jardine TD, Villamarín F, Jacobi CM, Hawes JE, Campos-Silva JV, Srayko S, Magnusson WE (2022) High rates of mercury biomagnification in fish from Amazonian floodplain-lake food webs. *Sci Total Environ* 833:155161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155161>
- Oliveira DF, Castro BS, Recktenvald MCNN, Júnior WAC, Silva FX, Alves CLM, Froehlich JD, Bastos WR, Ott AMT (2021) Mercury in wild animals and fish and health risk for indigenous Amazonians. *Food Addit Contam B* 14:161–169. <https://doi.org/10.1080/19393210.2020.1849410>
- Paiva TC, Dary EP, Pestana IA, Amadio SP, Malm O, Kasper D (2022) Flood-pulse and trophic position modulate mercury concentrations in fishes from an Amazon floodplain lake. *Environ Res* 215. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114307>
- Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, Carvalho DP, Rezende CE, Souza CMM (2016) Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Environ Sci Pollut Res* 23:9640–9648. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6185-4>
- Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, Mussy MH, Souza CMM (2019a) Methylmercury in environmental compartments of a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Chemosphere* 215:758–765. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.106>
- Pestana IA, Almeida MG, Bastos WR, Souza CMM (2019b) Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Sci Total Environ* 656:388–399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.388>
- Pestana IA, Rezende CE, Almeida R, Lacerda LD, Bastos WR (2022) Let's talk about mercury contamination in the Amazon (again): the case of the floating gold miners' village on the Madeira River. *Extr Ind Soc* 11:101122. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2022.101122>
- Pichet P, Morrison K, Rheault I, Tremblay A (1999) Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C, Tremblay A (eds) Mercury in the biogeochemical cycle. Springer Press, Berlin, p 11.
- Pinto YC (2018) Dinâmica do mercúrio total na área de influência da usina hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém- Pa. Dissertation, Universidade Federal do Oeste do Pará
- Portaria GM/MS N° 888 de 4 de maio de 2021 Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS n° 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde, Brasília
- Queiroz LJ, Torrente-Vilara G, Ohara WM, Pires THS, Zuanon J, Doria CRC (2013) Peixes do Rio Madeira. Dialetos Latin American, São Paulo

- Reis REO, Kullander CJ, Ferraris JR (2003) Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre
- Romanuk TN, Hayward A, Hutchings JA (2011) Trophic level scales positively with body size in fishes. *Glob Ecol Biogeogr* 20:231–240. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00579.x>
- Roulet M, Lucotte M, Canuel R, Rheault I, Tran S, De Freitas Gog YG, Farella N, Souza do Vale R, Sousa Passos CJ, De Jesus da Silva E, Mergler D, Amorim M (1998a) Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *Sci Total Environment* 213:203–211. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00093-X)
- Roulet M, Lucotte M, Guimarães JR, Rheault I (2000) Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Sci Total Environ* 26:43–59. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(00\)00594-5](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(00)00594-5)
- Roulet M, Lucotte M, Canuel R, Farella N, De Freitas Goch YG, Pacheco Peleja JR et al. (2001) Geoquímica espaço-temporal do mercúrio nas águas dos rios Tapajós e Amazonas, Brasil. *Limnol Oceanogr* 46:1141–1157
- Santos PRB, Zarzar CA, Sousa KNS (2018) Avaliação do estado trófico atual do reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia Central. *Biota Amazon* 8:45–48. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v8n4p45-48>
- Silva SF, Lima MO (2020) Mercury in fish marketed in the Amazon triple frontier and health risk assessment. *Chemosphere* 248. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125989>
- Souza-Araujo J, Andrades R, Hauser-Davis RA, Lima MO, Giarrizzo T (2022) Before the dam: a fish-mercury contamination baseline survey at the Xingu River, Amazon Basin before the Belo Monte Dam. *Bull Environ Contam Toxicol* 108:861–866. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03371-9>
- U.S. EPA (1995) Mercury study report to congress. Office of Research and Development. External Review Draft, Washington, DC. EPA/600/P-94/002Ab
- Vale RS, Gomes ACS, Santana RAS, Tóta J, Miller SD, Sousa RAF (2016) Hydroclimatic variables associated with El Niño and La Niña events at the Curuá-Una hydroelectric reservoir Central Amazônia. *Acta Amazon* 46:303–308. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201600083>
- Vasconcelos MRR, Brito BC, Forsberg BR, Goch YGF, Malm O, Melo S, Kasper D (2022) Export and bioaccumulation of methylmercury in streams draining distinct soils in the Central Brazilian Amazon, 2012–2013. *J Trace Elem Miner*. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100014>
- Viana AP, Loc'h FL, Frédou T, Lucena-Frédou F, Ménard F, Lagane C, Munaron JM, Lira AS, Santos IGS, Ferreira V, Gonzalez JG, Point D (2023) Mercury biomagnification and trophic structure patterns in neotropical coastal estuaries impacted by a Chlor-alkali plant in northeast Brazil. *Reg Stud Mar Sci* 63:103105. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103105>
- Vieira I (1982) Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira. Thesis de Livre docência, Universidade Federal de Juiz de Fora
- Vieira I, Darwich AJ (1999) Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: características hidroquímicas, climáticas, vegetação e peixes *Acta Limnol Bras* 11:41–64
- WHO (2008) Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. World Health Organization, United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland
- Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, Fluet-Chouinard E, Giarrizzo T, Nam S, Baird IG, Darwall W et al. (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351:128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>

Springer Nature or its licensor (e.g. a society or other partner) holds exclusive rights to this article under a publishing agreement with the author(s) or other rightsholder(s); author self-archiving of the accepted manuscript version of this article is solely governed by the terms of such publishing agreement and applicable law.