

**IMPACTOS DE HIDRELÉTRICAS NA DINÂMICA DE Hg EM PEIXES:
EFEITOS DO TEMPO DE REPRESAMENTO, PREFERÊNCIA
ALIMENTAR E LATITUDE**

SILVANA DE OLIVEIRA BARBOSA

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO**

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO – 2022

IMPACTOS DE HIDRELÉTRICAS NA DINÂMICA DE Hg EM PEIXES:
EFEITOS DO TEMPO DE REPRESAMENTO, PREFERÊNCIA
ALIMENTAR E LATITUDE

SILVANA DE OLIVEIRA BARBOSA

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof.^a Marina Satika Suzuki

Coorientador: Dr. Inácio Abreu Pestana

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO – 2022

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

B238 Barbosa, Silvana de Oliveira.

IMPACTOS DE HIDRELÉTRICAS NA DINÂMICA DE Hg EM PEIXES : EFEITOS DO TEMPO DE REPRESAMENTO, PREFERÊNCIA ALIMENTAR E LATITUDE / Silvana de Oliveira Barbosa. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2022.

57 f. : il.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2022.

Orientadora: Marina Satika Suzuki.

Coorientador: Inácio Abreu Pestana.

1. mercúrio. 2. peixes. 3. reservatórios hidrelétricos. 4. tropical. 5. temperado. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

IMPACTOS DE HIDRELÉTRICAS NA DINÂMICA DE Hg EM PEIXES:
EFEITOS DO TEMPO DE REPRESAMENTO, PREFERÊNCIA
ALIMENTAR E LATITUDE

SILVANA DE OLIVEIRA BARBOSA

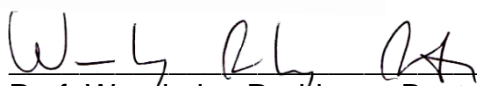
Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das exigências
para a obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 22 de fevereiro de 2022

Comissão Examinadora:



Prof.^a Daniele Kasper (Dra. em Ciências Biológicas – Biofísica) – UFRJ



Prof. Wanderley Rodrigues Bastos (Dr. em Ciências Biológicas – Biofísica) – UNIR



Prof. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho (Dr. em Geociências – Geoquímica) – UENF



Dr. Inácio Abreu Pestana (Dr. em Ecologia e Recursos Naturais) – UENF
(Coorientador)



Prof.^a Marina Satika Suzuki (Dr. em Biotecnologia e Biotecnologia) – UENF
(Orientadora)



Governo do Estado do Rio de Janeiro
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada “**Impactos de hidrelétricas na dinâmica de Hg em peixes: efeitos do tempo de represamento, preferência alimentar e latitude**” de autoria de Silvana de Oliveira Barbosa, defendida no dia 22 de fevereiro de 2022.

Campos dos Goytacazes, 10 maio de 2022

Marina Satika Suzuki
Coordenadora PPG-ERN / UENF
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 10/05/2022, às 16:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do [Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2019](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **32599531** e o código CRC **EA22909B**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 32599531

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602
Telefone: - www.uenf.br

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”

– Martin Luther King

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por se fazer sempre presente em minha vida, concedendo-me grandes experiências, conhecimento e amadurecimento ao longo da conclusão de mais uma etapa.

Agradeço aos meus pais por nunca medirem esforços para minha educação, estando sempre ao meu lado sem hesitar.

Agradeço meu marido e melhor amigo pelas palavras de conforto e incentivo das tantas vezes em que me vi aflita, entendendo meus momentos de dificuldade e ausência.

Agradeço a todo corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais por todo conhecimento adquirido ao longo do curso, mesmo diante de toda adversidade imposta pela pandemia do Covid-19.

Agradeço a Prof.^a Marina Satika Suzuki pela orientação em meu trabalho, pelos inúmeros ensinamentos dados ao longo das correções.

Agradeço o Dr. Inácio Abreu Pestana pela coorientação, pela disponibilidade em sempre ajudar, por acreditar no meu potencial, pelas palavras de apoio e todo ensinamento que adquirir durante o mestrado.

Agradeço aos meus amigos e colegas da UENF, pelas palavras amigas e disponibilidade em ajudar.

À CAPES e FAPERJ pela concessão da bolsa de estudos.

Sumário

LISTA DE ABREVIATURAS	IX
LISTA DE TABELAS.....	X
LISTA DE FIGURAS.....	XI
RESUMO	XII
ABSTRACT	XIII
ESTE ESTUDO.....	XIV
1. Introdução Geral	1
1.1 Aspectos gerais e históricos acerca do Hg.....	1
1.2 Os impactos de hidrelétricas no ciclo do Hg.....	4
1.3 A meta-análise como ferramenta para sintetizar estudos.....	10
Impactos de hidrelétricas na dinâmica de Hg em peixes: Efeitos do tempo de represamento, preferência alimentar e latitude	12
1. Introdução.....	13
2. Materiais e Métodos.....	14
2.1 Banco de dados.....	14
2.2 Extração de dados.....	14
2.3 Análises estatísticas	15
3. Resultados e discussão	16
3.1 Diferença na concentração de Hg nos peixes de reservatórios norte e sul- americanos.....	16
3.2 Dinâmica do Hg após o enchimento do reservatório.....	19
3.3 Efeito do tamanho dos reservatórios sul-americanos na concentração de Hg nos peixes de diferentes guildas tróficas	21
3.4 Sugestões para estudos futuros e manejo de hidrelétricas no que tange a ciclagem de Hg.....	25
5. Agradecimentos.....	27
6. Referências.....	27
2. Considerações Finais	35
3. Referências.....	36

LISTA DE ABREVIATURAS

UENF – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

FAPERJ – Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro

Hg – Mercúrio

Hg-Au – Liga metálica de mercúrio-ouro

MeHg – Metilmercúrio

Hg⁰ – Mercúrio metálico

Hg²⁺ – Mercúrio inorgânico

Hg Total – Mercúrio total

Fe – Ferro

Al – Alumínio

UV – Luz ultravioleta

ANCOVA – Análise de Covariância

N – Nitrogênio

C – Carbono

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo das diferenças elencadas por essa revisão bibliográfica entre os reservatórios hidrelétricos da América do Sul e América do Norte no que tange suas principais características e a ciclagem de Hg.....	26
---	----

LISTA DE FIGURAS

Introdução geral

Figura 1 – Esquema da especiação do Hg em ambientes aquáticos.....6

Artigo

Figura 1 – Concentração de Hg (padronizada pelo comprimento) em peixes após enchimento dos reservatórios da América do Norte (Eagles-Smith *et al.*, 2016) e América do Sul (Pestana *et al.*, 2019). As barras indicam o erro padrão. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Os boxplots representam a distribuição geral dos dados, seguidos de mediana \pm IQR.....18

Figura 2 – Concentração de Hg padronizada pelo tamanho do reservatório para diferentes guildas tróficas após enchimento dos reservatórios da América do Sul (Pestana *et al.*, 2019). As barras indicam o erro padrão. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Os sombreados azul claro e escuro representam o intervalo de confiança e predição do modelo de regressão, ambos calculados com 95% de certeza.....22

RESUMO

A inundação de áreas terrestres e a modificação no fluxo de ambientes lóticos para geração de energia elétrica favorece a liberação do Hg na coluna d'água através da remobilização de partículas do sedimento de fundo e erosão do solo. Diferentemente dos lagos naturais, os reservatórios apresentam características que favorecem o processo de metilação do Hg, intensificando a biomagnificação desse contaminante ao longo da cadeia trófica. Os principais fatores descritos na literatura que influenciam esse processo são o tempo de construção do reservatório e sua localização geográfica. Neste sentido, o objetivo desse estudo é avaliar como a dinâmica do Hg em peixes varia com o tempo de represamento dos reservatórios da América do Sul e América do Norte através de meta-análises, além de verificar como os aspectos morfológicos dos reservatórios da América do Sul podem influenciar na dinâmica de Hg em peixes de guildas alimentares distintas. Dois bancos de dados foram utilizados para extrair dados de reservatórios localizados na América do Sul sob a influência do clima tropical, e da América do Norte, de clima temperado. Os dados planilhados foram extraídos de forma direta, quando possível, enquanto os dados plotados em gráficos de dispersão e boxplots foram extraídos com auxílio do programa Web Plot Digitizer versão 4.5. Os resultados mostram que a concentração de Hg nos peixes dos reservatórios da América do Norte é cerca de 16 vezes maior do que daqueles da América do Sul, ao qual o pico de maiores concentrações de Hg nos peixes ocorre após 5 anos do enchimento, estabilizando após 15 anos. No entanto, esse pico nos reservatórios da América do Sul ocorre após 25 anos do represamento e segue uma estabilização após 30 anos. A padronização das concentrações de Hg nos peixes de diferentes guildas tróficas pelo tamanho dos reservatórios sul-americanos indica uma tendência de aumento das concentrações de Hg ao longo dos anos para todas as guildas tróficas analisadas, sem perspectiva de declínio. Isso demonstra que aspectos morfológicos dos reservatórios devem também ser levados em consideração durante as análises temporais.

Palavras-chaves: mercúrio, peixes, reservatórios hidrelétricos, tropical, temperado.

ABSTRACT

The inundation of terrestrial areas and the modification in the flow of lotic environments for the generation of electric energy favors the release of Hg in the water column through the remobilization of particles from the bottom sediment and soil erosion. Unlike natural lakes, reservoirs have characteristics that favor the Hg methylation process, intensifying the biomagnification of this contaminant along the trophic chain. The main factors described in the literature that influence this process are the construction time of the reservoir and its geographic location. In this sense, the objective of this study is to evaluate how the dynamics of Hg in fish varies with the time of impoundment of the reservoirs in South America and North America through meta-analysis, in addition to verifying how the morphological aspects of the reservoirs in South America Sul can influence the Hg dynamics in fish from different food guilds. Two databases were used to extract data from reservoirs located in South America under the influence of a tropical climate, and in North America, with a temperate climate. Spreadsheet data were extracted directly, when possible, while data plotted in scatter plots and boxplots were extracted using the Web Plot Digitizer program, version 4.5. The results show that the concentration of Hg in fish from reservoirs in North America is about 16 times higher than in those in South America, where the peak of higher concentrations of Hg in fish occurs after 5 years of filling, stabilizing after 15 years. However, this peak in South American reservoirs occurs after 25 years of impoundment and follows a stabilization after 30 years. The standardization of Hg concentrations in fish from different trophic guilds by the size of South American reservoirs indicates a trend of increasing Hg concentrations over the years for all trophic guilds analyzed, with no prospect of decline. This demonstrates that morphological aspects of the reservoirs must also be considered during temporal analyses.

Keywords: mercury, fish, hydroelectric reservoirs, tropical, temperate.

ESTE ESTUDO

Essa dissertação é composta de (1) uma introdução geral, onde são abordados aspectos importantes a respeito do efeito de hidrelétricas sob a concentração de Hg em peixes e (2) um artigo científico, que contém os resultados desse trabalho.

1. Introdução Geral

1.1 Aspectos gerais e históricos acerca do Hg

Historicamente, o primeiro contato das civilizações com o mercúrio (Hg) foi através do cinábrio (sulfeto de mercúrio), usado como pigmento devido a sua cor chamativa durante o período pré-histórico (Mellor, 1952 *apud* Lacerda e Salomons, 1998; Schroeder e Munthe, 1998). A primeira descrição sobre a extração de ouro utilizando o Hg foi feita em 77 D.C. pelo romano Caio Plínio, conhecido como “o Velho”, através da sua obra “História Natural”, sendo essa liga metálica de mercúrio-ouro (Hg-Au) estudada e nomeada de amálgama anos depois por Tomás de Aquino (Malm, 1998; Hylander, 2011; Habashi, 2017). O uso do mercúrio metálico (Hg⁰) na mineração para a extração de ouro e prata cresceu rapidamente com a descoberta do Novo Mundo (continente Americano) e se manteve elevada durante três séculos (Patterson, 1971; Lacerda e Salomons, 1998; Hylander, 2011; Outridge *et al.*, 2018).

Na década de 1980 houve um declínio na produção de ouro e prata devido ao esgotamento de algumas minas e conseqüentemente um aumento do valor do ouro internacional (Patterson, 1971; Lacerda e Salomons, 1998; Hylander, 2011). Com isso, uma nova corrida do ouro foi iniciada em direção aos trópicos pelos países em desenvolvimento, principalmente aqueles localizados na bacia amazônica, que utilizaram a técnica de amalgamação para a pré-concentração e extração do ouro (Lacerda e Malm, 2008; Hacon *et al.*, 2009). Desta forma, grandes quantidades de Hg foram lançadas diretamente nos rios ou em suas margens e emitido para atmosfera durante a queima da amálgama (Pfeiffer e Lacerda, 1988; Martinelli *et al.*, 1988; Malm *et al.*, 1995).

Décadas anteriores a essa corrida do ouro, o desastre ocorrido em Minamata, Japão chamou a atenção de muitos pesquisadores sobre a toxicidade do Hg e seu comportamento no ambiente (Murata e Sakamoto, 2013). Na década de 1950, várias pessoas da vila de pescadores vieram a óbito e outras apresentaram sequelas (construção do campo visual, danos a coordenação motora) após o consumo de peixes e crustáceos contaminados com metilmercúrio (MeHg) na Baía de Minamata (Kurland *et al.*, 1960; Hylander, 2011; Murata e Sakamoto, 2013). Desde então, várias análises utilizando amostras humanas, de peixes e crustáceos, água e sedimento foram realizadas

com o intuito de apurar as causas. Após os resultados, concluiu-se que os rejeitos industriais provenientes dos processos de produção de acetaldeído e cloreto de vinila eram as fontes de contaminação. Esse acontecimento não só gerou graves danos ao meio ambiente natural, devido a acumulação de MeHg em elevadas concentrações na cadeia alimentar, como também às relações humanas e econômicas locais (Murata *et al.*, 2007; Hylander, 2011; Murata e Sakamoto, 2013).

Na região amazônica, os estudos iniciais sobre as liberações de Hg para o ambiente durante a obtenção do ouro começaram a ganhar força nas décadas finais do século passado, onde as altas concentrações de Hg encontradas em diferentes matrizes ambientais foram atribuídas à mineração (Pfeiffer e Lacerda, 1988; Malm *et al.*, 1995). A partir daí, estudos utilizando amostras de cabelo, urina e sangue humano começaram a ser realizados e os resultados obtidos mostraram níveis elevados de Hg total em trabalhadores que tinham contato direto com a queima da amálgama de ouro. Além disso, elevadas concentrações de MeHg em amostras humanas (cabelo, urina, sangue) e de peixes coletados próximos das áreas de mineração e afastadas também foram encontradas (Akagi *et al.*, 1995a; Akagi *et al.*, 1995b).

Em estudos posteriores, ficou claro que a maior parte das concentrações de Hg encontradas na região são associadas a processos naturais e que a mineração apresentava efeito limitado em termos de escala espacial (Malm, 1998; Lechler *et al.*, 2000). Por exemplo, no estudo realizado por Fadini e Jardim (2001) na região da Bacia do Rio Negro, essa relação foi observada ao encontrar concentrações mais elevadas de Hg nos perfis de solos coletados ao longo da bacia do que nos solos próximos às áreas de mineração durante o período da corrida do ouro. Mesmo considerando que o Hg remanescente presente na região amazônica seja proveniente das atividades de mineração durante a corrida do ouro e do período colonial, no pior dos cenários, isso representaria 2,4% do Hg proveniente de fontes naturais da bacia (Malm, 1998; Fadini e Jardim, 2001).

Os solos tropicais, além de serem ricos em Fe e Al, conhecidos suportes geoquímicos para o Hg, apresentam características que permitem o enriquecimento no acúmulo desse metal devido a presença de elevados

conteúdos de argila e substâncias húmicas que auxiliam na complexação e adsorção das espécies químicas de Hg às partículas do solo (Roulet e Luccote, 1995; Lechler *et al.*, 2000; Wasserman *et al.*, 2003). A fase gasosa do Hg no ciclo biogeoquímico promove o seu transporte pela atmosfera e deposição em outras áreas. Desta forma, esses fatores fazem com que os solos da região mantenham níveis elevados de Hg, datados entre 500 mil e 1 milhão de anos de idade (Johnson, 2003; Hacon *et al.*, 2009; Miserendino *et al.*, 2017).

Contrariamente, as regiões temperadas são caracterizadas por terem solos mais jovens e menos profundos quando comparados aos solos tropicais. O clima frio e seco dessas regiões temperadas faz com que a decomposição da matéria orgânica proveniente da serapilheira e turfa seja mais lenta, ocasionando um acúmulo maior de matéria orgânica na camada superficial do solo juntamente com o metal (Hall *et al.*, 2005; Harris-Hellal *et al.*, 2009). Nessas condições, o acúmulo de Hg nos solos temperados é mais superficial que profundo, principalmente devido à grande quantidade de carbono no horizonte orgânico (Roulet e Luccote, 1995).

A fácil dispersão e troca do Hg com diferentes compartimentos ambientais proporcionou sua distribuição em toda a superfície terrestre, mesmo em baixas concentrações, devido a fontes naturais e antropogênicas (Miserendino *et al.*, 2017; Jesus *et al.*, 2018). O aporte global de Hg emitido para atmosfera, incluindo as formas recicladas herdadas de outras atividades, aumentaram entre 450% e 600% nos últimos 600 anos, conseqüentemente elevando também sua porcentagem de deposição no solo e na água, variando de acordo com cada região (Zhang *et al.*, 2014; Outridge *et al.*, 2018).

O solo é um importante reservatório de Hg e fonte para os cursos d'água através de processos erosivos e lixiviação de suas partículas. Esses processos variam de acordo com o uso e ocupação do solo, fazendo com que o Hg seja remobilizado e mobilizado dependendo das características climáticas da região (Miserendino *et al.*, 2017; Pimentel *et al.*, 2019). Nos cursos d'água, parte do Hg adsorvido às partículas em suspensão poderão se sedimentar ou se associar com a matéria orgânica e carbono orgânico proveniente de fontes alóctones ou autóctones, aumentando seu tempo de residência na coluna d'água (Lacerda e Malm, 2008; Harris-Hellal *et al.*, 2009).

No que se refere à toxicologia do Hg, é nos ecossistemas aquáticos que ocorre a mais importante transformação em seu ciclo. O processo de metilação do Hg nesses ecossistemas promove a formação do MeHg, forma orgânica, altamente tóxica e facilmente absorvida pela biota (Bisinoti e Jardim, 2004). Essa espécie química do Hg representa um problema para a saúde pública no mundo devido à sua capacidade de biomagnificação ao longo da cadeia trófica e por causar efeitos teratogênicos e danos neurológicos irreversíveis ao homem, como já mencionado anteriormente (Hall *et al.*, 2005; Lacerda e Malm, 2008; Hacon *et al.*, 2009).

1.2 Os impactos de hidrelétricas no ciclo do Hg

Os estudos sobre os efeitos de hidrelétricas na dinâmica do Hg tiveram início em reservatórios temperados, com as primeiras publicações na década de 1970 (Smith *et al.*, 1974; Abernathy e Cumbie, 1977; Lodenius *et al.*, 1982). Desde então, houve um crescente interesse em estudar a dinâmica do Hg em reservatórios tropicais devido ao histórico de contaminação (principalmente na região amazônica) desde o período da corrida do ouro (Porvari, 1995; Aula *et al.*, 1995). Comparativamente, os estudos acerca desse tema em reservatórios tropicais são considerados recentes (aproximadamente 30 anos desde a primeira publicação) em relação aos reservatórios temperados, que já ocorrem há 48 anos (Smith *et al.*, 1974; Porvari, 1995; Aula *et al.*, 1995; Leino e Lodenius, 1995).

As barragens hidrelétricas são associadas ao desenvolvimento econômico devido à crescente demanda energética mundial, muito embora estudos recentes demonstrem retornos econômicos líquidos negativos por conta de seus impactos ao ambiente, incluindo aqueles relacionados ao ciclo do Hg (Castello e Macedo, 2016; Latrubesse *et al.*, 2017; Pestana *et al.*, 2019). O represamento de rios para geração de energia elétrica muda o fluxo de sistemas lóticos para permitir a acumulação de água, visando aproveitar seu desnível para a movimentação constante das turbinas da usina (Junk e Mello, 1990; Latrubesse *et al.*, 2017). Essas modificações promovem mudanças no regime sedimentar do ecossistema aquático, perda de biodiversidade, migração de peixes, produção de gases de efeito estufa, modificações nos ciclos

biogeoquímicos e impactos sociais na região (Foley *et al.*, 2007; Fearnside, 2008; Castello e Macedo, 2016).

Os reservatórios são locais pertinentes para o estudo da contaminação e ciclagem de Hg, visto que o represamento da água e a inundação de florestas criam condições propícias para a metilação do Hg (ex.: acidez, baixa oxigenação, elevados conteúdos de matéria orgânica), o que gera contaminação tanto interna quanto à jusante desses ecossistemas artificiais, além da biomagnificação do Hg ao longo da cadeia trófica (Wasserman *et al.*, 2003; Kasper *et al.*, 2014; Pestana *et al.*, 2019). Na prática, a inundação de áreas terrestres e a modificação no fluxo de ambientes lóticos favorece a liberação do Hg, matéria orgânica e outros componentes na coluna d'água através da remobilização do sedimento de fundo e do solo adjacente (Schetagne e Verdon, 1999; Canavan *et al.*, 2000; Kasper *et al.*, 2014; Pestana *et al.*, 2016). O manejo adequado do sedimento acumulado no fundo dos reservatórios poderia evitar a difusão do Hg para a coluna d'água e seu transporte a jusante, mas, de forma geral, esse manejo é realizado de forma aquém do ideal na maioria dos casos (Chassiot *et al.*, 2019).

No ambiente aquático, a especiação do Hg é principalmente mediada pela biota (Bisinoti e Jardim, 2004; Miranda *et al.*, 2007) e natureza das espécies químicas de Hg resultantes que vai determinar sua solubilidade, toxicidade e mobilidade dentro do sistema aquático (Figura 1; Miranda *et al.*, 2007). O mercúrio inorgânico (Hg^{2+}) formado pela oxidação do Hg^0 pelo ozônio ou outro agente oxidante atmosférico se deposita na água e no solo, podendo formar o MeHg (Bisinoti e Jardim, 2004). A metilação do Hg pode ocorrer tanto no sedimento quanto no solo, especialmente em ambientes ácidos, ricos em matéria orgânica e com elevada taxa de decomposição. Assim como na metilação, a decomposição do MeHg (desmetilação) podem ocorrer no sedimento e coluna d'água através da ação de bactérias aeróbias que irão produzir ao final da reação Hg^0 e metano (Bisinoti e Jardim, 2004; Miranda *et al.*, 2007). Já na degradação abiótica, a luz solar (UV) promove a fotodegradação do MeHg na coluna d'água e fotoredução do Hg^{2+} à Hg^0 , o que favorece o fluxo de Hg^0 para a atmosfera (Bisinoti e Jardim, 2004, Miranda *et al.*, 2007; Rani *et al.*, 2011; Fitzgerald e Lamborg, 2014; Branfireun *et al.*, 2020).

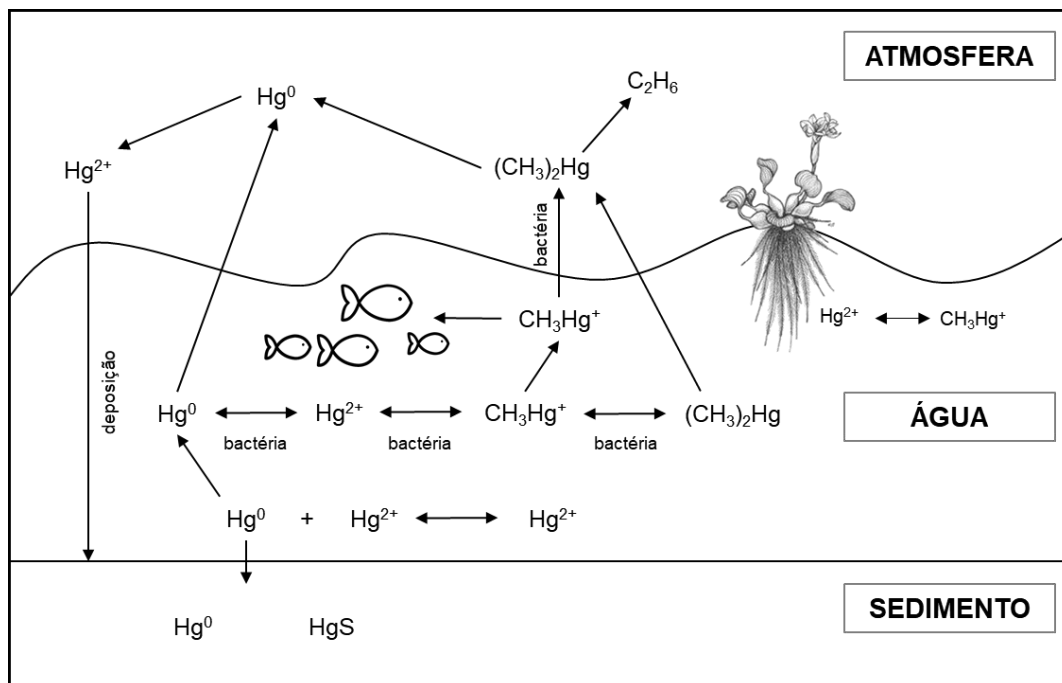


Figura 1 – Esquema da especiação do Hg em ambientes aquáticos. Adaptado de Miranda *et al.* (2007).

O processo de metilação do Hg ocorre principalmente através das bactérias redutoras de sulfato e ferro presentes na zona anóxica do sedimento, podendo em menor escala ocorrer sob condições aeróbicas e nos compartimentos bióticos (Benoit *et al.*, 2002; Fleming *et al.*, 2006). O desenvolvimento da anoxia no hipolímnio, associada ao baixo pH e potencial redox negativo, faz com que a taxa de metilação supere a de desmetilação, aumentando o percentual de MeHg na fase inicial da inundação do reservatório, principalmente nos mais profundos (Canavan *et al.*, 2000; Xu *et al.*, 2018).

Nas regiões temperadas, há um destaque para a formação de MeHg ainda nos solos antes de alcançar o reservatório das hidrelétricas. Isso ocorre devido à decomposição e labilidade do carbono orgânico, o que cria condições que tornam o Hg biodisponível para as bactérias ali presentes (Hall *et al.*, 2005; Harris-Hellal *et al.*, 2009). Com a inundação dessas áreas para a criação dos reservatórios hidrelétricos, as espécies químicas de Hg são trazidas para a coluna d'água aumentando a produção líquida de MeHg nos anos iniciais (Bonzongo *et al.*, 1996; Therriault e Schneider, 1998; Tremblay *et al.*, 1998; Hsu-Kim *et al.*, 2018; Chassiot *et al.*, 2019). Com o envelhecimento dos reservatórios, as alterações no nível da água e a ação erosiva do gelo proporcionam ciclos de umedecimento e secagem dos solos adjacentes que favorecem a degradação

da matéria orgânica e liberação do Hg fazendo com que a produção de MeHg nesses períodos seja maior nos reservatórios (Mucci *et al.*, 1995; Eckley *et al.*, 2017; Hsu-Kim *et al.*, 2018).

O conteúdo de MeHg nas águas dos reservatórios e em lagos naturais temperados está intimamente ligado às concentrações do carbono orgânico, o pH do meio e a atividade das bactérias (Bonzongo *et al.*, 1996). Diferente dos lagos naturais, o tempo de residência das águas em reservatórios hidrelétricos tende a ser mais curto e, quando vertidas à jusante, parte dos nutrientes e do Hg utilizado pelas bactérias para realizarem a metilação são também arrastados, no entanto, em quantidades menores quando comparado ao fluxo normal do rio (Anderson, 2011; Jung *et al.*, 2022). A profundidade e o tamanho desses reservatórios influenciam diretamente na formação de áreas mortas onde a mistura das massas de água não ocorre, promovendo a formação de zonas anóxicas e de intensa metilação do Hg. Com a chegada do outono, o nível da água tende a ser reduzido devido às baixas temperaturas e congelamento, porém com a chegada da primavera o nível volta a subir após o derretimento e quebra do gelo, inundando novas áreas, e contribuindo assim para o aumento da produção do MeHg (Mason *et al.*, 1993; Therriault e Schneider, 1998; Chassiot *et al.*, 2019). Outros fatores que podem agravar a produção de MeHg nesses reservatórios são: a estratificação térmica, oxigênio dissolvido e a profundidade principalmente na área próxima à barragem (Pak e Bartha, 1998; Porvari, 1998; Noh *et al.*, 2017; Jung *et al.*, 2022).

Nos reservatórios tropicais os processos de decomposição da matéria orgânica geram estratificação sazonal ou anual do lago e o declínio do oxigênio dissolvido proporciona condições anóxicas e redutoras no hipolímnio, garantindo condições para a metilação do Hg no sedimento de fundo (Cunico *et al.*, 2002; Kasper *et al.*, 2014; Maia *et al.*, 2018). Durante o verão, a quantidade de MeHg aumenta principalmente em reservatórios mais profundos devido a estratificação térmica que impossibilita a mistura vertical das camadas e oxigenação do hipolímnio. Já nos períodos de seca, ocorre a homogeneização da quantidade de MeHg ao longo da coluna d'água (Canavan *et al.*, 2000; Pestana *et al.*, 2019).

Em contrapartida, a produção de MeHg nos lagos naturais tropicais, assim como a sua distribuição ao longo da coluna d'água, varia de acordo com os ciclos

de seca e cheia que ocorrem sazonalmente pela influência dos corpos d'água que os alimentam. Nesses ambientes, as principais fontes de matéria orgânica disponível para a metilação são provenientes do processo de lixiviação dos solos florestais, além das contribuições das macrófitas aquáticas e fitoplâncton (Guimarães *et al.*, 2000; Bisinoti *et al.*, 2007; Brito *et al.*, 2016).

Nas raízes das macrófitas aquáticas, a taxa de metilação é elevada devido a maior superfície de contato com a coluna d'água e disponibilidade de matéria orgânica, fazendo com que as macrófitas participem de uma importante via de acesso para a cadeia alimentar através das comunidades de organismos que as colonizam (Guimarães *et al.*, 2000; Miranda *et al.*, 2007). De acordo com o estudo realizado por Tremblay *et al.* (1998) sobre a acumulação de Hg total e MeHg em organismos planctônicos no reservatório de Québec, Canadá, a biomagnificação é iniciada devido a maior acessibilidade da biota às espécies químicas de Hg acumulada pelo fitoplâncton.

Algumas espécies químicas de Hg apresentam facilidade em ser bioconcentradas e biomagnificadas via cadeia alimentar (Kasper *et al.*, 2018; Pestana *et al.*, 2019). Em peixes, sua absorção pode ocorrer diretamente em contato com a água por via não alimentar (respiração) e pelo trato digestivo. Porém, a maior parte do Hg se acumula no organismo via dieta (Therriault e Schneider, 1998; Xu *et al.*, 2018). A taxa de absorção do MeHg pelo trato digestivo é mais alta se comparada com a do Hg inorgânico. O MeHg se acumula nos músculos e tem sua excreção do organismo lenta, visto o metabolismo lento desse tecido (Wiener *et al.*, 2003; Xu *et al.*, 2018). Além disso, os peixes maiores e mais velhos, apresentam concentrações de Hg mais elevadas do que em peixes menores e mais jovens (Therriault e Schneider, 1998).

Em espécies do topo da cadeia alimentar, como os peixes carnívoros e piscívoros, a quantidade de Hg é mais elevada se comparado aos consumidores primários (Kasper *et al.*, 2014; Kasper *et al.*, 2018). Porém, o represamento de rios pode provocar mudanças nos hábitos alimentares de espécies generalistas, proporcionando hábitos não generalistas devido a maior área de forrageamento. Esse interesse por alimentos específicos faz com que haja variações no padrão de concentração de Hg nos tecidos dos peixes em diferentes níveis tróficos (Kerkhoff, 2016).

A diferença latitudinal dos reservatórios bem como a variação da temperatura impacta na biomagnificação do Hg total e MeHg na cadeia alimentar. Temperaturas mais elevadas estimulam o crescimento e metabolismo dos organismos aquáticos promovendo maior biodiluição das espécies químicas de Hg por unidade de massa corporal, bem como a sua excreção. Já em temperaturas mais baixas ocorre uma diminuição do metabolismo e a excreção é mais lenta. Em latitudes elevadas, as cadeias alimentares mais simples favorecem a biomagnificação do Hg devido à baixa variedade de presas. De forma contrária, em regiões tropicais a diversidade de presas é maior, o que promove cadeias alimentares mais complexas reduzindo, assim, a transferência de Hg (Lavoie *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2018).

No homem, a exposição ao Hg ocorre através da ingestão de alimentos contaminados, como os peixes (Silva *et al.*, 2006; Kasper *et al.*, 2018, Xu *et al.*, 2018). Lodenius *et al.* (1982) observaram que as concentrações de Hg nos peixes consumidos pela população do entorno de três reservatórios recém-represados na Finlândia eram maiores do que os peixes predadores de lagos naturais preservados da região. Desta forma, por se tratar de construções recentes, as grandes quantidades de matéria orgânica provenientes da inundação da área previamente terrestre para formação do reservatório favorecem a metilação do Hg, que é rapidamente absorvida pelos peixes. As baixas temperaturas do ambiente também promovem uma taxa de excreção de Hg mais lenta, quando comparada a ambientes com temperaturas elevadas (Lodenius *et al.*, 1982; Dijkstra *et al.*, 2013; Seelos *et al.*, 2020; Jung *et al.*, 2022).

Uma forma de auxiliar na gestão e compreensão da dispersão do Hg nesses sistemas artificiais é através da utilização de modelos estatísticos que consigam prever ao longo dos anos a magnitude do acúmulo de Hg principalmente nas cadeias alimentares (Calder *et al.*, 2016; Hsu-Kim *et al.*, 2018). No entanto, de acordo com Hsu-Kim *et al.* (2018) a maioria dos modelos utilizados, mesmo os mais atuais, apresentam um alto grau de enviesamento para reservatórios boreais e temperados, ao qual equivocadamente são aplicados para outras regiões com condições distintas gerando previsões incorretas. Além disso, a ausência do monitoramento antes do represamento pode também interferir e gerar previsões enganosas. Justamente por esse

motivo, Souza-Araujo *et al.* (2021) sabendo da problemática do Hg e do potencial que os reservatórios hidrelétricos têm em modificar seu ciclo biogeoquímico, em especial nos peixes, propuseram um estudo para o monitoramento dos valores de base do Hg na região amazônica antes do represamento do reservatório hidrelétrico de Belo Monte para assim acompanhar o desenvolvimento ao longo dos anos.

1.3 A meta-análise como ferramenta para sintetizar estudos

Uma forma de comparar quantitativamente resultados de estudos primários envolvendo a mesma temática em larga escala espacial e temporal é através da meta-análise. No decorrer dos anos, as revisões e abordagem convencionais utilizadas na elaboração de estudos meta-analíticos evoluíram e mudaram a forma como essas pesquisas científicas são vistas (Gurevitch *et al.*, 2018). A meta-análise é uma técnica de análise estatística que utiliza dados de estudos envolvendo a mesma questão científica com o objetivo de unir evidências para refutar, esclarecer ou quantificar com maior poder de inferência a questão de pesquisa em análise (Gurevitch, 2018; Gurevitch *et al.*, 2018; Huang *et al.*, 2019). Inicialmente, essa técnica era usada em estudos médicos (Riera *et al.*, 2012) e de ciências sociais (Glass, 2015), porém a partir do início dos anos de 1990 começou a ganhar espaço no cenário das ciências ambientais e ecologia (Gurevitch, 2018; Gurevitch *et al.*, 2018). Os dados obtidos para esse tipo de técnica devem ser de qualidade e confiáveis para minimizar erros de estimação e tendência, podendo ser contornado através da utilização de critérios de elegibilidade e análises estatísticas inferenciais (Figueiredo Filho *et al.*, 2014).

A utilização da meta-análise no contexto das ciências ambientais e ecologia possibilitou traçar estratégias eficazes de conservação de espécies e propor suporte estatístico para alguns mecanismos evolutivos, dentre outros segmentos (Gurevitch *et al.*, 2018). Os estudos meta-analíticos também são capazes de determinar, por exemplo, o efeito do uso do solo nas concentrações de Hg em escala nacional (Wang *et al.*, 2016), bem como revelar o efeito da latitude na biomagnificação de Hg na teia alimentar (Lavoie *et al.*, 2013). Por exemplo, Lavoie *et al.* (2013) identificaram através da compilação de 69 estudos que a biomagnificação do Hg é mais significativa em sistemas frios e com baixa

produtividade. Também observaram que as concentrações de Hg total e MeHg em peixes é maior em ambientes temperados do que em tropicais.

Assim, tendo em vista que as meta-análises podem ser usadas para propor modelos que consigam explicar a dispersão do Hg nos compartimentos ambientais de reservatórios hidrelétricos, Pestana *et al.* (2019) ao desenvolverem modelos para os reservatórios da América do Sul, observaram que a concentração de Hg nos peixes de topo de cadeia (carnívoros e piscívoros) não declinaram após anos de represamento. No entanto, duas lacunas foram deixadas em aberto no supracitado trabalho: a primeira está relacionada com a dinâmica do Hg em relação aos peixes com hábitos alimentares diferentes dos peixes do topo da cadeia alimentar, e o segundo, se os mesmos processos observados nesses reservatórios tropicais irão se aplicar aos reservatórios temperados. Nesse sentido, esse trabalho foi idealizado para preencher essas lacunas.

Impactos de hidrelétricas na dinâmica de Hg em peixes: Efeitos do tempo de represamento, preferência alimentar e latitude

Silvana de Oliveira Barbosa^a, Inácio Abreu Pestana^a, Marina Satika Suzuki^a

^aPrograma de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, CEP: 28013-602

Resumo

O represamento dos rios para criação dos reservatórios hidrelétricos impacta significativamente na dinâmica do Hg. A modificação da hidrodinâmica de ambientes lóticos e a inundação de áreas terrestres promovem a metilação e liberação do Hg na coluna d'água intensificando a biomagnificação desse contaminante ao longo da cadeia trófica. Os principais fatores descritos na literatura que influenciam esse processo é o tempo de construção do reservatório e sua localização geográfica. Desta forma, o objetivo desse estudo é avaliar como a dinâmica do Hg em peixes varia com o tempo de represamento dos reservatórios da América do Sul e América do Norte através de meta-análises, além de verificar como os aspectos morfológicos dos reservatórios da América do Sul podem influenciar na dinâmica de Hg em peixes de guildas alimentares distintas. Dois bancos de dados foram utilizados para extrair dados de reservatórios localizados na América do Sul sob a influência do clima tropical, e da América do norte, de clima temperado. Os resultados mostram que a concentração de Hg nos peixes dos reservatórios da América do Norte é cerca de 16 vezes maior do que daqueles da América do Sul, ao qual o pico de maiores concentrações de Hg nos peixes ocorre após 5 anos do enchimento, estabilizando após 15 anos. No entanto, esse pico nos reservatórios da América do Sul ocorre após 25 anos do represamento e segue uma estabilização após 30 anos. A padronização das concentrações de Hg nos peixes de diferentes guildas tróficas pelo tamanho dos reservatórios sul-americanos, indicam uma tendência de aumento das concentrações de Hg ao longo dos anos para todas as guildas tróficas analisadas, sem perspectiva de declínio. Isso indica que aspectos morfológicos dos reservatórios devem ser levados em consideração durante as análises temporais.

Palavras-chave: mercúrio, peixes, reservatórios hidrelétricos, tropical, temperado.

1. Introdução

A mudança no fluxo natural dos rios para a construção dos grandes reservatórios hidrelétricos causa diversos impactos no ciclo biogeoquímico do Hg. Durante o processo de inundação, quantidades significativas de matéria orgânica presente no solo e na cobertura vegetal são liberadas, favorecendo a metilação do Hg e sua respectiva absorção pelos peixes, podendo chegar a níveis críticos nos primeiros anos após o represamento (Schetagne e Verdon, 1999; Bisinoti e Jardim, 2004; Bodaly *et al.*, 2004; Ferriz *et al.*, 2021).

A qualidade e quantidade da matéria orgânica disponível no ecossistema desempenha um papel importante na dinâmica do Hg. A matéria orgânica é um importante suporte geoquímico do Hg e, além disso, sua absorção e degradação pelos microrganismos fornece substrato para a metilação do Hg (Roulet e Luccote, 1995; Hall *et al.*, 2005; Dittmar *et al.*, 2012; Baptista-Salazar *et al.*, 2021). Desta forma, solos com elevados conteúdos de matéria orgânica lábil (rica em nitrogênio) favorecem a maior metilação do Hg do que aqueles com matéria orgânica recalcitrante, rica em carbono (Stokes e Wren, 1987; Hsu-Kim *et al.*, 2018).

Os fatores ambientais da região ao qual os reservatórios estão inseridos influenciam nas concentrações de Hg (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004). Por exemplo, a variação da temperatura ao longo do gradiente latitudinal afeta diretamente no metabolismo das comunidades microbianas que atuam na degradação da matéria orgânica e metilação do Hg (Crowther *et al.*, 2019; Ferriz *et al.*, 2021; Kang *et al.*, 2021). O mesmo gradiente latitudinal também afeta a atividade metabólica e taxa de crescimento dos peixes, implicando em padrões distintos de acumulação de Hg nesses organismos (Hylander *et al.*, 2006; Bosch *et al.*, 2016).

Os estudos sobre a dinâmica de Hg em reservatórios hidrelétricos têm demonstrado que existem lacunas na literatura a serem preenchidas, principalmente em relação aos reservatórios sul-americanos, por terem uma menor quantidade de estudos sobre a temática quando comparados aos reservatórios norte-americanos (Porvari, 1995; Aula *et al.*, 1995). Além disso, têm-se observado que os modelos matemáticos usados para prever as concentrações de Hg nesses ecossistemas artificiais são altamente enviesados

para as condições climáticas temperadas, fazendo com que as descrições processuais na literatura científica não abarquem o impacto geral das hidrelétricas no ciclo do Hg (Hsu-Kim *et al.*, 2018). Desta forma, levando em consideração toda a problemática envolvida, o objetivo desse estudo é avaliar como a dinâmica do Hg em peixes varia com o tempo de represamento dos reservatórios da América do Sul e América do Norte através de meta-análises. Além disso, verificar como os aspectos morfológicos de reservatórios da América do Sul podem influenciar na dinâmica de Hg em peixes de guildas alimentares distintas.

Assim, visto que a temperatura influencia positivamente o metabolismo dos microrganismos que metilam o Hg (Therriault e Schneider, 1998; Larssen, 2010; Hsu-Kim *et al.*, 2018), é esperado uma depleção da matéria orgânica (e do acúmulo do Hg nos peixes) de forma mais rápida em reservatórios sob influência do clima tropical do que temperado. Além disso, visto que o tamanho dos reservatórios contribui para o aumento da metilação do Hg (Stokes e Wren, 1987; Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004; Bodaly *et al.*, 2007; Hsu-Kim *et al.*, 2018) e modificação nos padrões alimentares dos peixes de guildas tróficas distintas (Schetagne e Verdon, 1999; Kerkhoff, 2016), é esperado que reservatórios maiores tenham concentrações de Hg mais elevadas nos peixes.

2. Materiais e Métodos

2.1 Banco de dados

Dois bancos de dados foram utilizados para testar as hipóteses desse trabalho: (1) um compilado por Pestana *et al.* (2019) referente aos reservatórios localizados na América do Sul sob a influência do clima tropical, e (2) outro compilado por Eagles-Smith *et al.* (2016) para os reservatórios da América do Norte de clima temperado.

2.2 Extração de dados

Para testar a hipótese I desse trabalho (efeito do pós-enchimento na dinâmica de Hg em peixes de reservatórios da América do Norte e Sul), as seguintes variáveis foram extraídas de Pestana *et al.* (2019): concentração de Hg nos peixes (incluindo todas as guildas disponíveis), tamanho do peixe, ano em que as medidas de Hg foram realizadas após o enchimento do reservatório.

Como Pestana *et al.* (2019) avaliaram apenas peixes topo de cadeia (carnívoro e/ou piscívoros) em seu trabalho, as referências utilizadas foram revisitadas de forma a adicionar ao banco de dados as concentrações de Hg relativas a peixes de outros hábitos alimentares. Em Eagles-Smith *et al.* (2016) foram extraídas média e erro padrão da concentração de Hg nos peixes padronizada pelo tamanho (incluindo todas as guildas disponíveis) para cada ano em que as medidas de Hg foram realizadas após o enchimento do reservatório.

Apenas dados pareados foram utilizados nesse trabalho, ou seja, quando todas as supracitadas informações para um reservatório estavam completas. Como os dados de Eagles-Smith *et al.* (2016) e Pestana *et al.* (2019) variam entre 0–157 anos e entre 17–74 anos após o enchimento dos reservatórios norte e sul-americanos, respectivamente, os dados para o teste dessa primeira hipótese foram restringidos entre 0–80 anos em ambos os bancos de dados para manter a comparabilidade entre áreas.

A hipótese II desse trabalho (efeito do tamanho do reservatório e guildas tróficas na dinâmica de Hg em peixes de reservatórios em seu pós-enchimento) foi testada apenas para os dados do reservatório da América do Sul compilado por Pestana *et al.* (2019), visto a indisponibilidade de dados geomorfológicos dos reservatórios no banco de dados de Eagles-Smith *et al.* (2016). Para tanto, as seguintes variáveis foram extraídas: concentração de Hg nos peixes (incluindo todas as guildas disponíveis), tamanho do peixe, ano em que as medidas de Hg foram realizadas após o enchimento do reservatório e tamanho do reservatório.

Em ambos os casos, a extração de dados planilhados foi feita de forma direta enquanto os dados plotados em gráficos de dispersão e boxplots foram extraídos com auxílio do programa Web Plot Digitizer versão 4.5 (Rohatgi, 2021).

2.3 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Core Team, 2021).

Para responder a hipótese I, os dados das concentrações de Hg extraídas de Pestana *et al.* (2019) foram normalizados pelo respectivo tamanho dos peixes de forma que eles pudessem ser comparados com os dados de Eagles-Smith *et al.* (2016). Após, média e erro-padrão das concentrações de Hg foram calculados

para cada ano após o enchimento dos reservatórios da América do Sul e Norte levando em consideração todos os dados de Hg disponíveis para aquele ano. Ou seja, essa análise representa a média de Hg em todos os peixes do reservatório incluindo todas as guildas, de forma que as tendências observadas tendem a sintetizar a dinâmica geral de Hg nesses reservatórios.

Para responder a hipótese II, os dados das concentrações de Hg nos peixes de reservatórios da América do Sul (Pestana *et al.*, 2019) foram padronizados pela área do reservatório através de uma multiplicação e, após, média e erro-padrão foram calculados por guildas para cada ano após o enchimento dos respectivos reservatórios. Uma ANCOVA foi realizada para testar se a tendência de aumento da concentração de Hg corrigida pela área era a mesma entre as guildas tróficas disponíveis e o valor de p foi reportado enquanto uma regressão linear foi utilizada para representar essa tendência gráfica juntamente com seus intervalos de confiança e predição, ambos calculados com 95% de certeza. Gráficos diagnósticos foram utilizados para validar a ANCOVA e a regressão linear (Altman e Krzywinski, 2016). Em todos os casos foi assumido *a priori* um erro tipo I de 5% ($\alpha = 0,05$).

3. Resultados e discussão

3.1 Diferença na concentração de Hg nos peixes de reservatórios norte e sul-americanos

Os resultados apontam que a concentração de Hg nos peixes dos reservatórios da América do Norte é cerca de 16 vezes maior do que daqueles da América do Sul (Figura 1) fornecendo suporte para a primeira hipótese do trabalho. Essa diferença demonstra que as temperaturas mais elevadas encontradas nos trópicos promovem uma rápida degradabilidade da matéria orgânica e metilação do Hg, proporcionando concentrações menores de Hg nos peixes ao longo dos anos após a depleção de matéria orgânica (Hylander *et al.*, 2006; Kang *et al.*, 2021). Já nos reservatórios de clima temperado, o processo de degradação da matéria orgânica é mais lento, fazendo com que a metilação do Hg continue ocorrendo por mais tempo devido a presença de matéria orgânica remanescente, mantendo conseqüentemente as concentrações de Hg elevadas nos peixes (Verdon *et al.*, 1991; Therriault e Schneider, 1998; St. Louis *et al.*, 2004; Bodaly *et al.*, 2007; Larssen, 2010; Hsu-Kim *et al.*, 2018).

Os efeitos da criação dos reservatórios hidrelétricos sobre as concentrações de Hg nos peixes têm sido estudados por diversos autores ao longo dos anos e em diferentes regiões do mundo (Abernathy e Cumbie, 1977; Lodenius *et al.*, 1982; Porvari, 1995; Aula *et al.*, 1995; Larssen, 2010; Kasper *et al.*, 2014; Pestana *et al.*, 2016; Hsu-Kim *et al.*, 2018; Pestana *et al.*, 2019). Nesses estudos, observa-se que o aumento da quantidade de matéria orgânica proveniente da inundação da vegetação e do solo durante a criação desses sistemas artificiais contribuem para a mobilização do Hg²⁺ e sua transformação em MeHg pelas bactérias redutoras de sulfato e ferro (Porvari e Verta, 1995; Ferriz *et al.*, 2021). Na literatura existem diversos registros que descrevem essa relação entre essas duas variáveis, no qual a presença da matéria orgânica estimula a complexação e a metilação do Hg podendo chegar a níveis críticos de forma a contribuir para o aumento das concentrações nos peixes (Jackson, 1991; Gilmour *et al.*, 1992; Ravichandran, 2004; Fleming *et al.*, 2006; Teisserenc *et al.*, 2011; French *et al.*, 2014; Teisserenc *et al.*, 2014; Meng *et al.*, 2016; Bravo *et al.*, 2017).

A diferença latitudinal dos reservatórios hidrelétricos atua como um importante influenciador nessa dinâmica, devido a variação dos gradientes ambientais que regem cada região (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004). As áreas próximas aos trópicos apresentam climas quentes e úmidos que proporcionam o aumento das atividades metabólicas dos microorganismos que degradam a matéria orgânica e metilam o Hg de forma relativamente contínua ao longo do ano (Hylander *et al.*, 2006; Crowther *et al.*, 2019; Kang *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2021). Em contrapartida, regiões mais afastadas dos trópicos apresentam climas mais frios e secos, fazendo com que a atividade metabólica microbiana atinja picos durante as estações de verão no qual as temperaturas são mais elevadas (Callister e Winfrey, 1986; Matilainen, 1995; Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004; Rubenstein *et al.*, 2017).

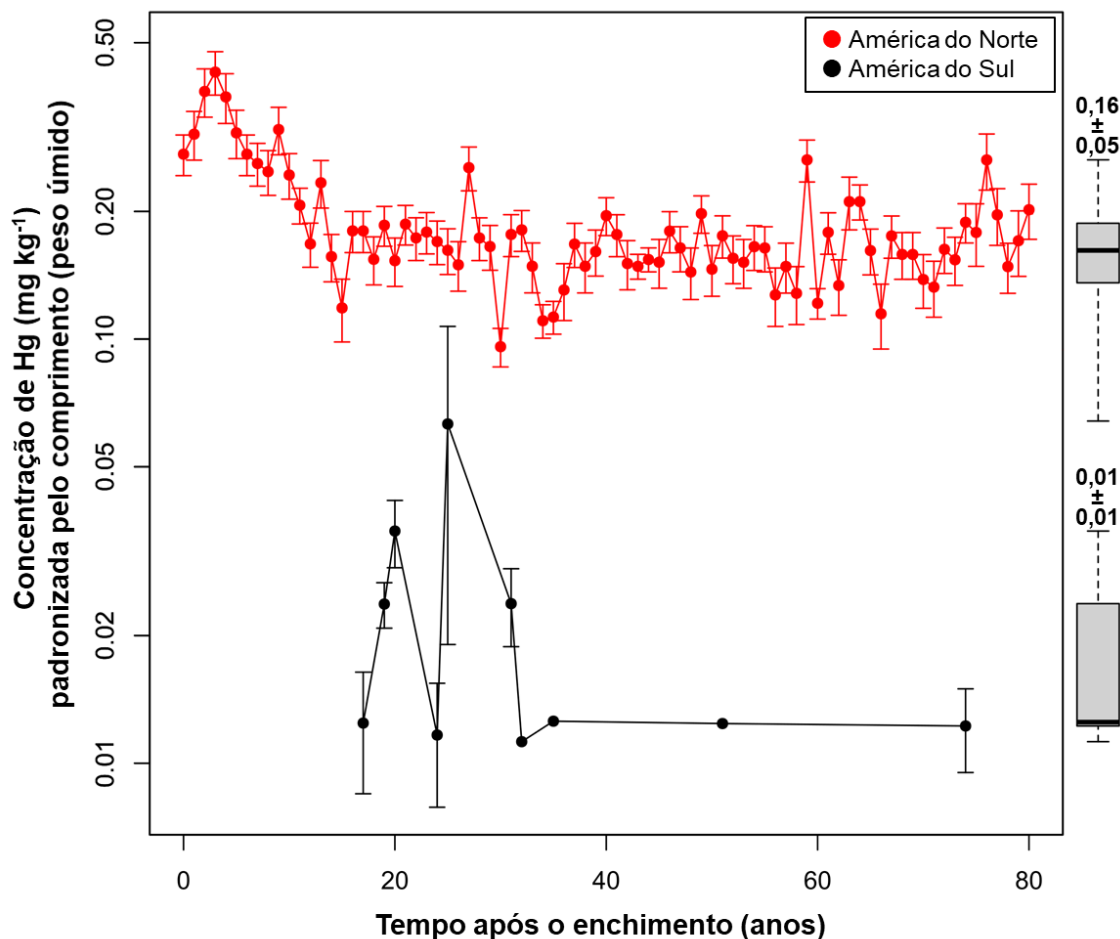


Figura 1 – Concentração de Hg (padronizada pelo comprimento) em peixes após enchimento dos reservatórios da América do Norte (Eagles-Smith *et al.*, 2016) e América do Sul (Pestana *et al.*, 2019). As barras indicam o erro padrão. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Os boxplots representam a distribuição geral dos dados, seguidos de mediana±IQR.

Além da temperatura ser um dos fatores ambientais que estimula a atividade metabólica dos microorganismos favorecendo o aumento do fluxo de MeHg para a coluna d'água dentro desses sistemas (Ferriz *et al.*, 2021; Kang *et al.*, 2021), ela pode também influenciar nas concentrações de Hg nos peixes ao modular sua fisiologia de acordo com as variações sazonais encontradas na região (Hylander *et al.*, 2006). A elevação da temperatura da água em condições ótimas para o metabolismo dos peixes, como ocorre nos reservatórios da América do Sul, favorece a taxa de crescimento dos organismos aquáticos promovendo a redução da concentração de Hg por unidade de tamanho corporal, além estimular a sua rápida excreção (Trudel e Rasmussen, 1997; Lavoie *et al.*, 2013; Pack *et al.*, 2014; Bosch *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2018). No entanto esse fato difere

dos reservatórios da América do Norte, no qual a menor taxa de crescimento acaba elevando a concentração de Hg (Spry e Wiener, 1991; Trudel e Rasmussen, 1997; Therriault e Schneider, 1998; Lavoie *et al.*, 2013; Moiseenko e Gashkina, 2016; Xu *et al.*, 2018; Charette *et al.*, 2021).

O aumento e a diminuição das concentrações de Hg nos peixes ocorrem de forma distinta com a idade devido a variação das taxas de crescimento e funções metabólicas ao longo dos anos (Bosch *et al.*, 2016). O tamanho dos peixes se correlaciona positivamente com os níveis de Hg, de modo que peixes maiores e mais velhos tendem a ter uma concentração maior de Hg acumulado, quando comparados aos peixes menores e jovens (Therriault e Schneider, 1998). As funções metabólicas dos peixes na sua fase juvenil são mais aceleradas, fazendo com que a metabolização do Hg no organismo seja rápida, porém como o passar dos anos essas funções vão ficando mais lentas dado ao aumento da idade dos peixes, ocasionando no maior tempo de metabolização e acúmulo de Hg no organismo (Spry e Wiener, 1991; Therriault e Schneider, 1998; Bosch *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2018).

As formas como as espécies químicas do Hg são absorvidas e armazenadas no organismo dos peixes, bem como o processo de excreção, podem levar a uma acumulação diferencial entre elas (Lavoie *et al.*, 2013; Moiseenko e Gashkina, 2016; Madeira *et al.*, 2021). A temperatura por sua vez também atua nessas funções metabólicas (Trudel e Rasmussen, 1997), podendo explicar a diferença das concentrações de Hg nos peixes entre os reservatórios norte e sul-americanos. Assim como a taxa de crescimento, a quantidade de presas disponíveis nos reservatórios é um importante fator para interpretação do aumento da concentração de Hg nos peixes consumidores (Li *et al.*, 2018). Apesar do conteúdo lipoproteico ser importante na adaptação termal e participar das funções metabólicas (Madeira *et al.*, 2021), a associação com o Hg é quase ausente (Clarkson, 2002; Rodrigues *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2018), sendo maior com complexos solúveis em água relacionados ao grupo sulfidril (Bodaly *et al.*, 1984; Clarkson, 2002; Li *et al.*, 2018).

3.2 Dinâmica do Hg após o enchimento do reservatório

Os dados indicam que reservatórios norte-americanos apresentam um pico de maiores concentrações de Hg nos peixes após 5 anos do enchimento,

estabilizando após 15 anos (Figura 1). Porém, o tempo entre o pico de aumento das concentrações de Hg entre os peixes de guildas tróficas distintas e a sua estabilização podem variar (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004; Bodaly *et al.*, 2007; Larssen, 2010). De acordo com o estudo realizado por Bodaly *et al.* (2007) em reservatórios de clima temperado, os peixes não-piscívoros têm suas concentrações de Hg aumentando 20 anos após o enchimento, enquanto as concentrações de Hg em peixes piscívoros já atingem estabilidade nesse tempo. Outros autores também encontraram essa relação para outros reservatórios sob a influência do clima temperado (Verta *et al.*, 1986; Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004).

Para os reservatórios da América do Sul, observa-se que o pico da concentração de Hg nos peixes ocorre após 25 anos do represamento e segue uma estabilização após 30 anos, mostrando ser mais tardio quando comparado aos reservatórios da América do Norte (Figura 1). O efeito da temperatura na rápida depleção da matéria orgânica pode ser, aparentemente, compensado pela promoção do crescimento da vegetação adjacente e interna dos reservatórios proporcionando o fluxo contínuo de matéria orgânica e consequentemente contribuindo para metilação do Hg, que demora mais tempo para retornar aos níveis anteriores ao enchimento (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004; Baptista-Salazar *et al.*, 2021).

Os estudos sobre as concentrações de Hg nos reservatórios norte-americanos foram iniciados antes dos reservatórios sul-americanos (Smith *et al.*, 1974; Abernathy e Cumbie, 1977; Lodenius *et al.*, 1982; Stokes e Wren, 1987; Larssen, 2010, Noh *et al.*, 2017). Cerca de 48 anos se passaram desde a elaboração dos primeiros estudos dos reservatórios norte-americanos, que em sua maioria foram financiados pelas próprias empresas hidrelétricas canadenses (Smith *et al.*, 1974; Stokes e Wren, 1987). Em contrapartida, os estudos dos reservatórios sul-americanos totalizam cerca de 30 anos de estudos sobre a dinâmica do Hg nesses sistemas e foram realizados por pesquisadores independentes, sem associações diretas com empresas hidrelétricas (Porvari, 1995; Aula *et al.*, 1995; Leino e Lodenius, 1995).

Na literatura os estudos mostram que, diferentemente dos reservatórios da América do Sul, os reservatórios da América do Norte apresentam dados das

concentrações de Hg nos peixes antes da inundação (*background*), para que assim fosse possível acompanhar o efeito do reservatório sob o ecossistema alterado (Abernathy e Cumbie, 1977; Meister, 1979; Lodenius *et al.*, 1982; Stokes e Wren, 1987; Montgomery *et al.*, 2000; Kamman *et al.*, 2005). Esses dados mostram que, após o represamento, as concentrações de Hg inicialmente aumentam significativamente devido ao elevado teor de matéria orgânica que conseqüentemente acelera a metilação do Hg resultando na maior absorção de Hg pelos peixes (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2007; Larssen, 2010; Hsu-Kim *et al.*, 2018; Ferriz *et al.*, 2021).

Nos reservatórios da América do Norte, que estão sob a influência do clima temperado, as concentrações de Hg levam mais tempo para retornarem aos níveis iniciais devido ao processo de degradação da matéria orgânica e metilação do Hg ser mais lento (Bodaly *et al.*, 2007; Larssen, 2010; Hsu-Kim *et al.*, 2018). Na literatura existem estudos que demonstram um aumento de 3 a 5 vezes das concentrações de Hg em peixes de várias guildas na fase inicial do represamento se mantendo elevado entre 5 e 9 anos após o represamento e diminuindo para os níveis de pré-represamento (*background*) entre 10 e 25 anos, a depender da matéria orgânica alóctone que continua entrando no reservatório (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004).

3.3 Efeito do tamanho dos reservatórios sul-americanos na concentração de Hg nos peixes de diferentes guildas tróficas

As concentrações de Hg nos peixes de diferentes guildas tróficas padronizadas pelo tamanho dos reservatórios sul-americanos (Figura 2) indicam uma tendência similar de aumento das concentrações de Hg ao longo dos anos para todas as guildas tróficas analisadas (ANCOVA; $p = 0,41$), sem perspectiva de declínio, contrastando com o descrito por Bodaly *et al.* (2007) para reservatórios norte-americanos.

Apesar do clima tropical influenciar para um rápido declínio da metilação nos reservatórios sul-americanos (Hylander *et al.*, 2006; Pack *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2021), há também uma contribuição para o crescimento da vegetação do entorno dos reservatórios, proporcionando maior fluxo de material alóctone que irá enriquecer o interior do sistema aquáticos com mais material orgânico

implicando na continuidade dos processos de metilação e de absorção pelos peixes (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004; Canário *et al.*, 2007).

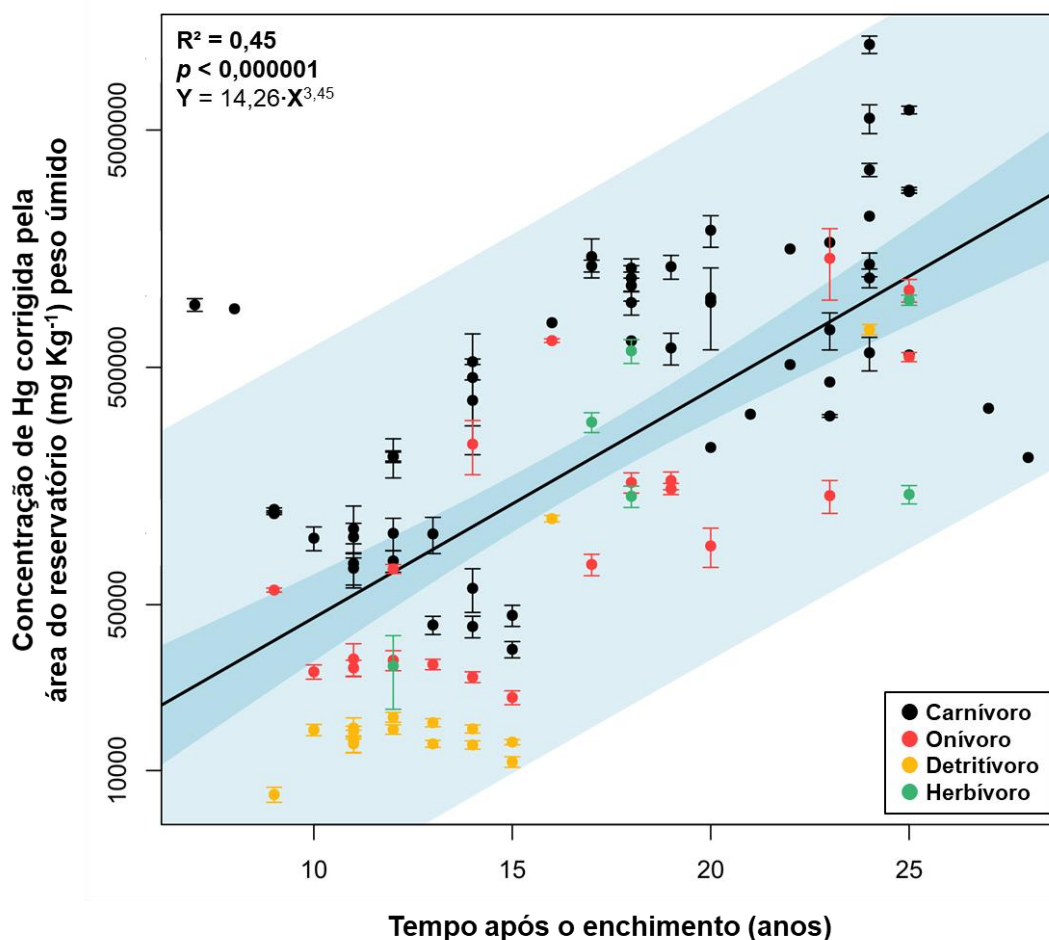


Figura 2 – Concentração de Hg padronizada pelo tamanho do reservatório para diferentes guildas tróficas após enchimento dos reservatórios da América do Sul (Pestana *et al.*, 2019). As barras indicam o erro padrão. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Os sombreados azul claro e escuro representam o intervalo de confiança e predição do modelo de regressão, ambos calculados com 95% de certeza.

Assim como os fatores climáticos, a quantidade e qualidade da cobertura vegetal da área inundada durante o início do represamento dos reservatórios e do seu entorno também influencia a concentração de Hg (Baptista-Salazar *et al.*, 2021). Uma área com maior cobertura de vegetação tende a produzir mais matéria orgânica no solo fazendo com que mais Hg fique retido (Dittmar *et al.*, 2012; Baptista-Salazar *et al.*, 2021). No entanto, a qualidade dessa matéria orgânica produzida interfere na absorção e quebra pelos microrganismos influenciando na liberação do Hg. Desta forma uma matéria orgânica mais lábil,

ou seja, rica em Nitrogênio (N) é mais facilmente decomposta do que aquela com elevado teor de Carbono (C), como é o caso dos solos que compõem a cobertura vegetal tropical (Roulet e Luccote, 1995; Harris-Hellal *et al.*, 2009; Jasso-Flores *et al.*, 2020). Nesse caso, ao inundar essas áreas ricas em matéria orgânica lábil, o Hg será facilmente liberado, enquanto os solos que compõem a cobertura vegetal temperada levarão mais tempo, explicando também a diferença observada nos resultados entre os reservatórios norte-americanos e sul-americanos (Uchida *et al.*, 2005; Pei *et al.*, 2019).

A área inundada usada para a criação dos reservatórios acaba sendo diretamente proporcional à concentração de Hg nos peixes, no qual quanto maior a área inunda conseqüentemente maiores são as contribuições de matéria orgânica entrando no sistema e ficando disponível para a metilação do Hg (Stokes e Wren, 1987; Bodaly *et al.*, 2007). No estudo realizado por Hsu-Kim *et al.* (2018) em reservatórios canadenses, os autores mostram que a área inundada consegue prever cerca de 75 a 85% da variação de Hg nos peixes através de modelos de regressões simples. De mesmo modo, assim como a área, o volume dos reservatórios também é um outro fator importante, onde a relação entre esses dois fatores (área/volume) contribui para que mais Hg seja metilado, e conseqüentemente seja absorvido e bioacumulado pelos peixes (Schetagne e Verdon, 1999; Bodaly *et al.*, 2004; Baptista-Salazar *et al.*, 2021). Desta forma, assim como a relação área e volume, fatores como a idade do reservatório, tempo de enchimento e o teor de matéria orgânica são variáveis importantes que afetam a dinâmica do Hg ao longo dos anos (Hsu-Kim *et al.*, 2018).

Nos anos iniciais após o enchimento dos reservatórios ocorre um aumento das concentrações de Hg nos peixes, devido a elevada concentração de matéria orgânica (Schetagne e Verdon, 1999). No entanto, o tempo em que ocorre esse aumento inicial nos níveis de Hg nos reservatórios norte e sul-americanos variam. No estudo realizado no Lago Manso por Hylander *et al.* (2006) a concentração de Hg nos peixes aumentou substancialmente 3 anos após a inundação, sendo mais rápido que o observado por Schetagne e Verdon (1999) em reservatórios de clima temperado. Após esse período inicial, os reservatórios continuam recebendo aporte externo de material orgânico proveniente dos solos

adjacente e da cobertura vegetal (Baptista-Salazar *et al.*, 2021), sendo essa contribuição contínua observada com maior frequência para os reservatórios sul-americanos (Bodaly *et al.*, 2004), explicando a tendência de aumento das concentrações de Hg para todas as guildas tróficas analisadas (Figura 2). Esse padrão no fluxo contínuo na entrada de matéria orgânica nos reservatórios após a fase inicial também foi observado para os reservatórios chineses, ao qual as concentrações de Hg nos peixes também aumentaram com o tempo (Larssen, 2010; Feng *et al.*, 2009; Hsu-Kim *et al.*, 2018).

Assim como os solos, as plantas terrestres também participam do ciclo biogeoquímico do Hg, onde o Hg atmosférico depositado através das vias úmidas e secas são acumulados nas plantas, fazendo com que mesmo após o represamento essas plantas sejam também uma fonte importante de entrada de Hg para o interior dos reservatórios por meio da decomposição (Silva-Filho *et al.*, 2006; Ma *et al.*, 2015). De mesma forma, os diferentes usos e ocupação do solo na área de entorno dos reservatórios também desempenham um papel importante na introdução de mais Hg no sistema. As atividades agrícolas bem como as queimas das florestas, contribuem para a introdução de compostos orgânicos e a liberação do Hg acumulado no solo exposto e nas plantas, chegando aos reservatórios através da lixiviação das partículas e variações nos níveis da água (Therriault e Schneider, 1998; Hsu-Kim *et al.*, 2018; Chassiot *et al.*, 2019).

As flutuações nos níveis da água dos reservatórios promovidos durante os ciclos de cheia e seca, contribuem para a entrada de matéria orgânica e a metilação do Hg através dos ciclos de umedecimento e secagem dos solos próximos a água, favorecendo a ação dos microrganismos que metilam o Hg durante esse processo (Hsu-Kim *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019). No entanto, esse aumento de matéria orgânica excessiva, causado principalmente pelas atividades agrícolas, pode favorecer o processo de eutrofização nos reservatórios promovendo a produção de algas que irão absorver o Hg, diluindo as concentrações de Hg e fazendo com que os níveis nos peixes sejam menores (Baptista-Salazar *et al.*, 2021). Em contrapartida, nos reservatórios oligotróficos a baixa quantidade de algas no sistema aquático promovem menor diluição das concentrações de Hg ocasionando concentrações

elevadas de Hg nos peixes (Hsu-Kim *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019; Baptista-Salazar *et al.*, 2021).

3.4 Sugestões para estudos futuros e manejo de hidrelétricas no que tange a ciclagem de Hg

Durante o desenvolvimento desse estudo e das análises dos registros existentes na literatura acerca do tema aqui discutido, foi observado que o comportamento da dinâmica do Hg nos peixes dos reservatórios da América do Norte difere dos reservatórios da América do Sul, como mostram os resultados obtidos (Tabela 1). No entanto, ainda existem lacunas na literatura principalmente em relação aos reservatórios sul-americanos, que evidentemente foram tardios em termos de pesquisa científica quando comparados aos reservatórios norte-americanos (Porvari, 1995; Aula *et al.*, 1995; Leino e Lodenius, 1995).

Diferentemente dos reservatórios da América do Sul, as concentrações de Hg nos reservatórios da América do Norte começaram a serem estudadas antes do represamento dos reservatórios (Abernathy e Cumbie, 1977; Meister, 1979; Lodenius *et al.*, 1982; Stokes e Wren, 1987; Montgomery *et al.*, 2000; Kamman *et al.*, 2005), tornando os registros ao longo dos anos mais detalhados. Assim, uma possível explicação para esse fato pode estar relacionada a importância do pescado para o consumo humano por essa região, devido a utilização desses reservatórios para a pesca de subsistência por populações ribeirinhas (Larssen, 2010; Hsu-Kim *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2018).

Essa documentação tardia dos reservatórios sul-americanos faz com que haja brechas na literatura que comprometam as análises e inferências sobre resultados, como é o caso observado para pico das concentrações de Hg nos peixes (Figura 2). Enquanto o pico nos reservatórios norte-americanos ocorreu após 5 anos do represamento, nos reservatórios sul-americanos o pico ocorreu após 25 anos, demonstrando uma diferença grande entre eles ao qual não se pode afirmar que tal efeito é realmente devido a influência das condições ambientais ou é apenas um artefato estatístico produzido pela ausência de dados anteriores. Desta forma, tendo em vista a problemática e a importância do acompanhamento das concentrações de Hg a partir dos níveis iniciais, Souza-Araujo *et al.* (2021) propuseram um estudo inicial na região onde será o

reservatório hidrelétrico de Belo Monte antes de seu enchimento para monitorar as concentrações de Hg ao longo do tempo.

Tabela 1 – Resumo das diferenças elencadas por essa revisão bibliográfica entre os reservatórios hidrelétricos da América do Sul e América do Norte no que tange suas principais características e a ciclagem de Hg.

Característica	Reservatórios da América do Sul	Reservatórios da América do Norte
Solo	Profundo e rico em matéria orgânica	Menos profundo e com menor teor de matéria orgânica
Clima	Quente e úmido	Frio e seco
Depleção da matéria orgânica	Rápida	Lenta
Metilação do Hg	Ocorre com a inundação da cobertura vegetal e do solo rico em matéria orgânica	Tem início ainda no solo e contribui para a entrada de MeHg durante a inundação
Metabolismo dos peixes	Propicia rápido turnover de Hg	Propicia lento turnover de Hg
Cadeias tróficas	Longas e complexas	Curtas e simples
Anos desde a publicação do 1° estudo	30 anos	48 anos
Pico na concentração de Hg	25 anos após o represamento	5 anos após o represamento
Estabilização do Hg	Após 30 anos do represamento	Após 15 anos do represamento
Influxo de matéria orgânica	Contínuo	Não contínuo
Financiamento dos estudos	Pesquisadores independentes	Inicialmente em associação com as empresas hidrelétricas

Uma das grandes questões envolvidas na criação dos reservatórios hidrelétricos está relacionada aos impactos causados sobre a dinâmica do Hg, no qual o aumento da quantidade de matéria orgânica proveniente da vegetação inundada favorece os processos de metilação do Hg proporcionando maior absorção pelos peixes (Hall *et al.*, 2005; Teisserenc *et al.*, 2014; Meng *et al.*, 2016; Ferriz *et al.*, 2021). Desta forma, uma das formas de mitigar esses efeitos seria a remoção de toda a cobertura vegetal antes da inundação da área (Mailman e Bodaly, 2006; Hsu-Kim *et al.*, 2018). Outras alternativas viáveis seriam o estudo prévio das concentrações de Hg presente nos solos para que áreas ricas em Hg também fossem evitadas, bem como o gerenciamento de grandes flutuações dos níveis da água (Kelly *et al.*, 1997; Hall e St Louis, 2004; Willacker *et al.*, 2016). Além disso, medidas de gestão na remoção do sedimento

e a utilização de misturadores para oxigenação das águas também podem ser adotadas (Perron *et al.*, 2014).

5. Agradecimentos

Esse estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior (CAPES, código 001).

6. Referências

- Abernathy, A.R., Cumbie, P.M. (1977). Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 17: 595-602.
- Altman, N., Krzywinski, M. (2016). Regression diagnostics. *Nature Methods* 13, 385–386. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3854>
- Aula, I., Braunschweiler, H., Malin, I. (1995). The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Para, Brazil. *Sci. Total Environ*, 175 (2): 97-107. [https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04906-1](https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04906-1)
- Baptista-Salazar, C., Quadra, G.R., Sobek, A., Jonsson, S. (2021). Insights into the factors influencing mercury concentrations in tropical reservoir sediments. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 23: 1542-1553. <https://doi.org/10.1039/D1EM00156F>
- Bisinoti, M.C., Jardim, W.F. (2004). O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. *Quím. Nova* [online], 27: 593-600. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000400014>
- Bodaly, R.A., Hecky, R.E., Fudge, R.J.P. (1984). Increases in Fish Mercury Levels in Lakes Flooded by the Churchill River Diversion, Northern Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(4): 682-691. <https://doi.org/10.1139/f84-079>
- Bodaly, R.A., Beaty, K.G., Hendzel, L.H., Majewski, A.R., Paterson, M.J., Rolfhus, K.R., Penn, A.F., St Louis, V.L., Hall, B.D., Matthews, C.J.D., Cherewyk, K.A., Mailman, M., Hurley, J.P., Schiff, S.L., Venkiteswaran, J.J. (2004). Experimenting with Hydroelectric Reservoirs. *Environmental Science & Technology*, 38(18): 346-352.
- Bodaly, R.A.D., Jansen, W.A., Majewski, A.R., Fudge, R.J.P., Strange, N.E., Derksen, A.J., Green, D.J. (2007). Post impoundment time course of increased mercury concentrations in fish in hydroelectric reservoirs of northern Manitoba, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 379–389. <https://doi.org/10.1007/s00244-006-0113-4>
- Bosch, A.C., O'Neill, B., Sigge, G.O., Kerwath, S.E., Hoffman, L.C. (2016). Mercury accumulation in Yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) with regards to muscle type, muscle position and fish size. *Food Chemistry*, 190: 351-356. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.05.109>

- Bravo, A.G., Bouchet, S., Tolu, J., Björn, E., Mateos-Rivera, A., Bertilsson, S. (2017). Molecular composition of organic matter controls methylmercury formation in boreal lakes. *Nature Communications*, 8(1): 1-9. <https://doi.org/10.1038/ncomms14255>
- Callister, S.M., Winfrey, M.R. (1986). Microbial methylation of mercury in upper Wisconsin River sediments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 29(4): 453-465. <https://doi.org/10.1007/BF00283450>
- Canário, J., Branco, V., Vale, C. (2007). Seasonal variation of monomethylmercury concentrations in surface sediments of the Tagus Estuary (Portugal). *Environmental Pollution*, 148(1): 380-383. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.023>
- Charette, T., Rosabal, M., Amyot, M. (2021). Mapping metal (Hg, As, Se), lipid and protein levels within fish muscular system in two fish species (Striped Bass and Northern Pike). *Chemosphere*, 265(129036). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129036>
- Chassiot, L., Francus, P., De Coninck, A., Lajeunesse, P., Cloutier, D., Labarre, T. (2019). Spatial and temporal patterns of metallic pollution in Québec City, Canada: Sources and hazard assessment from reservoir sediment records. *Science of The Total Environment*, 673: 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.021>
- Clarkson, T.W. (2002). The three modern faces of mercury. *Environmental health perspectives*, 110(1): 11-23. <https://doi.org/10.1289/ehp.02110s111>
- Crowther, T.W., Van den Hoogen, J., Wan, J., Mayes, M.A., Keiser, A.D., Mo, L., Averill, C., Maynard, D.S. (2019). The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science*, 365(6455). <https://doi.org/10.1126/science.aav0550>
- Dittmar, T., Rezende, C.E., Manecki, M., Niggemann, J., Ovalle, A.R.C., Stubbins, A., Bernardes, M.C. (2012). Continuous flux of dissolved black carbon from a vanished tropical forest biome, *Nature Geosci*, 5: 618–622. <https://doi.org/10.1038/ngeo1541>
- Eagles-Smith, C.A., Ackerman, J.T., Willacker, J.J., Tate, M.T., Lutz, M.A., Fleck, J.A., Stewarte, A.R., Wienerf, J.G., Eversg, D.C., Lepakh, J.M., Davis, J.A., Pritz, C.F. (2016). Spatial and temporal patterns of mercury concentrations in freshwater fish across the Western United States and Canada. *Science of the Total Environment*, 568: 1171-1184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.229>
- Feng, X., Jiang, H., Qiu, G., Yan, H., Li, G., Li, Z. (2009). Geochemical processes of mercury in Wujiangdu and Dongfeng reservoirs, Guizhou, China. *Environmental Pollution*, 157(11): 2970-2984. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.002>
- Ferriz, L.M., Ponton, D.E., Storck, V., Leclerc, M., Bilodeau, F., Walsh, D.A., Amyot, M. (2021). Role of organic matter and microbial communities in

mercury retention and methylation in sediments near run-of-river hydroelectric dams. *Science of The Total Environment*, 774(145686). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145686>

Fleming, E.J., Mack, E.E., Green, P.G., Nelson, D.C. (2006). Mercury Methylation from Unexpected Sources: Molybdate-Inhibited Freshwater Sediments and an Iron-Reducing Bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 457-464. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.1.457-464.2006>

French, T.D., Houben, A.J., Desforges, J.P.W., Kimpe, L.E., Kokelj, S.V., Poulain, A.J., Smol, J.P., Wang, X., Blais, J.M. (2014). Dissolved organic carbon thresholds affect mercury bioaccumulation in Arctic Lakes Environ. *Environmental Science & Technology*, 48(6): 3162-3168. <https://doi.org/10.1021/es403849d>

Gilmour, C.C., Henry, E.A., Mitchell, R. (1992). Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environmental Science & Technology*, 26(11): 2281-2287. <https://doi.org/10.1021/es00035a029>

Hall, B.D., St Louis, V.L. (2004). Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. *Environmental Science and Technology*, 38: 5010-5021. <https://doi.org/10.1021/es049800q>

Hall, B.D., Louis, V.L., Rolfhus, K.R., Bodaly, R.A., Beaty, K.G., Paterson, M.J., Cherewyk, K.A. (2005). Impacts of Reservoir Creation on the Biogeochemical Cycling of Methyl Mercury and Total Mercury in Boreal Upland Forests. *Ecosystems*, 8: 248-266. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0094-3>

Harris-Hellal, J., Vallaey, T., Garnier-Zarli, E., Bousserhine, N. (2009). Effects of mercury on soil microbial communities in tropical soils of French Guyana. *Applied Soil Ecology*, 41(1): 59-68. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.08.009>

Hsu-Kim, H., Eckley, C.S., Achá, D., Feng, X., Gilmour, C.C., Jonsson, S., Mitchell, C.P.J. (2018). Challenges and opportunities for managing aquatic Mercury pollution in altered landscapes. *Ambio*, 47: 141-169. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1006-7>

Hylander, L.D., Gröhn, J., Tropp, M., Vikström, A., Wolpher, H., Castro e Silva, E., Meili, M., Oliveira, L.J. (2006). Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of Environmental Management*, 81(2): 155-166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.025>

Jackson, T.A. (1991). Biological and environmental control of mercury accumulation by fish in lakes and reservoirs of Northern Manitoba, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 2449-2470. <https://doi.org/10.1139/f91-287>

Jasso-Flores, I., Galicia, L., Chávez-Vergara, B., Merino, A., Tapia-Torres, Y., García-Oliva, F. (2020). Soil organic matter dynamics and microbial metabolism along an altitudinal gradient in Highland tropical forests. *Science of*

The Total Environment, 741(140143). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140143>

- Kamman, N.C., Burgess, N.M., Driscoll, C.T., Simonin, H.A., Goodale, W., Linehan, J., Estabrook, R., Hutcheson, M., Major, A., Anton, M., Scheuhammer A.M., Scruton, D.A. (2005). Mercury in freshwater fish of northeast North America—a geographic perspective based on fish tissue monitoring databases. *Ecotoxicology*, 14(1): 163-180. <https://doi.org/10.1007/s10646-004-6267-9>
- Kang, H., Yu, W., Dutta, S., Gao, H. (2021). Soil microbial community composition and function are closely associated with soil organic matter chemistry along a latitudinal gradient. *Geoderma*, 383(114744): 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114744>
- Kasper, D., Forsberg, B.R., Amaral, J.H.F., Leitão, R.P., Py-Daniel, S.S., 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>
- Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Bodaly, R.A., Roulet, N.P., St Louis, V.L., Heyes, A., Moore, T.R., Schiff, S., Aravena, R., Scott, K.J., Dyck, B., Harris, R., Warner, B., Edwards, G. (1997). Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. *Environmental Science and Technology*, 31: 1334–1344. <https://doi.org/10.1021/es9604931>
- Kerkhoff, S. (2016). Dinâmica do mercúrio na estrutura do ecossistema do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu. Master's dissertation. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campos de Toledo. Centro de Engenharias e Ciências Exatas, 85.
- Larssen, T. (2010). Mercury in Chinese reservoirs. *Environmental Pollution*, 158: 24–25. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.026>
- Lavoie, R.A., Jardine, T.D., Chumchal, M.M., Kidd, K.A., Campbell, L.M. (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental science & technology*, 47: 13385-13394. <https://doi.org/10.1021/es403103t>
- Leino, T., Lodenius, M. (1995). Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. *Science of The Total Environment*, 175(2): 119–125. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04908-j](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04908-j)
- Li, J., Haffner, G.D., Wang, D., Zhang, L., Li, Y., Deng, H., Drouillard, K.G. (2018). Protein and lipid growth rates regulate bioaccumulation of PCBs and Hg in Bighead Carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) and Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) from the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Pollution*, 243: 152-162. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.067>

- Liu, J., Jiang, T., Wang, F., Zhang, J., Wang, D., Huang, R., Yin, D., Liu, Z., Wang, J. (2018). Inorganic sulfur and mercury speciation in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China: the role of inorganic reduced sulfur on mercury methylation. *Environmental Pollution*, 237:1112–1123. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.045>
- Lodenius, M., Seppänen, A., Herranen, M. (1982). Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in Northern Finland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 19: 237–246. <https://doi.org/10.1007/BF00599051>
- Ma, M., Wang, D., Du, H., Sun, T., Zhao, Z., Wei, S. (2015). Atmospheric mercury deposition and its contribution of the regional atmospheric transport to mercury pollution at a national forest nature reserve, southwest China. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(24): 20007-20018. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5152-9>
- Madeira, C., Madeira, D., Ladd, N., Schubert, C.J., Diniz, M.S., Vinagre, C., Leal, M.C. (2021). Conserved fatty acid profiles and lipid metabolic pathways in a tropical reef fish exposed to ocean warming – An adaptation mechanism of tolerant species?. *Science of The Total Environment*, 782(146738). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146738>
- Mailman, M., Bodaly, R.D. (2006). The burning question: Does burning before flooding lower methyl mercury production and bioaccumulation? *Science of the Total Environment*, 368: 407–417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.070>
- Matilainen, T. (1995). Involvement of bacteria in methylmercury formation in anaerobic lake waters. *Water, Air, and Soil Pollution*, 80(1): 757-764. <https://doi.org/10.1007/BF01189727>
- Meister, J.F., DiNunzio, J., Cox, J.A. (1979). Source and level of mercury in a new impoundment. *Journal-American Water Works Association*, 71(10): 574-576. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1979.tb04422.x>
- Meng, B., Feng, X., Qiu, G., Li, Z., Yao, H., Shang, L., Yan, H. (2016). The impacts of organic matter on the distribution and methylation of mercury in a hydroelectric reservoir in Wujiang River, Southwest China: the influence of organic matter on mercury cycling. *Environmental toxicology and chemistry*, 35(1): 191-199. <https://doi.org/10.1002/etc.3181>
- Moiseenko, T.I., Gashkina, N.A. (2016). Bioaccumulation of mercury in fish as indicator of water pollution. *Geochemistry International*, 54(6): 485–493. <https://doi.org/10.1134/s0016702916060045>
- Montgomery, S., Lucotte, M., Rheault, I. (2000). Temporal and spatial influences of flooding on dissolved mercury in boreal reservoirs. *Science of the total environment*, 260(1-3): 147-157. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00559-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00559-3)
- Noh, S., Kim, C.K., Kim, Y., Lee, J.H., Han, S. (2017). Assessing correlations between monomethylmercury accumulation in fish and trophic states of

artificial temperate reservoirs. *Science of The Total Environment*, 580: 912-919. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.039>

- Pack, E.C., Kim, C.H., Lee, S.H., Lim, C.H., Sung, D.G., Kim, M.H., Park, K.H., Hong, S.S., Lim, K.M., Choi, D.W., Kim, S.W. (2014). Effects of Environmental Temperature Change on Mercury Absorption in Aquatic Organisms with Respect to Climate Warming. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 77(22-24): 1477-1490. <https://doi.org/10.1080/15287394.2014.955892>
- Pei, G., Liu, J., Peng, B., Gao, D., Wang, C., Dai, W., Jiang, P., Bai, E. (2019). Nitrogen, lignin, C/N as important regulators of gross nitrogen release and immobilization during litter decomposition in a temperate forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 440: 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.001>
- Perron, T., Chetelat, J., Gunn, J., Beisner, B.E., Amyot, M. (2014). Effects of experimental thermocline and oxycline deepening on methylmercury bioaccumulation in a Canadian Shield Lake. *Environmental Science and Technology*, 48: 2626–2634. <https://doi.org/10.1021/es404839t>
- Pestana, I.A., Bastos, W.R., Almeida, M.G., Carvalho, D.P., Rezende, C.E., Souza, C.M.M. (2016). Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(10), 9640–9648. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6185-4>
- Pestana, I.A., Azevedo, L.S., Bastos, W.R., Souza, C.M.M. (2019). 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>
- Porvari, P. (1995). Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Para, Brazil. *Sci. Total Environ*, 175 (2): 109-117. [https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04907-X](https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04907-X)
- Porvari, P., Verta, M. (1995). Methylmercury production in flooded soils: a laboratory study. *Mercury as a Global Pollutant*, 765-773. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0153-0_82
- Ravichandran, M. (2004). Interactions between mercury and dissolved organic matter—a review. *Chemosphere*, 55(3): 319-331. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.011>
- R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rodrigues, S., Coelho, J.P., Bandeira, V., Barros, T., Duarte, A.C., Fonseca, C., Pereira, M.E. (2014). Mercury Bioaccumulation in the Egyptian Mongoose (*Herpestes ichneumon*): Geographical, Tissue, Gender and Age

Differences. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(6).
<https://doi.org/10.1007/s11270-014-2005-y>

- Rohatgi, A. (2021). Web Plot Digitizer version 4.5. URL <https://autom-eris.io/WebPlotDigitizer>
- Roulet, M., Lucotte, M. (1995). Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, and Soil Pollution*, 80(1-4): 1079-1088.
<https://doi.org/10.1007/BF01189768>
- Rubenstein, M.A., Crowther, T.W., Maynard, D.S., Schilling, J.S., Bradford, M.A. (2017). Decoupling direct and indirect effects of temperature on decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 112: 110–116.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.05.005>
- Schetagne, R., Verdon, R. (1999). Post-Impoundment Evolution of Fish Mercury Levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996). *Mercury in the Biogeochemical Cycle*, 235-258. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-60160-6>
- Silva-Filho, E.V., Machado, W., Oliveira, R.R., Sella, S.M., Lacerda, L.D. (2006). Mercury deposition through litterfall in an Atlantic Forest at Ilha Grande, southeast Brazil. *Chemosphere*, 65(11): 2477-2484.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.04.053>
- Smith, F.A., Sharma, R.P., Lynn, R.I., Low, J.B. (1974). Mercury and selected pesticide levels in fish and wildlife of Utah: levels of mercury in fish. *Bull. Env. Toxicol.* 12:153-157.
- Souza-Araujo, J., Andrades, R., Hauser-Davis, R.A., Lima, M.O., Giarrizzo, T. (2021). 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*. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03371-9>
- Spry, D.J., Wiener, J.G. (1991). Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: A critical review. *Environmental Pollution*, 71(2-4): 243-304.
[https://doi.org/10.1016/0269-7491\(91\)90034-T](https://doi.org/10.1016/0269-7491(91)90034-T)
- St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Bodaly, R.A., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Hesslein, R.H., Heyes, A., Majewski, A.R. (2004). The rise and fall of Mercury methylation in an experimental reservoir. *Environmental Science and Technology* 38: 1348–1358. <https://doi.org/10.1021/es034424f>
- Stokes, P.M., Wren, C.D. (1987). Bioaccumulation of Mercury by Aquatic Biota in Hydroelectric Reservoirs: A Review and Consideration of Mechanisms. *Lead, mercury, and arsenic in the environment*, 255-278.
- Teisserenc, R., Lucotte, M., Houel, S. (2011). Terrestrial organic matter biomarkers as tracers of Hg sources in lake sediments. *Biogeochemistry*, 103(1): 235-244. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9458-x>

- Teisserenc, R., Lucotte, M., Canuel, R., Moingt, M., Obrist, D. (2014). Combined dynamics of mercury and terrigenous organic matter following impoundment of Churchill Falls Hydroelectric Reservoir, Labrador. *Biogeochemistry*, 118(1): 21-34. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9902-9>
- Therriault, T.W., Schneider, D.C. (1998). Predicting change in fish mercury concentrations following reservoir impoundment. *Environmental Pollution*, 101(1): 33–42. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(98\)00033-5](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(98)00033-5)
- Trudel, M., Rasmussen, J.B. (1997). Modeling the Elimination of Mercury by Fish. *Environmental Science & Technology*, 31(6): 1716–1722. <https://doi.org/10.1021/es960609t>
- Uchida, M., Mo, W., Nakatsubo, T., Tsuchiya, Y., Horikoshi, T., Koizumi, H. (2005). Microbial activity and litter decomposition under snow cover in a cool-temperate broad-leaved deciduous forest. *Agricultural and forest meteorology*, 134(1-4): 102-109. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.11.003>
- Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumiere, R., Laperle, M., Schetagne, R. (1991). Mercury evolution (1978–1988) in fishes of the La Grande hydroelectric complex, Quebec, Canada. *Water, Air and Soil Pollution* 56: 405–417. <https://doi.org/10.1007/BF00342287>
- Verta, M., Rekolainen, S., Kinnunen, K. (1986). Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs. *Publications of The Water Research Institute*, 44-58.
- Wang, Y., Yin, D., Xiang, Y., Xu, Q., Zhang, C., Xie, Q., Wang, D. (2019). A Review of Studies on the Biogeochemical Behaviors of Mercury in the Three Gorges Reservoir, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102:686–694. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02586-1>
- Willacker, J.J., Eagles-Smith, C.A., Lutz, M.A., Tate, M.T., Lepak, J.M., Ackerman, J.T. (2016). Reservoirs and water management influence fish mercury concentrations in the western United States and Canada. *Science of the Total Environment*, 568: 739–748. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.050>
- Wu, D., Zhao, Y., Cheng, L., Zhou, Z., Wu, Q., Wang, Q., Yuan, Q. (2021). Activity and structure of methanogenic microbial communities in sediments of cascade hydropower reservoirs, Southwest China. *Science of The Total Environment*, 786(147515). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147515>
- Xu, Q., Zhao, L., Wang, Y., Xie, Q., Yin, D., Feng, X., Wang, D. (2018). Bioaccumulation characteristics of mercury in fish in the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Pollution*, 243: 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.048>

2. Considerações Finais

O estudo sobre os reservatórios hidrelétricos da América do Norte e América do Sul reforçam como esses sistemas artificiais criam condições propícias para a metilação do Hg promovendo a contaminação dos compartimentos ambientais e bioacumulação do Hg nos peixes tanto no interior dos reservatórios quanto à jusante (Kasper *et al.*, 2014; Pestana *et al.*, 2019; Jung *et al.*, 2022). Claramente, os gradientes latitudinais e os fatores climáticos que os acompanham promovem diferenças na taxa de metilação do Hg, sua absorção pelos peixes, bem como o retorno de seus valores aos níveis iniciais observados antes do represamento.

As mudanças causadas na hidrodinâmica dos rios após o represamento, assim como a tamanho da área inundada, são fatores que favorecem a maior entrada de matéria orgânica e conseqüentemente maior metilação do Hg (Stokes e Wren, 1987; Bodaly *et al.*, 2004; Bodaly *et al.*, 2007). As variações nos níveis da água causadas pela barragem e pelo derretimento do gelo nas regiões temperadas geram ressuspensão do sedimento de fundo principalmente em áreas próximas a barragem promovendo que mais Hg seja metilado e liberado durante esse período (Therriault e Schneider, 1998; Chassiot *et al.*, 2019).

O represamento dos rios também provoca mudança nos hábitos alimentares dos peixes gerando padrões diferentes na concentração de Hg ao longo da cadeia alimentar (Kerkhoff, 2016). Além disso, a diferença latitudinal dos reservatórios e os fatores ambientais, como a temperatura, impactam na biomagnificação das espécies químicas do Hg devido a influência na taxa de crescimento dos peixes, funções metabólicas e complexidade da cadeia alimentar. Deste modo, é notável que o clima tropical que atua sob os reservatórios sul-americanos proporciona um aumento das concentrações de Hg ao longo dos anos para todas as guildas tróficas.

Os reservatórios hidrelétricos são locais pertinentes para o estudo da dinâmica do Hg por apresentarem condições distintas aos lagos naturais. Apesar do enviesamento dos modelos matemáticos, os modelos apresentados e comparados consideram o gradiente de variação ambiental, contribuindo para o melhor entendimento da dinâmica do Hg nos peixes nesses sistemas artificiais.

3. Referências

- Abernathy, A.R., Cumbie, P.M. (1977). Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 17: 595-602.
- Akagi, H., Malm, O., Branches, F.J.P., Kinjo, Y., Kashima, Y., Guimaraes, J.R.D., Kato, H. (1995)a. Human exposure to mercury due to goldmining in the Tapajos River basin, Amazon, Brazil: Speciation of mercury in human hair, blood and urine. *Water, Air, & Soil Pollution*, 80(1-4): 85–94. <https://doi.org/10.1007/bf01189656>
- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F.J.P., Pfeiffer, W.C., Kato, H. (1995)b. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 175: 85–95. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04905-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04905-3)
- Anderson, M.R. (2011). Duration and extent of elevated mercury levels in downstream fish following reservoir creation. *River Systems*, 167-176. <https://doi.org/10.1127/1868-5749/2011/019-0023>
- Aula, I., Braunschweiler, H., Malin, I. (1995). The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Para, Brazil. *Sci. Total Environ*, 175 (2): 97-107. [https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04906-1](https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04906-1)
- Benoit, J.M., Gilmour, C.C., Heyes, A., Mason, R.P., Miller, C.L. (2002). Geochemical and Biological Controls over Methylmercury Production and Degradation in Aquatic Ecosystems. *Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements*, 262–297. <https://doi.org/10.1021/bk-2003-0835.ch019>
- Bisinoti, M.C., Jardim, W.F. (2004). O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. *Quím. Nova* [online], 27: 593-600. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000400014>
- Bisinoti, M.C., Júnior, E.S., Jardim, W.F. (2007). Seasonal behavior of mercury species in waters and sediments from the Negro River Basin, Amazon, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 18: 544–553. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-50532007000300008>
- Bonzongo, J.C., Heim, K.J., Warwick, J.J., Lyons, W.B. (1996). Mercury levels in surface waters of the Carson River-Lahontan reservoir system, Nevada: influence of historic mining activities. *Environmental Pollution*, 92: 193-201.
- Branfireun, B.A., Cosio, C., Poulain, A., Riise, G., Bravo, A.G. (2020). Mercury cycling in freshwater systems - An updated conceptual model. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140906>
- Brito, B.C., Forsberg, B.R., Kasper, D., Amaral, J.H.F., Vasconcelos, M.R.R., Sousa, O.P., Cunha, F.A.G., Bastos, W.R. (2016). 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>

Calder, R.S.D., Schartup, A.T., Miling, L., Valberg, A.P., Balcom, P.H., Sunderland, E.M. (2016). Future impacts of hydroelectric power development on methylmercury exposures of Canadian indigenous communities. *Environmental Science and Technology* 50: 13115–13122. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04447>

Canavan, C.M., Caldwell, C.A., Bloom, N.S. (2000). Discharge of methylmercury-enriched hypolimnetic water from a stratified reservoir. *Science of The Total Environment*, 260(1-3): 159-170. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00560-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00560-X)

Castello, L., Macedo, M.N. (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global change biology*, 22: 990-1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>

Chassiot, L., Francus, P., De Coninck, A., Lajeunesse, P., Cloutier, D., Labarre, T. (2019). Spatial and temporal patterns of metallic pollution in Québec City, Canada: Sources and hazard assessment from reservoir sediment records. *Science of The Total Environment*, 673: 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.021>

Cunico, A.M., Graça, W.J., Veríssimo, S., Bini, L.M. (2002). Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 24:383-389.

Dijkstra, J.A., Buckman, K.L., Ward, D., Evans, D.W., Dionne, M., Chen, C.Y. (2013). Experimental and Natural Warming Elevates Mercury Concentrations in Estuarine Fish. *PLOS ONE*, 8(3): 1-9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058401>

Eckley, C.S., Luxton, T.P., Goetz, J., McKernan, J. (2017). Water-level fluctuations influence sediment porewater chemistry and methylmercury production in a flood-control reservoir. *Environmental Pollution*, 222: 32-41. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.010>

Fadini, P.S., Jardim, W.F. (2001). Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Science of The Total Environment*, 275(1-3):71-82. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00855-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00855-X)

Fearnside, P.M. (2008). Hidrelétricas como " fábricas de metano": o papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1): 100-115.

Figueiredo Filho, D.B., Paranhos, R., Silva Júnior, J.A., Rocha, E.C., Alves, D.P. (2014). O que é, para que serve e como se faz uma meta-análise?. *Teoria & Pesquisa: Revista de Ciência Política*, 23: 205-228. <http://dx.doi.org/10.4322/tp.2014.018>

- Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H. (2014). Geochemistry of Mercury in the Environment. *Treatise on Geochemistry*, 91–129. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-095975-7.00904-9>
- Fleming, E.J., Mack, E.E., Green, P.G., Nelson, D.C. (2006). Mercury Methylation from Unexpected Sources: Molybdate-Inhibited Freshwater Sediments and an Iron-Reducing Bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 457-464. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.1.457-464.2006>
- Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., DeFries, R., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S., Patz, J., Ramankutty, N., Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 25-32. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:ARFDAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2)
- Glass, G.V. (2015). Meta-analysis at middle age: a personal history. *Research Synthesis Methods*, 6(3): 221-231. <https://doi.org/10.1002/jrsm.1133>
- Guimarães, J.R.D., Meili, M., Hylander, L.D., Silva, E.C., Roulete, M., Mauro, J.B.N., Lemos, R.A. (2000). Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Science of The Total Environment*, 261(1-3): 99-107. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00628-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00628-8)
- Gurevitch, J. (2018). Forty years of meta-analysis: We need evidence-based answers more than ever. *Nature Research Ecology & Evolution Community*, Stony Brook, Nova York. <https://natureecoevocommunity.nature.com/posts/31426>
- Gurevitch, J., Koricheva, J., Nakagawa, S., Stewart, G. (2018). Meta-analysis and the science of research synthesis. *Nature*, 555: 175-182. <https://doi.org/10.1038/nature25753>
- Habashi, F. (2017). Mercury Production. Reference Module in Materials Science and Materials Engineering. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803581-8.10348-0>
- Hacon, S., Barrocas, P.R.G., Vasconcellos, A.C.S., Barcellos, C., Wasserman, J.C., Campos, R.C. (2009). Um panorama dos estudos sobre contaminação por mercúrio na Amazônia Legal no período de 1990 a 2005-avanços e lacunas. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1): 29-48.
- Hall, B.D., Louis, V.L., Rolfhus, K.R., Bodaly, R.A., Beaty, K.G., Paterson, M.J., Cherewyk, K.A. (2005). Impacts of Reservoir Creation on the Biogeochemical Cycling of Methyl Mercury and Total Mercury in Boreal Upland Forests. *Ecosystems*, 8: 248–266. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0094-3>
- Harris-Hellal, J., Vallaeys, T., Garnier-Zarli, E., Bousserhine, N. (2009). Effects of mercury on soil microbial communities in tropical soils of French Guyana. *Applied Soil Ecology*, 41(1): 59-68. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.08.009>

- Hsu-Kim, H., Eckley, C.S., Achá, D., Feng, X., Gilmour, C.C., Jonsson, S., Mitchell, C.P.J. (2018). Challenges and opportunities for managing aquatic Mercury pollution in altered landscapes. *Ambio*, 47: 141–169. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1006-7>
- Huang, Y., Wang, L., Wang, W., Li, T., He, Z., Yang, X. (2019). Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 651: 3034–3042. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.185>
- Hylander, L.D. (2011). Gold and Amalgams: Environmental Pollution and Health Effects. *Encyclopedia of Environmental Health*, 357–368. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63951-6.00482-4>
- Jesus, L.D.F., Moreira, M.F.R., Azevedo, S.V., Borges, M.R., Gomes, R.A.A., Bergamini, F.P.B., Teixeira, L.R. (2018). Avaliação dos níveis de chumbo e mercúrio em população exposta ambientalmente na Região Centro-oeste do Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 34. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00034417>
- Johnson, M. (2003). Case Study: Mercury Contamination in the Amazon. Reducing soil erosion may provide a lasting solution. International Development Research Centre.
- Jung, E., Kim, H., Yun, D., Rahman, M.M., Lee, J.H., Kim, S., Kim, C.K., Han, S. (2022). Importance of hydraulic residence time for methylmercury accumulation in sediment and fish from artificial reservoirs. *Chemosphere*, 133545. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133545>
- Junk, W.J., Mello, J.A.S. (1990). Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos avançados*, 4: 126-143. <https://dx.doi.org/10.1590/S0103-40141990000100010>
- Kasper, D., Forsberg, B.R., Amaral, J.H.F., Leitão, R.P., Py-Daniel, S.S., 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., Forsberg, B.R., Kehrig, H.A., Amaral, J.H.F., Bastos, W.R., Malm, O. (2018). Mercury in Black-Waters of the Amazon. Igapó (Black-water flooded forests) of the Amazon Basin, 39-56. https://doi.org/10.1007/978-3-319-90122-0_3
- Kerkhoff, S. (2016). Dinâmica do mercúrio na estrutura do ecossistema do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu. Master's dissertation. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campos de Toledo. Centro de Engenharias e Ciências Exatas, 85.
- Kurland, T., Faro, S.N., Siedler, H. (1960). Minamata Disease: The Outbreak of a Neurologic Disorder in Minamata, Japan, and its Relationship to the

Ingestion of Seafood contaminated by Mercuric Compounds. *World Neurology*, 1(5): 370-395.

Lacerda, L.D., Malm, O. (2008). Mercury contamination in aquatic ecosystems: an analysis of the critical areas. *Estudos Avançados*, 22(63): 173-190. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200011>

Lacerda, L.D., Salomons, W. (1998). Mercury from gold and silver mining. A chemical time bomb? Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 147. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-58793-1>

Larssen, T. (2010). Mercury in Chinese reservoirs. *Environmental Pollution*, 158: 24–25. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.026>

Latrubesse, E.M., Arima, E.Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V.R., D'Horta, F.M., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., Baker, P.A., Ribas, C.C., Norgaard, R.B., Filizola, N., Ansar, A., Flyvbjerg, B., Stevaux, J.C. (2017). Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*, 546:363-369. <https://doi.org/10.1038/nature22333>

Lavoie, R.A., Jardine, T.D., Chumchal, M.M., Kidd, K.A., Campbell, L.M. (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental science & technology*, 47: 13385-13394. <https://doi.org/10.1021/es403103t>

Lechler, P.J., Miller, J.R., Lacerda, L.D., Vinson, D., Bonzongo, J.C., Lyons, W.B., Warwick, J.J. (2000). Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: A function of natural enrichments? *Science of the Total Environment*, 260: 87–96. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00543-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00543-X)

Leino, T., Lodenius, M. (1995). Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. *Science of The Total Environment*, 175(2): 119–125. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04908-j](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04908-j)

Lodenius, M., Seppänen, A., Herranen, M. (1982). Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in Northern Finland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 19: 237–246. <https://doi.org/10.1007/BF00599051>

Maia, P.D., Maurice, L., Tessier, E., Amouroux, D., Cossa, D., Moreira-Turcq, P., Etcheber, H. (2018). Role of the floodplain lakes in the methylmercury distribution and exchanges with the Amazon River, Brazil. *Journal of Environmental Sciences*, 68: 24-40. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.02.005>

Malm, O., Castro, M.B., Bastos, W.R., Branches, F.J.P., Guimarães, J.R.D., Zuffo, C.E., Pfeiffer, W.C. (1995). An assessment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. *Science of the Total Environment*, 175: 127–140. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04909-6](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04909-6)

Malm, O. (1998). Gold Mining as a Source of Mercury Exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 77(2): 73–78. <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3828>

- Martinelli, L.A., Ferreira, J.R., Forsberg, B.R., Victoria, R.L. (1988). Mercury contamination in the Amazon: a gold rush consequence. *Ambio*, 17(4): 252-254
- Mason, R.P., Fitzgerald, W.F., Hurley, J., Hanson, A.K., Donaghay, P.L., Sieburth, J.M. (1993). Mercury biogeochemical cycling in a stratified estuary. *Limnology and Oceanography*, 38(6): 1227-1241. <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.6.1227>
- Miranda, M.R., Coelho-Souza, A.S., Guimarães, J.R.D., Correia, R.R.S., Oliveira, D. (2007). Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 240-251.
- Miserendino, R.A., Guimarães, J.R.D., Schudel, G., Ghosh, S., Godoy, J.M., Silbergeld, E.K., Lees, P.S.J., Bergquist, B.A. (2017). Mercury pollution in Amapá, Brazil: Mercury amalgamation in artisanal and small-scale gold mining or land-cover and land-use changes. *ACS Earth Space Chem*, 2: 441-450. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.7b00089>
- Mucci, A., Montgomery, S., Lucotte, M., Plourde, Y., Pichet, P., Tra, H.V. (1995). Mercury remobilization from flooded soils in a hydroelectric reservoir of northern Quebec, La Grande-2: results of a soil resuspension experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(11): 2507-2517. <https://doi.org/10.1139/f95-841>
- Murata, K., Dakeishi, M., Shimada, M., Satoh, H. (2007). Assessment of Intrauterine Methylmercury Exposure Affecting Child Development: Messages from the Newborn. *The Tohoku Journal of Experimental Medicine*, 213(3): 187–202. <https://doi.org/10.1620/tjem.213.187>
- Murata, K., Sakamoto, M. (2013). Minamata Disease. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.02075-3>
- Noh, S., Kim, C.K., Kim, Y., Lee, J.H., Han, S. (2017). Assessing correlations between monomethylmercury accumulation in fish and trophic states of artificial temperate reservoirs. *Science of The Total Environment*, 580: 912-919. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.039>
- Outridge, P.M., Mason, R.P., Wang, F., Guerrero, S., Heimbürger-Boavida, E. (2018). Updated global and oceanic mercury budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. *Environmental science & technology*, 52(20): 11466-11477. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01246>
- Pak, K.R., Bartha, R. (1998). Mercury methylation and demethylation in anoxic lake sediments and by strictly anaerobic bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(3): 1013-1017. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.3.1013-1017.1998>
- Patterson, C.C. (1971). Native Copper, Silver, and Gold Accessible to Early Metallurgists. *American Antiquity* 36(03): 286–321. <https://doi.org/10.2307/277716>

- Pestana, I.A., Bastos, W.R., Almeida, M.G., Carvalho, D.P., Rezende, C.E., Souza, C.M.M. (2016). Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(10), 9640–9648. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6185-4>
- Pestana, I.A., Azevedo, L.S., Bastos, W.R., Souza, C.M.M. (2019). 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>
- Pfeiffer, W.C., Lacerda, L.D. (1988). Mercury inputs into the Amazon region, Brazil. *Environmental Technology Letters*, 9(4):325-330. <https://doi.org/10.1080/09593338809384573>
- Pimentel, D.R., Peleja, J.R.P., Goch, Y.G.F., Brito, B.C., Cunha, F.A.G., Sousa, O.P. (2019). Avaliação dos Níveis de Mercúrio (Hg) Total em peixes de igarapés da bacia do Rio Mamuru, Pará, Brasil. *Revista Saúde e Meio Ambiente*, 9: 34-46.
- Porvari, P. (1995). Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Para, Brazil. *Sci. Total Environ*, 175 (2): 109-117. [https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04907-X](https://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04907-X)
- Porvari, P. (1998). Development of fish mercury concentrations in Finnish reservoirs from 1979 to 1994. *Science of the Total Environment*, 213(1-3): 279-290. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00101-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00101-6)
- Rani, L., Basnet, B., Kumar, A. (2011). Mercury Toxicity. *Encyclopedia of Environmental Health*, 325–332. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63951-6.00616-1>
- Riera, R., Atallah, Á.N., Melnik, T., Torloni, M.R. (2012). Brazilian Cochrane Center: 15th Anniversary. *São Paulo Medical Journal*, 130: 413–414. <http://doi.org/10.1590/S1516-31802012000600010>
- Roulet, M., Lucotte, M. (1995). Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, and Soil Pollution*, 80(1-4): 1079-1088. <https://doi.org/10.1007/BF01189768>
- Schetagne, R., Verdon, R. (1999). Post-Impoundment Evolution of Fish Mercury Levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996). *Mercury in the Biogeochemical Cycle*, 235-258. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-60160-6>
- Schroeder, W.H., Munthe, J. (1998). Atmospheric mercury—an overview. *Atmospheric environment*, 32: 809-82.
- Seelos, M., Beutel, M., Austin, C.M., Wilkinson, E., Leal, C. (2020). Effects of Hypolimnetic Oxygenation on Fish Tissue Mercury in Reservoirs near the

New Almaden Mining District, California, USA. *Environmental Pollution*.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115759>

- Silva, D.S., Luccote, M., Roulet, M., Poirier, H., Mergler, D., Crossa, M. (2006). Mercúrio nos peixes do rio Tapajós, Amazônia Brasileira. *InterfacEHS*, 1: 1-31.
- Souza-Araujo, J., Andrades, R., Hauser-Davis, R.A., Lima, M.O., Giarrizzo, T. (2021). 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*. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03371-9>
- Stokes, P.M., Wren, C.D. (1987). Bioaccumulation of Mercury by Aquatic Biota in Hydroelectric Reservoirs: A Review and Consideration of Mechanisms. *Lead, mercury, and arsenic in the environment*, 255-278.
- Therriault, T.W., Schneider, D.C. (1998). Predicting change in fish mercury concentrations following reservoir impoundment. *Environmental Pollution*, 101(1): 33–42. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(98\)00033-5](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(98)00033-5)
- Tremblay, A., Lucotte, M., Schetagne, R. (1998). Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Québec (Canada). *Science of The Total Environment*, 213(1-3): 307–315. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(98\)00107-7](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(98)00107-7)
- Wang, S.Q., Zhong, T.Y., Chen, D.M., Zhang, X.Y. (2016). Spatial distribution of mercury (Hg) concentration in agricultural soil and its risk assessment on food safety in China. *Sustainability* 8(8): 765. <https://dx.doi.org/10.3390/su8080795>
- Wasserman, J.C., Hacon, S., Wasserman, M.A. (2003). Biogeochemistry of Mercury in the Amazonian Environment. *Ambio*, 32(5): 336-342. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.5.336>
- Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M. (2003). Ecotoxicology of mercury. *Handbook of ecotoxicology*, 2: 409-463.
- Xu, Q., Zhao, L., Wang, Y., Xie, Q., Yin, D., Feng, X., Wang, D. (2018). Bioaccumulation characteristics of mercury in fish in the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Pollution*, 243: 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.048>
- Zhang, Y., Jaeglé, L., Thompson, L., Streets, D.G. (2014). Six centuries of changing oceanic mercury. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(11): 1251–1261. <https://doi.org/10.1002/2014gb004939>