



UnB

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

LUCAS CABRERA MONTEIRO

**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO NA CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA E TERRESTRE
DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL**

BRASÍLIA – DF

2022



UnB

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

LUCAS CABRERA MONTEIRO

**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO NA CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA E TERRESTRE
DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília (UnB) como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Co-orientador: Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi

BRASÍLIA – DF

2022

FICHA CATALOGRÁFICA

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

Monteiro, Lucas Cabrera
MN775b Bioacumulação de mercúrio na cadeia trófica aquática e terrestre de uma planície de inundação neotropical / Lucas Cabrera Monteiro; orientador Ludgero Cardoso Galli Vieira; co-orientador José Vicente Elias Bernardi. -- Brasília, 2022. 150 p.

Dissertação(Mestrado em Ecologia) -- Universidade de Brasília, 2022.

1. Bacia Hidrográfica do rio Araguaia. 2. risco ecológico. 3. bioacumulação. 4. uso do solo. 5. planície de inundação. I. Vieira, Ludgero Cardoso Galli, orient. II. Bernardi, José Vicente Elias, co-orient. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família, que sempre esteve ao meu lado e me apoiou na dedicação aos estudos. Ao meu tio Giuliano, minha avó Miriam e minha bisavó Elisa (*in memoriam*), que com certeza estariam orgulhosos em acompanhar o encerramento de mais um ciclo.

Aos meus orientadores, Prof. Ludgero e Prof. Vicente, que deram todo o suporte necessário desde o início do mestrado, desde a elaboração do projeto, até as coletas das amostras, análises estatísticas e sugestões durante a escrita da dissertação.

Aos meus amigos Caio, João Lucas, Marco Túlio, Maria Clara e Maria Eduarda por me acolherem em Planaltina. Agradeço em especial ao Caio, que foi o principal responsável pelo despertar do meu interesse pela pesquisa, e à Maria Eduarda, pela parceria durante todo o período da graduação.

Aos colegas do Laboratório de Geoestatística e Geodésia, Iara e Ygor, pelas parcerias nos artigos e pela troca de ideias. Além disso, agradeço à Iara por abrir os caminhos para que eu pudesse inserir as análises dos invertebrados terrestres na dissertação, me ensinando sobre a coleta e processamento das amostras.

Aos colegas do NEPAL, Carol, Léo e Thallia, pelo suporte no início do projeto, que foi fundamental para viabilizar a primeira campanha de coleta.

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

Aos colegas do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Cristina, Adriely, Cássio, Iuri, Walkimar, e todos os estudantes de iniciação científica e estagiários, pela parceria nas análises de Hg e pela convivência durante os dois meses que passei em Porto Velho. Também agradeço ao Prof. Wanderley por disponibilizar a infraestrutura do laboratório e por todo o suporte durante as análises.

Ao Léo e ao Flávio pela coleta das macrófitas, e à Profa. Priscilla pela identificação taxonômica das amostras.

Ao Hasley, Hugo e Prof. Ronaldo pela identificação taxonômica dos peixes, e ao Luiz Carlos ("Gordo"), Crispim e Ademir pelo suporte durante as coletas e pela identificação dos nomes populares das espécies.

À Prof. Dulce pela identificação taxonômica da vegetação terrestre, e ao Vinicius pela identificação taxonômica dos invertebrados terrestres.

Aos técnicos da Faculdade UnB Planaltina, Carla, Darlan e Renata, do Laboratório de Ensino de Biologia, e à Rosângela, do Laboratório de Ensino de Geociências, por disponibilizar a infraestrutura dos laboratórios para a realização das análises físico-químicas do sedimento e do solo.

Ao Programa de Bolsas FUNBIO, fruto da parceria entre o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO), Instituto Humanize e Eurofins Foundation, à Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF), à Tropical Water Research Alliance (TWRA), ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, CAPES e UnB pelos recursos financeiros, que foram fundamentais para o desenvolvimento desse projeto.

BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO NA CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA E TERRESTRE DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL

Resumo

O mercúrio (Hg) é um elemento químico disponível naturalmente na crosta terrestre, no entanto, sua emissão por atividades humanas se tornou uma preocupação global devido à sua capacidade de bioacumulação nos organismos, e biomagnificação ao longo das cadeias tróficas. Portanto, o objetivo geral desse estudo é quantificar concentrações de Hg em compartimentos ambientais aquáticos (água, sedimento, plâncton, macrófitas, perifíton e peixes) e terrestres (solo, serapilheira, vegetação e invertebrados) da planície de inundação do rio Araguaia, visando avaliar o potencial de bioacumulação nas comunidades biológicas e identificar as variáveis ambientais que influenciam sua distribuição. Nossos resultados indicaram que os sedimentos apresentaram baixos níveis de poluição e risco ecológico baixo a moderado, com dependência espacial moderada a forte em relação à intensidade de uso do solo (**Capítulo 1**). O fator de bioacumulação foi mais elevado no plâncton, seguido do perifíton e das macrófitas. As concentrações de Hg na água foram positivamente relacionadas com o pH, e o Hg no sedimento foi relacionado positivamente com o conteúdo de matéria orgânica. As concentrações nas macrófitas foram influenciadas positivamente pelas concentrações de Hg da água e, principalmente, do sedimento. No perifíton, as concentrações de Hg foram positivamente relacionadas com a proporção de áreas queimadas e as concentrações de Hg nas macrófitas, e inversamente relacionadas com a profundidade dos lagos (**Capítulo 2**). Em relação aos peixes, bioacumulação foi mais elevada nos piscívoros, seguida por carnívoros, onívoros e detritívoros, e o fator de biomagnificação confirmou o processo de biomagnificação entre as guildas tróficas. A bioacumulação de Hg foi significativamente relacionada com o comprimento e peso dos peixes, no entanto, o nível trófico demonstrou ser mais importante para o acúmulo de Hg em nossa *pool* de espécies (**Capítulo 3**). Nos ecossistemas terrestres, as concentrações de Hg foram significativamente superiores no horizonte superficial do solo e na serapilheira em comparação com o horizonte mais profundo do solo e a vegetação. Apenas o conteúdo de matéria orgânica apresentou relações significativas e positivas com as concentrações de Hg nas duas profundidades do solo. As concentrações de Hg nos invertebrados foram positivamente relacionadas com as concentrações da serapilheira, e inversamente relacionadas com as concentrações do solo. Entre as ordens mais abundantes, Araneae apresentou concentrações significativamente superiores às determinadas em Hymenoptera e Orthoptera. Os fatores de bioacumulação calculados com base no solo e na serapilheira apresentaram padrões distintos entre os grupos taxonômicos, mas a bioacumulação significativa foi determinada na maioria das amostras (**Capítulo 4**).

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica do rio Araguaia; risco ecológico; bioacumulação; uso do solo; planície de inundação.

MERCURY BIOACCUMULATION IN THE AQUATIC AND TERRESTRIAL TROPHIC CHAIN OF A NEOTROPICAL FLOODPLAIN

Abstract

Mercury (Hg) is a chemical element naturally available in the earth's crust; however, its emission by human activities has become a global concern due to its ability to bioaccumulate in organisms and biomagnify along trophic chains. Therefore, the overall objective of this study is to quantify Hg concentrations in aquatic (water, sediment, plankton, macrophytes, periphyton, and fish) and terrestrial (soil, litter, vegetation, and invertebrates) environmental compartments of the Araguaia River floodplain, aiming to assess the bioaccumulation in biological communities and identify environmental variables that influence its distribution. Our results indicated that sediments presented low pollution levels and low to moderate ecological risk, with moderate to strong spatial dependence on land use intensity (**Chapter 1**). The bioaccumulation factor was highest in plankton, followed by periphyton and macrophytes. Hg concentrations in water were positively related to pH, and Hg in sediment was positively related to organic matter content. Concentrations in the macrophytes were positively influenced by Hg concentrations in the water and especially in the sediment. In periphyton, Hg concentrations were positively related to the proportion of burned areas, and Hg concentrations in macrophytes and inversely related to lake depth (**Chapter 2**). The bioaccumulation in fishes was highest in piscivores, followed by carnivores, omnivores, and detritivores. The biomagnification factor confirmed the biomagnification process among trophic guilds. The bioaccumulation was significantly related to fish length and weight; however, trophic level proved to be more important for Hg accumulation in our species pool (**Chapter 3**). In terrestrial ecosystems, Hg concentrations were significantly higher in the topsoil horizon and the litter compared to the deeper soil horizon and vegetation. Only organic matter content showed significant positive relationships with Hg concentrations in both soil depths. Hg concentrations in the invertebrates were positively related to litter concentrations and inversely related to soil concentrations. Among the most abundant orders, Araneae showed significantly higher concentrations than those determined in Hymenoptera and Orthoptera. Bioaccumulation factors calculated based on soil and litter showed distinct patterns among taxonomic groups, but significant bioaccumulation was determined in most samples (**Chapter 4**).

Keywords: Araguaia River basin; ecological risk; bioaccumulation; land use; floodplain.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO GERAL	1
Referências	5
CAPÍTULO 1 - RISCO ECOLÓGICO ASSOCIADO AO MERCÚRIO NOS SEDIMENTOS E CORRELAÇÃO ESPACIAL COM USO DO SOLO EM LAGOS DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL, RIO ARAGUAIA, BRASIL.....	11
Resumo	11
Palavras-chave	11
INTRODUÇÃO.....	12
MATERIAIS E MÉTODOS	13
Área de estudo.....	13
Coleta, processamento e determinação de mercúrio total (HgT) nas amostras de sedimento	14
Caracterização de variáveis locais e da paisagem	15
Índices de avaliação dRos sedimentos.....	16
Análise estatística	17
Análises geoestatísticas	18
RESULTADOS	20
Concentrações de mercúrio, variáveis ambientais e uso do solo.....	20
Índices de avaliação dos sedimentos	22
Distribuição espacial dos índices de uso da terra, geoacumulação e risco ecológico.....	24
DISCUSSÃO	25
CONSIDERAÇÕES FINAIS	29
Referências.....	30
MATERIAL SUPLEMENTAR	36
REGISTROS FOTOGRÁFICOS	41
CAPÍTULO 2 - FATORES LOCAIS E DA PAISAGEM QUE INFLUENCIAM A DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NA ÁGUA, SEDIMENTO E BIOTA DE LAGOS DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL, RIO ARAGUAIA, BRASIL	42
Resumo.....	42
Palavras-chave	42
INTRODUÇÃO.....	43
MATERIAIS E MÉTODOS	45
Área de estudo.....	45
Coleta e processamento de amostras	46
Determinação de mercúrio total (HgT).....	47
Índice de risco ecológico (ERI) e fator de bioacumulação (BSAF).....	48
Caracterização das variáveis locais e da paisagem	49
Análises espaciais.....	50

Análises estatísticas.....	51
RESULTADOS	52
Caracterização das variáveis locais e da paisagem	52
Concentrações de HgT nos compartimentos bióticos e abióticos	52
Avaliação do risco ecológico associado ao sedimento e identificação de hotspots de Hg	56
Bioacumulação na base da cadeia trófica aquática	59
Influência das variáveis locais e da paisagem nas concentrações de Hg	60
DISCUSSÃO	62
Água e sedimento	64
Macrófitas, perifíton e plâncton.....	65
Limitações e pontos fortes.....	67
CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
Referências.....	68
MATERIAL SUPLEMENTAR	76
REGISTROS FOTOGRÁFICOS	79
CAPÍTULO 3 - BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO DE MERCÚRIO EM PEIXES DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA, CENTRO-OESTE DO BRASIL	81
Resumo.....	81
Palavras-chave	81
INTRODUÇÃO.....	82
MATERIAIS E MÉTODOS	83
Área de estudo.....	83
Coleta e processamento de amostras	84
Determinação de mercúrio total (HgT).....	85
Cálculo dos fatores de bioacumulação e biomagnificação.....	86
Análises estatísticas.....	87
RESULTADOS	88
Concentrações de Hg nos peixes.....	88
Bioacumulação de Hg	89
Biomagnificação de Hg entre as guildas tróficas	91
DISCUSSÃO	91
Bioacumulação e biomagnificação de Hg em peixes.....	91
Limitações e pontos fortes.....	94
CONSIDERAÇÕES FINAIS	95
Referências.....	95
MATERIAL SUPLEMENTAR	102
REGISTROS FOTOGRÁFICOS	113

CAPÍTULO 4 – DISTRIBUIÇÃO AMBIENTAL E BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO EM ECOSISTEMAS TERRESTRES DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA, CENTRO-OESTE DO BRASIL	115
Resumo.....	115
Palavras-chave	115
INTRODUÇÃO	116
MATERIAIS E MÉTODOS	118
Área de estudo.....	118
Coleta e processamento de amostras	119
Determinação de mercúrio total (HgT).....	119
Cálculo do fator de bioacumulação (BAF)	120
Variáveis ambientais	121
Análises estatísticas.....	121
RESULTADOS	122
HgT no solo, serapilheira e vegetação	122
Bioacumulação de HgT em invertebrados terrestres	123
DISCUSSÃO	126
CONSIDERAÇÕES FINAIS	130
Referências.....	130
MATERIAL SUPLEMENTAR	137
REGISTROS FOTOGRÁFICOS	138
CONSIDERAÇÕES FINAIS	140

APRESENTAÇÃO GERAL

O mercúrio (Hg) é um elemento químico distribuído naturalmente na crosta terrestre, mobilizado para atmosfera por fontes naturais, como pela evaporação natural, erupções vulcânicas e intemperismo de rochas (Mason, 2009). No entanto, as atividades antrópicas excederam as taxas naturais de emissão (Outridge et al., 2018), sendo a mineração de ouro, as atividades industriais e a queima de combustíveis fósseis as principais fontes de Hg em escala global (Selin et al., 2009; Streets et al., 2019). O mercúrio elementar (Hg^0), emitido para a atmosfera, pode ser rapidamente convertido em mercúrio inorgânico (Hg^{2+} e Hg^{2++}) e removido desta, ou propagado por longas distâncias até ser oxidado e depositado em ecossistemas aquáticos e terrestres (Obrist et al., 2018). Uma vez depositado em ecossistemas aquáticos, o Hg é agregado aos sedimentos ou dissolvido na coluna d'água (Chen et al., 2012), e o seu comportamento é mediado pelas condições ambientais, como os parâmetros físico-químicos da água e do sedimento de fundo (Vieira et al., 2018; He et al., 2019; Portela et al., 2020). No entanto, o ciclo biogeoquímico do Hg é muito complexo, e os fatores que o influenciam podem variar entre localidades distintas (Paranjape e Hall, 2017). A complexidade do ciclo biogeoquímico do Hg é pronunciada em planícies de inundação, onde o pulso de inundação controla a produtividade e as interações bióticas (Junk et al., 1989) e, conseqüentemente, também influencia diretamente a distribuição ambiental do Hg entre os compartimentos abióticos (Maia et al., 2009; Almeida et al., 2014) e bióticos desses ecossistemas (Brito et al., 2017; Azevedo et al., 2019; Paiva et al., 2022).

Apesar de cobrirem uma pequena área em todo o mundo, os lagos naturais possuem altos níveis de biodiversidade (Heino et al., 2021), e os sedimentos lacustres são apontados como importantes substratos para a conversão do Hg^{2+} em CH_3Hg^+ (metilmercúrio ou MeHg), uma substância neurotóxica capaz de se bioacumular em organismos e biomagnificar ao longo das cadeias tróficas (Fleck et al., 2016). Nesse sentido, índices de bioacumulação foram desenvolvidos para verificar o acúmulo de Hg entre diferentes grupos taxonômicos em relação ao ambiente a qual estão inseridos (Arnot e Gobas, 2006). O Hg disponível na coluna d'água pode ser absorvido através da difusão passiva ou adsorvido à superfície celular dos organismos fitoplanctônicos (Pickhardt e Fisher, 2007). O zooplâncton, por sua vez, também incorpora este elemento em seu organismo através da exposição dietética (Kainz e Mazumder, 2005), podendo apresentar concentrações aproximadamente 2 a 3 vezes maiores que o fitoplâncton (Roulet et al., 2000; Lino et al., 2019).

As macrófitas também desempenham um papel importante para a ciclagem do Hg em ecossistemas aquáticos (Cosio et al., 2014). Além da capacidade de captação de Hg em seus tecidos aéreos, as raízes das macrófitas captam o material particulado da coluna d'água e

atuam como substrato para a colonização de comunidades periféricas, sendo identificadas como importantes sítios de metilação em ecossistemas aquáticos neotropicais (Guimarães et al., 2000; Branfireun et al., 2020). Esses diferentes grupos de organismos servem como base das cadeias tróficas aquáticas, representando o elo principal para o acúmulo de Hg em peixes, que ocupam os níveis tróficos superiores (Monikh et al., 2013; Razavi et al., 2019; Gentès et al., 2020). Os peixes, por sua vez, são a principal fonte de exposição não-ocupacional ao Hg para as populações humanas, de modo que a bioacumulação de Hg nos peixes, a depender das concentrações, pode representar riscos à saúde humana (Hacon et al., 2020).

A incorporação do Hg em peixes ocorre pela exposição à coluna d'água e, sobretudo, através da alimentação (Wang et al., 2010). Desse modo, o potencial de bioacumulação de Hg deve variar conforme o hábito alimentar de cada espécie. Uma análise global, que investigou as concentrações de Hg em peixes de 26 países, concluiu que as maiores concentrações médias foram determinadas em peixes predadores (carnívoros e piscívoros) (Buck et al., 2019). Assim, o aumento progressivo das concentrações de Hg entre peixes que ocupam diferentes níveis tróficos indica o processo de biomagnificação na cadeia trófica (Lavoie et al., 2013). Além do processo de biomagnificação as espécies de peixes que ocupam o topo da cadeia trófica necessitam de um maior volume de presas para suprir a demanda energética (Keppeler e Winemiller, 2020), aumentando a exposição ao Hg através do acúmulo na dieta ao longo do seu ciclo de vida. Nesse sentido, bioacumulação de Hg também pode ser influenciada pelas características biométricas dos peixes (peso e comprimento) (Gewurtz et al., 2011; Souza-Araujo et al., 2016), visto que, em geral, o tamanho corporal pode ser utilizado como um *proxy* para a idade (Izzo et al., 2016).

Em relação aos ecossistemas terrestres, a captação de Hg pelas plantas e a subsequente queda da serapilheira (deposição seca) são importantes vias de entrada deste elemento, pois as copas das árvores possuem uma ampla superfície de contato, servindo como interface entre a atmosfera e o solo (Wang et al., 2016). O Hg⁰ é absorvido pelos estômatos das folhas e retido no tecido foliar (Ericksen et al., 2003), bem como o Hg⁰ reemitido pelos solos (Bushey et al., 2008). Já o Hg particulado (Hg-p) e o Hg²⁺ podem ser adsorvidos à superfície das folhas, e lixiviados para o solo durante eventos de precipitação (deposição úmida) (Rea et al., 2002; Demers et al., 2007). O acúmulo de Hg no solo e na serapilheira pode implicar na transferência para as comunidades biológicas, como os artrópodes terrestres. Esta transferência ocorre pela absorção em contato direto com o solo, ou pela ingestão de tecidos vegetais (Zhang et al., 2009;2012; Yung et al., 2019). Entretanto, a mobilidade e biodisponibilidade do Hg nos ambientes terrestres são intrinsecamente ligadas às propriedades físico-químicas dos solos, como o pH e o conteúdo de matéria orgânica (Yang et al., 2007; Šípková et al., 2016).

A região da planície de inundação do rio Araguaia, situada no Brasil Central, é um importante remanescente de áreas úmidas do bioma Cerrado, que está sob forte influência de áreas com atividades agropecuárias (Martins et al., 2021). Atualmente, 51% da área da bacia hidrográfica do rio Araguaia foi convertida em pecuária e agricultura, além da grande ocorrência de incêndios, com 4.011.095 ha de áreas queimadas apenas em 2019 e 2020 (Projeto MapBiomas, 2022). Nesse sentido, as intervenções antrópicas em larga escala na bacia do rio Araguaia têm potencial para alterar o ciclo biogeoquímico do Hg na região, conforme já relatado em regiões próximas, como demonstrado na Amazônia (Crespo-Lopez et al., 2021). Além disso, o potencial turístico do rio Araguaia e a falta de infraestrutura urbana das cidades situadas na sua margem podem representar fontes difusas para o acúmulo de Hg nos ecossistemas aquáticos. Entretanto, poucos estudos sobre o ciclo biogeoquímico do Hg estão sendo desenvolvidos na região.

A alta toxicidade, elevada persistência ambiental, e a capacidade de dispersão atmosférica do Hg culminaram na Convenção de Minamata, um tratado internacional que tem como objetivos principais controlar suas fontes de emissão e mitigar os riscos à saúde humana e ao ambiente associados à sua exposição (Brasil, 2018; UNEP, 2019a). Assim, a investigação da bioacumulação de Hg na base das cadeias tróficas aquáticas é fundamental para compreender o processo de biomagnificação, e como isto afeta os peixes, que são a principal via de exposição não ocupacional deste poluente para as populações humanas (UNEP, 2019b). Além disso, considerando a complexidade do ciclo biogeoquímico do Hg, o conhecimento sobre suas concentrações naturais e sobre quais variáveis ambientais influenciam seu comportamento em diferentes regiões, em escala local e regional, é de extrema importância para o controle da poluição ambiental (Driscoll et al., 2013). Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo principal determinar as concentrações de Hg e os fatores que influenciam sua distribuição em múltiplos compartimentos ambientais e em uma elevada escala espacial na planície de inundação do rio Araguaia. Nos ecossistemas aquáticos, as concentrações de Hg foram determinadas na água, sedimento, macrófitas, perifíton, plâncton e peixes. Nos ecossistemas terrestres, os compartimentos avaliados foram: solo, vegetação, serapilheira e invertebrados.

No primeiro capítulo, intitulado “**Risco ecológico associado ao mercúrio nos sedimentos e sua correlação espacial com o uso do solo em lagos de uma planície de inundação neotropical, rio Araguaia, Brasil**”, avaliamos o potencial de geoacumulação e o risco ecológico associados às concentrações de Hg nos sedimentos de 30 lagos, no período de enchente (nov/2020). Nós verificamos a associação das concentrações de Hg com os parâmetros físico-químicos da água, conteúdo de matéria orgânica nos sedimentos e uso do solo em diferentes escalas espaciais, e avaliamos a correlação e dependência espacial dos

índices de geoacumulação e risco ecológico com a intensidade de uso do solo agrícola e urbano através de métodos geoestatísticos. Os resultados indicaram que os sedimentos apresentaram risco ecológico baixo a moderado, e as concentrações de Hg foram associadas ao conteúdo de matéria orgânica e ao uso do solo, principalmente em escala de paisagem (10 km). As análises geoestatísticas confirmaram a relação entre os índices de geoacumulação e risco ecológico com a intensidade de uso do solo, com dependência espacial moderada a forte.

No segundo capítulo, intitulado “**Fatores locais e da paisagem que influenciam a distribuição de mercúrio na água, sedimento e biota de lagos de uma planície de inundação neotropical, rio Araguaia, Brasil**”, as concentrações de Hg foram determinadas na água, sedimento, macrófitas, perifíton e plâncton, visando compreender os padrões de bioacumulação na base da cadeia trófica aquática, assim como avaliar os fatores locais (parâmetros físico-químicos da água e conteúdo de matéria orgânica nos sedimentos) e da paisagem (intensidade de uso do solo e proporção de áreas queimadas) que influenciam esses padrões. As amostras de água, sedimento e plâncton foram coletadas em 98 lagos, e as macrófitas e perifíton forma coletados em 57 lagos, durante o período de águas altas (jan/2022). O fator de bioacumulação foi mais elevado no plâncton, seguido do perifíton e das macrófitas. As concentrações de Hg na água foram positivamente relacionadas com o pH, e o Hg no sedimento foi relacionado positivamente com o conteúdo de matéria orgânica. As concentrações nas macrófitas foram influenciadas positivamente pelas concentrações de Hg da água e, principalmente, do sedimento. No perifíton, as concentrações de Hg foram positivamente relacionadas com a proporção de áreas queimadas e as concentrações de Hg nas macrófitas, e inversamente relacionadas com a profundidade dos lagos.

No terceiro capítulo, intitulado: “**Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio em peixes da planície de inundação do rio Araguaia, Centro-Oeste do Brasil**”, avaliamos as concentrações e o potencial de bioacumulação de Hg em peixes detritívoros, onívoros, carnívoros e piscívoros de lagos da planície de inundação do rio Araguaia, na transição entre os períodos de enchente e águas altas (nov/2021 e jan/2022), em 64 lagos associados ao rio Araguaia e seus tributários. Nós avaliamos a influência do comprimento, peso e nível trófico dos peixes das quatro guildas tróficas no potencial de bioacumulação, e mensuramos o potencial de biomagnificação de Hg para todo o *pool* de espécies e entre as guildas tróficas. Apenas 13 indivíduos predadores apresentaram concentrações acima do limite recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária. A bioacumulação foi mais elevada nos piscívoros, seguida por carnívoros, onívoros e detritívoros, e o fator de biomagnificação confirmou o processo de biomagnificação entre as guildas tróficas. A bioacumulação de Hg

foi significativamente relacionada com o comprimento e peso dos peixes, no entanto, o nível trófico demonstrou ser mais importante para o acúmulo de Hg em nossa *pool* de espécies.

No quarto capítulo, intitulado “**Distribuição ambiental e bioacumulação de mercúrio em ecossistemas terrestres da planície de inundação do rio Araguaia, Centro-Oeste do Brasil**”, nós avaliamos as concentrações de Hg nos solos, em diferentes profundidades (0 – 0,2 m e 0,8 – 1,0 m), na serapilheira, nas folhas do estrato arbóreo-arbustivo, e nos invertebrados terrestres, com o objetivo principal de compreender a distribuição do Hg entre esses compartimentos, e o potencial de bioacumulação em artrópodes de diferentes grupos taxonômicos. Além disso, nós também avaliamos a influência das propriedades físico-químicas do solo (pH e matéria orgânica) e a porcentagem de áreas naturais no entorno das unidades amostrais para o acúmulo e distribuição vertical do Hg nos solos. As coletas foram realizadas durante o período de enchente (nov/2021), na margem de 15 lagos associados ao rio Araguaia. As concentrações de Hg foram significativamente superiores no horizonte superficial do solo e na serapilheira em comparação com o horizonte mais profundo do solo e a vegetação. Apenas o conteúdo de matéria orgânica apresentou relações significativas e positivas com as concentrações de Hg nas duas profundidades do solo. Nos invertebrados, as concentrações de HgT foram positivamente relacionadas com as concentrações da serapilheira, e inversamente relacionadas com as concentrações do solo. Entre as ordens mais abundantes, Araneae apresentou concentrações significativamente superiores às determinadas em Hymenoptera e Orthoptera. Os fatores de bioacumulação calculados com base no solo e na serapilheira apresentaram padrões distintos entre os grupos taxonômicos, mas a bioacumulação significativa foi determinada na maioria das amostras.

Referências

- Almeida, R. D., Bernardi, J. V. E., Oliveira, R. C., Carvalho, D. P. D., Manzatto, A. G., Lacerda, L. D. D., & Bastos, W. R. (2014). Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 44, 99-105.
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14(4), 257-297.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Nery, A. F. D. C., Bastos, W. R., & Souza, C. M. M. (2019). Influence of the flood pulse on mercury accumulation in detritivorous, herbivorous and omnivorous fish in Brazilian Amazonia. *Ecotoxicology*, 28(4), 478-485.
- Branfireun, B. A., Cosio, C., Poulain, A. J., Riise, G., & Bravo, A. G. (2020). Mercury cycling in freshwater systems-An updated conceptual model. *Science of the Total Environment*, 745, 140906.

Brasil (2018). Decreto n. 9.470, de 14 de agosto de 2018. Promulga a Convenção de Minamata sobre Mercúrio, firmada pela República Federativa do Brasil, em Kumamoto, em 10 de outubro de 2013. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/decreto/D9470.htm>. Acesso em 20 de novembro de 2022.

Brito, B. C., Forsberg, B. R., Kasper, D., Amaral, J. H., de Vasconcelos, M. R., de Sousa, O. P., Cunha, F. A. G., & Bastos, W. R. (2017). The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia*, 790(1), 35-48.

Buck, D. G., Evers, D. C., Adams, E., DiGangi, J., Beeler, B., Samánek, J., Petrlik, J., Turnquist, M. A., Speranskaya, O., Regan, K., & Johnson, S. (2019). A global-scale assessment of fish mercury concentrations and the identification of biological hotspots. *Science of The Total Environment*, 687, 956-966.

Bushey, J. T., Nallana, A. G., Montesdeoca, M. R., & Driscoll, C. T. (2008). Mercury dynamics of a northern hardwood canopy. *Atmospheric Environment*, 42(29), 6905-6914.

Chen, C. Y., Driscoll, C. T., & Kamman, N. C. (2012). Mercury hotspots in freshwater ecosystems. In: *Mercury in the environment: pattern and process* (pp. 143-166), University of California Press

Cosio, C., Flück, R., Regier, N., & Slaveykova, V. I. (2014). Effects of macrophytes on the fate of mercury in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6), 1225-1237.

Crespo-Lopez, M. E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Takeda, P. Y., Macchi, B. M., Nascimento, J. L. M., Maia, C. S. F., Lima, R. R., & Arrifano, G. P. (2021). Mercury: What can we learn from the Amazon?. *Environment International*, 146, 106223.

Demers, J. D., Driscoll, C. T., Fahey, T. J., & Yavitt, J. B. (2007). Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York, USA. *Ecological Applications*, 17(5), 1341-1351.

Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology*, 47(10), 4967-4983.

Ericksen, J. A., Gustin, M. S., Schorran, D. E., Johnson, D. W., Lindberg, S. E., & Coleman, J. S. (2003). Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment*, 37(12), 1613-1622.

Fleck, J. A., Marvin-DiPasquale, M., Eagles-Smith, C. A., Ackerman, J. T., Lutz, M. A., Tate, M., Alpers, C. N., Hall, B. D., Krabbenhoft, D. P., & Eckley, C. S. (2016). Mercury and methylmercury in aquatic sediment across western North America. *Science of the Total Environment*, 568, 727-738.

Gentès, S., Monperrus, M., Legeay, A., Gassie, C., Maury-Brachet, R., Andre, J. M., & Guyoneaud, R. (2020). Influence of macrophyte and gut microbiota on mercury contamination in fish: a microcosms study. *Applied Sciences*, 10(4), 1500.

- Gewurtz, S. B., Bhavsar, S. P., & Fletcher, R. (2011). Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: importance for fish consumption advisories. *Environment International*, 37(2), 425-434.
- Guimarães, J. R., Meili, M., Hylander, L. D., de Castro e Silva, E., Roulet, M., Mauro, J. B., & de Lemos, R. (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.
- Hacon, S. D. S., Oliveira-da-Costa, M., Gama, C. D. S., Ferreira, R., Basta, P. C., Schramm, A., & Yokota, D. (2020). Mercury exposure through fish consumption in traditional communities in the Brazilian Northern Amazon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5269.
- He, M., Tian, L., Braaten, H. F. V., Wu, Q., Luo, J., Cai, L. M., Meng, J. H., & Lin, Y. (2019). Mercury–organic matter interactions in soils and sediments: angel or devil?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(5), 621-627.
- Heino, J., Alahuhta, J., Bini, L. M., Cai, Y., Heiskanen, A. S., Hellsten, S., Kortelainen, P., Kotamäki, N., Tolonen, K. T., Vihervaara, P., Vilmi, A., & Angeler, D. G. (2021). Lakes in the era of global change: moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. *Biological Reviews*, 96(1), 89-106.
- Izzo, C., Doubleday, Z. A., Grammer, G. L., Gilmore, K. L., Alleway, H. K., Barnes, T. C., Disspain, M. C. F., Giraldo, A. J., Mazloumi, N., & Gillanders, B. M. (2016). Fish as proxies of ecological and environmental change. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26(3), 265-286.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106(1), 110-127.
- Kainz, M., & Mazumder, A. (2005). Effect of algal and bacterial diet on methyl mercury concentrations in zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 39(6), 1666-1672.
- Keppeler, F. W., & Winemiller, K. O. (2020). Incorporating indirect pathways in body size–trophic position relationships. *Oecologia*, 194(1), 177-191.
- Lacerda, L. D. D., & Pfeiffer, W. C. (1992). Mercury from goldmining in the Amazon environment: an overview. *Química Nova*, 15(2), 155-160.
- Latrubesse, E. M., Arima, E., Ferreira, M. E., Nogueira, S. H., Wittmann, F., Dias, M. S., Dagosta, F. C. P., & Bayer, M. (2019). Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 1(9), 77.
- 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(23), 13385-13394.
- Lino, A. S., Kasper, D., Guida, Y. S., Thomaz, J. R., & Malm, O. (2019). Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 235, 690-700.

- Maia, P. D., Maurice, L., Tessier, E., Amouroux, D., Cossa, D., Pérez, M., Moreira-Turcq, P., & Rhéault, I. (2009). Mercury distribution and exchanges between the Amazon River and connected floodplain lakes. *Science of The Total Environment*, 407(23), 6073-6084.
- Martins, P. R., Sano, E. E., Martins, E. S., Vieira, L. C., Salemi, L. F., Vasconcelos, V., & Júnior, A. F. C. (2021). Terrain units, land use and land cover, and gross primary productivity of the largest fluvial basin in the Brazilian Amazonia/Cerrado ecotone: the Araguaia River basin. *Applied Geography*, 127, 102379.
- Mason, R. P. (2009). Mercury emissions from natural processes and their importance in the global mercury cycle. In *Mercury fate and transport in the global atmosphere* (pp. 173-191). Springer, Boston, MA.
- Monikh, F. A., Karami, O., Hosseini, M., Karami, N., Bastami, A. A., & Ghasemi, A. F. (2013). The effect of primary producers of experimental aquatic food chains on mercury and PCB153 biomagnification. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 94, 112-115.
- Neto, M.V.M., & Brito, D. Q. (2021). Mercury (Hg) researches in Brazilian biomes: A scientometric analysis between the years 1991 and 2018. *Jornal of Veterinary Science and Research*, 1-13.
- Obrist, D., Kirk, J. L., Zhang, L., Sunderland, E. M., Jiskra, M., & Selin, N. E. (2018). A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *Ambio*, 47(2), 116-140.
- Outridge, P. M., Mason, R. P., Wang, F., Guerrero, S., & Heimbürger-Boavida, L. E. (2018). Updated global and oceanic mercury budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. *Environmental Science & Technology*, 52(20), 11466-11477.
- Paiva, T. C., Dary, E. P., Pestana, I. A., Amadio, S. A., Malm, O., & Kasper, D. (2022). Flood-pulse and trophic position modulate mercury concentrations in fishes from an Amazon floodplain lake. *Environmental Research*, 215, 114307.
- Paranjape, A. R., & Hall, B. D. (2017). Recent advances in the study of mercury methylation in aquatic systems. *Facets*, 2(1), 85-119.
- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Akama, A., Andrade Filho, J. D., Azevedo-Santos, V. M., Barbosa, M. V. M., Bini, L. M., Brito, M. F. G., Candeiro, C. R. A., Caramaschi, E. P., Carvalho, P., Carvalho, R. A., Castello, L., Chagas, D. B., Chamon, C. C., Colli, G. R., Daga, V. S., Dias, M. S., Diniz Filho, J. A. F., Fearnside, P., ... & Zuanon, J. (2021). Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68(4), 445-452.
- Pickhardt, P. C., & Fisher, N. S. (2007). Accumulation of inorganic and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. *Environmental Science & Technology*, 41(1), 125-131.
- Portela, J.F., Souza, J.P.R., Tonhá, M.S., Bernardi, J.V.E., Garnier, J., Souza, J.R. (2020). Evaluation of total mercury in sediments of the Descoberto river environmental protection area—Brazil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(1), 154.
- Projeto MapBiomias (2022). Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em 20 de novembro de 2022.

- Razavi, N. R., Cushman, S. F., Halfman, J. D., Massey, T., Beutner, R., & Cleckner, L. B. (2019). Mercury bioaccumulation in stream food webs of the Finger Lakes in central New York State, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172, 265-272.
- Rea, A. W., Lindberg, S. E., Scherbatskoy, T. A., & Keeler, G. J. (2002). Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 133(1), 49-67.
- Roulet, M., Lucotte, M., Guimarães, J. R. D., & Rheault, I. (2000). Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Science of the Total Environment*, 261(1-3), 43-59.
- Selin, N. E. (2009). Global biogeochemical cycling of mercury: a review. *Annual Review of Environment and Resources*, 34(1), 43-63.
- Silva, A. P., & de Farias, E. G. G. (2017). Caracterização participativa da frota pesqueira do Rio Araguaia-Tocantins, Brasil. *Magistra*, 29(1), 80-90.
- Šípková, A., Száková, J., Hanč, A., & Tlustoš, P. (2016). Mobility of mercury in soil as affected by soil physicochemical properties. *Journal of Soils and Sediments*, 16(9), 2234-2241.
- Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T., Lima, M. O., & Souza, M. B. G. (2016). Mercury and methyl mercury in fishes from Bacaja River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation and biomagnification. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 249-263.
- Streets, D. G., Horowitz, H. M., Lu, Z., Levin, L., Thackray, C. P., & Sunderland, E. M. (2019). Global and regional trends in mercury emissions and concentrations, 2010–2015. *Atmospheric Environment*, 201, 417-427.
- UNEP - United Nations Environment Programme (2019a). Minamata Convention on Mercury: Text and Annexes. Disponível em: < <https://mercuryconvention.org/>>. Acesso em 28 de novembro de 2022.
- UNEP - United Nations Environment Programme (2019b). Global Mercury Assessment. UNEP Chemicals, Switzerland. Disponível em: < <https://wedocs.unep.org/> >. Acesso em 28 de novembro de 2022.
- Valente, C. R., Latrubesse, E. M., & Ferreira, L. G. (2013). Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 46, 150-160.
- Vieira, M., Bernardi, J. V., Dórea, J. G., Rocha, B. C., Ribeiro, R., & Zara, L. F. (2018). Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, 235, 771-779.
- Wang, R., Wong, M. H., & Wang, W. X. (2010). Mercury exposure in the freshwater tilapia *Oreochromis niloticus*. *Environmental Pollution*, 158(8), 2694-2701.
- Wang, X., Bao, Z., Lin, C. J., Yuan, W., & Feng, X. (2016). Assessment of global mercury deposition through litterfall. *Environmental Science & Technology*, 50(16), 8548-8557.
- Yang, Y. K., Zhang, C., Shi, X. J., Tao, L. I. N., & Wang, D. Y. (2007). Effect of organic matter and pH on mercury release from soils. *Journal of Environmental Sciences*, 19(11), 1349-1354.

Yung, L., Bertheau, C., Cazaux, D., Regier, N., Slaveykova, V. I., & Chalot, M. (2019). Insect life traits are key factors in mercury accumulation and transfer within the terrestrial food web. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11122-11132.

Zhang, Z. S., Lu, X. G., Wang, Q. C., & Zheng, D. M. (2009). Mercury, cadmium and lead biogeochemistry in the soil–plant–insect system in Huludao City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83(2), 255-259.

Zhang, Z., Song, X., Wang, Q., & Lu, X. (2012). Mercury bioaccumulation and prediction in terrestrial insects from soil in Huludao City, Northeast China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(1), 107-112.

CAPÍTULO 1 - RISCO ECOLÓGICO ASSOCIADO AO MERCÚRIO NOS SEDIMENTOS E CORRELAÇÃO ESPACIAL COM USO DO SOLO EM LAGOS DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL, RIO ARAGUAIA, BRASIL

Autores: Lucas Cabrera Monteiro, Ludgero Cardoso Galli Vieira, José Vicente Elias Bernardi; Lilian de Castro Moraes Pinto; Ygor Oliveira Sarmiento Rodrigues, João Pedro Rodrigues de Souza; Jurandir Rodrigues de Souza.

Artigo submetido à revista *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*.

Resumo

A planície de inundação do rio Araguaia é uma importante barreira biogeográfica entre os dois maiores biomas da América do Sul: o Cerrado e a Amazônia. Entretanto, a intensificação do uso do solo na planície de inundação alterou as condições hidrológicas e condições ambientais da região. Nós analisamos as concentrações de mercúrio total (HgT) em sedimentos de 30 lagos conectados ao rio Araguaia e seus tributários. Os índices de geoacumulação e risco ecológico foram utilizados para classificar os lagos conforme as concentrações de HgT. A Análise de Componentes Principais foi utilizada para avaliar a associação entre as concentrações de HgT, as variáveis ambientais locais e o uso do solo em múltiplas escalas (1, 3, 5 e 10 km). A krigagem indicativa (KI) foi utilizada para avaliar a distribuição espacial do uso do solo, e a cokrigagem indicativa (coIK) foi aplicada para inferir a correlação e dependência espacial entre os índices de avaliação dos sedimentos e a intensidade de uso do solo. As concentrações de HgT variaram entre 22,6 e 81,9 ng.g⁻¹ (média: 46,5 ± 17.7 ng.g⁻¹), sendo associadas com o uso do solo, turbidez e condutividade elétrica da água, e conteúdo de matéria orgânica dos sedimentos. Os sedimentos da planície de inundação do rio Araguaia não apresentaram níveis significativos de poluição, com risco ecológico baixo a moderado. No entanto, as análises geoestatísticas demonstraram um claro gradiente de antropização, com dependência espacial moderada a alta entre os índices de poluição e risco ecológico e o uso do solo. Portanto, a integração entre os índices de avaliação do sedimento e o uso do solo com os métodos geoestatísticos é uma ferramenta eficaz para identificar hotspot de HgT associados ao uso do solo em escalas local e regional.

Palavras-chave: Cerrado; índice de geoacumulação; índice de risco ecológico; uso do solo; cokrigagem indicativa.

INTRODUÇÃO

As planícies de inundação são ecossistemas fundamentais para o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Petsch et al., 2022). No entanto, esses ecossistemas são altamente ameaçados pelas atividades antropogênicas, como agropecuária, mineração, assentamentos humanos, extração de água superficial e construção de usinas hidrelétricas (Schindler et al., 2014). A planície de inundação do rio Araguaia, localizada na região Centro-Oeste do Brasil, representa uma importante barreira biogeográfica entre os dois maiores biomas da América do Sul: o Cerrado e a Amazônia (Valente et al., 2013). Esses dois biomas compreendem 89% das áreas desmatadas no Brasil entre 2019 e 2021, sendo que 97% do total de áreas desmatadas em escala nacional teve como principal vetor as atividades agropecuárias (Projeto MapBiomas, 2022). Apesar de a planície de inundação do rio Araguaia ser uma zona úmida de extrema importância para a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos (Junk et al., 2014; Latrubesse et al., 2019), as alterações no uso do solo, nos processos hidrológicos e nas condições ambientais comprometeram a biodiversidade, os ecossistemas naturais e os serviços associados da região (Pelicice et al., 2021). Em outras planícies de inundação brasileiras, a intensificação do uso do solo resultou no incremento do transporte de poluentes, como o mercúrio (Hg), para os ecossistemas aquáticos (Bastos et al., 2006; Remor et al., 2015; Oestreicher et al., 2017). No entanto, até onde sabemos, poucos estudos sobre os níveis de Hg estão sendo desenvolvidos na bacia hidrográfica do rio Araguaia.

O Hg é considerado um poluente global (Driscoll et al., 2013). Apesar de ser um elemento químico presente naturalmente na crosta terrestre, as emissões antropogênicas excederam as concentrações naturais (Outridge et al., 2018). O Hg depositado em ambientes aquáticos é suscetível a transformações químicas que, a depender das condições ambientais e das propriedades dos sedimentos, podem favorecer seu acúmulo nos sedimentos superficiais, ou no transporte para a atmosfera e para as comunidades biológicas (Pelcová et al., 2010; Rodrigues et al., 2019; Acquavita et al., 2021). Nesse sentido, os sedimentos superficiais são importantes indicadores das concentrações de Hg em ecossistemas aquáticos (Portela et al., 2020). No entanto, a biogeoquímica do Hg em ambientes aquáticos é muito complexa e dependente da sinergia entre diversos processos ambientais, portanto, os fatores que influenciam o seu ciclo podem variar em diferentes regiões (Paranjape e Hall, 2017).

Devido ao avanço das atividades antrópicas e o incremento da poluição em ambientes aquáticos, índices de poluição e risco ecológico associado aos metais potencialmente tóxicos, incluindo o Hg, foram desenvolvidos para avaliar a qualidade dos sedimentos em relação a

valores de referência (Ferreira et al., 2022). Em paralelo, análises geoestatísticas vêm sendo aplicadas para avaliar os padrões de distribuição espacial do Hg em ambientes aquáticos (Forsythe et al., 2013; Almeida et al., 2014). Entre os métodos geoestatísticos, a krigagem considera a correlação espacial entre as unidades amostrais, permitindo a simulação de valores para locais não amostrados (Landim e Sturaro, 2002). Ademais, ao considerar a correlação espacial, a krigagem possibilita a identificação de padrões comumente omitidos em análises estatísticas clássicas, que partem do pressuposto da independência espacial entre as amostras (Odumo et al., 2014). Desse modo, a integração dos índices de avaliação dos sedimentos e de análises geoestatísticas demonstrou ser uma ferramenta robusta para identificar pontos críticos de poluição e risco ecológico associado ao Hg e outros metais potencialmente tóxicos em ambientes aquáticos (Chen et al., 2013; Wang et al., 2015; Mitchell et al., 2019).

No Brasil, os estudos sobre Hg em ambientes aquáticos foram impulsionados principalmente pelo desenvolvimento da mineração de ouro na Amazônia a partir da década de 1970 (Lacerda, 1997). Entretanto, apesar do avanço nas pesquisas sobre o Hg nas últimas décadas, grande parte dos estudos ainda se concentra na região amazônica, enquanto há um déficit de informação sobre os demais biomas brasileiros, sobretudo o Cerrado (Neto e Brito, 2021). Desse modo, esse estudo tem como objetivo: (i) quantificar as concentrações de mercúrio total (HgT) nos sedimentos de lagos da planície de inundação do rio Araguaia, avaliando a qualidade do ambiente através dos índices de geoacumulação (I_{geo}) e risco ecológico (ERI); (ii) verificar a relação entre as concentrações de Hg e variáveis ambientais locais e da paisagem; e (iii) identificar regiões com maior probabilidade de acúmulo de Hg nos sedimento a partir da integração entre métodos geoestatísticos e os índices I_{geo} e ERI.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Araguaia é o principal sistema fluvial do Planalto Central (Valente et al., 2013). Sua bacia hidrográfica tem aproximadamente 377.000 km² de área e vazão média anual de 6.420 m³.s⁻¹ (Latrubesse e Stevaux, 2002; Aquino et al., 2009). A região do Médio Araguaia, foco desse estudo, possui aproximadamente 1.160 km de extensão, é caracterizada por uma planície aluvial bem desenvolvida e com baixa sinuosidade (Latrubesse et al., 2009), que drena sobre rochas Pré-Cambrianas e planícies sedimentares do Cenozóico tardio (Aquino et al., 2009). Esse segmento possui a maior área de drenagem da bacia hidrográfica, compreendendo um mosaico representativo de sistemas lacustres (Morais et al., 2005), e os

principais tributários da bacia do Araguaia (Aquino et al., 2009). O clima predominante na região é classificado como tropical com inverno seco (Aw), com duas estações bem definidas: uma seca, de maio a setembro; e outra chuvosa, de outubro a abril (Alvares et al., 2013). As estações sazonais bem demarcadas caracterizam a planície de inundação do rio Araguaia como uma zona úmida com flutuações no nível da água de baixa amplitude (Junk et al., 2014), com variações entre 3 e 7 m entre os períodos de seca e chuva (Irion et al., 2016).

Coleta, processamento e determinação de mercúrio total (HgT) nas amostras de sedimento

O presente estudo foi realizado em 30 lagos do Médio Araguaia, em um trecho que se estende por aproximadamente 350 km da planície de inundação. Os pontos de coleta foram distribuídos no rio Araguaia (n=13), rio Vermelho (n=10), rio do Peixe (n=4), ribeirão Água Limpa (n=2) e rio Crixás (n=1) (Figura 1). As amostras de sedimento superficial foram coletadas com uma draga de Eckman (~10 cm) em pontos distantes da influência dos rios, no início do período chuvoso (nov/2020). As amostras foram armazenadas em sacos plásticos, e mantidas resfriadas em caixas térmicas com gelo até chegar ao laboratório. Em laboratório, as amostras foram separadas em duas alíquotas, para análise de HgT e matéria orgânica. As alíquotas destinadas à análise de HgT foram secas em estufa a 50°C, desagregadas, peneiradas até frações menores que 125 µm, e armazenadas em tubos Eppendorf à temperatura ambiente. Para a análise de matéria orgânica, as amostras de sedimento foram secas ao ar e peneiradas até frações menores que 2 mm (TFSA).

A determinação de HgT foi realizada por espectrometria de absorção atômica com decomposição térmica, no analisador direto com correção por efeito Zeeman RA915+, acoplado a uma câmara de pirólise (Pyro-915+) (Lumex, São Petersburgo, Rússia). A curva analítica foi feita com soluções de 0,5, 1, 2, 4, 8 e 10 µg.mL⁻¹ diluídas com água Nanopure a partir de solução padrão de Hg para absorção atômica 1.000 µg.mL⁻¹ em HNO₃ 10% (v/v) (Sigma-Aldrich, Missouri, EUA). Todas as amostras, analisadas em triplicata, estavam acima dos limites de detecção (0,8 ng.g⁻¹) e quantificação (2,9 ng.g⁻¹) estabelecidos pela curva de calibração, com coeficiente de variação máximo de 6%. A validação do método analítico foi realizada pela quantificação de HgT no material de referência certificado NRC MESS-4 (Marine Sediment, n=3), com concentração certificada de 0,09 ± 0,04 mg.kg⁻¹, e concentração média obtida igual 0,078 ± 0,0001 mg.kg⁻¹ (87% de recuperação).

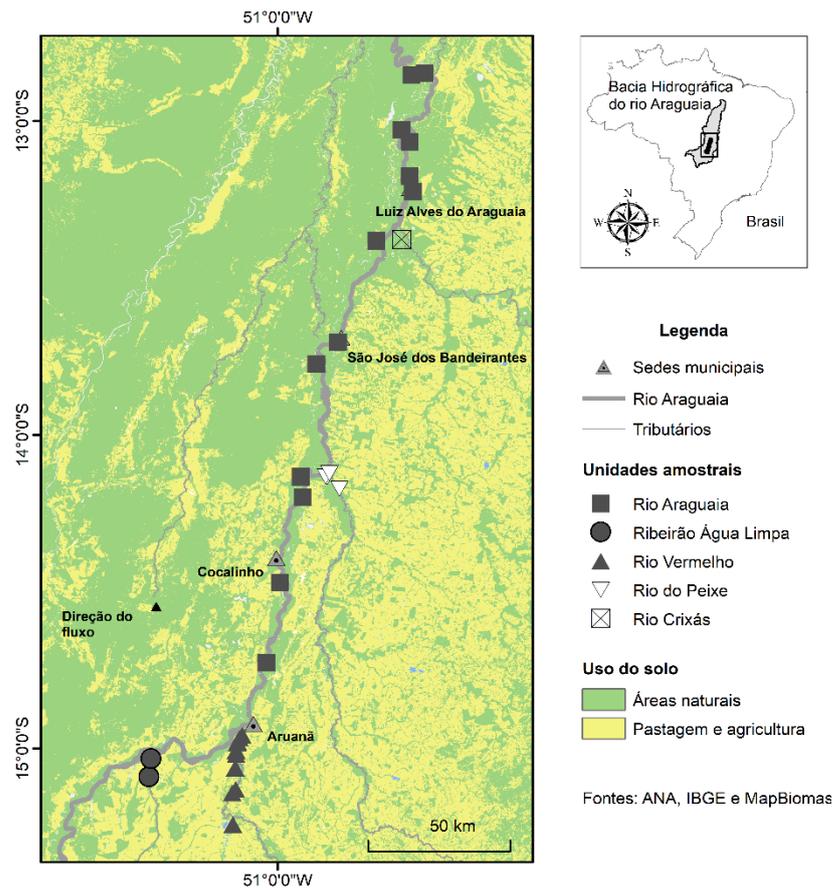


Figura 1. Localização das unidades amostrais associadas ao rio Araguaia e seus tributários

Caracterização de variáveis locais e da paisagem

O potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (Ec), temperatura, turbidez e transparência da água foram mensurados *in situ* como uma sonda multiparâmetros (Horiba U-50). Para a quantificação do teor de matéria orgânica nos sedimentos, as amostras (TFSA) foram secas em estufa a 105°C por 24 h. Posteriormente, as amostras foram peneiradas até frações menores que 125 µm, pesadas (~1,5 g), e incineradas, em triplicata, a 540°C por 4 horas (Monroy et al., 2014).

A caracterização do uso e cobertura do solo foi realizada baseada nos dados *raster* disponibilizados pela Coleção 6 do Projeto MapBiomias, referentes ao ano de 2020, com resolução espacial de 30 m (Projeto MapBiomias, 2021). Para o cálculo da área de cada classe de uso e cobertura do solo, foram definidos *buffers* de 1, 3, 5 e 10 km a partir do ponto central de cada lago. O índice de intensidade de uso da terra (*LUI*) foi utilizado para avaliar os distúrbios antrópicos no entorno de cada unidade amostral, e nos diferentes *buffers*, calculado pela equação proposta por Rawer-Jost et al. (2004) (Equação 1):

$$LUI = 4 * \%Áreas\ urbanas + 2 * \%Agricultura/pastagem \quad (1)$$

Índices de avaliação dRos sedimentos

O índice de geoacumulação (I_{geo}) foi utilizado para inferir o grau de poluição Hg nos sedimentos, calculado através da Equação 2 (Müller, 1979), onde C_n é a concentração medida do metal, e B_n é a concentração geoquímica de referência. Um fator de 1,5 é aplicado ao valor de referência para incluir possíveis variações devido aos efeitos litogênicos entre as unidades amostrais (Müller, 1979). Os resultados do I_{geo} são classificados em sete classes, que variam de sedimentos não poluídos até sedimentos extremamente poluídos (Tabela 1).

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5 * B_n} \right] \quad (2)$$

Tabela 1. Classes do índice de geoacumulação (I_{geo}).

Classe	I_{geo}	Nível de poluição
0	$I_{geo} < 0$	Não poluído
1	$0 < I_{geo} < 1$	Não poluído a moderadamente poluído
2	$1 < I_{geo} < 2$	Moderadamente poluído
3	$2 < I_{geo} < 3$	Moderadamente a fortemente poluído
4	$3 < I_{geo} < 4$	Fortemente poluído
5	$4 < I_{geo} < 5$	Fortemente a extremamente poluído
6	$I_{geo} > 5$	Extremamente poluído

O Índice de Risco Ecológico (*ERI*) foi calculado para verificar o risco ecológico associado ao acúmulo de Hg nos sedimentos do Médio Araguaia. Esse índice foi proposto para avaliar os riscos da presença de substâncias tóxicas especificamente em sedimentos de ecossistemas lacustres (Håkanson, 1980). O *ERI* é calculado através da Equação 3, onde Tr é o fator de toxicidade de determinada substância ($Hg = 40$), e CF é razão entre a

concentração determinada em cada unidade amostral e o valor de referência da área de estudo. Os resultados do *ERI* são agrupados em cinco classes que representam o risco ecológico associado ao metal (Håkanson, 1980) (Tabela 2):

$$ERI = Tr * CF \quad (3)$$

Tabela 2. Classes do Índice de Risco Ecológico (*ERI*).

ERI	Risco ecológico
$ERI < 40$	Baixo
$40 \leq ERI < 80$	Moderado
$80 \leq ERI < 160$	Considerável
$160 \leq ERI < 320$	Alto
$ERI \geq 320$	Muito alto

A utilização de médias globais como valores de referências pode resultar em interpretações equivocadas sobre os padrões de acumulo de metais em escala regional e local (Matschullat et al., 2000), indicando respostas do tipo falso-negativo (Ferreira et al., 2022). Desse modo, recomenda-se uso de concentrações referentes às áreas próximas da região a ser avaliada (Santolin et al., 2015). Considerando que ainda não há dados publicados sobre Hg na região do Araguaia, determinamos o valor de referência para o cálculo do I_{geo} e do *ERI* a partir de nosso conjunto de dados. O teste de Grubbs foi aplicado para identificar *outliers*, e o teste de Shapiro-Wilk foi usado para verificar a normalidade dos dados. Não foram identificados *outliers* e os dados não apresentaram distribuição normal, logo, o valor de referência foi obtido pela mediana das concentrações de HgT em todos os lagos (Yan et al., 2020).

Análise estatística

Aplicamos a Análise de Componentes Principais (PCA) para avaliar a relação entre as concentrações de HgT, parâmetros físico-químicos da água, matéria orgânica dos sedimentos e uso do solo. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* R (R Core Team,

2022). A PCA foi realizada com a função *prcomp* do pacote *stats*, e os biplots foram construídos com a função *ggbiplot* do pacote *ggplot2*. Os eixos da PCA foram escolhidos baseado critério de Kaiser-Guttman, selecionando apenas os eixos com autovalores acima de um (1) (Legendre e Legendre, 2012). Os índices de geoacumulação e risco ecológico foram representados em gráficos de pontos, indicando os limites entre as classes. Os gráficos foram realizados no *software* Prism 8.0.1. (GraphPad Software, San Diego, EUA).

Análises geoestatísticas

As análises geoestatísticas são baseadas no conceito da dependência espacial e no entendimento de que cada ponto no espaço não representa um único valor, mas sim uma distribuição de probabilidade de ocorrência de valores (variável regionalizada) (Yamamoto e Landim, 2013). Entre os métodos geoestatísticos, a krigagem indicativa (KI) é indicada para a avaliação de riscos ambientais (Journel, 1988). A KI não faz suposições distributivas, e acomoda alta conectividade de valores extremos (Pardo-Igúzquiza e Dowd, 2005). Assim, esse é o método mais adequado para nosso conjunto de dados, que apresenta elevada amplitude de valores entre as unidades amostrais. O método indicativo consiste na transformação dos dados originais para indicadores binários (0 ou 1), que estimam a probabilidade que uma variável de interesse ocorra abaixo ou acima de um determinado valor de corte (Bernardi et al., 2015). Após a transformação dos dados, calculam-se os variogramas experimentais conforme a Equação 4, onde h é o passo (*lag*), v_c é o valor de corte e N é o número de pares (Bernardi et al., 2015).

$$y_i(h, v_c) = \frac{1}{2N_h} \sum_{i=1}^{N_k} [i(x + h, v_c) - i(x, v_c)]^2 \quad (4)$$

Modelos geoestatísticos com mais de uma variável de interesse formam a base da cokrigagem (Johnston et al., 2001), calculada a partir da autocorrelação espacial de uma variável dependente com dados independentes (Yamamoto e Landim, 2013). A cokrigagem indicativa (coKI) é realizada pela mesma fórmula da cokrigagem ordinária (coKO), mas com indicadores binários no lugar dos valores originais (Johnston et al., 2001). A resolução da regressão linear da cokrigagem com uma única variável independente é calculada pela Equação 5, onde λ_α é o peso da variável dependente, λ_β é o peso da variável independente, $n(x)$ é o número de amostras vizinhas da variável dependente, e $n(y)$ é o número de amostras vizinhas da variável independente (Rodrigues et al., 2022).

$$Z_{CK}^*(x) = \sum_{\alpha=1}^{n(x)} \lambda_{\alpha}(x) z(x_{\alpha}) + \sum_{\beta=1}^{n(y)} \lambda_{\beta}(x) y(x_{\beta}) \quad (5)$$

Nesse estudo, a KI foi utilizada para analisar a probabilidade de ocorrência de áreas com maior intensidade de uso da terra (LUI). Em seguida, utilizamos dois coKI para avaliar a distribuição espacial do Hg na planície de inundação do rio Araguaia, representado pelos valores I_{geo} e ERI nos sedimentos lacustres (variáveis dependentes), em função da intensidade de uso do solo (LUI, variável independente). Os seguintes valores de corte foram adotados para cada variável: (i) $I_{geo} > 0$, limite que indica incremento da poluição nos sedimentos (Müller, 1979); (ii) $ERI > 40$, limite que indica incremento do risco ecológico associado aos sedimentos (Håkanson, 1980); e (iii) a mediana determinada para o LUI no entorno dos lagos. A escala de LUI foi determinada a partir da distância com maior *loading* no primeiro eixo da PCA, indicando a escala com maior influência na ordenação das unidades amostrais em nosso conjunto de dados.

O variograma é uma ferramenta central para as análises geoestatísticas. Ao mensurar a dissimilaridade média entre os pontos do conjunto de dados separados por uma distância h (Goovaerts, 1997), o variograma permite a avaliação da dispersão espacial de variáveis regionalizadas (Bernardi et al., 2015). A KI foi realizada pelo modelo estável, e a coKI foi realizada pelo modelo exponencial, pois apresentaram os melhores ajustes. Os variogramas dos modelos estável e exponencial são representados pelas equações 6 e 7, respectivamente (Montero et al., 2015):

$$\gamma(h) = C_0 + C \left(1 - \exp \left(- \left(\frac{h}{a} \right)^a \right) \right), 0 < a \leq 2 \quad (6)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \left(1 - \exp \left(- \frac{h}{a} \right) \right) \quad (7)$$

Onde $\gamma(h)$ é a semi-variância, C_0 é o efeito pepita (*nugget*), C é o patamar (*sill*), h é o passo (*lag*), e a é o intervalo entre as unidades amostrais (*range*). A razão entre os valores de nugget e sill foi calculada para avaliar a dependência espacial dos modelos. Uma razão de

<25% indica uma forte dependência espacial, entre 25 e 75% indica uma dependência espacial moderada, e >75% indica uma fraca dependência espacial (Cambardella et al., 1994).

Realizamos ajustes manuais nos variogramas, e os modelos ideais para nosso conjunto de dados foram selecionados a partir da validação cruzada. A validação cruzada foi realizada pelo procedimento de *Jack-knifing*, um processo de reamostragem na qual cada ponto do variograma é omitido sequencialmente, e o valor omitido é predito a partir do restante do conjunto de dados (Malvić e Bastaić, 2008). Assim, a validação cruzada permite o cálculo de parâmetros estatísticos do erro entre os valores observados e preditos. Os parâmetros avaliados nesse estudo foram: erro médio (*ME*), erro quadrático médio (*RMSE*), erro quadrático médio padronizado (*RMSSE*), e erro médio padronizado (*ASE*). Valores de *ME* próximos de zero (0) indicam que os modelos não são enviesados, e os valores de *RMSE* e *ASE* devem ser próximos entre si (Arétouyap et al., 2016). A *RMSSE* representa a variância do erro a partir de *ME* (Almeida, 2006), e valor próximos de um (1) indicam um bom ajuste entre os valores observados e preditos (Arétouyap et al., 2016). As análises geoestatísticas foram realizadas com a extensão *Geoestatistical Analyst* do software ArcMap 10.8.2 (Esri, Redlands, EUA).

RESULTADOS

Concentrações de mercúrio, variáveis ambientais e uso do solo

Os valores médios \pm desvio padrão, amplitude e coeficiente de variação das concentrações de Hg, variáveis ambientais e *LUI* para todo o conjunto de lagos estão representados na Tabela 3. As concentrações de HgT nos sedimentos variaram entre 22,6 e 81,9 ng.g⁻¹, com média de 46,5 \pm 17,7 ng.g⁻¹. As maiores concentrações médias foram determinadas no rio do Peixe (72,3 \pm 8,3 ng.g⁻¹) e ribeirão Água Limpa (63,1 \pm 23,7 ng.g⁻¹). Por outro lado, os rios Vermelho (44,2 \pm 18,1 ng.g⁻¹), Crixás (38,6 ng.g⁻¹) e Araguaia (37,9 \pm 9,0 ng.g⁻¹) apresentaram as menores concentrações, abaixo da concentração média determinada para todo o conjunto de dados (Tabela S1). A maioria dos lagos (76%) apresentou baixos teores de matéria orgânica nos sedimentos, caracterizados como minerais (< 10% de matéria orgânica). O pH da água variou de levemente ácido a alcalino (5,4 – 8,0), com oxigênio dissolvido entre 2,6 e 9,7 mg.L⁻¹, e temperatura entre 26,6 e 31,5 °C. A condutividade elétrica variou entre 8 e 62 μ S.cm⁻¹. A turbidez e a transparência foram os parâmetros físico-químicos da água com maior variação entre os lagos (1,9 - 207 NTU e 15 – 210 cm, respectivamente). A intensidade de uso do solo apresentou ampla variação,

sobretudo no raio de 1 km (0 – 90,6). A partir de 3 km, todos os lagos apresentaram algum grau de intensidade de uso do solo.

Tabela 3. Estatística descritiva (média, desvio padrão, amplitude e coeficiente de variação) das variáveis ambientais e uso do solo para todo o conjunto de lagos.

Variáveis	Média ± DP	Mín - Máx	CV%
Sedimento			
HgT (ng.g ⁻¹)	46,5 ± 17,7	22,6 – 81,9	38,2
Matéria orgânica (%)	8,6 ± 3,5	1,6 – 19,4	40,8
Água			
pH	6,4 ± 0,7	5,4 – 8,0	10,2
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,6 ± 1,6	2,7 – 9,6	24,4
Temperatura (°C)	28,6 ± 1,3	26,6 – 31,5	4,4
Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹)	40 ± 13	8 – 62	33,5
Turbidez (NTU)	44,8 ± 5,5	1,9 – 207,0	114,3
Transparência (cm)	51,0 ± 7,3	15,0 – 210,0	78,8
Uso do solo			
LUI _{1km}	30,1 ± 28,2	0,0 - 90,6	93,7
LUI _{3km}	53,1 ± 33,2	5,4 – 146,6	62,3
LUI _{5km}	63,5 ± 36,7	12,5 – 148,1	57,8
LUI _{10km}	74,8 ± 37,7	10,9 – 146,2	50,4

Os três primeiros eixos da PCA explicaram 72,8% da variação dos dados (Figura 2). O *LUI* foi positivamente relacionado com o eixo 1 em todas as escalas (principalmente 5 e 10 km), enquanto pH, oxigênio dissolvido e temperatura foram negativamente relacionados. No eixo 2, as principais variáveis foram transparência, *LUI* em 1 e 3 km (negativo), e condutividade elétrica e turbidez (positivo). O eixo 3 demonstrou a relação entre Hg e a matéria orgânica nos sedimentos, sendo as variáveis com maiores loadings, ambas com sinal positivo (Figura 2b, Tabela S2).

Considerando os eixos 1 e 2, os lagos associados ao rio Vermelho, que apresentaram elevada intensidade de uso do solo, foram agrupados junto ao LUI_{5km} e LUI_{10km}, e matéria

orgânica dos sedimentos, turbidez e condutividade elétrica. Os lagos associados do rio Araguaia foram ordenados inversamente ao uso do solo e Hg nos sedimentos, sendo associados principalmente com oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água. Os lagos do rio do Peixe e ribeirão Água Limpa, que apresentaram maiores concentrações de Hg, foram associados ao Hg e ao *LUI* em escala local (1km) (Figura 2a). Nos eixos 1 e 3, houve uma maior dispersão das unidades amostrais entre os rios. No entanto, os lagos do rio Vermelho foram predominantemente associados ao uso do solo, e os lagos do rio Araguaia aos parâmetros da água, enquanto os lagos associados ao rio do Peixe e ao ribeirão Água Limpa foram agrupados junto ao Hg e aos teores de matéria orgânica dos sedimentos (Figura 2b). O resumo das variáveis em cada sistema fluvial está disponível na Tabela S1.

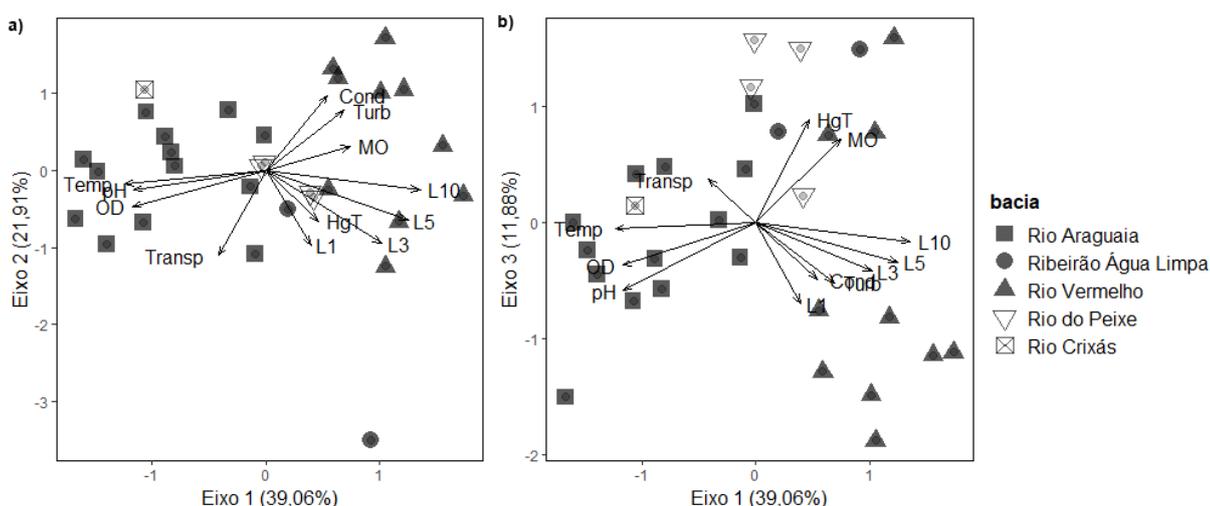


Figura 2. Biplot representando a ordenação das variáveis e unidades amostrais de acordo com os resultados da PCA. HgT: HgT nos sedimentos; MO: matéria orgânica dos sedimentos; OD: oxigênio dissolvido; Temp: temperatura; Cond: condutividade elétrica; Turb: turbidez; Transp: transparência. L1, L3, L5 e L10: *LUI* em buffers de 1, 3, 5 e 10 km, respectivamente.

Índices de avaliação dos sedimentos

Os resultados do I_{geo} variaram entre -1,36 até 0,50, com 70% das unidades amostrais sem nenhum grau de poluição (Classe 0; $n = 21$), e o restante das unidades amostrais em transição entre não poluídas e moderadamente poluídas (Classe 1, $n = 9$). Todos os lagos do rio do Peixe foram classificados como Classe 1 ($n = 4$), e demais lagos são situados no rio Vermelho ($n = 3$), rio Araguaia ($n = 1$) e ribeirão Água Limpa ($n = 1$) (Figura 3a). Em relação ao ERI, 15 unidades amostrais apresentaram baixos riscos ecológicos ($ERI < 40$). Exceto o

lago do rio Crixás, todos os sistemas fluviais apresentaram lagos com risco ecológico moderado associado aos sedimentos ($40 \leq ERI < 80$; $n = 12$). Riscos ecológicos consideráveis foram observados apenas no ribeirão Água Limpa, rio do Peixe e rio Vermelho ($80 \leq ERI < 160$, $n = 3$) (Figura 3b). Os resultados detalhados das concentrações de Hg, I_{geo} e ERI em cada lago foram descritos na Tabela S3.

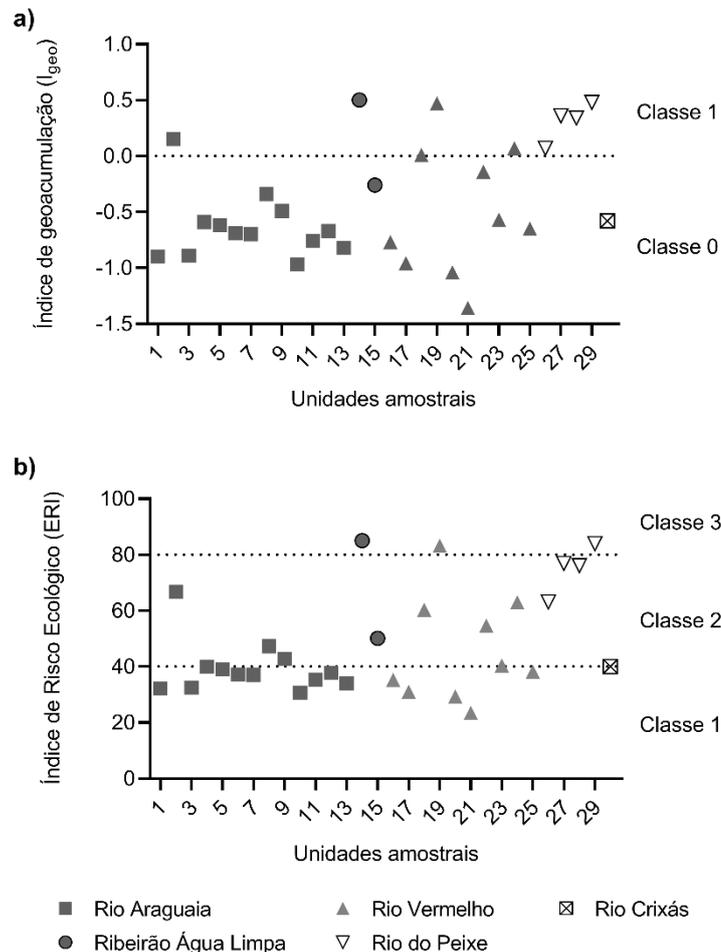


Figura 3. Gráfico de pontos representando os resultados de I_{geo} e ERI em cada unidade amostral, agrupadas por sistema fluvial. A figura (a) representa os resultados de I_{geo} , e as linhas horizontais indicam a separação entre as classes 0 (não poluído) e 1 (não poluído a moderadamente poluído). A figura (b) representa os resultados de ERI , e as linhas horizontais representam a separação entre as classes 1 (risco ecológico baixo), 2 (risco ecológico moderado) e 3 (risco ecológico considerável).

Distribuição espacial dos índices de uso da terra, geoacumulação e risco ecológico

A distribuição espacial da intensidade de uso do solo demonstrou um claro gradiente de antropização na região do Médio Araguaia. As áreas com maior intensidade de uso do solo estão situadas à montante, na região do rio Vermelho e ribeirão Água Limpa, enquanto as áreas com menor probabilidade de intensidade de uso do solo acima da mediana regional estão localizadas à jusante (Figura 4a). O variograma indicou a dependência espacial moderada de *LUI* (31%), com continuidade espacial (*range*) de aproximadamente 150 km (Tabela 4).

Os índices de avaliação dos sedimentos apresentaram padrões de distribuição similares ao de *LUI*, com menores valores ao norte. A *coKI* indicou o rio do Peixe como um *hotspot* para o acúmulo de Hg, com maiores probabilidades de poluição ($I_{geo} > 0$, 52-88% de probabilidade) (Figura 4b), e maiores probabilidades de risco ecológico no rio do Peixe e no Ribeirão Água Limpa ($ERI > 40$, 65-94% de probabilidade) (Figura 4c). Os variogramas determinaram uma dependência espacial moderada entre I_{geo} e *LUI* (63%), com continuidade espacial de 205 km, e uma forte dependência espacial entre *ERI* e *LUI* (24%), com continuidade espacial de 105 km (Tabela 5). As variáveis apresentaram anisotropia geométrica em direção à nordeste (18° NE), seguindo a direção do fluxo do rio Araguaia. A validação cruzada determinou que os ajustes dos variogramas foram precisos para os três modelos, com *RMSSE* próximo de um (1), *ME* próximo de zero (0), e valores similares para *RMSE* e *ASE* (Tabela 4). Os variogramas estão representados na Figura S1.

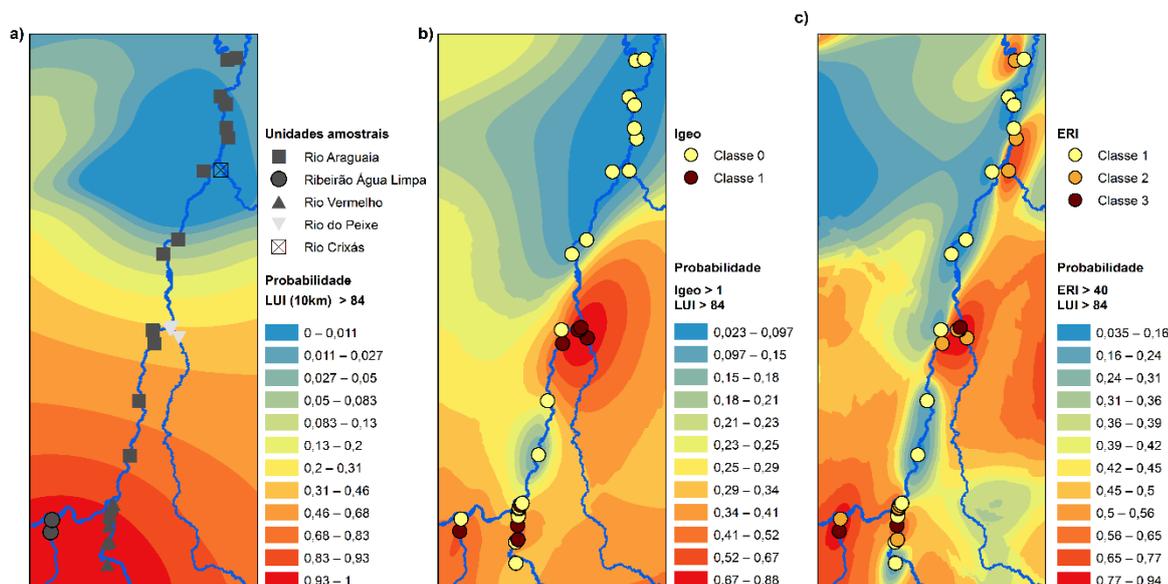


Figura 4. Mapas de probabilidade de ocorrência dos índices avaliados, sendo **(a)** krigagem indicativa de LUI, **(b)** cokrigagem indicativa entre I_{geo} e LUI (Class 0: Unpolluted; Class 1: Unpolluted to moderately polluted), e **(c)** cokrigagem indicativa entre ERI e LUI (Class 1: Low ecological risk; Class 2: Moderate ecological risk; Class 3: Considerable ecological risk).

Tabela 5. Parâmetros de ajuste dos variogramas e da validação cruzada

Variáveis	Parâmetros do variograma						Validação cruzada			
	Método	Modelo	C	C_0	C/C_0	a	ME	RMSSE	RMSE	ASE
$LUI_{10km} (> 84)$	KI	Estável	0,08	0,26	0,31	1,48	0,002	1,02	0,31	0,31
$I_{geo} (> 0)$ $LUI_{10km} (> 84)$	coKI	Exponencial	0,24	0,38	0,63	2,1	0,01	1,006	0,43	0,43
$ERI (> 40)$ $LUI_{10km} (> 84)$	coKI	Exponencial	0,10	0,42	0,24	1,02	0,02	1,04	0,51	0,52

KI: Krigagem Indicativa; coKI: Cokrigagem Indicativa; C: Nugget, C_0 : Sill, a : Range; ME: Erro médio; RMSSE: Erro quadrático médio padronizado; RMSE: Erro quadrático médio; AVS: Erro médio padronizado. Os parâmetros do variograma estão representados em graus decimais; para a conversão em escala métrica, utilizamos a proporção 1 grau decimal = 102,47 km.

DISCUSSÃO

As concentrações determinadas nos sedimentos dos lagos do Médio Araguaia estão de acordo com as concentrações relatadas em outros lagos de planícies de inundação no Brasil (Tabela 5). Nossos resultados foram muito similares aos determinados em lagos da planície de inundação do Pantanal, assim como na planície de inundação do rio Paraná, na região sul do Brasil. As concentrações de Hg nos lagos associados ao rio do Peixe e ao ribeirão Água Limpa, que apresentaram teores de Hg mais elevados, foram próximas das relatadas em lagos associados ao rio Madeira, na Amazônia. No entanto, as concentrações obtidas em nosso estudo foram substancialmente inferiores às determinadas nas bacias hidrográficas dos rios Negro e Tapajós.

Tabela 5. Concentrações de HgT ($ng.g^{-1}$) nos sedimentos superficiais de lagos de planície de inundação no Brasil.

Bioma	Rio associado	N	HgT	Referências
-------	---------------	---	-----	-------------

Cerrado	Araguaia	13	37,9	Este estudo
	Água Limpa	2	63,1	
	Vermelho	10	44,2	
	Do Peixe	4	72,3	
	Crixás	1	38,6	
Mata Atlântica	Paraná	2	66,5	Remor et al. (2015)
Pantanal	Paraguai/Cuiabá	9	33,2	Hylander et al. (2000)
	Cuiabá	2	46,3	Leady e Gottgens (2001)
Amazônia	Madeira	8	64,7	Bastos et al. (2006)
	Madeira	1	77,7	Almeida et al. (2014)
	Madeira	1	69,0	Araujo et al. (2018)
	Negro	2	194,2	Bisinoti et al. (2007)
	Negro	2	99,5	Araujo et al. (2018)
	Tapajós	8	157,8	Oestreicher et al. (2017)
	Tapajós	1	76,0	Araujo et al. (2018)

N: número de lagos amostrados em cada estudo

Apesar do caráter predominantemente mineral dos sedimentos, a ordenação da matéria orgânica e do HgT indica que a quantidade de matéria orgânica pode influenciar sua distribuição nos lagos do Médio Araguaia. Estudos conduzidos em ambientes neotropicais também observaram associações entre os teores de matéria orgânica e o Hg nos sedimentos (Bisinoti et al., 2007; Vergotti et al., 2009; Almeida et al., 2014; Lino et al., 2019). No entanto, o papel da matéria orgânica para ciclo biogeoquímico do Hg é multifacetado (He et al., 2019). O Hg apresenta forte afinidade com os grupos funcionais que compõem a matéria orgânica, como os ácidos húmicos e fúlvicos, e compostos organossulfurados do grupo tiol (Feyte et al., 2010; Gu et al., 2011), resultando na maior adsorção desse elemento em sedimentos com caráter orgânico (Vergotti et al., 2009; Almeida et al., 2014). Por outro lado, o sedimento também representa uma fonte secundária de Hg em ecossistemas aquáticos (Acquavita et al., 2021), atuando como um importante substrato para a conversão de Hg^{2+} em CH_3Hg^+ (metilmercúrio) por bactérias sulfato-redutoras (Regnell e Watras, 2019). A presença da matéria orgânica acelera a atividade microbiana, implicando em maiores taxas de metilação e, conseqüentemente, no maior transporte de Hg para as cadeias tróficas (He et al., 2019). Nossos resultados demonstraram que os lagos com maiores concentrações de HgT, situados no rio do Peixe e ribeirão Água Limpa, também apresentaram maiores teores de matéria

orgânica (Tabela S1). Nesse sentido, a adsorção e a subsequente metilação do Hg nesses sedimentos pode elevar o risco ecológico nesses ambientes, aumentando sua mobilização para as comunidades biológicas.

Os sistemas fluviais podem ser classificados em ambientes de águas pretas, águas brancas e águas claras, de acordo com os parâmetros físico-químicos que conferem coloração à água (Sioli, 1975). Estudos que compararam os teores de Hg nos sedimentos desses diferentes tipos de ambientes concluíram que, em geral, as concentrações são mais elevadas em ecossistemas de águas pretas, seguido por ambientes de águas brancas e águas claras (Lacerda et al., 1990; Vieira et al., 2018). A planície do Araguaia é classificada como uma planície de inundação de águas claras (Junk et al., 2011; Irion et al., 2016), com a ocorrência não usual de alguns tributários de águas brancas (Ríos-Villamizar et al., 2020); o que foi observado em nossos resultados. Em geral, os lagos da planície de inundação do Araguaia apresentaram características de ecossistemas de águas claras, exceto pelo rio Vermelho, que apresentou características intermediárias entre os sistemas de águas claras e águas brancas (elevada turbidez e baixa transparência) (Tabela S1). Os sistemas de águas claras são representados pelo baixo transporte de sedimentos argilosos, baixos teores de matéria orgânica, transparência da água relativamente alta, e pH entre 5 e 8 (Irion et al., 2016; Ríos-Villamizar et al., 2020). Nesse sentido, considerando que as condições ambientais de ecossistemas de águas claras não são favoráveis ao acúmulo de Hg nos sedimentos, as fontes antrópicas devem ser as principais condutoras das maiores concentrações de Hg nesses ambientes.

Integrando os resultados de I_{geo} e ERI, os lagos da planície de inundação do rio Araguaia não apresentaram graus significativos de poluição, e apresentaram riscos ecológicos predominantemente baixos a moderados. Não existem fontes pontuais de Hg (como mineração e indústrias) em nossa área de estudo, no entanto, pesquisas realizadas na Amazônia demonstraram que o desmatamento e a conversão das áreas nativas para atividades agrícolas são importantes fontes de Hg para os sedimentos (Farella et al., 2001; Roulet et al., 1996; 2000). Na bacia hidrográfica do rio Araguaia, 45% da área total da bacia foi convertida para usos agrícolas (40% pecuária e 5% agricultura) (Martins et al., 2021). Esse processo de desmatamento para a implantação de áreas agrícolas, intensificado a partir da década de 1970, promoveu um aumento significativo da vazão do rio Araguaia (Coe et al., 2011), assim como o acréscimo das taxas de transporte de sedimentos na calha do rio, com um aumento de 2,1 Mt entre 1970 e 2000 (Latrubesse et al., 2009). Assim, essas alterações ambientais podem promover favorecer o transporte e o subsequente acúmulo do Hg nos ambientes aquáticos da região. Considerando que os índices de avaliação de sedimentos são calculados com diferentes valores de referência, não é possível realizar comparações diretas

com outros estudos. Um estudo de larga escala na China indicou que sedimentos de bacias hidrográficas com intensa atividade agrícola foram classificados como não poluídos a moderadamente poluídos (Classe 1), similar ao nosso estudo; no entanto, o risco ecológico foi substancialmente mais elevado nessas bacias (Classe 4) (Gao et al., 2016). A distribuição espacial de *LUI* demonstrou um claro gradiente de antropização no Médio Araguaia, com elevadas proporções de áreas agrícolas na porção sul da planície de inundação, e predominância de áreas naturais ao norte. Realmente, uma análise recentemente sobre conflitos do uso do solo na bacia hidrográfica no rio Araguaia identificou a maior ocorrência de conflitos de uso do solo na região à montante da Ilha do Bananal, principalmente relacionados aos riscos ou limitações do uso da terra para pastagem e agricultura (Fernandes et al., 2022).

As análises geoestatísticas indicaram a correlação espacial entre os índices de avaliação dos sedimentos e o uso do solo, com maiores probabilidades de poluição e risco ecológico no rio do Peixe, ribeirão Água Limpa e rio Vermelho, que representam as unidades amostrais com maior intensidade de uso do solo. A dependência espacial moderada entre I_{geo} e *LUI* (25 e 75%) confirmou a contribuição das fontes antrópicas para o incremento da poluição em nossa área de estudo, mas também a influência de fatores extrínsecos (como fatores geológicos e climáticos) (Huang et al., 2021). Por outro lado, a forte dependência espacial entre *ERI* e *LUI* (< 25%) indica que o uso do solo é a principal fonte de risco ecológico associado ao acúmulo de Hg nos sedimentos. Na Amazônia, a conversão da cobertura natural do solo elevou significativamente as emissões de Hg para a atmosfera e para os ecossistemas aquáticos nos últimos anos (Crespo-Lopez et al., 2021). Esse processo ocorre devido ao aumento da remobilização de Hg^0 para a atmosfera (Carpi et al., 2014), mas principalmente pelo aumento das taxas de erosão e, conseqüentemente, do transporte de Hg^{2+} ligado ao material particulado para os ecossistemas aquáticos (Oestreicher et al., 2017). Conforme supracitado, a PCA indicou a ordenação lagos do rio Vermelho junto às concentrações de HgT, *LUI*, turbidez e condutividade elétrica em nosso estudo (Figura 2, Tabela S2). Essa associação pode indicar a relação entre o processo de intensificação de transporte de materiais particulados em função do uso do solo. A turbidez indica a capacidade de dispersão solar na coluna d'água, sendo altamente relacionada à presença de sólidos em suspensão (Rügner et al., 2013), e a condutividade elétrica representa a capacidade da água de conduzir energia elétrica, mensurada pela concentração de íons na coluna d'água (Esteves et al., 2014). Desse modo, essas variáveis ambientais são associadas à presença de materiais particulados em ecossistemas aquáticos, e já demonstraram relações diretas com a deposição do Hg nesses ambientes (Riscassi et al., 2011; Ning et al., 2021). Considerando que as planícies de inundação são importantes ambientes para a metilação, o acúmulo de Hg

nesses ambientes pode aumentar sua transferência entre as matrizes abióticas e a biota aquática (Lino et al. 2019). Assim, a intensificação do uso do solo na região do Médio Araguaia pode elevar o risco ecológico associado às concentrações de Hg nos sedimentos.

A continuidade espacial dos modelos, baseada nos alcances dos variogramas, demonstraram padrões distintos entre os modelos. A menor continuidade espacial determinada na coKI entre *ERI* e *LUI* indica que as variáveis são autocorrelacionadas em distâncias de até 105 km. Por outro lado, a elevada continuidade espacial observada para a coKI entre I_{geo} e *LUI* (205 km) aponta para a distribuição mais ampla da interação entre o I_{geo} e uso do solo. A diferença da continuidade espacial entre os índices pode ocorrer devido à menor variação nos valores de I_{geo} (-1,4 a 0,5) em relação aos de *ERI* (23,4 a 85,0) (Fallah et al., 2019). Em resumo, o *ERI* demonstrou ser mais sensível às variações do uso do solo em menores escala (forte dependência e baixa continuidade espacial), enquanto os resultados do I_{geo} indicam a maior influência de fatores externos em sua distribuição espacial (por exemplo, diferentes formações geológicas), mas com potencial para a estimativa de probabilidades da poluição por Hg em grandes áreas (dependência moderada e elevada continuidade espacial). Desse modo, a combinação entre os índices de avaliação dos sedimentos e métodos geoestatísticos demonstrou ser uma ferramenta útil para a identificação de pontos prioritários para o acúmulo de Hg, permitindo a visualização de diferenças regionais da distribuição espacial do Hg entre o rio Araguaia e seus tributários.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As concentrações de Hg determinadas nos sedimentos lacustres foram similares às encontradas nas planícies de inundação dos rios Paraná e Paraguai, mas inferiores às determinadas na Amazônia. Os lagos do Médio Araguaia podem ser classificados como ecossistemas de águas claras, que apresenta condições ambientais pouco favoráveis ao acúmulo de Hg. Desse modo, os resultados da PCA indicaram que a distribuição do Hg entre o rio Araguaia e seus tributários é associada principalmente ao uso do solo e aos teores de matéria orgânica nos sedimentos. Em geral, os sedimentos apresentam baixo grau de poluição, e riscos ecológicos baixos a moderados. A combinação dos índices de avaliação dos sedimentos e de intensidade de uso da terra com os métodos geoestatísticos demonstrou ser uma ferramenta eficaz para identificar os principais pontos de acúmulo de Hg, assim como a correlação espacial entre o Hg e o uso do solo. Considerando a expansão do desmatamento no Brasil, esses resultados são importantes para avaliar os impactos da intensificação do uso e ocupação do solo em ecossistemas aquáticos, podendo ser aplicado em diferentes áreas

de estudo. Ademais, esses dados primários são importantes para estabelecer valores de referência para a região e subsidiar futuras comparações na região do Médio Araguaia.

Referências

Acquavita, A., Floreani, F., & Covelli, S. (2021). Occurrence and speciation of arsenic and mercury in alluvial and coastal sediments. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 22, 100272.

Almeida, R. (2006). Análise geoestatística das concentrações de mercúrio no lago Puruzinho-Amazônia Ocidental. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Rondônia.

Almeida, R. D., Bernardi, J. V. E., Oliveira, R. C., Carvalho, D. P. D., Manzatto, A. G., Lacerda, L. D. D., & Bastos, W. R. (2014). Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 44, 99-105.

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.

Aquino, S., Latrubesse, E. M., & de Souza Filho, E. E. (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1).

Araujo, B. F., Hintelmann, H., Dimock, B., de Lima Sobrinho, R., Bernardes, M. C., de Almeida, M. G., Krusche, A. V., Rangel, T. P., Thompson, F., & de Rezende, C. E. (2018). Mercury speciation and Hg stable isotope ratios in sediments from Amazon floodplain lakes—Brazil. *Limnology and Oceanography*, 63(3), 1134-1145.

Arétouyap, Z., Njandjock Nouck, P., Nouayou, R., Ghomsi Kemgang, F. E., Piépi Toko, A. D., & Asfahani, J. (2016). Lessening the adverse effect of the semivariogram model selection on an interpolative survey using kriging technique. *SpringerPlus*, 5(1), 1-11.

Bastos, W. R., Gomes, J. P. O., Oliveira, R. C., Almeida, R., Nascimento, E. L., Bernardi, J. V. E., Lacerda, L. D., Silveira, E. G., & Pfeiffer, W. C. (2006). Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 368(1), 344-351.

Bernardi, J. V. E., Neira, M. P., Manzatto, A. G., De Holanda, I. B. B., Almeida, R., Bastos, W. R., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., & Vieira, L. C. G. (2015). Aplicação da análise geoestatística para modelagem espacial do mercúrio e matéria orgânica em solos florestais na Amazônia Ocidental. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 4(3), 31-46.

Bisinoti, M. C., Sargentini Júnior, É., & 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.

Cambardella, C. A., Moorman, T. B., Novak, J. M., Parkin, T. B., Karlen, D. L., Turco, R. F., & Konopka, A. E. (1994). Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. *Soil science society of America journal*, 58(5), 1501-1511.

Carpi, A., Fostier, A. H., Orta, O. R., dos Santos, J. C., & Gittings, M. (2014). Gaseous mercury emissions from soil following forest loss and land use changes: Field experiments in the United States and Brazil. *Atmospheric Environment*, 96, 423-429.

- Chen, C., Zheng, B., Jiang, X., Zhao, Z., Zhan, Y., Yi, F., & Ren, J. (2013). Spatial distribution and pollution assessment of mercury in sediments of Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 25(2), 316-325.
- Coe, M. T., Latrubesse, E. M., Ferreira, M. E., & Amsler, M. L. (2011). The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry*, 105(1), 119-131.
- Crespo-Lopez, M. E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Takeda, P. Y., Macchi, B. M., Nascimento, J. L. M., Maia, C. S. F., Lima, R. R., & Arrifano, G. P. (2021). Mercury: What can we learn from the Amazon?. *Environment International*, 146, 106223.
- Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental science & technology*, 47(10), 4967-4983.
- Fallah, B., Richter, A., Ng, K. T. W., & Salama, A. (2019). Effects of groundwater metal contaminant spatial distribution on overlaying kriged maps. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(22), 22945-22957.
- Farella, N., Lucotte, M., Louchouart, P., & Roulet, M. (2001). Deforestation modifying terrestrial organic transport, in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, 32, 1443–1458.
- Fernandes IO, Junior RFV, Monteiro LC, Paes EC (2022). Conflito ambiental de uso e ocupação do solo: ferramenta aplicada ao planejamento ambiental. In: *Geoprocessamento e geoeconomia: análises multidisciplinares* (pp. 175 – 189), Amplla Editora
- Ferreira, S. L., da Silva Junior, J. B., dos Santos, I. F., de Oliveira, O. M., Cerda, V., & Queiroz, A. F. (2022). Use of pollution indices and ecological risk in the assessment of contamination from chemical elements in soils and sediments—Practical aspects. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, e00169.
- Feyte, S., Tessier, A., Gobeil, C., & Cossa, D. (2010). In situ adsorption of mercury, methylmercury and other elements by iron oxyhydroxides and organic matter in lake sediments. *Applied Geochemistry*, 25(7), 984-995.
- Forsythe, K. W., Gawedzki, A., Rodriguez, P., Irvine, K. N., & Perrelli, M. (2013). Geospatial estimation of mercury contamination in Buffalo River sediments. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 22(5), 521-531.
- Gao, B., Han, L., Hao, H., & Zhou, H. (2016). Pollution characteristics of mercury (Hg) in surface sediments of major basins, China. *Ecological Indicators*, 67, 577-585.
- Goovaerts, P. (1997). *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press on Demand.
- Gu, B., Bian, Y., Miller, C. L., Dong, W., Jiang, X., & Liang, L. (2011). Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(4), 1479-1483.
- Håkanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975-1001.
- He, M., Tian, L., Braaten, H. F. V., Wu, Q., Luo, J., Cai, L. M., Meng, J. H., & Lin, Y. (2019). Mercury–organic matter interactions in soils and sediments: angel or devil?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(5), 621-627.

- Huang, X., Yu, H., Zhao, X., Guo, X., Ye, Y., & Xu, Z. (2021). Spatial variation in cadmium and mercury and factors influencing their potential ecological risks in farmland soil in Poyang Lake Plain, China. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 641497.
- Hylander, L. D., Meili, M., Oliveira, L. J., e Silva, E. D. C., Guimarães, J. R., Araujo, D. M., Neves, R. P., Stachiw, R., & Silva, G. D. (2000). Relationship of mercury with aluminum, iron and manganese oxy-hydroxides in sediments from the Alto Pantanal, Brazil. *Science of the Total Environment*, 260(1-3), 97-107.
- Irion, G., Nunes, G. M., Nunes-da-Cunha, C., de Arruda, E. C., Santos-Tambelini, M., Dias, A. P., Morais, J. O., & Junk, W. J. (2016). Araguaia river floodplain: size, age, and mineral composition of a large tropical savanna wetland. *Wetlands*, 36(5), 945-956.
- Johnston, K., Ver Hoef, J. M., Krivoruchko, K., & Lucas, N. (2001). Using ArcGIS geostatistical analyst (Vol. 380). Redlands: Esri.
- Journel, A. G. (1988). New distance measures: The route toward truly non-Gaussian geostatistics. *Mathematical Geology*, 20(4), 459-475.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., Cunha, C. N., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., & Agostinho, A. A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 24(1), 5-22.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623-640.
- Lacerda, L. (1997). Global mercury emissions from gold and silver mining. *Water, Air, and Soil Pollution*, 97(3), 209-221.
- Lacerda, L. D., De Paula, F. C. F., Ovalle, A. R. C., Pfeiffer, W. C., & Malm, O. (1990). Trace metals in fluvial sediments of the Madeira River watershed, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 97, 525-530.
- Landim, P. M. B., & Sturaro, J. R. (2002). Krigagem indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos. DGA, IGCE, UNESP/Rio Claro, Lab. Geomatématica, Texto Didático, 6(2002.19).
- Latrubesse, E. M., & Stevaux, J. C. (2002). Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Zeitschrift für Geomorphologie. Supplementband*, (129), 109-127.
- Latrubesse, E. M., Amsler, M. L., de Morais, R. P., & Aquino, S. (2009). The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. *Geomorphology*, 113(3-4), 239-252.
- Latrubesse, E. M., Arima, E., Ferreira, M. E., Nogueira, S. H., Wittmann, F., Dias, M. S., Dagosta, F. C. P., & Bayer, M. (2019). Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 1(9), 77.
- Leady, B. S., & Gottgens, J. F. (2001). Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal. *Wetlands Ecology and Management*, 9(4), 349-361.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.

- Lino, A. S., Kasper, D., Guida, Y. S., Thomaz, J. R., & Malm, O. (2019). Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 235, 690-700.
- Malvić, T., & Bastaić, B. (2008). Reducing variogram uncertainties using the 'jack-knifing' method, a case study of the Stari Gradac–Barcs-Nyugat field. *Földtani Közlöny*, 138(2), 165-174.
- Martins, P. R., Sano, E. E., Martins, E. S., Vieira, L. C., Salemi, L. F., Vasconcelos, V., & Júnior, A. F. C. (2021). Terrain units, land use and land cover, and gross primary productivity of the largest fluvial basin in the Brazilian Amazonia/Cerrado ecotone: the Araguaia River basin. *Applied Geography*, 127, 102379.
- Matschullat, J., Ottenstein, R., & Reimann, C. (2000). Geochemical background—can we calculate it?. *Environmental Geology*, 39(9), 990-1000.
- Mitchell, D. E., Forsythe, K. W., Marvin, C. H., & Burniston, D. A. (2019). Temporal trends and origins of Lake Erie cadmium contamination in relation to sediment substrate type using multivariate kriging analyses. *International Journal of Geospatial and Environmental Research*, 6(1), 3.
- Monroy, M., Maceda-Veiga, A., & de Sostoa, A. (2014). Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. *Science of the Total Environment*, 487, 233-244.
- Montero, J. M., Fernández-Avilés, G., & Mateu, J. (2015). Spatial and spatio-temporal geostatistical modeling and kriging (Vol. 998). John Wiley & Sons.
- Morais, R. P., Oliveira, L. G., Latrubesse, E. M., & Pinheiro, R. C. D. (2005). Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(3), 203-213.
- Müller, G. (1979). Heavy Metals in the Sediment of the Rhine-Changes Seity. *Umschau in Wissenschaft und Technik* 79: 778-783.
- Neto, M. V. M., & Brito, D. Q. (2021). Mercury (Hg) researches in Brazilian biomes: A scientometric analysis between the years 1991 and 2019. *Journal of Veterinary Science and Research*, 1-13.
- Ning, Y., Liu, J., Huang, X., Wang, P., Yang, S., Bi, X., Yang, X., & Mo, J. (2021). Geochemical cycle of mercury associated with wet deposition and inflows in a subalpine wetland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111507.
- Odumo, B. O., Carbonell, G., Angeyo, H. K., Patel, J. P., Torrijos, M., & Rodríguez Martín, J. A. (2014). Impact of gold mining associated with mercury contamination in soil, biota sediments and tailings in Kenya. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(21), 12426-12435.
- Oestreicher, J. S., Lucotte, M., Moingt, M., Bélanger, É., Rozon, C., Davidson, R., Mertens, F., & Romana, C. A. (2017). Environmental and anthropogenic factors influencing mercury dynamics during the past century in floodplain lakes of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72(1), 11-30.
- Outridge, P. M., Mason, R. P., Wang, F., Guerrero, S., & Heimbürger-Boavida, L. E. (2018). Updated global and oceanic mercury budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. *Environmental science & technology*, 52(20), 11466-11477.
- Paranjape, A. R., & Hall, B. D. (2017). Recent advances in the study of mercury methylation in aquatic systems. *Facets*, 2(1), 85-119.

Pardo-Igúzquiza, E., & Dowd, P. A. (2005). Multiple indicator cokriging with application to optimal sampling for environmental monitoring. *Computers & Geosciences*, 31(1), 1-13.

Pelcová, P., Margetínová, J., Vaculovič, T., Komárek, J., & Kubáň, V. (2010). Adsorption of mercury species on river sediments—effects of selected abiotic parameters. *Central European Journal of Chemistry*, 8(1), 116-125.

Pellicice, F. M., Agostinho, A. A., Akama, A., Andrade Filho, J. D., Azevedo-Santos, V. M., Barbosa, M. V. M., Bini, L. M., Brito, M. F. G., Candeiro, C. R. A., Caramaschi, E. P., Carvalho, P., Carvalho, R. A., Castello, L., Chagas, D. B., Chamon, C. C., Colli, G. R., Daga, V. S., Dias, M. S., Diniz Filho, J. A. F., Fearnside, P., ... & Zuanon, J. (2021). Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68(4), 445-452.

Petsch, D. K., Cionek, V. D. M., Thomaz, S. M., & dos Santos, N. C. L. (2022). Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. *Hydrobiologia*, 1-22.

Portela, J.F., Souza, J.P.R., Tonhá, M.S., Bernardi, J.V.E., Garnier, J., Souza, J.R. (2020). Evaluation of total mercury in sediments of the Descoberto river environmental protection area—Brazil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(1), 154.

Projeto MapBiomias (2021). Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. Disponível em: < <http://mapbiomas.org>>

Projeto MapBiomias (2022). Relatório anual de Desmatamento 2021. Disponível em: <<http://alerta.mapbiomas.org/>>

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>

Rawer-Jost, C., Zenker, A., & Böhmer, J. (2004). Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. *Limnologica*, 34(4), 390-397.

Regnell, O., & Watras, C. J. (2018). Microbial mercury methylation in aquatic environments: a critical review of published field and laboratory studies. *Environmental Science & Technology*, 53(1), 4-19.

Remor, M. B., Sampaio, S. C., Damatto, S. R., Castilhos, Z. C., Stevaux, J. C., Vilas Boas, M. A., & dos Reis, R. R. (2015). Geochemistry of the Upper Paraná River floodplain: study of the Garças Pond and Patos Pond. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 305(2), 409-418.

Ríos-Villamizar, E. A., Adeney, J. M., Piedade, M. T. F., & Junk, W. J. (2020). New insights on the classification of major Amazonian river water types. *Sustainable Water Resources Management*, 6(5), 1-16.

Riscassi AL, Hokanson KJ, Scanlon TM (2011) Streamwater particulate mercury and suspended sediment dynamics in a forested headwater catchment. *Water Air Soil Pollut* 220(1), 23-36. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0731-3>

Rodrigues, P. A., Ferrari, R. G., Dos Santos, L. N., & Junior, C. A. C. (2019). Mercury in aquatic fauna contamination: a systematic review on its dynamics and potential health risks. *Journal of Environmental Sciences*, 84, 205-218.

Rodrigues, Y. O., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., Bernardi, J. V. E., Monteiro, L. C., de Souza, J. P. R., Pinto, L. C. M., Fernandes, I. O., de Souza, J. V. V., Sousa, A. R., Sousa, J. P., Maciel, B. M. O., Delcivo, F. M. S., & de Souza, J. R. (2022). Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environmental Research*, 205, 112513.

- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimarães, J.-R. D., Mergler, D., & Amorim, M. (2000). Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*, 165(3–4), 243–266.
- Roulet, M., Lucotte, M., Farella, N., Serique, G., Coelho, H., Sousa, P., de Jesus, D., Scavone, D. A., Mergler, D., & Amorim, M. (1996). Effects Of Recent Human Colonization On The Presence Of Mercury In Amazonian Ecosystems. 297–313.
- Rügner H, Schwientek M, Beckingham B, Kuch B, Grathwohl P (2013) Turbidity as a proxy for total suspended solids (TSS) and particle facilitated pollutant transport in catchments. *Environ Earth Sci* 6:2, 373-380. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2307-1>.
- Santolin, C. V., Ciminelli, V. S., Nascentes, C. C., & Windmöller, C. C. (2015). Distribution and environmental impact evaluation of metals in sediments from the Doce River Basin, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), 1235-1248.
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V., Schneidergruber, A., Biró, M., Essl, F., Kanka, R., Lauwaars, S. G., Schulz-Zunkel, C., van der Sluis, T., Kropik, M., Gasso, V., Krug, A., Pusch, M. T., Zulka, K. P., Lazowski, W., Hainz-Renetzeder, C., Henle, K., & Wrška, T. (2014). Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecology*, 29(2), 229-244.
- Sioli, H. (1975). Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments. In *Tropical ecological systems* (pp. 275-288). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Valente, C. R., Latrubesse, E. M., & Ferreira, L. G. (2013). Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 46, 150-160.
- Vergotti, M., Bonotto, D. M., Silveira, E. G., & Bastos, W. R. (2009). Influência da matéria orgânica na adsorção de Hg e outros elementos em sedimentos de lagos da bacia do rio Madeira (RO). *Geochimica Brasiliensis*, 23(1).
- Vieira, M., Bernardi, J. V., Dórea, J. G., Rocha, B. C., Ribeiro, R., & Zara, L. F. (2018). Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, 235, 771-779.
- Wang, Y., Yang, L., Kong, L., Liu, E., Wang, L., & Zhu, J. (2015). Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. *Catena*, 125, 200-205.
- Yamamoto, J. K., & Landim, P. M. B. (2013). *Geoestatística: conceitos e aplicações*. Oficina de textos.
- Yan, Y., Han, L., Yu, R. L., Hu, G. R., Zhang, W. F., Cui, J. Y., Yan, Y., & Huang, H. B. (2020). Background determination, pollution assessment and source analysis of heavy metals in estuarine sediments from Quanzhou Bay, southeast China. *Catena*, 187, 10432

MATERIAL SUPLEMENTAR

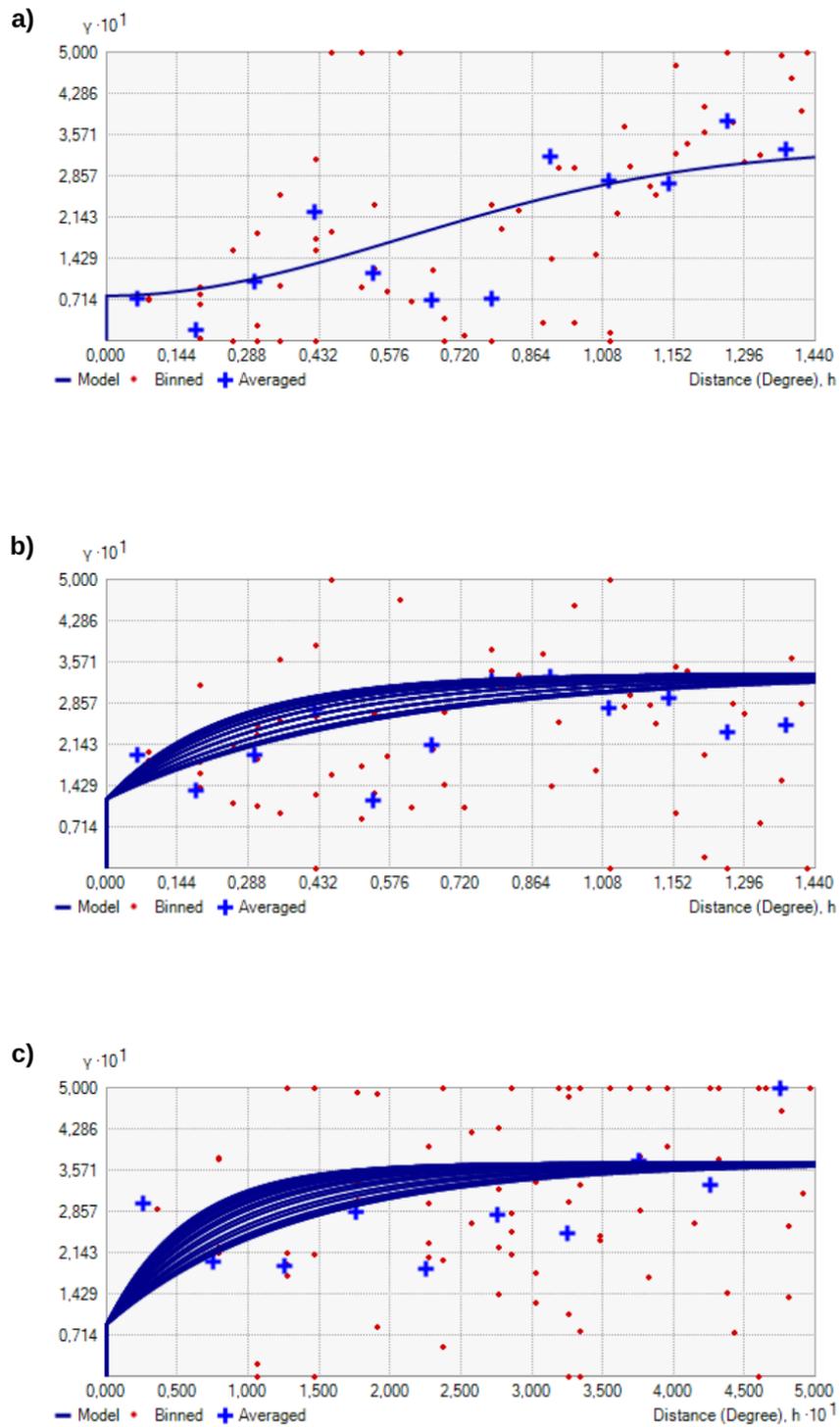


Figura S1. Variogramas da krigagem indicativa de **(a)** LUI; e cokrigagem indicativa de **(b)** I_{geo} e LUI, e **(c)** ERI e LUI.

Tabela S1. Estatística descritiva (média, desvio padrão, amplitude e coeficiente de variaç) das concentrações de Hg, variáveis ambientais e uso do solo separado por sistema fluvial

Rio	N	Uso do solo				Sedimento		Água					
		LUI (1km)	LUI (3km)	LUI (5km)	LUI (10km)	HgT	MO	pH	OD	Cond	Temp	Turb	Transp
Araguaia	13												
Média		25,7	36,7	39,5	46,6	38,0	6,9	6,8	7,6	0,036	29,7	21,2	64,2
DP		21,8	19,1	18,7	30,4	9,1	2,6	0,6	1,4	0,007	0,9	13,8	28,8
Mín		0,34	10,0	15,3	10,9	29,6	1,6	5,8	4,4	0,029	28,2	7,5	24,0
Máx		74,5	71,8	75,3	97,2	64,3	10,8	8,0	9,6	0,050	31,5	59,8	135,0
CV		84,7	52,1	47,4	65,3	23,8	37,6	9,4	18,4	19,8	3,2	65,3	44,9
Vermelho	10												
Média		38,2	74,0	93,3	108,0	44,2	9,9	6,0	5,1	0,052	27,5	91,0	23,8
DP		36,3	29,6	29,8	20,6	18,1	4,1	0,4	1,3	0,008	0,6	67,5	8,8
Mín		0,2	36,6	56,9	88,2	22,6	6,1	5,4	2,7	0,034	26,6	18,8	15,0
Máx		90,6	127,1	126,2	146,2	80,2	19,4	6,9	7,0	0,062	28,6	207,0	38,0
CV		94,8	40,0	32,0	19,1	41,0	41,4	6,5	26,2	16,4	2,1	74,1	37,0
do Peixe	4												
Média		24,5	45,6	54,3	76,1	72,3	10,0	6,2	6,6	0,035	27,6	23,9	39,5
DP		27,3	13,5	5,5	16,3	8,3	3,8	0,2	0,5	0,003	0,2	2,5	13,5

Mín	0,7	32,2	47,1	65,5	60,9	6,2	6,0	6,2	0,031	27,5	21,2	22,0	
Máx	48,4	63,3	60,2	100,3	80,9	15,2	6,4	7,4	0,038	27,9	26,3	55,0	
CV	111,1	29,6	10,1	21,4	11,5	37,6	3,0	8,3	8,3	0,7	10,3	34,3	
Água Limpa	2												
Média	44,0	96,5	114,7	110,5	65,1	10,2	5,7	6,7	0,010	28,8	17,2	126,0	
DP	30,9	70,9	47,3	5,4	23,8	4,0	0,4	0,2	0,002	0,1	21,6	118,8	
Mín	22,2	46,4	81,2	106,7	48,3	7,3	5,4	6,6	0,008	28,7	1,9	42,0	
Máx	65,9	146,6	148,1	114,3	82,0	13,0	5,9	6,9	0,012	28,9	32,5	210,0	
CV	70,3	73,5	41,3	4,9	36,5	39,2	6,2	3,1	28,3	0,5	125,8	94,3	
Crixás	1	0,0	5,4	12,5	34,0	38,6	8,6	7,0	7,6	0,055	29,3	27,5	47,0
Geral	30												
Média	30,1	53,1	63,5	74,8	46,0	8,6	6,4	6,6	0,040	28,6	44,8	51,0	
DP	28,2	33,2	36,7	37,7	17,7	3,5	0,7	1,6	0,013	1,3	5,5	7,3	
Mín	0,0	5,4	12,5	10,9	22,6	1,6	5,4	2,7	0,010	26,6	1,9	15,0	
Máx	90,6	146,6	148,1	146,2	81,9	19,4	8,0	9,6	0,060	31,5	207,0	210,0	
CV	93,7	62,3	57,8	50,4	30,2	40,8	10,2	24,4	33,5	4,4	114,3	78,8	

LUI: Índice de intensidade do solo; HgT: Concentração de HgT nos sedimentos (ng.g⁻¹); MO: Teor de matéria orgânica no sedimento (%); OD: Oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹); Cond: Condutividade elétrica (mS.cm⁻¹); Temp: Temperatura da água (°C); Turb: Turbidez (NTU); Transp: Transparência (cm).

Tabela S2. Loadings dos três primeiros eixos da PCA

Variáveis	PC1	PC2	PC3
LUI (1km)	0,264	-0,647	-0,461
LUI (3km)	0,679	-0,631	-0,276
LUI (5km)	0,832	-0,432	-0,224
LUI (10km)	0,904	-0,166	-0,105
HgT	0,308	-0,437	0,592
MO	0,496	0,208	0,483
pH	-0,776	-0,165	-0,386
OD	-0,779	-0,312	-0,242
Cond	0,362	0,648	-0,324
Temp	-0,823	-0,112	-0,028
Turb	0,459	0,517	-0,341
Transp	-0,278	-0,735	0,251

LUI: Índice de intensidade do solo; HgT: Concentração de HgT nos sedimentos (ng.g^{-1}); MO: Teor de matéria orgânica no sedimento (%); OD: Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}); Cond: Condutividade elétrica (mS.cm^{-1}); Temp: Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); Turb: Turbidez (NTU); Transp: Transparência (cm)

Tabela S3. Concentrações de HgT, I_{geo} e ERI em cada unidade amostral.

UA	Localidade	Rio associado	Latitude	Longitude	[HgT] (ng.g^{-1})	I_{geo}	ERI
1	Lago dos Tigres	Rio Vermelho	15°14'31.38"S	51° 8'29.70"O	33,93	-0,77	35,21
2	Lago do Facão	Rio Vermelho	15° 8'30.81"S	51° 8'35.57"O	29,81	-0,96	30,93
3	Lago Ninharal	Rio Vermelho	15° 7'48.09"S	51° 7'56.87"O	58,14	0,01	60,32
4	Lago Acará	Rio Vermelho	15° 3'42.57"S	51° 8'2.78"O	80,22	0,47	83,24
5	Lago do Claré	Rio Vermelho	15° 0'21.26"S	51° 7'53.66"O	28,20	-1,04	29,26
6	Lago 6	Rio Vermelho	15° 1'8.04"S	51° 7'52.08"O	22,59	-1,36	23,44
7	Lago Gavião	Rio Vermelho	14°59'3.03"S	51° 7'39.61"O	52,65	-0,14	54,63
8	Lago da Volta Grande	Rio Vermelho	14°58'40.95"S	51° 7'36.55"O	38,91	-0,57	40,37
9	Lago Arranca Anzol	Rio Vermelho	14°57'59.28"S	51° 7'15.99"O	60,66	0,07	62,94
10	Lago Tainã	Rio Vermelho	14°57'27.48"S	51° 6'43.13"O	36,77	-0,65	38,16

11	Lago 11	Rio do Peixe	14°10'19.25"S	50°48'16.08"O	60,87	0,07	63,16
12	Lago 12	Rio do Peixe	14° 8'6.83"S	50°50'29.92"O	74,08	0,36	76,87
13	Lago 13	Rio do Peixe	14° 7'58.90"S	50°50'53.89"O	73,36	0,34	76,12
14	Lago 14	Rio do Peixe	14° 7'21.02"S	50°50'8.97"O	80,91	0,48	83,95
15	Lago da Saudade	Rio Araguaia	14° 8'0.06"S	50°55'39.82"O	30,95	-0,90	32,11
16	Lago Rico	Rio Araguaia	14°11'55.85"S	50°55'16.66"O	64,33	0,15	66,75
17	Lago Dumbá	Rio Araguaia	14°28'12.06"S	50°59'32.22"O	31,29	-0,89	32,47
18	Lago Mata Coral	Rio Araguaia	14°43'37.91"S	51° 2'7.55"O	38,52	-0,59	39,97
19	Lago Água Limpa	Rib. Água Limpa	15° 5'23.84"S	51°24'27.78"O	81,95	0,50	85,03
20	Lago Água Amarela	Rib. Água Limpa	15° 1'55.03"S	51°24'4.89"O	48,34	-0,26	50,15
21	Lago Cocal	Rio Araguaia	13°46'27.04"S	50°52'39.18"O	37,60	-0,62	39,01
22	Lago São José dos Bandeirantes	Rio Araguaia	13°42'20.19"S	50°48'30.18"O	35,89	-0,69	37,24
23	Lago Montaria	Rio Araguaia	13°22'56.44"S	50°41'11.79"O	35,67	-0,70	37,01
24	Lago 24	Rio Crixás	13°22'38.48"S	50°36'26.13"O	38,58	-0,58	40,03
25	Lago Luiz Alves	Rio Araguaia	13°13'32.14"S	50°34'20.52"O	45,55	-0,34	47,27
26	Lago Comprido	Rio Araguaia	12°51'16.01"S	50°34'34.71"O	41,27	-0,49	42,83
27	Lago do Goiaba	Rio Araguaia	12°50'54.26"S	50°32'4.40"O	29,56	-0,97	30,67
28	Lago Varal	Rio Araguaia	13° 1'43.32"S	50°36'28.87"O	34,09	-0,76	35,37
29	Lago Piratinga	Rio Araguaia	13° 3'58.54"S	50°34'56.09"O	36,42	-0,67	37,79
30	Lago do Brito	Rio Araguaia	13°10'36.47"S	50°34'57.10"O	32,70	-0,82	33,93

REGISTROS FOTOGRÁFICOS



Figura 1 - Deslocamento entre as unidades amostrais

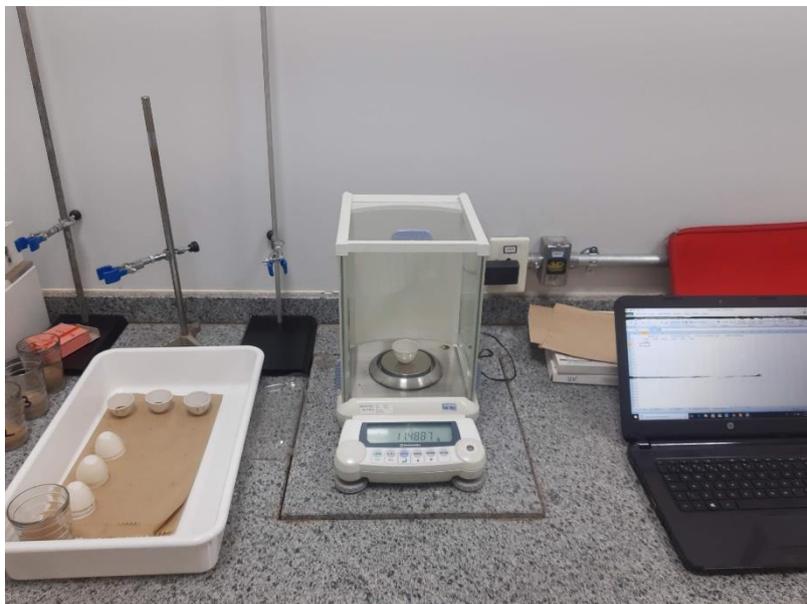


Figura 2 – Pesagem para a determinação do conteúdo de matéria orgânica nos sedimentos de fundo

CAPÍTULO 2 - FATORES LOCAIS E DA PAISAGEM QUE INFLUENCIAM A DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NA ÁGUA, SEDIMENTO E BIOTA DE LAGOS DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL, RIO ARAGUAIA, BRASIL

Autores: Lucas Cabrera Monteiro, Ludgero Cardoso Galli Vieira, José Vicente Elias Bernardi, Maria Cristina Nery do Nascimento Recktenvald, Adriely Ferreira da Costa Nery, João Pedro Rodrigues de Souza, Cássio da Silva Cabral, Iuri Aparecida da Silva Oliveira, Lilian de Castro Moraes Pinto, Wanderley Rodrigues Bastos, Jurandir Rodrigues de Souza.

Proposta de revista para submissão: *Environmental Research*

Resumo

O mercúrio (Hg) é um elemento químico amplamente distribuído na crosta terrestre, no entanto, sua elevada toxicidade, capacidade de se acumular nos organismos e o aumento progressivo das concentrações ao longo das cadeias tróficas o caracterizam como um poluente global de controle primário. A base da cadeia trófica das planícies de inundação neotropicais é composta principalmente pelo fitoplâncton, macrófitas aquáticas e algas perifíticas associadas às macrófitas, sendo uma importante via de transferência de Hg para os níveis tróficos superiores. Porém, as condições ambientais locais e as características da paisagem devem mediar esse processo. Nesse estudo, nós avaliamos as concentrações de Hg em compartimentos abióticos (água e sedimento) e bióticos (macrófita, perifíton e plâncton) da planície de inundação do rio Araguaia (Centro-Oeste Brasileiro). Nossos objetivos foram: avaliar o risco ecológico associado aos sedimentos e os hotspots das concentrações de Hg, a influência das variáveis locais e da paisagem na sua distribuição, e o fator de bioacumulação dos compartimentos bióticos. Os resultados indicaram que os sedimentos apresentam risco ecológico baixo a moderado, com maior probabilidade de risco ecológico na porção sul da área de estudo. Os hotspots das variáveis da paisagem e das concentrações de Hg apresentaram padrões de distribuição distintos, sendo o Hg na água, sedimento e macrófitas correlacionados espacialmente com a intensidade de uso do solo, e o Hg no perifíton correlacionado com as áreas queimadas. O plâncton não apresentou um padrão claro de distribuição espacial. O fator de bioacumulação foi mais elevado no plâncton ($2,3 \pm 1,8$), seguido do perifíton ($1,3 \pm 0,9$) e das macrófitas ($0,7 \pm 0,4$). As concentrações de Hg na água foram positivamente relacionadas com o pH, e o Hg no sedimento foi relacionado positivamente com o conteúdo de matéria orgânica. As concentrações nas macrófitas foram influenciadas positivamente pelas concentrações de Hg da água e, principalmente, do sedimento. O perifíton foi o único compartimento influenciado significativamente com as variáveis da paisagem, sendo positivamente relacionado com a proporção de áreas queimadas no entorno dos lagos, confirmando a correlação espacial indicada pela análise de hotspot, além de ser positivamente relacionado com as concentrações de Hg nas macrófitas, e inversamente relacionado com a profundidade dos lagos.

Palavras-chave: Bioacumulação; risco ecológico; análise de *hotspot*; planície de inundação; Cerrado.

INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um elemento químico amplamente distribuído na crosta terrestre, mobilizado para a atmosfera e ambientes superficiais por fontes naturais (e.g., evaporação natural e emissões vulcânicas) e, principalmente, por fontes antrópicas, como a mineração artesanal de ouro e as emissões industriais (Lindberg et al., 2007). Devido à sua elevada toxicidade, capacidade de bioacumulação em organismos e pelo aumento progressivo das concentrações de acordo com o nível trófico (biomagnificação), o Hg é considerado um poluente de controle primário em escala global (UNEP, 2019). Uma vez depositado em ecossistemas aquáticos, os processos de especiação química e transporte do Hg são mediados por diversos fatores ambientais, como pH, disponibilidade de oxigênio, conteúdo de matéria orgânica, entre outros (Paranjape e Hall, 2017), podendo ser reemitido para a atmosfera, agregado aos sedimentos superficiais ou transportado através da cadeia trófica (Chen et al., 2012).

O sedimento de fundo é considerado um compartimento fundamental para a ciclagem do Hg nos ambientes aquáticos, principalmente devido à sua atuação como substrato para a conversão microbiana do Hg inorgânico (Hg^{2+}) em metilmercúrio (CH_3Hg^+), uma substância neurotóxica altamente biodisponível (Helmrich et al., 2021). Assim, os sedimentos são amplamente utilizados no monitoramento do Hg em ecossistemas aquáticos, e servem como base para o cálculo de métricas de avaliação da integridade ecológica desses ambientes (Arnot e Gobas, 2006; Ferreira et al., 2022). Entre esses índices, o índice de risco ecológico (*ERI*) foi desenvolvido para mensurar o risco ecológico associado às concentrações de elementos potencialmente tóxicos, como o Hg (Håkanson, 1980). Em paralelo, o fator de bioacumulação (*BSAF*) foi proposto para avaliar a relação direta entre as concentrações de determinada substância em diferentes grupos de organismos e no sedimento de fundo (Arnot e Gobas, 2006).

Em planícies de inundação, o pulso de inundação é o principal fator que promove a produtividade e as interações bióticas (Junk et al., 1989). Como consequência, o pulso de inundação também influencia diretamente o ciclo biogeoquímico do Hg nos ecossistemas aquáticos, controlando o transporte do Hg ligado ao material particulado em suspensão e de matéria orgânica para os sedimentos lacustres (Almeida et al., 2014), e alterando as características físico-químicas e morfométricas dos lagos (Brito et al., 2017). Assim, durante os períodos de inundação, o acúmulo de matéria orgânica e a baixa oxigenação da água caracterizam os lagos de planícies de inundação neotropicais como importantes áreas para a metilação (Roulet et al., 2001; Brito et al., 2017), e a transferência do Hg de compartimentos abióticos (*i.e.*, água e sedimento) para a cadeia trófica pode ser intensificada nesses ambientes (Lino et al., 2019).

A base da cadeia trófica das planícies de inundação neotropicais é composta principalmente pelo fitoplâncton, macrófitas aquáticas e algas perifíticas associadas às macrófitas (Melack et al., 2009), sendo esses organismos apontados como a via de exposição primária de Hg para os níveis

tróficos superiores, como invertebrados (Molina et al., 2010) e peixes (Beltran-Pedrerros et al., 2011). O Hg dissolvido na coluna d'água é absorvido pelo fitoplâncton através da difusão passiva, e o Hg ligado ao material particulado é adsorvido à sua superfície celular (Le Faucheur et al., 2014). Para o zooplâncton, essencialmente consumidores primários, a dieta é a principal via de bioacumulação de Hg (Kaiz e Mazumder, 2005), demonstrando concentrações significativamente superiores às determinadas no fitoplâncton (Lino et al., 2019). As macrófitas aquáticas também desempenham um papel importante para a ciclagem do Hg em ecossistemas aquáticos, capazes de adsorver o Hg pelos tecidos aéreos, bem como adsorver o Hg inorgânico presente nos sedimentos e partículas em suspensão nas raízes (Cosio et al., 2014), que são importantes sítios de metilação em lagos neotropicais (Guimarães et al., 2000). Além de servir como fonte alimentar para a biota aquática, as macrófitas servem como substrato para a colonização do perifíton (Alvim et al. 2019). O perifíton é representado por complexas comunidades de microrganismos (algas, bactérias, fungos e invertebrados) e detritos orgânicos e inorgânicos aderidos a um substrato (Wetzel, 1983). Em ecossistemas aquáticos neotropicais, as comunidades perifíticas associadas às macrófitas foram apontadas como pontos críticos para a metilação do Hg (Guimarães et al., 2000; Coelho-Souza et al., 2011). No entanto, o papel do perifíton como fonte de Hg ainda é negligenciado em muitos estudos (Branfireun et al., 2020)

O rio Araguaia é um rio de grande porte situado na região Centro-Oeste do Brasil, fundamental para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e manutenção dos recursos hídricos (Latrubesse et al., 2019). A planície de inundação do rio Araguaia, incluindo a Ilha do Bananal, é considerada o principal remanescente de áreas úmidas do bioma Cerrado (Savana brasileira) (Valente et al., 2013), ocupando uma área de aproximadamente 58.600 km² (Melack e Hess, 2010). No entanto, a integridade ecológica da região é ameaçada pelo desmatamento em larga escala e propostas de implantações de usinas hidrelétricas (Pelicice et al., 2021). Atualmente, 51% da área da bacia hidrográfica do rio Araguaia foi convertida em agricultura e pecuária (19.611.117 ha), além da grande ocorrência de incêndios, com 4.011.095 ha de áreas queimadas entre 2019 e 2020 (Projeto MapBiomias, 2022a).

Estudos recentes demonstraram que o desmatamento e os incêndios florestais têm potencial para alterar seu ciclo biogeoquímico regional e global (Crespo-Lopez et al., 2018), aumentando a emissão de Hg atmosférico (Hg⁰) e o carreamento do Hg²⁺ ligado ao material particulado para os corpos hídricos (Abraham et al., 2017; Kocman et al., 2017). Em concordância, estudos realizados no Brasil indicaram relações positivas entre a conversão vegetação nativa e o acúmulo de Hg na água, sedimento e comunidades biológicas aquáticas (Silva et al., 2009; Oestreicher et al., 2017; Lino et al., 2019). Apesar dos impactos ambientais na bacia hidrográfica do rio Araguaia, poucos estudos sobre Hg estão sendo desenvolvidos na região. Portanto, nosso trabalho determinou as concentrações de mercúrio total (HgT) em compartimentos abióticos (água e sedimento de fundo) e bióticos (plâncton, macrófitas e perifíton) de lagos da planície de inundação do rio Araguaia,

visando responder as seguintes perguntas: (i) baseado no índice de risco ecológico (ERI), qual o o nível de risco ecológico associado às concentrações de Hg nos sedimentos?; (ii) onde estão localizados os pontos prioritários de acúmulo de Hg em todos os compartimentos avaliados?; (iii) qual o potencial de bioacumulação de Hg nos diferentes grupos que ocupam a base da cadeia trófica aquática?; e (iv) as variáveis locais (parâmetros físico-químicos da água e matéria orgânica dos sedimentos) e da paisagem (intensidade de uso do solo e ocorrência de fogo) influenciam as concentrações de Hg nos compartimentos abióticos e bióticos?

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Araguaia é um dos principais sistemas fluviais do bioma Cerrado, segmentado em três regiões com diferentes características hidrológicas e geomorfológicas: Alto, Médio e Baixo Araguaia (Latrubesse e Stevaux, 2002). O foco desse estudo é o Médio Araguaia, que possui a maior extensão (~1.160km), e recebe a contribuição dos principais tributários da bacia hidrográfica (Aquino et al., 2009) (Figura 1). O Médio Araguaia é drenado sobre rochas Pré-Cambrianas e planícies sedimentares do Cenozóico tardio, transportando grandes quantidades de sedimentos arenosos (Latrubesse et al., 2009). De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante na região é classificado como tropical com inverno seco (Aw), com duas estações sazonais bem definidas ao longo do ano: uma seca e uma chuvosa (Alvares et al., 2013). A variação pluviométrica entre as estações sazonais resulta em flutuações de 3 a 7 m no nível da água entre a estação seca e chuvosa (Irion et al., 2016).

O Médio Araguaia abriga um mosaico de lagos e regiões pantanosas (Valente et al., 2013), e a região apresenta um claro gradiente latitudinal de antropização (Figura 1). As atividades agropecuárias, sobretudo pastagens, são predominantes à montante do rio Araguaia, enquanto a Ilha do Bananal, representada por um conjunto de áreas protegidas (unidades de conservação e terras indígenas), está situada à jusante. Os municípios da área de estudo apresentam baixo grau de urbanização, com a população variando de 2.224 a 22.283 habitantes, e densidade demográfica de 0,33 a 3,63 hab/km² (IBGE, 2010).

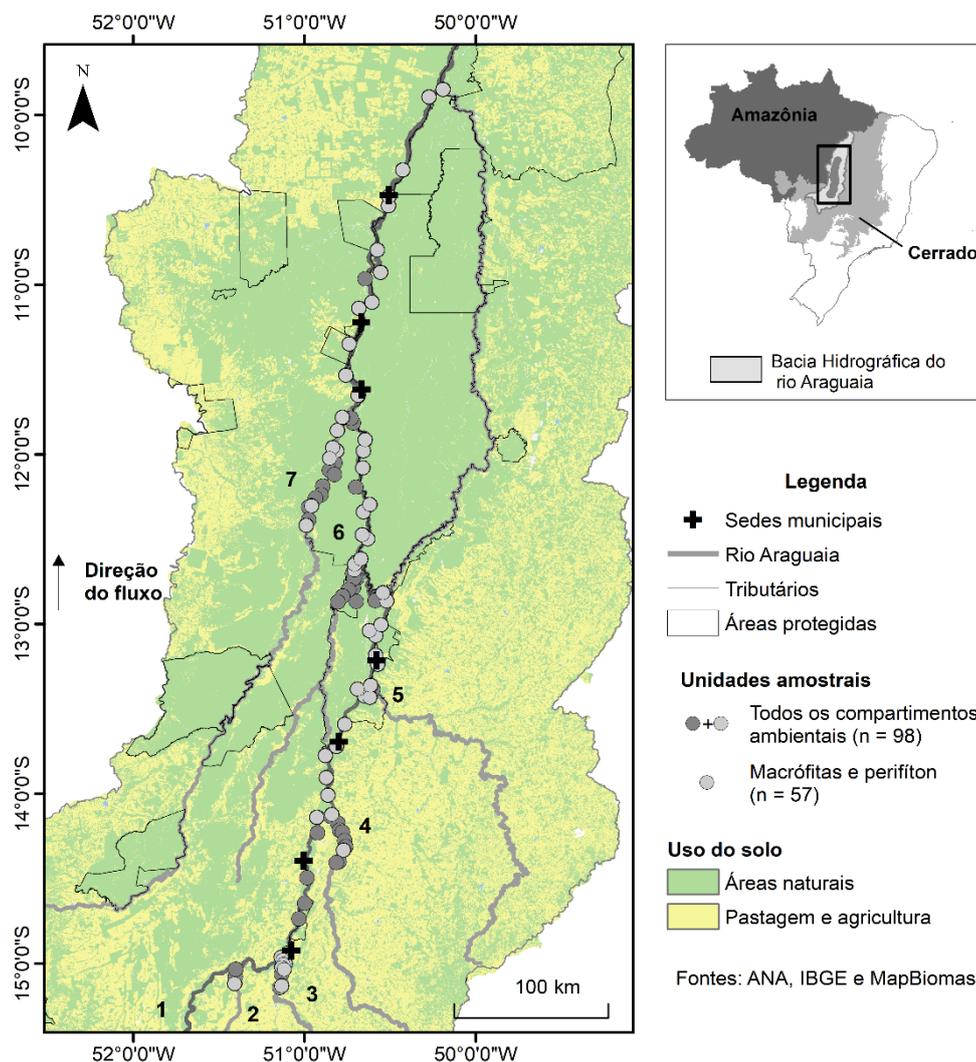


Figura 1. Mapa de localização da planície de inundação do rio Araguaia e dos pontos de coleta. Os números indicam o rio Araguaia e seus tributários do, sendo: 1 – rio Araguaia, 2– ribeirão Água Limpa, 3 – rio Vermelho, 4 – rio do Peixe, 5 – rio Crixás, 6 – rio Cristalino, 7 – rio das Mortes.

Coleta e processamento de amostras

As amostras foram coletadas em 98 lagos da planície de inundação do rio Araguaia, em janeiro de 2022 (período chuvoso). Os lagos estão distribuídos em um trecho de aproximadamente 750 km do canal do rio Araguaia, incluindo o rio Araguaia e seis tributários: ribeirão Água Limpa, rio Vermelho, rio do Peixe, rio Crixás, rio Cristalino e rio das Mortes (15°7' a 9°50'S, e 51°24' a 50°12'O) (Figura 1). As amostras de água, sedimento de fundo e plâncton foram coletadas em todos os lagos (n = 98), e as amostras de macrófitas e perífiton foram coletadas em 57 lagos. As amostras de água superficial foram coletadas com garrafas de politereftalato de etileno (PET), e as amostras de sedimento de fundo foram coletadas com uma draga de Eckman (~10 cm).

Nós coletamos todas as espécies de macrófitas disponíveis em cada lago, e selecionamos apenas a espécie mais abundante para a quantificação de HgT. As amostras foram identificadas à nível de espécie e lavadas em campo para a remoção de macroinvertebrados e sedimentos grosseiros. Foram coletadas as espécies flutuantes *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*, e as espécies emergentes *Paspalum repens* e *Ludwigia sp.* Posteriormente, lavamos as macrófitas com água destilada e escovas de cerdas macias para a coleta das amostras de perifíton aderido aos seus tecidos. Para a coleta das amostras do plâncton, filtramos entre 2.000 e 3.000 L de água em redes cônicas de 20 e 68 µm, e as amostras de ambas as redes foram homogeneizadas em uma única amostra de plâncton total (Nascimento et al., 2020).

As amostras foram armazenadas em caixas com gelo até chegar ao laboratório. Em laboratório, amostras de sedimento e macrófitas foram secas em estufa a 50°C até peso constante, e as amostras de plâncton e perifíton foram liofilizadas. As macrófitas foram trituradas em um triturador elétrico, e amostras de plâncton, perifíton e sedimento foram maceradas em cadinho e pistilo de porcelana. Todas as amostras sólidas foram peneiradas a 125 µm para a uniformização das partículas. As amostras de água foram acidificadas com HNO₃ e congeladas até a quantificação de HgT.

Determinação de mercúrio total (HgT)

A quantificação de HgT nas amostras de água foi realizada por espectrometria de fluorescência atômica com geração de vapor frio (CVAFS, MERX-T, Brooks Rand, Seattle, EUA), por meio da oxidação das formas de mercúrio com 100 µL de BrCl concentrado 100 µL de NH₂OH.HCl 30% (m/v) e 100 µL de SnCl₂ 20% (m/v) (EPA 1631, 2002). As amostras de sedimento foram analisadas por espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (CVAAS), no equipamento FIMS-400 (Perkin Elmer, Norwalk, EUA), utilizando como agente redutor uma solução mista de NaBH₄ 0,2% (m/v) e NaOH 0,05% (m/v), e como agente oxidante uma solução de HCl 3% (v/v). Resumidamente, a extração química de HgT nos sedimentos foi realizada com 5 mL de HCl:HNO₃, (3:1) e 5 mL de KMnO₄ 5% (m/v). As amostras foram mantidas em overnight, e tituladas com 0,5 mL de NH₂OH.HCl 12% (m/v) para eliminação do excesso de KMnO₄. Por fim, as amostras foram filtradas em filtros de papel (3 µm de porosidade), transferidas para tubos Falcon de 15 mL, e completadas com água Milli-Q (Milli-Q Plus, Millipore, Bedford, EUA) até o volume final de 12 mL. Todos os reagentes utilizados para a preparação das amostras e da curva analítica são da marca Merck®, exceto BrCl concentrado (Brooks Rand®).

A determinação de HgT em amostras de plâncton, macrófitas e perifíton foi realizada por espectrometria de absorção atômica com decomposição térmica (TDAAS) no analisador direto com correção por efeito Zeeman RA915+, acoplado a uma câmara de pirólise (Pyro-915+) (Lumex, São Petersburgo, Rússia). Essas matrizes foram analisadas no RA915+ devido à pouca massa de

amostra obtidas nas coletas (principalmente plâncton), porque o equipamento apresenta limite de detecção baixo para amostras com pouca massa e não exige o pré-tratamento químico das amostras, reduzindo perdas (Sholupov et al., 2004).

Todas as vidrarias utilizadas nas análises foram lavadas em banho de ácido HNO₃ 5% (v/v) por 24h, e enxaguadas com água deionizada. A quantificação de HgT em amostras em branco (apenas os reagentes) foi realizada para garantir a pureza das vidrarias e dos reagentes. A validação das análises de HgT na água foi realizada a partir da determinação de HgT em amostras fortificadas (*spikes*), e as análises das demais matrizes foram validadas a partir da análise de materiais de referência certificados (BCR-414, SRM-1515, PACS-3, SS-2), com taxas de recuperação dentro do limite aceitável (80-120%). As amostras sólidas foram analisadas em duplicata, com coeficiente de variação máximo de 15% entre as réplicas. Informações sobre os limites de detecção e as análises dos materiais de referência estão disponíveis no Material Suplementar (Tabela S1).

Índice de risco ecológico (ERI) e fator de bioacumulação (BSAF)

O Índice de Risco Ecológico (ERI) foi utilizado para verificar o risco às comunidades biológicas associado ao acúmulo de Hg nos sedimentos. O *ERI* é calculado pela multiplicação entre o fator de toxicidade do Hg ($Tr = 40$) e a razão entre a concentração determinada em cada unidade amostral ($C_{sedimento}$) e o valor de referência da área de estudo ($C_{background}$) (Equação 1, Håkanson, 1980). O valor de referência regional foi calculado a partir da concentração média obtida para os lagos com mais de 75% de vegetação natural preservada em escala de paisagem (10 km) (Yan et al., 2020). Os resultados do *ERI* são agrupados em cinco classes que variam de baixo a muito alto risco ecológico (Tabela 1).

O fator de bioacumulação entre a biota e o sedimento (*BSAF*) foi utilizado para avaliar o potencial de bioacumulação de Hg nos diferentes grupos de organismos, calculado a partir da razão entre as concentrações determinadas na biota (C_{biota}) e no ambiente ($C_{sedimento}$) de cada lago (Equação 2, Arnot e Gobas, 2006). Os resultados do *BSAF* foram agrupados em três classes, de acordo com Roy et al. (2021) (Tabela 1).

$$ERI = Tr * \frac{C_{sedimento}}{C_{background}} \quad (1)$$

$$BSAF = \frac{C_{biota}}{C_{sedimento}} \quad (2)$$

Tabela 1. Classes do Índice de Risco Ecológico (ERI) e fator de bioacumulação entre a biota e o sedimento (*BSAF*)

<i>ER</i> ^a	Risco ecológico	<i>BSAF</i> ^b	Bioacumulação
$ERI < 40$	Baixo	< 1	Não significativa
$40 \leq ERI < 80$	Moderado	$1 \leq BSAF \leq 2$	Microconcentração
$80 \leq ERI < 160$	Considerável	> 2	Macroconcentração
$160 \leq ERI < 320$	Alto		
$ERI \geq 320$	Muito alto		

^aHåkanson (1980), ^bRoy et al. (2021)

Caracterização das variáveis locais e da paisagem

As variáveis locais são representadas pelos parâmetros físico-químicos da água e pelo conteúdo de matéria orgânica do sedimento. Os parâmetros físico-químicos da água foram mensurados *in situ* em todos os lagos. O potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), temperatura, transparência, condutividade elétrica (*Ec*), turbidez e sólidos dissolvidos totais (TDS) foram medidos com uma sonda multiparâmetros (Horiba U-50), e a profundidade foi mensurada com uma sonda portátil (Hondex PS-7). Para a análise de matéria orgânica do sedimento, as amostras de sedimento foram secas ao ar, peneiradas até frações menores que 125 µm, pesadas (~1,5 g), e incineradas a 540°C por 4 horas (Monroy et al., 2014). A porcentagem de matéria orgânica foi calculada pela diferença entre a massa de amostra antes e após a incineração.

As variáveis da paisagem são representadas pelo uso do solo e ocorrência de fogo, determinadas em *buffers* de 10 km a partir do ponto de coleta em cada lago. Todos os dados foram obtidos através da Coleção 7 do Projeto MapBiomas, com resolução espacial de 30 m (Projeto MapBiomas, 2022a). A classificação de uso e ocupação do solo é referente ao ano de 2021, e os dados de ocorrência de fogo são representados pela área queimada acumulada em 2019 e 2020. O índice de uso do solo (LUI) foi utilizado para avaliar a intensidade de uso do solo no entorno de cada unidade amostral (Equação 3, Rawer-Jost et al., 2004). Para o cálculo do LUI, os dados de uso do solo foram reclassificados em: áreas naturais (formações florestais, savânicas e campestres), agricultura e pecuária, áreas urbanas e outros (solo exposto, corpos d'água e não identificado).

$$LUI = 4 * \% \text{Áreas urbanas} + 2 * \% \text{Áreas de agricultura e pastagem} \quad (3)$$

Análises espaciais

A krigagem indicativa foi utilizada para avaliar a probabilidade de risco ecológico associado aos sedimentos em escala regional. O método da krigagem indicativa consiste na transformação dos dados originais para indicadores binários (0 ou 1), que estimam a probabilidade que uma variável de interesse ocorra abaixo ou acima de um determinado valor de corte (Bernardi et al., 2015). Nós adotamos o valor de corte $ERI > 40$, visando identificar a probabilidade de ocorrência de locais com risco ecológico ao menos moderado (Tabela 1). Após a transformação dos dados, calculam-se os variogramas experimentais. O variograma do modelo esférico, adotado em nosso estudo, é representado pela Equação 4, onde C é a variância estrutural (*nugget*), $C_0 + C$ é o patamar (*sill*), h é a distância entre os pontos (*lag*), e a é alcance do modelo (*range*) (Yamamoto e Landim, 2013).

$$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 + C \left[1,5 \frac{h}{a} - 0,5 \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right], & h < a \\ C_0 + C, & h \geq a \end{cases} \quad (4)$$

A partir dos parâmetros do variograma, calcula-se a dependência espacial (DE) da variável avaliada, de acordo com a Equação 5. Os resultados da análise de dependência espacial foram interpretados conforme Montanari et al. (2010), onde valores até 25% indicam dependência espacial fraca, moderada entre 25 e 75%, e forte acima de 75%. A validação dos modelos foi realizada pela validação cruzada, que possibilita a avaliação dos modelos por parâmetros estatísticos associados ao erro, como o erro quadrático médio padronizado (*RMSSE*) e erro médio padronizado (*MSE*) (Arétouyap et al., 2016).

$$DE = \frac{C}{C_0 + C} * 100 \quad (5)$$

O índice de Getis-Ord (G_i^*) foi utilizado para identificar áreas prioritárias para o acúmulo de Hg de todas as matrizes ambientais em escala local. Além disso, também avaliamos pontos com maior intensidade de uso do solo e áreas queimadas. O método G_i^* mensura o grau de autocorrelação de determinada variável entre as unidades amostrais vizinhas, via distância euclidiana, identificando agrupamentos espaciais estatisticamente significativos (*p-value* e *z-score*) de valores altos e valores baixos (Getis e Ord, 2010). Os agrupamentos com valores altos (*hotspots*, +) e baixos (*coldspots*, -) são separados em três classes cada, de acordo com os intervalos de confiança de: 90% (Classes +1/-1), 95% (Classes +2/-2) e 99% (Classes +3/-3) (Getis e Ord, 2010). A krigagem indicativa foi

realizada com extensão *Geoestatistical Analyst*, e o G_i^* foi calculado através da função *Hot Spot Analysis*, no *software* ArcMap 10.8.2 (Esri, Redlands, EUA).

Análises estatísticas

Todas as variáveis foram submetidas aos testes de Kolmogorov-Smirnov ($n > 50$) ou Shapiro-Wilk ($n < 50$) para a avaliação da normalidade de suas distribuições. O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparar as concentrações de HgT entre sistemas fluviais e o *BSAF* entre as matrizes ambientais. Para as macrófitas e perífiton, as comparações entre tributários foi realizada apenas para sistemas fluviais com mais de três lagos coletados. Quando as diferenças foram significativas, o teste *post hoc* de Dunn foi aplicado para indicar quais classes diferiram entre si. Para as concentrações de Hg nos sedimentos, que apresentaram distribuição normal, a diferença entre os sistemas fluviais foi avaliada pela Análise de Variância (ANOVA) seguida do teste *post hoc* de Tukey.

Regressões múltiplas foram utilizadas para avaliar a predição das concentrações e bioacumulação de Hg pelas variáveis locais e da paisagem. Considerando a ampla escala espacial do nosso estudo, realizamos a análise de variogramas para selecionar apenas as variáveis que apresentaram dependência espacial entre moderada e forte ($> 25\%$), evitando a inclusão de variáveis com distribuição completamente aleatória nos modelos (Equações 4 e 5). As variáveis com distribuição aleatória (efeito pepita puro) ou dependência espacial fraca foram removidas do banco de dados, e a correlação de Spearman foi aplicada para identificar variáveis multicolineares. Variáveis com correlações significativas, porém, com coeficientes de correlação entre fraco e moderado (0,1 - 0,4) (Akoglu, 2018) foram consideradas, e a ausência de multicolinearidade entre as variáveis foi confirmada pelo fator de inflação da variância (VIF), com $VIF < 5$ para todas as variáveis. Todos os dados, exceto o pH, foram transformados para atender às premissas da regressão linear, sendo as porcentagens de matéria orgânica e áreas queimadas transformadas pela raiz quadrada do arco-seno, e as demais variáveis transformadas em escala logarítmica ($\log + 1$). O coeficiente de determinação ajustado (R^2_{adj}) foi calculado para avaliar a importância relativa das variáveis significativas em cada modelo, através da função *calc.relimp* do pacote *relaimpo* (Groemping e Matthias, 2018). A homocedasticidade dos resíduos foi testada através do teste de Breusch-Pagan, e a normalidade foi avaliada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* R (R Core Team, 2022).

RESULTADOS

Caracterização das variáveis locais e da paisagem

Os lagos da planície de inundação do rio Araguaia apresentam pH levemente ácido ($6,3 \pm 0,5$), sedimentos orgânicos ($11,0 \pm 4,7\%$) e temperatura da água entre $27,1$ e $32,0^\circ\text{C}$. A profundidade variou entre $3,4$ e $12,0$ m ($6,5 \pm 1,7$ m), e a transparência entre $0,3$ e $4,6$ m ($1,0 \pm 0,6$ m). O valor médio de oxigênio dissolvido foi de $3,0 \pm 1,5$ mg.L^{-1} , no entanto, concentrações relativamente baixas foram observadas nos rios Vermelho ($1,4 \pm 0,9$ mg.L^{-1}) e do Peixe ($1,5 \pm 0,2$ mg.L^{-1}). Os parâmetros turbidez ($4,8 \pm 4,8$ NTU), condutividade elétrica ($27,9 \pm 8,3$ $\mu\text{S.cm}^{-1}$) e sólidos dissolvidos totais ($18,1 \pm 5,3$ mg.L^{-1}) tiveram grande variação entre o rio Araguaia e os tributários.

Em relação às variáveis da paisagem, o valor médio de *LUI* foi $43,3 \pm 43,4$, e de porcentagem de áreas queimadas foi $18,4 \pm 17,5\%$. As duas variáveis apresentaram ampla variação entre os sistemas fluviais. Os valores de *LUI* observados para o ribeirão Água Limpa ($114,6 \pm 7,5$) e rios Vermelho ($103,7 \pm 15,0$) e do Peixe ($109,0 \pm 22,4$) foram muito acima da média regional, enquanto os menores valores foram determinados nos rios Cristalino ($9,5 \pm 3,9$), das Mortes ($12,6 \pm 6,0$) e Crixás ($33,0 \pm 9,9$). Em contraste, as maiores proporções de áreas queimadas ocorreram na região sul da planície de inundação, nos rios Cristalino ($30,4 \pm 12,7\%$), Araguaia ($25,6 \pm 18,1$) e das Mortes ($19,3 \pm 8,7$), com valores menores que $1,1\%$ nos demais sistemas fluviais.

Concentrações de HgT nos compartimentos bióticos e abióticos

A Tabela 2 resume as concentrações de Hg em todas as matrizes avaliadas, agrupadas por sistema fluvial. As concentrações de HgT na água para todo o conjunto de lagos variaram entre $0,14$ e $4,28$ ng.L^{-1} ($1,39 \pm 0,79$ ng.L^{-1}), sendo significativamente superiores nos lagos do rio Peixe em comparação com o rio das Mortes ($KW = 18,58$; $p = 0,003$). No entanto, não houve diferença significativa entre os demais sistemas fluviais. Nos sedimentos, as concentrações variaram entre $10,4$ e $106,9$ ng.g^{-1} ($43,8 \pm 16,0$ ng.g^{-1}), sendo significativamente superiores no rio do Peixe em relação ao rio Araguaia ($F_{6,91} = 2,869$, $p = 0,013$). Apesar de não haver diferenças significativas entre os demais sistemas fluviais, em geral, as maiores concentrações médias foram determinadas no ribeirão Água Limpa, seguida pelos rios do Peixe, Cristalino, Crixás, das Mortes, Vermelho e Araguaia.

A concentração de HgT no plâncton apresentou ampla variação entre as unidades amostrais ($16,2 - 305,3$ ng.g^{-1}), com média de $93,3 \pm 53,3$ ng.g^{-1} . As amostras do rio Vermelho apresentaram concentrações significativamente inferiores às determinadas nos rios do Peixe ($KW = 19,9$; $p = 0,003$), no entanto, não houve diferença significativa entre os demais sistemas fluviais. Nas macrófitas, as concentrações variaram entre $5,3$ e $76,6$ ng.g^{-1} ($30,5 \pm 17,3$ ng.g^{-1}), sem diferença significativa entre

os tributários ou espécies. As concentrações foram mais elevadas na espécie *Ludwigia sp.* ($45,0 \text{ ng.g}^{-1}$, $n = 1$), seguida por *Salvinia auriculata* ($33,8 \pm 12,5 \text{ ng.g}^{-1}$, $n = 10$), *Paspalum repens* ($31,6 \pm 20,3 \text{ ng.g}^{-1}$, $n = 36$), *Eichhornia azurea* ($23,9 \pm 8,6 \text{ ng.g}^{-1}$, $n = 7$), e *E. crassipes* ($15,4 \pm 9,1 \text{ ng.g}^{-1}$, $n = 3$). No perifíton, as concentrações variaram entre 16,4 e 81,3 ng.g^{-1} ($48,5 \pm 17,5 \text{ ng.g}^{-1}$), com concentrações significativamente mais elevadas no rio das Mortes em relação ao rio Vermelho (KW = 8,083; $p = 0,018$).

Tabela 2. Estatística descritiva das concentrações de Hg em todas as matrizes e sistemas fluviais analisados

	Geral	Araguaia	Água Limpa	Vermelho	Peixe	Crixás	Cristalino	Mortes
Água								
N	98	46	3	10	10	3	10	16
Média ± DP	1,49 ± 0,79	1,32 ± 0,77a	1,47 ± 0,73a	1,88 ± 1,09a	2,04 ± 0,69a,b	1,69 ± 0,80a	1,12 ± 0,46a	1,02 ± 0,58a,c
Mín - Máx	0,14 - 4,28	0,26 - 4,28	0,80 - 2,25	0,75 - 4,01	1,09 - 3,46	1,04 - 2,59	0,14 - 1,63	0,49 - 2,46
Sedimento								
N	98	46	3	10	10	3	10	16
Média ± DP	43,8 ± 16,0	38,4 ± 11,9a	62,0 ± 14,7a,b	44,1 ± 9,4a,b	53,3 ± 16,4b	50,2 ± 17,2a,b	51,2 ± 25,4a,b	44,1 ± 17,2a,b
Mín - Máx	10,4 - 106,9	10,4 - 67,2	49,2 - 78,1	28,7 - 60,0	20,8 - 71,7	30,6 - 62,8	19,3 - 106,9	19,6 - 82,3
Macrófita								
N	57	36	1	8	2	2	1	7
Média ± DP	30,5 ± 17,8	33,0 ± 19,5a	45,5	20,0 ± 13,5a	26,0 ± 17,9	41,0 ± 23,4	8,5	28,6 ± 6,6a
Mín - Máx	5,3 - 76,7	9,7 - 76,7		5,3 - 48,5	13,4 - 38,7	24,5 - 57,6		18,1 - 40
Perifíton								
N	57	36	1	8	2	2	1	7
Média ± DP	48,5 ± 17,5	49,4 ± 16,7a	69,9	36,9 ± 16,1a,b	26,5 ± 8,3	35,5 ± 9,2	51,9	63,1 ± 13,0a,c
Mín - Máx	16,4 - 81,3	16,4 - 81,3		16,4 - 62,8	20,7 - 32,4	29 - 41,9		45,1 - 78,0
Plâncton								
N	96	46	3	9	10	3	10	16
Média ± DP	93,3 ± 53,3	91,2 ± 54,5a	44,8 ± 32,7a	46,7 ± 27,4a,b	118,8 ± 38,0a,c	127,8 ± 27,5a	98,5 ± 66,1a	107,8 ± 50,6a
Mín - Máx	16,2 - 321,5	20,9 - 321,5	21,1 - 82,1	8,2 - 85,6	65,8 - 200,6	102,6 - 157,1	29 - 246,6	39,1 - 240,8

Água – ng.L⁻¹. Sedimento, macrófita, perifíton e plâncton – ng.g⁻¹. Duas amostras de plâncton apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção, e não foram consideradas nas análises estatísticas. As letras ao lado dos valores médios indicam diferenças significativas entre os tributários. Os valores sem nenhuma letra não foram comparados devido ao pequeno número de amostras (N < 3).

Avaliação do risco ecológico associado ao sedimento e identificação de hotspots de Hg

O valor de referência regional adotado para o cálculo do *ERI* foi $41,7 \pm 17,3$ ng.g⁻¹, obtido através da média das concentrações determinadas em lagos com pelo menos 75% da vegetação nativa preservada em um raio de 10 km ($n = 59$). Os resultados do *ERI* indicaram que apenas um lago que apresentou risco ecológico considerável, situado no rio Cristalino ($ERI > 80$). Os demais lagos apresentaram risco ecológico baixo ($ERI < 40$, $n = 48$) e moderado ($40 \leq ERI < 80$, $n = 49$).

A krigagem indicativa mostrou um claro gradiente de risco ecológico na planície de inundação, com dependência espacial moderada (71%) e continuidade espacial de até 660 km, compreendendo toda a área de estudo (Figura 2, Tabela S2). As áreas com maior probabilidade de risco ecológico estão situadas entre o ribeirão Água Limpa, rio Vermelho e rio do Peixe, na região à montante da Ilha do Bananal (50 – 71%). Os rios Cristalino e das Mortes, situados à jusante da Ilha do Bananal, apresentaram baixa probabilidade de risco ecológico associado aos sedimentos ($< 50\%$). A validação cruzada indicou o ajuste satisfatório do modelo geoestatístico, com $RMSSE = 1,02$ e $MAE = 0,0001$ (Arétouyap et al., 2016). Todos os parâmetros do variograma e da validação cruzada estão disponíveis na Tabela S2.

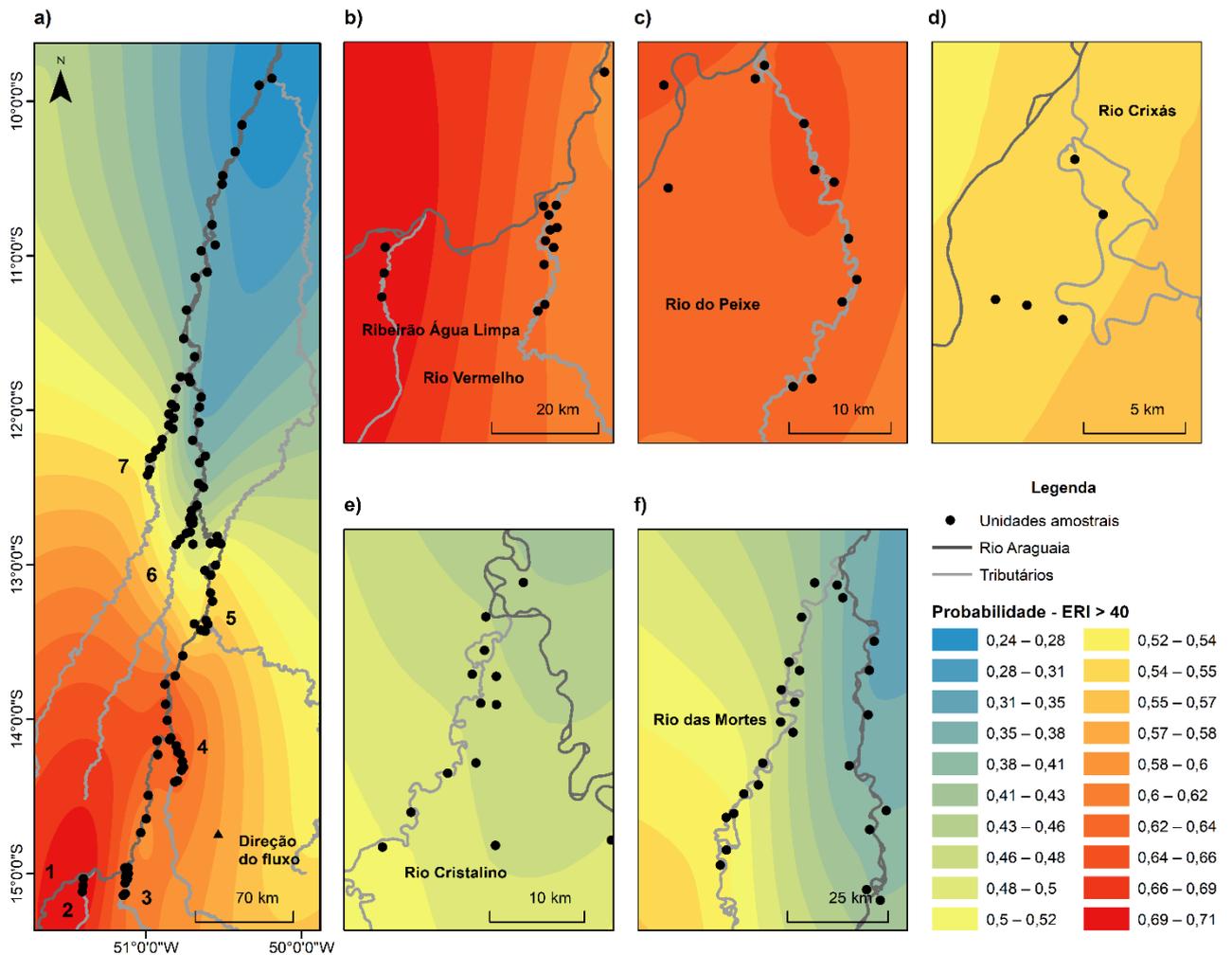


Figura 2. Mapas de probabilidade de risco ecológico ($ERI > 40$). **(a)** representa o ERI para toda área de estudo, e as demais figuras demonstram o recorte de ERI em cada sistema fluvial: **(b)** ribeirão Água Limpa e rio Vermelho; **(c)** rio do Peixe; **(d)** rio Crixás; **(e)** rio Cristalino; e **(f)** rio das Mortes. Os números na figura **a** indicam o rio Araguaia e seus tributários do, sendo: **1** – rio Araguaia, **2**– ribeirão Água Limpa, **3** – rio Vermelho, **4** – rio do Peixe, **5** – rio Crixás, **6** – rio Cristalino, **7** – rio das Mortes.

Os resultados do Gi^* indicaram padrões de distribuição espacial distintos entre as variáveis da paisagem e as concentrações de Hg nas diferentes matrizes (Figura 3). As maiores probabilidades de ocorrência de *hotspots* de intensidade de uso do solo (LUI) foram determinadas à montante da Ilha do Bananal, principalmente nos lagos associados ao ribeirão Água Limpa, rio Vermelho e rio do Peixe. Em contraste, esses sistemas fluviais foram os *coldspots* de incêndios, com os *hotspots* no rio Cristalino, na Ilha do Bananal (Figura 3a,b).

Os *hotspots* de Hg na água e no sedimento ocorreram principalmente nos rios Vermelho e do Peixe, à montante da Ilha do Bananal, em concordância com a probabilidade de risco ecológico determinada pela krigagem indicativa (Figura 3c,d). No entanto, entre os compartimentos bióticos, apenas as macrófitas apresentaram padrões em concordância com o risco ecológico (Figura 3e). Os pontos prioritários de acúmulo de Hg no perifíton apresentou um padrão contrário às macrófitas, concentrados no rio Cristalino e na porção à jusante do rio Araguaia, enquanto as concentrações de Hg plâncton não apresentaram padrão de distribuição espacial claro (Figura 3f,g). Todos os compartimentos ambientais tiveram *hotspots* de Hg determinados em pontos próximos às cidades (Figura 3).

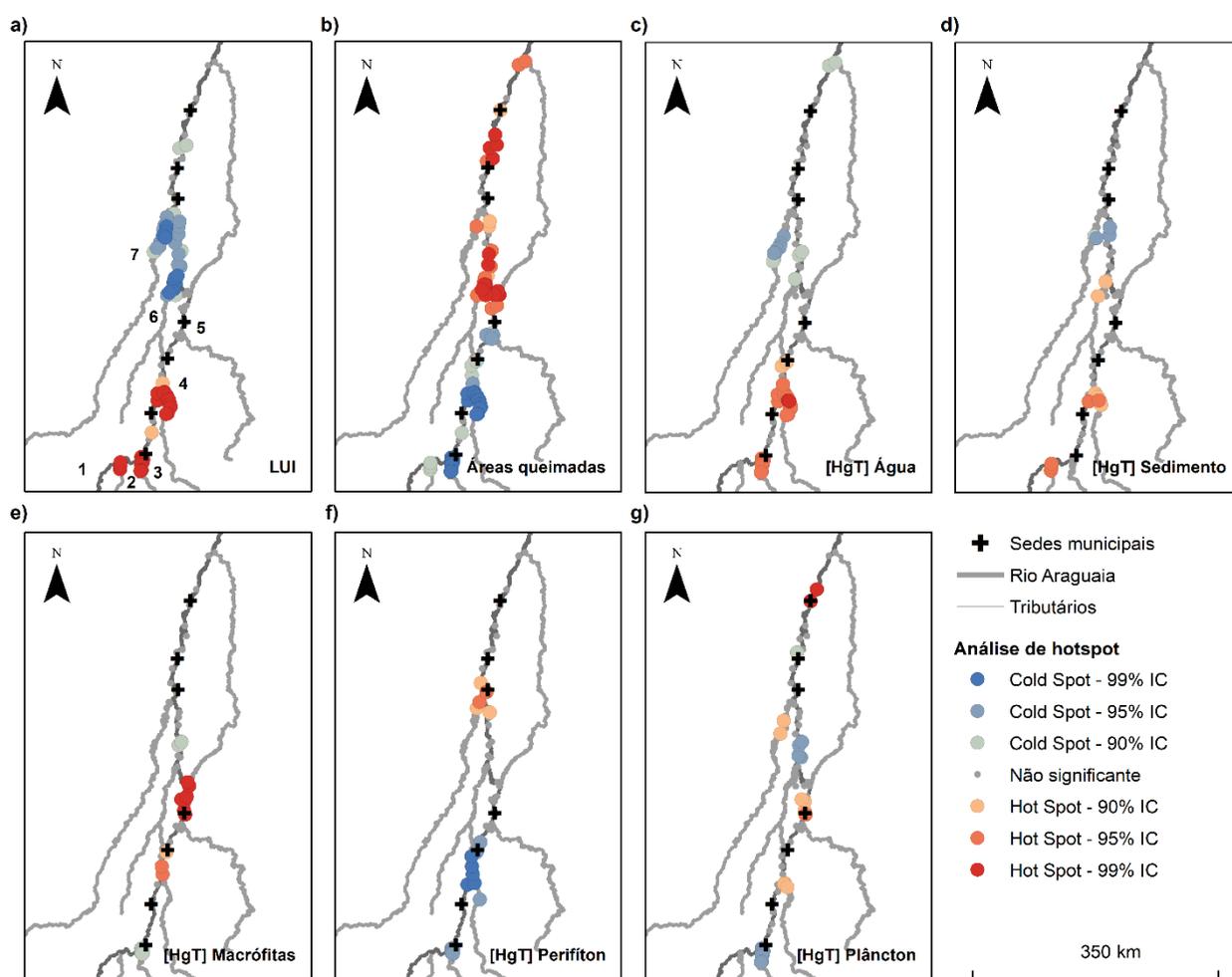


Figura 3. Identificação de *hotspots* das variáveis: **(a)** LUI; **(b)** área queimada; **(c)** [HgT] água; **(d)** [HgT] sedimento; **(e)** [HgT] macrófita; **(f)** [HgT] perifíton; e **(g)** plâncton. Os números na figura a indicam o rio Araguaia e seus tributários do, sendo: 1 – rio Araguaia,

2– ribeirão Água Limpa, 3 – rio Vermelho, 4 – rio do Peixe, 5 – rio Crixás, 6 – rio Cristalino, 7 – rio das Mortes.

Bioacumulação na base da cadeia trófica aquática

O *BSAF* demonstrou padrões de bioacumulação significativamente distintos entre os compartimentos (KW = 55,09; $p < 0,0001$, $n = 56$), sendo mais elevado no plâncton ($2,3 \pm 1,8$), seguido do perifíton ($1,3 \pm 0,9$) e das macrófitas ($0,7 \pm 0,4$) (Figura 4a). O processo de bioacumulação positivo foi observado em 26% das amostras de macrófitas ($n = 15$), sendo essas classificadas como microconcentradoras de Hg ($1 \leq BSAF \leq 2$). No perifíton, 68% das amostras apresentaram processo de bioacumulação positivo, sendo 32 amostras microconcentradoras, e apenas 7 amostras macroconcentradoras ($BSAF > 2$). A maioria das amostras de plâncton apresentou bioacumulação significativa (85%), sendo a maioria das amostras classificadas como macroconcentradoras ($n = 51$). A diferença no potencial de bioacumulação entre as macrófitas não foi avaliada estatisticamente devido ao baixo número de amostras de cada espécie, no entanto, a ordem do *BSAF* foi: *E. crassipes* ($0,4 \pm 0,2$) < *Ludwigia sp.* (0,6) < *E. azurea* ($0,6 \pm 0,2$) < *P. repens* ($0,7 \pm 0,4$) < *S. auriculata* ($1,0 \pm 0,4$) (Figura 4b), sendo que nenhum indivíduo de *E. crassipes*, *E. azurea* e *Ludwigia sp.* apresentaram $BSAF \geq 1$.

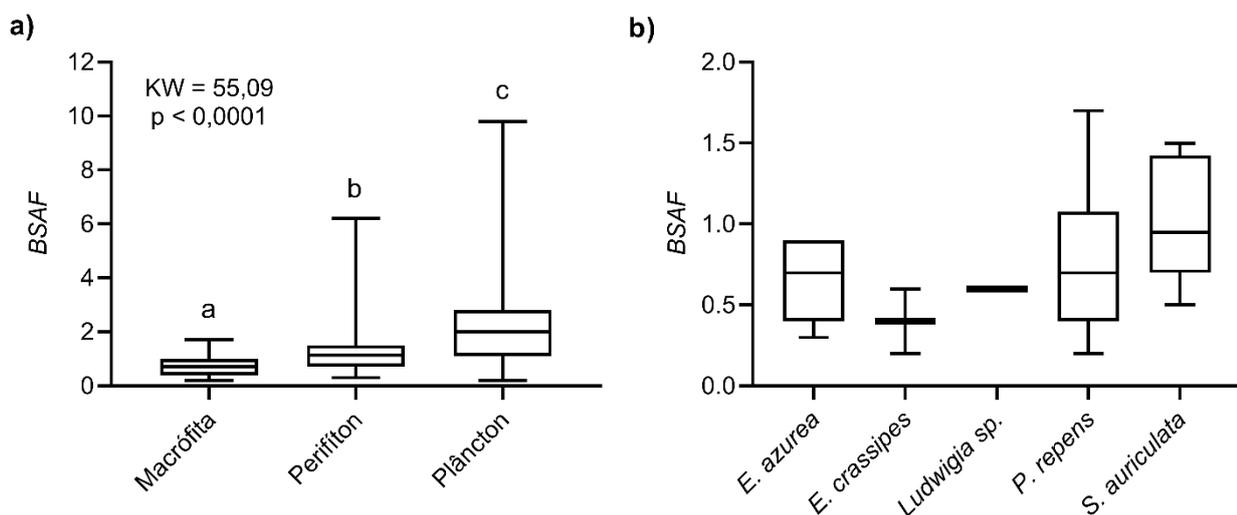


Figura 4. (a) Diferença do *BSAF* na base da cadeia trófica nas macrófitas, perifíton e plâncton. As letras indicam grupos com diferença significativa entre si de acordo com o teste de Dunn; e **(b)** valores de *BSAF* nas espécies de macrófitas. Considerando o pequeno número de amostras para a maioria das espécies, a diferença do *BSAF* entre as espécies não foi testada.

Influência das variáveis locais e da paisagem nas concentrações de Hg

As concentrações de HgT na água apresentaram relação positiva com o pH ($R^2_{adj} = 0,117$; $b = 0,169$; $p = 0,005$), e as concentrações de HgT nos sedimentos foram positivamente relacionadas com o conteúdo de matéria orgânica ($R^2_{adj} = 0,225$; $b = 0,039$; $p < 0,0001$) (Tabela 3). As concentrações de Hg nas macrófitas foram positivamente relacionadas com as concentrações na água ($R^2_{adj} = 0,063$; $b = 0,617$; $p = 0,028$) e no sedimento ($R^2_{adj} = 0,109$; $b = 0,762$; $p = 0,006$) (Tabela 4).

Apenas o perifíton apresentou relação significativa com as variáveis da paisagem, sendo influenciado positivamente pela proporção de áreas queimadas no entorno dos lagos ($R^2_{adj} = 0,153$; $b = 0,014$; $p = 0,013$) (Tabela 4). As concentrações de Hg no perifíton também foram positivamente relacionadas com as concentrações das macrófitas ($R^2_{adj} = 0,059$; $b = 0,168$, $p = 0,04$), e negativamente com a profundidade dos lagos ($R^2_{adj} = 0,049$; $b = -0,447$; $p = 0,016$) (Tabela 3). O modelo de regressão múltipla considerando o Hg no plâncton como variável dependente não foi significativo, no entanto, foi indicada a relação marginalmente significativa com as concentrações de Hg nos sedimentos ($p = 0,058$) (Tabela 4).

Tabela 3. Parâmetros do modelo de regressão linear múltipla das concentrações de HgT nos compartimentos abióticos (água e sedimento)

Variável independente	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	R^2_{adj}
[HgT] Água ($R^2 = 0,252$; $p < 0,0001$)				
[HgT] Sedimento	0,004	0,046	0,963	0,002
MO	-0,001	-0,088	0,930	0,001
pH	0,169	2,895	0,005	0,117
Temp	0,626	0,633	0,528	0,004
Turb	0,016	0,420	0,675	0,003
Prof	0,105	0,773	0,441	0,004
OD	0,009	0,101	0,920	0,025
LUI	0,017	0,391	0,696	0,068
Áreas queimadas	-0,006	-1,975	0,514	0,097
[HgT] Sedimento ($R^2 = 0,337$; $p < 0,0001$)				
[HgT] Água	0,005	0,046	0,936	0,002
MO	0,039	5,279	<0,0001	0,225
pH	-0,128	-1,789	0,077	0,021
Temp	-1,982	-1,712	0,090	0,039
Turb	-0,086	-1,974	0,051	0,031

Prof	-0,096	-0,594	0,554	0,017
OD	-0,010	-0,091	0,927	0,004
LUI	0,044	0,874	0,384	0,032
Áreas queimadas	-0,003	-0,666	0,507	0,027

Sedimento - MO: matéria orgânica do sedimento. Água - Temp: temperatura; Turb: turbidez; Prof: profundidade; OD: oxigênio dissolvido. Uso do solo – LUI: índice de uso do solo; áreas queimadas: porcentagem de áreas queimadas no entorno dos lagos. As variáveis em negrito indicam relações significativas. Os valores de R² e p no título de cada variável independente são referentes ao respectivo modelo de regressão múltipla.

Tabela 4. Parâmetros do modelo de regressão linear múltipla das concentrações de HgT nos compartimentos bióticos (macrófita, perifíton e plâncton)

Variável independente	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	R ² _{adj}
[HgT] Macrófita (R² = 0,162; p = 0,046)				
[HgT] Sedimento	0,762	2,870	0,006	0,109
[HgT] Água	0,617	2,272	0,028	0,063
MO	-0,023	-1,079	0,286	0,008
pH	-0,217	-1,296	0,201	0,026
Temp	2,095	0,795	0,431	0,005
Turb	0,141	1,544	0,129	0,027
Prof	-0,087	-0,263	0,794	0,002
OD	0,326	1,397	0,169	0,047
LUI	0,121	1,031	0,308	0,013
Áreas queimadas	0,007	0,805	0,425	0,009
[HgT] Perifíton (R² = 0,498; p < 0,0001)				
[HgT] Sedimento	0,044	0,285	0,777	0,008
[HgT] Água	-0,147	-0,095	0,925	0,028
[HgT] Macrófita	0,168	2,115	0,04	0,059
MO	-0,020	-1,743	0,088	0,052
pH	-0,137	-1,498	0,141	0,074
Temp	1,384	0,968	0,338	0,021
Turb	-0,072	-1,418	0,163	0,037
Prof	-0,447	-2,509	0,016	0,049
OD	0,092	0,714	0,479	0,057
LUI	0,014	0,215	0,831	0,056
Áreas queimadas	0,013	2,591	0,013	0,153
[HgT] Plâncton (R² = 0,009; p = 0,380)				
[HgT] Sedimento	0,422	1,939	0,056	0,049
[HgT] Água	0,218	0,838	0,404	0,005
MO	-0,001	-0,043	0,966	0,005
pH	-0,163	-1,097	0,276	0,016
Temp	1,611	0,670	0,504	0,005
Turb	-0,087	-0,921	0,360	0,014

Prof	0,445	1,324	0,189	0,014
OD	-0,033	-0,143	0,887	0,001
LUI	0,009	0,089	0,929	0,001
Áreas queimadas	0,001	0,086	0,931	0,001

Sedimento - MO: matéria orgânica do sedimento. Água - Temp: temperatura; Turb: turbidez; Prof: profundidade; OD: oxigênio dissolvido. Uso do solo – LUI: índice de uso do solo; áreas queimadas: porcentagem de áreas queimadas no entorno dos lagos. As variáveis em negrito indicam relações significativas. Os valores de R² e p no título de cada variável independente são referentes ao respectivo modelo de regressão múltipla.

DISCUSSÃO

As concentrações de Hg determinadas em nosso estudo podem ser comparadas com outros ecossistemas aquáticos neotropicais (Tabela S3). Assim, as concentrações de Hg na água foram substancialmente inferiores às relatadas nas bacias hidrográficas dos rios Solimões (Brito, 2015) e Tapajós (Lino et al. 2019), com uma grandeza de concentração com média 3 vezes menor. As concentrações de Hg nos sedimentos foram intermediárias em relação às determinadas em outros lagos de planície de inundação, similar às determinadas em lagos das planícies de inundação dos rios Beni (Molina et al., 2010) e Paraguai (Leady e Gottgens, 2001), mas significativamente inferiores às determinadas em lagos associados aos rios Madeira (Gomes et al., 2020) e Tapajós (Oestreicher et al., 2017). Em contraste, as concentrações de Hg nos sedimentos e no plâncton foram muito similares às determinadas em lagos de planície de inundação da Amazônia (Roulet et al., 2000; Nascimento et al., 2007; Molina et al., 2010; Lino et al., 2019). Inclusive, a ampla variação nas concentrações de Hg no plâncton também foi observada nesses estudos.

Nas macrófitas, as concentrações de Hg nas espécies *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes* foram próximas às determinadas em lagos do Pantanal (Leady e Gottgens, 2001) e em um reservatório na bacia hidrográfica do rio Madeira (Pestana et al., 2016). No entanto, foram muito inferiores às relatadas em reservatórios da região Sudeste do Brasil, situados em uma bacia hidrográfica altamente industrializada (Molisani et al., 2006). As concentrações de Hg no perifíton foram maiores que as relatadas no Pantanal (Leady e Gottgens, 2001), e menores que as determinadas em lagos de planície de inundação do rio Beni, na Bolívia, (Molina et al., 2010) e no rio Tapajós, na Amazônia brasileira (Coelho-Souza et al., 2011) (Tabela S3).

Distribuição espacial de risco ecológico e de pontos prioritários para o acúmulo de Hg

Os sedimentos da planície de inundação apresentam risco ecológico entre baixo e moderado, e um claro gradiente de distribuição longitudinal ao longo do rio Araguaia, com maiores probabilidades de risco ecológico determinadas à montante da Ilha do Bananal, e as menores probabilidades na região da Ilha do Bananal. O análise de *hotspot*, realizada através do índice G_i^* , indicou distribuições espaciais inversas de intensidade de uso do solo e áreas queimadas, de modo que os *hotspots* de incêndio ocorrem principalmente em áreas naturais. Esse resultado é consistente com um estudo recente que avaliou a ocorrência de incêndio em diferentes classes de uso do solo na planície de inundação do Pantanal (Barbosa et al., 2020). De acordo com Barbosa et al. (2022), 55% do Planalto do Pantanal é ocupado por atividades agrícola, no entanto, essas classes de uso do solo apresentaram as menores proporções de áreas queimadas, enquanto grandes proporções de áreas queimadas foram observadas em formações naturais savânicas e florestais.

Esse padrão também é observado em escala nacional, de modo que aproximadamente 81% das áreas queimadas entre 2002 e 2019 correspondem às áreas naturais (Araújo et al., 2012). As planícies de inundação do rio Araguaia e do Pantanal estão situadas na região Centro-Oeste do Brasil, cuja expansão da fronteira agrícola em direção à região Norte do país resultou na conversão em larga escala da vegetação nativa (Trigueiro et al., 2020; Polizel et al., 2021). A intensificação do desmatamento foi impulsionada principalmente pela flexibilização das leis ambientais, que reduziu a obrigatoriedade de recuperar áreas desmatadas ilegalmente (Silva Júnior et al., 2018; Schielein e Börner, 2018). Assim, atividades agropecuárias se tornaram o principal vetor para o desmatamento no Brasil, responsável por 97,8% das áreas desmatadas entre 2019 e 2021 (Projeto MapBiomass, 2022b), e as queimadas são amplamente utilizadas para a remoção da vegetação nativa e a implantação de monoculturas e pastagens no país (Pivello, 2011). Nesse contexto, considerando a concentração dos focos de incêndio nas áreas naturais e a expansão das atividades agropecuárias na região, os incêndios podem atuar como um vetor para o desmatamento na planície de inundação do rio Araguaia.

Em relação às concentrações de Hg, observamos a correlação espacial entre de uso do solo e as concentrações de Hg na água, nos sedimentos e nas macrófitas, com *hotspots* identificados na porção sul da planície de inundação. Considerando que a pecuária é a principal atividade desenvolvida na região, a correlação espacial do Hg

com a intensidade do uso do solo pode ser justificada pela maior erosão associado aos solos de pastagem, resultando no transporte do Hg ligado ao material particulado para os corpos d'água (Comte et al., 2013; Miserendino et al., 2018). No entanto, o transporte do Hg via escoamento superficial é restrito à área de drenagem dos lagos, atuando principalmente em escala local. Por outro lado, a mobilização de Hg⁰ pode resultar no transporte e deposição atmosférica na forma de Hg²⁺ em unidades amostrais distantes dos focos de incêndio (Gworek et al., 2020), além do transporte eólico das formas recalcitrantes do Hg ligado às cinzas resultantes da queima da biomassa (Ku et al., 2018). Quando depositadas em ecossistemas aquáticos, as cinzas dos incêndios têm potencial de sequestrar o Hg dissolvido na coluna d'água e fornecem matéria orgânica lábil para a metilação e nutrientes, modificando a estrutura trófica dos lagos e alterando a distribuição do Hg entre os compartimentos ambientais (Kelly et al., 2006; Li et al., 2022). Assim, considerando a ampla superfície de contato e capacidade de acumular compostos orgânicos e inorgânicos (Wu, 2016), a adsorção de cinzas pode intensificar a bioacumulação e/ou a metilação nesse compartimento.

Água e sedimento

Nossos resultados indicaram a relação significativa entre Hg na água e o pH, com maiores concentrações de Hg em ambientes com pH mais elevado. A influência do pH na ciclagem do Hg em ambientes aquáticos já foi amplamente investigada, indicando a acidez das águas como um fator limitante para a disponibilidade do Hg para as comunidades biológicas (Paranjape e Hall, 2017). Na Amazônia, estudos indicaram que unidades amostrais com menor pH apresentaram maiores concentrações de metilmercúrio na água (Brito et al., 2017), no plâncton e nos macroinvertebrados bentônicos (Vieira et al., 2018). O mesmo padrão foi observado para macrófitas (Bergman et al., 2014), fitoplâncton (Zheng et al., 2022) e peixes (Dittman e Driscoll, 2009) de outros ecossistemas de água doce ao redor do mundo. Portanto, considerando que o pH do conjunto de lagos é próximo de neutro, a relação positiva entre o Hg na água e pH determinada em nosso estudo aponta para a limitação da partição do Hg entre a água e as comunidades biológicas.

A matéria orgânica do sedimento pode afetar as concentrações de Hg no sedimento de maneiras distintas, atuando como fonte ou reservatório elemento nos ambientes aquáticos (Liang et al., 2013). Essa relação fonte-reservatório é mediada pela composição da matéria orgânica, pela especiação química do Hg e pelas condições ambientais (He et al., 2019). Por exemplo, em baixo pH, o Hg é menos suscetível à

complexação com a matéria orgânica, disponibilizando maiores quantidades de Hg para a metilação microbiana (Ravichandran, 2004). Assim, o pH levemente ácido a neutro (5,1 – 7,5) e a forte relação positiva entre Hg nos sedimentos e o conteúdo de matéria orgânica sugerem os sedimentos como reservatórios de Hg, reforçando a limitação do transporte desse elemento entre os compartimentos abióticos e bióticos na nossa área de estudo.

Macrófitas, perifíton e plâncton

O fator de bioacumulação determinado em nossa área de estudo seguiu a ordem: macrófitas < perifíton < plâncton; sendo que apenas 26% das amostras de macrófitas apresentaram $BSAF > 1$. Esse resultado era esperado, visto que as macrófitas são produtoras primárias e as concentrações de Hg na água e no sedimento foram relativamente baixas. No entanto, apesar do baixo potencial de bioacumulação, o modelo de regressão linear múltipla indicou que as concentrações de Hg nas macrófitas foram positivamente influenciadas pelas concentrações na água e no sedimento. Entre as espécies avaliadas em nosso estudo, a *Eichhornia crassipes* é amplamente utilizada em estudos de fitorremediação de elementos potencialmente tóxicos, devido à sua vasta distribuição ao redor do mundo (Odjegba e Fasidi, 2007; Rahman e Hasegawa, 2011; Chattopadhyay et al., 2018; Ali et al., 2020). Experimentos realizados em condições controladas, visando identificar potenciais espécies para a fitorremediação, evidenciaram a eficácia da espécie *E. crassipes* na remoção de Hg do meio aquático (Mishra et al., 2008; Romero-Hernández et al., 2016), além de reduzir a volatilização do Hg da água para a atmosfera (Correia et al., 2012). No entanto, essa espécie apresentou os menores valores de $BSAF$ no nosso estudo (Figura 4b). Por outro lado, *P. repens*, que apresentou o segundo maior valor médio de $BSAF$, foi caracterizada como uma espécie inadequada para o biomonitoramento de elementos potencialmente tóxicos em lagos de planície de inundação do rio Orinoco, demonstrando pouca sensibilidade à poluição ambiental (Narayan et al., 2020). Esses resultados reforçam que, além do potencial de bioacumulação ser dependente das características morfológicas e funcionais de cada espécie, as condições ambientais são fundamentais para o acúmulo de Hg nos tecidos das macrófitas (Cosio et al., 2014).

Apesar da transferência limitada para as macrófitas, estas ainda podem representar uma importante via de aporte de Hg para o perifíton aderido aos seus tecidos e, conseqüentemente, para os níveis tróficos superiores, visto que o perifíton é uma importante fonte alimentar em lagos de planície de inundação (Roulet et al., 2000;

Molina et al., 2010). Essa afirmação é justificada pela proporção de amostras de perifíton que apresentaram bioacumulação significativa (68%, $1 \leq BSAF \leq 2$), indicando o aumento em relação às macrófitas, e pelo aumento proporcional das concentrações de Hg no perifíton em função das macrófitas determinado pela regressão linear múltipla.

O modelo de regressão linear múltipla do perifíton foi o mais forte entre as variáveis dependentes avaliadas ($R^2 = 0,498$, $p < 0,0001$), indicando relação negativa com a profundidade do lago e positiva com a proporção de áreas queimadas no entorno. A relação negativa com a profundidade deve estar diretamente relacionada com a incidência de luz, visto que a radiação solar é o principal fator que impulsiona a produtividade do perifíton (Qin et al., 2007). Em lagos rasos e com transparência relativamente alta, similar aos lagos avaliados neste estudo, o maior alcance da zona eufótica intensifica a produtividade e aumenta a biomassa dos diferentes grupos de organismos que compõem o perifíton (Vadeboncoeur e Steinman, 2002). Assim, o aumento da biomassa pode resultar em maiores taxas de metilação (Lázaro et al., 2013). Além disso, a maior incidência de luz também favorecer o crescimento das macrófitas (Tan et al., 2019) e aumenta a superfície para colonização do perifíton (Ahn et al., 2013), ampliando a superfície de contato para o acúmulo do Hg. A relação entre Hg no perifíton e áreas queimadas foi a única relação significativa com as variáveis da paisagem em nosso estudo, confirmando a correlação espacial determinada pelo índice G_i^* . Conforme supracitado, os incêndios florestais podem aumentar as concentrações de Hg na biota aquática através do escoamento superficial, do transporte atmosférico do Hg e das cinzas com espécies recalcitrantes de Hg (Ku et al., 2018; Gworek et al., 2020; Li et al., 2022).

O maior fator de bioacumulação no plâncton era esperado, com $BSAF > 2$ em aproximadamente metade das amostras. Considerando a presença do zooplâncton (consumidor primário) nas amostras de plâncton total, os valores de $BSAF$ nesse compartimento podem indicar o processo de biomagnificação na cadeia trófica (Córdoba-Tovar et al., 2022). A ausência de relações significativas das concentrações de Hg no plâncton com as variáveis ambientais e da paisagem pode ocorrer devido à elevada heterogeneidade na composição das amostras de plâncton total. Estudos realizados em lagos da planície de inundação do Araguaia observaram elevada heterogeneidade espacial na distribuição de espécies de fitoplâncton e zooplâncton entre os lagos (Nabout et al., 2007; Vieira et al., 2017). Como resultado, a variação da composição taxonômica resulta em diferentes padrões de acúmulo de Hg, visto que o potencial de bioacumulação é distinto em cada grupo funcional (e.g., o tamanho) ou espécie (Kainz et al., 2008; Nascimento et al., 2020).

Limitações e pontos fortes

A principal limitação nesse estudo é a falta de caracterização taxonômica das amostras de plâncton. Considerando que o fitoplâncton e o zooplâncton ocupam níveis tróficos diferentes, é importante conhecer as concentrações de Hg em ambos os grupos para conclusões mais precisas sobre a distribuição desse elemento na base da cadeia trófica. Além disso, considerando o pequeno tamanho dos organismos planctônicos, a presença de partículas inorgânicas também pode interferir nas concentrações de Hg (Lino et al. 2019). Adicionalmente, análises em diferentes estações sazonais e a quantificação de metilmercúrio também forneceriam informações importantes sobre os fatores que controlam a especiação química e ciclagem do Hg nos lagos. Apesar dessas limitações, nosso estudo possibilitou a avaliação da bioacumulação de Hg na base da cadeia trófica, e das condições ambientais e influências antrópicas que influenciam sua distribuição em uma ampla escala espacial, em aproximadamente 750 km da planície de inundação do rio Araguaia, abrangendo lagos associados ao rio Araguaia e seus tributários. Além disso, a integração entre o índice espacial Getis-Ord G_i^* e as regressões lineares permitiram a observação de padrões que dificilmente seriam identificados isoladamente, visto que as interações influenciadas pela autocorrelação entre as unidades amostrais são comumente omitidas nas análises estatísticas clássicas (Odumo et al., 2014).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo realizou um diagnóstico das concentrações de Hg em diferentes compartimentos ambientais da planície de inundação do rio Araguaia, em uma ampla escala espacial. Os resultados indicaram que as concentrações de Hg nos compartimentos abióticos e bióticos estão de acordo com as relatadas em outros ecossistemas aquáticos neotropicais sem fontes pontuais significativas de Hg, como mineração ou indústria. Os sedimentos apresentaram risco ecológico baixo a moderado, com elevada dependência e continuidade espacial. Em resumo, as análises espaciais apontaram para diferentes respostas nas concentrações de Hg entre os compartimentos ambientais em função das perturbações antrópicas (intensidade de uso do solo e incêndios), e as regressões lineares múltiplas também indicaram diferentes fatores que influenciam as concentrações de Hg. Aparentemente, a transferência de Hg da água e do sedimento para a biota é limitado. Entretanto, o aumento progressivo do *BSAF* entre as amostras de macrófita, perifíton e plâncton podem indicar a biomagnificação do Hg

na cadeia trófica, desse modo, recomendamos a avaliação das concentrações de Hg em organismos que ocupam os níveis tróficos superiores, como macroinvertebrados e peixes.

Referências

- Abraham, J., Dowling, K., & Florentine, S. (2017). Risk of post-fire metal mobilization into surface water resources: A review. *Science of the Total Environment*, 599, 1740-1755.
- Ahn, C. H., Song, H. M., Lee, S., Oh, J. H., Ahn, H., Park, J. R., Lee, J. M., & Joo, J. C. (2013). Effects of water velocity and specific surface area on filamentous periphyton biomass in an artificial stream mesocosm. *Water*, 5(4), 1723-1740.
- Akoglu, H. (2018). User's guide to correlation coefficients. *Turkish journal of emergency medicine*, 18(3), 91-93.
- Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I. E., Yavaş, İ., Ünay, A., Abdel-Daim, M. M., Bin-Jumah, M., Hasanuzzaman, M., & Kalderis, D. (2020). Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: a review. *Sustainability*, 12(5), 1927.
- Almeida, R. D., Bernardi, J. V. E., Oliveira, R. C., Carvalho, D. P. D., Manzatto, A. G., Lacerda, L. D. D., & Bastos, W. R. (2014). Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 44, 99-105.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Alvim, E. A., Kisaka, T. B., Nardoto, G. B., Mendonça-Galvão L., Fonseca, B. M., & Bustamante, M. M. (2019). Trophic relationships between primary producers and associated fauna in a pristine Cerrado pond. *Journal of Limnology*, 78(3).
- Aquino, S., Latrubesse, E. M., & de Souza Filho, E. E. (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1).
- Araújo, F. M., Ferreira, L. G., & Arantes, A. E. (2012). Distribution patterns of burned areas in the Brazilian biomes: An analysis based on satellite data for the 2002–2010 period. *Remote Sensing*, 4(7), 1929-1946.
- Arétouyap, Z., Njandjock Nouck, P., Nouayou, R., Ghomsi Kemgang, F. E., Piépi Toko, A. D., & Asfahani, J. (2016). Lessening the adverse effect of the semivariogram model selection on an interpolative survey using kriging technique. *SpringerPlus*, 5(1), 1-11.
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14(4), 257-297.
- Barbosa, M. L. F., Haddad, I., da Silva Nascimento, A. L., Máximo da Silva, G., Moura da Veiga, R., Hoffmann, T. B., de Souza, A. R., Dalagnol, R., Streher, A. S., Pereira, F. R. S., de Aragão, L. E. O. C., & Anderson, L. O. (2022). Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Biogeography*, 31(10), 1960-1975.

- Beltran-Pedrerros, S., Zuanon, J., Leite, R. G., Peleja, J. R. P., Mendonça, A. B., & Forsberg, B. R. (2011). Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, 9, 901-908.
- Bergman, B. G., & Bump, J. K. (2014). Mercury in aquatic forage of large herbivores: impact of environmental conditions, assessment of health threats, and implications for transfer across ecosystem compartments. *Science of the Total Environment*, 479, 66-76.
- Bernardi, J. V. E., Neira, M. P., Manzatto, A. G., De Holanda, I. B. B., Almeida, R., Bastos, W. R., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., & Vieira, L. C. G. (2015). Aplicação da análise geoestatística para modelagem espacial do mercúrio e matéria orgânica em solos florestais na Amazônia Ocidental. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 4(3), 31-46.
- Bisinoti, M. C., Sargentini Júnior, É., & 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.
- Branfireun, B. A., Cosio, C., Poulain, A. J., Riise, G., & Bravo, A. G. (2020). Mercury cycling in freshwater systems-An updated conceptual model. *Science of the Total Environment*, 745, 140906.
- Brito, B. C. (2015). Dinâmica espaço-temporal do mercúrio na água e no plâncton de um lago de várzea da bacia do rio Solimões, Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Brito, B. C., Forsberg, B. R., Kasper, D., Amaral, J. H., de Vasconcelos, M. R., de Sousa, O. P., Cunha, F. A. G., & Bastos, W. R. (2017). The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia*, 790(1), 35-48.
- Chattopadhyay, S., Fimmen, R. L., Yates, B. J., Lal, V., & Randall, P. (2012). Phytoremediation of mercury-and methyl mercury-contaminated sediments by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *International Journal of Phytoremediation*, 14(2), 142-161.
- Chen, C. Y., Driscoll, C. T., & Kamman, N. C. (2012). Mercury hotspots in freshwater ecosystems. In: *Mercury in the environment: pattern and process* (pp. 143-166), University of California Press
- Coelho-Souza, S. A., Guimarães, J. R., Miranda, M. R., Poirier, H., Mauro, J. B., Lucotte, M., & Mergler, D. (2011). Mercury and flooding cycles in the Tapajós river basin, Brazilian Amazon: the role of periphyton of a floating macrophyte (*Paspalum repens*). *Science of the Total Environment*, 409(14), 2746-2753.
- Comte, I., Lucotte, M., Davidson, R., Reis de Carvalho, C. J., de Assis Oliveira, F., & Rousseau, G. X. (2013). Impacts of land uses on mercury retention in long-time cultivated soils, Brazilian Amazon. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(4), 1-14.
- Córdoba-Tovar, L., Marrugo-Negrete, J., Barón, P. R., & Díez, S. (2022). Drivers of biomagnification of Hg, As and Se in aquatic food webs: A review. *Environmental Research*, 204, 112226.
- Correia, R. R. S., de Oliveira, D. C. M., & Guimaraes, J. R. D. (2012). Total mercury distribution and volatilization in microcosms with and without the aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes*. *Aquatic Geochemistry*, 18(5), 421-432.

Cosio, C., Flück, R., Regier, N., & Slaveykova, V. I. (2014). Effects of macrophytes on the fate of mercury in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6), 1225-1237.

Crespo-Lopez, M. E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Takeda, P. Y., Macchi, B. M., Nascimento, J. L. M., Maia, C. S. F., Lima, R. R., & Arrifano, G. P. (2021). Mercury: What can we learn from the Amazon?. *Environment International*, 146, 106223

Dittman, J. A., & Driscoll, C. T. (2009). Factors influencing changes in mercury concentrations in lake water and yellow perch (*Perca flavescens*) in Adirondack lakes. *Biogeochemistry*, 93(3), 179-196.

EPA - Environment Protection Agency (2002) Method 1631, Revision E: Mercury in water by oxidation, purge and trap, and cold vapor atomic fluorescence spectrometry. Washington, Estados Unidos, p. 45.

Ferreira, S. L., da Silva Junior, J. B., dos Santos, I. F., de Oliveira, O. M., Cerda, V., & Queiroz, A. F. (2022). Use of pollution indices and ecological risk in the assessment of contamination from chemical elements in soils and sediments—Practical aspects. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, e00169.

Getis, A., & Ord, J. K. (2010). The analysis of spatial association by use of distance statistics. In: *Perspectives on spatial data analysis* (pp. 127-145), Springer

Gomes, D. F., Moreira, R. A., Sanches, N. A. O., do Vale, C. A., Daam, M. A., Gorni, G. R., & Bastos, W. R. (2020). Dynamics of (total and methyl) mercury in sediment, fish, and crocodiles in an Amazonian Lake and risk assessment of fish consumption to the local population. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2), 1-10.

Groemping, U., & Matthias, L. (2018). Package 'relaimpo'. Relative importance of regressors in linear models (R package version).

Guimaraes, J. R. D., Meili, M., Hylander, L. D., e Silva, E. D. C., Roulet, M., Mauro, J. B. N., & de 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.

Gworek, B., Dmuchowski, W., & Baczewska-Dąbrowska, A. H. (2020). Mercury in the terrestrial environment: a review. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 1-19.

Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975-1001.

He, M., Tian, L., Braaten, H. F. V., Wu, Q., Luo, J., Cai, L. M., Meng, J. H., & Lin, Y. (2019). Mercury–organic matter interactions in soils and sediments: angel or devil?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(5), 621-627.

Helmrich, S., Vlassopoulos, D., Alpers, C. N., & O'Day, P. A. (2021). Critical review of mercury methylation and methylmercury demethylation rate constants in aquatic sediments for biogeochemical modeling. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-26.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010). Censo Brasileiro de 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/>

Irion, G., Nunes, G. M., Nunes-da-Cunha, C., de Arruda, E. C., Santos-Tambelini, M., Dias, A. P., Morais, J. O., & Junk, W. J. (2016). Araguaia river floodplain: size, age, and mineral composition of a large tropical savanna wetland. *Wetlands*, 36(5), 945-956.

- Junk, W., Bayley, P. B., Sparks, R. E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Proceedings of the International Large River Symposium (LARS) (pp.110-127), Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences
- Kainz, M., & Mazumder, A. (2005). Effect of algal and bacterial diet on methyl mercury concentrations in zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 39(6), 1666-1672.
- Kainz, M., Arts, M. T., & Mazumder, A. (2008). Essential versus potentially toxic dietary substances: a seasonal comparison of essential fatty acids and methyl mercury concentrations in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 155(2), 262-270.
- Kelly, E. N., Schindler, D. W., St. Louis, V. L., Donald, D. B., & Vladicka, K. E. (2006). Forest fire increases mercury accumulation by fishes via food web restructuring and increased mercury inputs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(51), 19380-19385.
- Kocman, D., Wilson, S. J., Amos, H. M., Telmer, K. H., Steenhuisen, F., Sunderland, E. M., Mason, R. P., Outridge, P., & Horvat, M. (2017). Toward an assessment of the global inventory of present-day mercury releases to freshwater environments. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(2), 138.
- Ku, P., Tsui, M. T. K., Nie, X., Chen, H., Hoang, T. C., Blum, J. D., Dahlgren, R. A., & Chow, A. T. (2018). Origin, reactivity, and bioavailability of mercury in wildfire ash. *Environmental Science & Technology*, 52(24), 14149-14157.
- Latrubesse, E. M., & Stevaux, J. C. (2002). Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Zeitschrift für Geomorphologie. Supplementband*, (129), 109-127.
- Latrubesse, E. M., Amsler, M. L., de Morais, R. P., & Aquino, S. (2009). The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. *Geomorphology*, 113(3-4), 239-252.
- Latrubesse, E. M., Arima, E., Ferreira, M. E., Nogueira, S. H., Wittmann, F., Dias, M. S., Dagosta, F. C. P., & Bayer, M. (2019). Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 1(9), 77.
- Lázaro, W. L., Díez, S., da Silva, C. J., Ignácio, Á. R., & Guimarães, J. R. (2018). Seasonal changes in peryphytic microbial metabolism determining mercury methylation in a tropical wetland. *Science of the Total Environment*, 627, 1345-1352.
- Le Faucheur, S., Campbell, P. G., Fortin, C., & Slaveykova, V. I. (2014). Interactions between mercury and phytoplankton: speciation, bioavailability, and internal handling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6), 1211-1224.
- Leady, B. S., & Gottgens, J. F. (2001). Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal. *Wetlands Ecology and Management*, 9(4), 349-361.
- Li, H. H., Tsui, M. T. K., Ku, P., Chen, H., Yin, Z., Dahlgren, R. A., Parikh, S. J., Wei, J., Hoang, T. C., Chow, A. T., Cheng, Z., & Zhu, X. M. (2022). Impacts of Forest Fire Ash on Aquatic Mercury Cycling. *Environmental Science & Technology*, 56(16), 11835-11844.
- Liang, Y., Yuan, D., Chen, Y., & Liu, X. (2013). Vertical distribution of total mercury and methylmercury in sediment of the Fugong mangrove area at Jiulong River Estuary, Fujian, China. *Water Environment Research*, 85(6), 522-529.

- Lindberg, S., Bullock, R., Ebinghaus, R., Engstrom, D., Feng, X., Fitzgerald, W., Pirrone, N., Pretsbo, E., & Seigneur, C. (2007). A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *Ambio*, 36(1), 19-33.
- Lino, A. S., Kasper, D., Guida, Y. S., Thomaz, J. R., & Malm, O. (2019). Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 235, 690-700.
- Melack, J. M., Novo, E. M. L. M., Forsberg, B. R., Piedade, M. T., & Maurice, L. (2009). Floodplain ecosystem processes. *Amazonia and Global Change*, 186, 525-541.
- Melack, J. M., & Hess, L. L. (2010). Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In *Amazonian floodplain forests* (pp. 43-59). Springer, Dordrecht.
- 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 and Space Chemistry*, 2(5), 441-450.
- Mishra, V. K., Upadhyay, A. R., Pathak, V., & Tripathi, B. D. (2008). Phytoremediation of mercury and arsenic from tropical opencast coalmine effluent through naturally occurring aquatic macrophytes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 192(1), 303-314.
- Molina, C. I., Gibon, F. M., Duprey, J. L., Dominguez, E., Guimarães, J. R. D., & Roulet, M. (2010). Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Science of the Total Environment*, 408(16), 3382-3391.
- Molisani, M. M., Rocha, R., Machado, W., Barreto, R. C., & Lacerda, L. D. (2006). Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú river system, SE Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 101-107.
- Monroy, M., Maceda-Veiga, A., & de Sostoa, A. (2014). Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. *Science of the Total Environment*, 487, 233-244.
- Montanari, R., Carvalho, M. D. P., Andreotti, M., Dalchiavon, F. C., Lovera, L. H., & Honorato, M. A. D. O. (2010). Aspectos da produtividade do feijão correlacionados com atributos físicos do solo sob elevado nível tecnológico de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34, 1811-1822.
- Nabout, J. C., de Nogueira, I. S., de Oliveira, L. G., & Morais, R. R. (2007). Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia*, 575(1), 455-461.
- Narayan, A., Mora, A., Sánchez, L., & Rosales, J. (2020). Temporal and spatial variability of heavy metals in bottom sediments and the aquatic macrophyte *Paspalum repens* of the Orinoco River floodplain lagoons impacted by industrial activities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(29), 37074-37086.
- Nascimento, E. L., Gomes, J. P. O., Almeida, R., Bastos, W. R., Bernardi, J. V. E., & Miyai, R. K. (2007). Mercúrio no plâncton de um lago natural amazônico, lago Puruzinho (Brasil). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 2(1), 67-72.
- Nascimento, E. L., Miyai, R. K., de Oliveira Gomes, J. P., de Almeida, R., de Carvalho, D. P., Manzatto, Â. G., Bernardi, J. V. E., Silveira, E. G., & Bastos, W. R. (2020). Dynamics of mercury in the plankton of a hydroelectric reservoir, Western Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(10), 1-18

- Odjegba, V. J., & Fasidi, I. O. (2007). Phytoremediation of heavy metals by *Eichhornia crassipes*. *The Environmentalist*, 27(3), 349-355.
- Odumo, B. O., Carbonell, G., Angeyo, H. K., Patel, J. P., Torrijos, M., & Rodríguez Martín, J. A. (2014). Impact of gold mining associated with mercury contamination in soil, biota sediments and tailings in Kenya. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(21), 12426-12435.
- Oestreicher, J. S., Lucotte, M., Moingt, M., Bélanger, É., Rozon, C., Davidson, R., Mertens, F., & Romana, C. A. (2017). Environmental and anthropogenic factors influencing mercury dynamics during the past century in floodplain lakes of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72(1), 11-30.
- Paranjape, A. R., & Hall, B. D. (2017). Recent advances in the study of mercury methylation in aquatic systems. *Facets*, 2(1), 85-119.
- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Akama, A., Andrade Filho, J. D., Azevedo-Santos, V. M., Barbosa, M. V. M., Bini, L. M., Brito, M. F. G., Candeiro, C. R. A., Caramaschi, E. P., Carvalho, P., Carvalho, R. A., Castello, L., Chagas, D. B., Chamon, C. C., Colli, G. R., Daga, V. S., Dias, M. S., Diniz Filho, J. A. F., Fearnside, P.,..., & Zuanon, J. (2021). Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68(4), 445-452.
- Pestana, I. A., Bastos, W. R., Almeida, M. G., de 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.
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. *Fire Ecology*, 7(1), 24-39.
- Polizel, S. P., Vieira, R. M. D. S. P., Pompeu, J., da Cruz Ferreira, Y., de Sousa-Neto, E. R., Barbosa, A. A., & Ometto, J. P. H. B. (2021). Analysing the dynamics of land use in the context of current conservation policies and land tenure in the Cerrado–MATOPIBA region (Brazil). *Land Use Policy*, 109, 105713.
- Projeto MapBiomias (2022a). Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>
- Projeto MapBiomias (2022b). Relatório anual de Desmatamento 2021. Disponível em: <<http://alerta.mapbiomas.org/>>
- Qin, P., Mayer, C. M., Schulz, K. L., Ji, X., & Ritchie, M. E. (2007). Ecological stoichiometry in benthic food webs: effect of light and nutrients on periphyton food quantity and quality in lakes. *Limnology and Oceanography*, 52(4), 1728-1734.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>
- Rahman, M. A., & Hasegawa, H. (2011). Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 83(5), 633-646.
- Ravichandran, M. (2004). Interactions between mercury and dissolved organic matter—a review. *Chemosphere*, 55(3), 319-331.
- Rawer-Jost, C., Zenker, A., & Böhmer, J. (2004). Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. *Limnologica*, 34(4), 390-397.

- Romero-Hernández, J. A., Amaya-Chávez, A., Balderas-Hernández, P., Roa-Morales, G., González-Rivas, N., & Balderas-Plata, M. Á. (2017). Tolerance and hyperaccumulation of a mixture of heavy metals (Cu, Pb, Hg, and Zn) by four aquatic macrophytes. *International Journal of Phytoremediation*, 19(3), 239-245.
- Roulet, M., Lucotte, M., Guimaraes, J. R. D., & Rheault, I. (2000). Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Science of the Total Environment*, 261(1-3), 43-59.
- Roulet, M., Guimaraes, J. R., & Lucotte, M. (2001). Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain—effect of seasonal inundation. *Water, Air, and Soil Pollution*, 128(1), 41-60.
- Roy, D., Islam, S. S., Quraishi, S. B., Hosen, M. M., Rahman, F., Samad, A., & Latifa, G. A. (2021). Comprehensive analysis of toxic metals and their sources accumulated by cultured *Oreochromis niloticus* in Pagla Sewage Treatment Plant, Narayanganj, Dhaka, Bangladesh. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(16), 1-16
- Schielein, J., & Börner, J. (2018). Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 76, 81-94.
- Silva Junior, C. H., Aragão, L. E., Fonseca, M. G., Almeida, C. T., Vedovato, L. B., & Anderson, L. O. (2018). Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia. *Forests*, 9(6), 305.
- Sholupov, S., Pogarev, S., Ryzhov, V., Mashyanov, N., & Stroganov, A. (2004). Zeeman atomic absorption spectrometer RA-915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples. *Fuel Processing Technology*, 85(6-7), 473-485.
- Silva, A. P., & de Farias, E. G. G. (2017). Caracterização participativa da frota pesqueira do Rio Araguaia-Tocantins, Brasil. *Magistra*, 29(1), 80-90.
- Silva, D. S., Lucotte, M., Paquet, S., & Davidson, R. (2009). Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. *Environmental Research*, 109(4), 432-446.
- Tan, B. C., He, H., Gu, J., & Li, K. Y. (2019). Effects of nutrient levels and light intensity on aquatic macrophyte (*Myriophyllum aquaticum*) grown in floating-bed platform. *Ecological Engineering*, 128, 27-32.
- Trigueiro, W. R., Nabout, J. C., & Tessarolo, G. (2020). Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. *Journal of Environmental Management*, 275, 111243.
- UNEP - United Nations Environment Programme (2019). *Global Mercury Assessment*. UNEP Chemicals, Switzerland. Disponível em: < <https://wedocs.unep.org/> >. Acesso em 10 de outubro de 2022.
- Vadeboncoeur, Y., Devlin, S. P., McIntyre, P. B., & Vander Zanden, M. J. (2014). Is there light after depth? Distribution of periphyton chlorophyll and productivity in lake littoral zones. *Freshwater science*, 33(2), 524-536
- Valente, C. R., Latrubesse, E. M., & Ferreira, L. G. (2013). Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 46, 150-160.
- Vieira, L. C., Vital, M. V., Fernandes, A. P., Bonecker, C. C., Nabout, J. C., Kraus, C. N., Bernardi, J. V. E., Velho, L. F. M., & Bini, L. M. (2017). Sampling sufficiency for estimating

zooplankton diversity in neotropical floodplain lakes. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 22(2), 190-196.

Vieira, M., Bernardi, J. V., Dórea, J. G., Rocha, B. C., Ribeiro, R., & Zara, L. F. (2018). Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, 235, 771-779.

Wetzel, R. G. (Ed.). (2012). *Periphyton of Freshwater Ecosystems: Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems held in Växjö, Sweden, 14–17 September 1982 (Vol. 17)*. Springer Science & Business Media.

Wu, Y. (2016). *Periphyton: functions and application in environmental remediation*. Elsevier.

Yamamoto, J. K., & Landim, P. M. B. (2013). *Geoestatística: conceitos e aplicações. Oficina de textos*.

Yan, Y., Han, L., Yu, R. L., Hu, G. R., Zhang, W. F., Cui, J. Y., Yan, Y., & Huang, H. B. (2020). Background determination, pollution assessment and source analysis of heavy metals in estuarine sediments from Quanzhou Bay, southeast China. *Catena*, 187, 104322.

Zheng, S., Wang, R., Kainz, M. J., Liu, C., Li, P., Li, Z., Yan, H., & Yin, D. (2022). How phytoplankton biomass controls metal (loid) bioaccumulation in size-fractionated plankton in anthropogenic-impacted subtropical lakes: A comprehensive study in the Yangtze River Delta, China. *Water Research*, 224, 11907

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Limites de detecção e validação dos métodos analíticos

Matriz	Método	Limite de detecção	Material de referência	N	Valor certificado	Valor obtido	Recuperação (%)
Água	CVAFS	0,055	Spike	1	-	-	104
Sedimento	CVAAS	0,006	EnviroMAT SS2	1	0,28	0,33	119
Macrófita	TDAAS	0,001	SRM 1515	6	0,0432 ± 0,002	0,0434 ± 0,0003	100
Perifíton	TDAAS	0,005	SRM 1515	3	0,0432 ± 0,002	0,041 ± 0,003	95
			PACS 3	3	2,98 ± 0,36	2,96 ± 0,11	99
Plâncton	TDAAS	0,002	BCR 414	5	0,276 ± 0,018	0,236 ± 0,008	85

Todas as concentrações estão representadas em mg.kg⁻¹.

Tabela S2. Parâmetros do variograma e da validação cruzada

Parâmetros do variograma							Validação cruzada	
Variável	Modelo	Range	Nugget	Partial Sill	Sill	Dependência espacial (%)	MSE	RMSSE
ERI	Esféricol	6,5	0,226	0,09	0,316	71,5	0,0001	1,018

Os parâmetros do variograma estão representados em graus decimais.

Tabela S3. Concentrações de HgT na água, sedimento, plâncton, macrófita e perifíton em ecossistemas aquáticos neotropicais

	Ambiente	Rio associado	HgT_{Média/mediana}	HgT_{Mín-Máx}	Referência
Água¹	Lago(s)	Araguaia	1,4 ± 0,8	0,1 - 4,3	Esse estudo
	Lago(s)	Solimões	4,3 ± 0,2	Não informado	Brito (2015)
	Rios e lagos	Tapajós	4,6 ± 4,1	0,6 - 23,8	Lino et al. (2019)
	Rios	Negro	8,5 ± 5,0	1,8 - 29,1	Bisinoti et al. (2007)
Sedimento	Lago(s)	Araguaia	44 ± 16	10 - 106	Esse estudo
	Lago(s)	Beni	Não informado	46 - 79	Molina et al. (2010)
	Lago(s)	Paraguai	Não informado	29 - 45	Ledy e Gottgens (2001)
	Lago(s)	Tapajós	157 ± 41	98 - 217	Oestreicher et al. (2017)
	Lago(s)	Madeira	103 ± 10	51 - 140	Gomes et al. (2020)
Plâncton²	Lago(s)	Araguaia	93 ± 53	16 - 321	Esse estudo
	Lago(s)	Tapajós	Não informado	66 - 212	Roulet et al. (2000)
	Lago(s)	Madeira	Não informado	34 - 337	Nascimento et al. (2007)
	Lago(s)	Beni	Não informado	55 - 356	Molina et al. (2010)
	Rios e lagos	Tapajós	Não informado	<34 - 316	Lino et al. (2019)
Macrófita³	Lago(s)	Araguaia	30 ± 17	5 - 77	Esse estudo
	Lago(s)	Paraguai	Não informado	24 - 91	Ledy e Gottgens (2001) a
	Lago(s)	Paraguai	Não informado	23 - 34	Ledy e Gottgens (2001) b
	Reservatório	Madeira	Não informado	23 - 33	Pestana et al. (2016) b
	Reservatório	Paraíba do Sul	Não informado	83 - 265	Molisani et al. (2006) a
	Reservatório	Paraíba do Sul	Não informado	78 - 136	Molisani et al. (2006) b
Perifíton	Lago(s)	Araguaia	48 ± 17	16 - 81	Esse estudo

Lago(s)	Beni River	Não informado	54 - 182	Molina et al. (2010)
Lago(s)	Paraguai	Não informado	24 - 90	Leady e Gottgens (2001)
Lago(s)	Tapajós	126 ± 31	67 - 198	Coelho-Souza et al. (2011)

As concentrações na água estão descritas em ng.L⁻¹, e nas demais matrizes em ng.g⁻¹. ¹Apenas amostras de água não filtradas. ²Consideramos plâncton total as amostras coletadas com redes de fitoplâncton e zooplâncton, e os grupos taxonômicos não foram diferenciados. ³Quando as concentrações de Hg foram determinadas separadamente nas raízes e folhas, o resultado foi reportado como apenas um compartimento. **a***Salvinia auriculata*, **b***Eichhornia crassipes*

REGISTROS FOTOGRÁFICOS



Figura 1- Coleta das amostras de água



Figura 2 - Coleta das amostras de sedimento de fundo com a draga de Eckman



Figura 3 - Filtragem de água para a coleta das amostras de plâncton



Figura 4 - Coleta das amostras de macrófitas

CAPÍTULO 3 - BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO DE MERCÚRIO EM PEIXES DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA, CENTRO-OESTE DO BRASIL

Autores: Lucas Cabrera Monteiro, Ludgero Cardoso Galli Vieira, José Vicente Elias Bernardi, Maria Cristina Nery do Nascimento Recktenvald, Adriely Ferreira da Costa Nery, Lilian de Castro Moraes Pinto, Wanderley Rodrigues Bastos.

Proposta de revista para submissão: *Chemosphere*.

Resumo

O fluxo de matéria e energia nos ecossistemas é fundamental para a manutenção das populações e comunidades. Materiais (elementos químicos) são transportados constantemente entre organismos de diferentes níveis tróficos, sofrendo transformações químicas e alterações em suas concentrações. Entre os elementos químicos, o mercúrio (Hg) é considerado um poluente de controle primário ao nível global, capaz de se bioacumular nos organismos e se biomagnificar ao longo da cadeia trófica. Portanto, o objetivo desse trabalho foi avaliar o potencial de bioacumulação e biomagnificação de Hg em peixes de 64 lagos da planície de inundação do rio Araguaia. Adicionalmente, nós avaliamos a influência do comprimento, peso e nível trófico dos peixes no acúmulo de Hg. Apenas 13 indivíduos predadores apresentaram concentrações acima do limite recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária. A bioacumulação foi mais elevada nos piscívoros ($10,3 \pm 8,7$), seguida por carnívoros ($8,9 \pm 6,3$), onívoros ($2,8 \pm 2,6$) e detritívoros ($1,2 \pm 0,6$). O fator de biomagnificação foi positiva entre todos os níveis tróficos, com um incremento médio 1,1 no fator de biomagnificação entre sedimentos e os peixes detritívoros, 2,1 entre detritívoros e onívoros, 3,4 entre onívoros e carnívoros, e 4,6 entre onívoros e piscívoros. A bioacumulação de Hg foi significativamente relacionada com o comprimento e peso dos peixes. No entanto, o nível trófico demonstrou ser mais importante para o acúmulo de Hg, indicando o processo de biomagnificação em todo o conjunto de espécies, e em cada guilda trófica.

Palavras-chave: Bioacumulação; comprimento; peso; nível trófico; planície de inundação.

INTRODUÇÃO

O fluxo de matéria e energia nos ecossistemas é fundamental para a manutenção das populações e comunidades. Materiais (elementos químicos) são transportados constantemente entre organismos de diferentes níveis tróficos, sofrendo transformações químicas e alterações em suas concentrações (Garvey e Whiles, 2016). Alguns elementos-traço, como magnésio, zinco, ferro e manganês, são essenciais para as reações metabólicas dos organismos (Esteves e Guariento, 2014). Entretanto, outros elementos, como o mercúrio (Hg), não têm função biológica conhecida e podem ser potencialmente tóxicos para as comunidades biológicas e para a saúde humana (Han et al., 2020; Balali-Mood et al., 2021). Nesse sentido, o Hg é considerado um poluente de controle primário ao nível global, principalmente devido à elevada toxicidade, capacidade de se bioacumular nos organismos e se biomagnificar ao longo da cadeia trófica (UNEP, 2019).

Nos ecossistemas aquáticos, o ciclo biogeoquímico do Hg é mediado por diversos fatores, incluindo as fontes de emissão, condições locais (parâmetros físico-químicos do ambiente), e as interações tróficas (Pouilly et al., 2013; Branfireun et al., 2020). Em relação às condições locais, os sedimentos de fundo desempenham um papel chave como substrato para a conversão do Hg inorgânico (Hg^{2+}) para metilmercúrio (CH_3Hg^+ ou MeHg), um composto orgânico altamente biodisponível (Paranjape e Hall, 2017); mediando a transferência do Hg entre compartimentos abióticos e as comunidades biológicas (Lino et al., 2019). Assim, o fator de bioacumulação entre a biota e o sedimento foi proposto para avaliar o acúmulo de compostos químicos na biota em relação ao ambiente (nesse caso, o sedimento de fundo) (Ankley et al., 1992), sendo amplamente utilizado para caracterizar a distribuição do Hg em ecossistemas aquáticos (Pisanello et al., 2016; Vieira et al., 2018; Morgado et al., 2021; Prajapati et al., 2022).

A incorporação do Hg em peixes ocorre pela exposição à coluna d'água e aos sedimentos (Wang et al., 2010; Gehrke et al., 2011) e, sobretudo, através da alimentação (Bradley et al., 2017). O Hg disponibilizado para as comunidades biológicas é acumulado nos produtores primários, e suas concentrações são progressivamente aumentadas de acordo com o nível trófico, até os peixes, que ocupam o topo das cadeias tróficas aquáticas (Córdoba-Tovar et al., 2022). Desse modo, o potencial de bioacumulação de Hg nos peixes pode variar conforme o hábito alimentar e o nível trófico de cada espécie (Bastos et al., 2015; Souza-Araujo et al., 2016; Nyholt et al., 2022). Além disso, a bioacumulação pode ser influenciada pelas características biométricas dos peixes (comprimento e peso) (Buck et al., 2019), visto que o tamanho corporal está diretamente associado ao nível trófico, afetando a demanda energética e

as potenciais interações presa-predador dos indivíduos (Arim et al., 2010; Romanuk et al., 2010). Nesse sentido, foram desenvolvidos índices para a avaliação do processo de biomagnificação em toda a cadeia trófica, e o grau de biomagnificação entre os níveis tróficos (Burkhard et al., 2013). Assim, a combinação entre índices de bioacumulação e biomagnificação permite a avaliação entre guildas tróficas, dentro de cada guilda, e em toda a cadeia trófica (Conder et al., 2011).

O rio Araguaia é considerado o principal rio do Brasil Central, e detém a maior riqueza de espécies de peixes entre as bacias hidrográficas do bioma Cerrado (Latrubesse et al., 2019). Os lagos da planície de inundação do Araguaia suportam uma grande diversidade de peixes, principalmente de espécies da base da cadeia trófica (*i.e.*, consumidores primários), devido à maior disponibilidade de habitats e itens alimentares proporcionada pela vegetação densa nas margens e a conexão lateral com o rio (Tejerina-Garro et al., 2002; Corrêa et al., 2022). Em regiões com grandes rios, como o rio Araguaia, o consumo de pescado costuma ser a principal fonte de proteína das populações ribeirinhas (Oliveira et al., 2010; Costa Junior et al., 2018), de modo que o acúmulo de Hg em peixes representa a principal via de exposição não-ocupacional do Hg às populações humanas (UNEP, 2019). Nesse sentido, é fundamental a identificação de espécies com maior potencial de bioacumulação de Hg e como ocorre o processo de biomagnificação ao longo da cadeia trófica (Campbell et al., 2008; Eagles-Smith et al., 2016; Okpala et al., 2018). No entanto, poucos estudos sobre a bioacumulação de Hg estão sendo desenvolvidos na bacia hidrográfica do rio Araguaia, sem dados publicados até o momento. Portanto, o presente estudo avaliou as concentrações de Hg em peixes de lagos da planície de inundação do rio Araguaia, abrangendo uma elevada escala espacial, com o objetivo de responder as seguintes perguntas: (i) há indivíduos de peixes com concentrações acima dos limites de segurança determinados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA)?; (ii) existe diferença no potencial de bioacumulação de Hg entre as guildas tróficas?; (iii) as concentrações de Hg são influenciadas pelo comprimento, peso e nível trófico dos peixes?; e (iv) o processo de biomagnificação ocorre da mesma forma em todo o *pool* de espécies, em cada guilda trófica, e entre as guildas tróficas?

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A planície de inundação do rio Araguaia é o último grande remanescente de áreas úmidas do bioma Cerrado (Valente et al., 2013), situada na região Centro-Oeste do

Brasil (Figura 1). O clima da região é caracterizado por duas estações sazonais bem definidas ao longo do ano: uma seca e uma chuvosa (Alvares et al., 2013), cuja variação pluviométrica entre as estações sazonais resulta em flutuações de 3 a 7 m no nível da água (Irion et al., 2016). O trecho Médio do rio Araguaia, onde a planície de inundação está inserida, que drena sobre rochas Pré-Cambrianas e sedimentos do Cenozóico tardio, e recebe a contribuição dos principais tributários da bacia hidrográfica (Aquino et al., 2009). Os ecossistemas aquáticos do Médio Araguaia são classificados como sistemas de águas claras, caracterizados pelo baixo transporte de sedimentos argilosos, baixos teores de matéria orgânica, transparência da água relativamente alta, e pH entre 5 e 8 (Irion et al., 2016; Ríos-Villamizar et al., 2020).

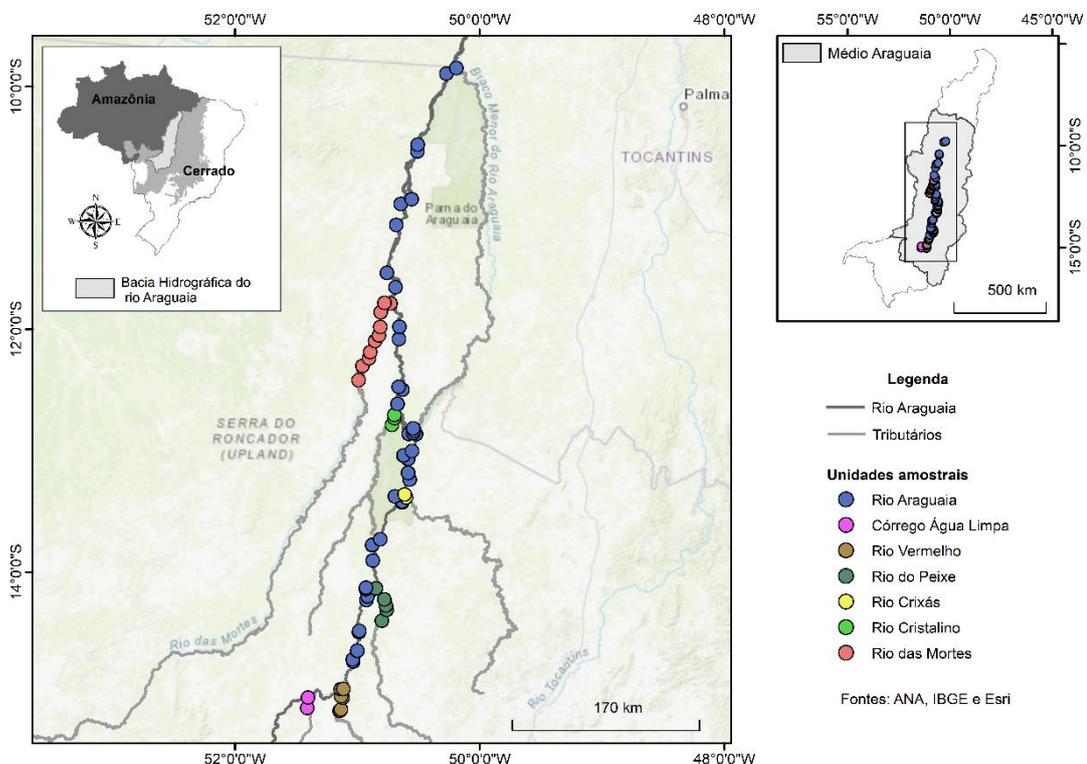


Figura 1. Localização das unidades amostrais associadas ao rio Araguaia e seus tributários, na região do Médio Araguaia

Coleta e processamento de amostras

As amostras foram coletadas em novembro de 2021 (enchente) e em janeiro de 2022 (águas altas), totalizando 64 lagos associados aos rios Araguaia (n = 36), Água Limpa (n = 2), Vermelho (n = 6), do Peixe (n = 5), Crixás (n = 2), Cristalino (n = 3), e das Mortes (n = 10) (Figura 1). Os peixes foram coletados com redes de espera com abertura

de malha de 15, 25, 30, 35 e 40 mm entre nós. Foram coletados 583 indivíduos de 34 espécies. Todos os indivíduos foram avaliados quanto ao peso e comprimento padrão, e as amostras do músculo dorsal foram coletadas para a determinação de Hg. Os dados sobre hábito alimentar e nível trófico de cada espécie coletados na base de dados FishBase (Froese e Pauly, 2022). Em cada ponto, também coletamos amostras de sedimento de fundo para o cálculo do fator de bioacumulação. As amostras de ambas as matrizes foram armazenadas em caixas com gelo até chegar ao laboratório. Em laboratório as amostras de peixe foram congeladas até a determinação de HgT. As amostras de sedimento foram secas em estufa a 50°C até peso constante, maceradas em cadinho e pistilo de porcelana, e peneiradas a 125 µm para a uniformização das partículas.

Determinação de mercúrio total (HgT)

As amostras de sedimento e peixes foram analisadas por espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (CVAAS), no equipamento FIMS-400 (Perkin Elmer, Norwalk, EUA), utilizando como agente redutor uma solução mista de NaBH₄ 0,2% (m/v) e NaOH 0,05% (m/v), e como agente oxidante uma solução de HCl 3% (v/v). Resumidamente, a extração química de HgT nos sedimentos foi realizada com 5 mL de HCl:HNO₃, (3:1) e 5 mL de KMnO₄ 5% (m/v). Para a digestão das amostras de peixe, adicionamos 0,5 mL de H₂O₂ 30% (m/v), 4 mL de H₂SO₄:HNO₃ (1:1) e 5 mL de KMnO₄ às amostras. As amostras de ambas as matrizes foram mantidas em overnight, e tituladas com 0,5 mL de NH₂OH.HCl 12% (m/v) para eliminação do excesso de KMnO₄. As amostras de sedimento foram filtradas em filtros de papel (3 µm de porosidade). Por fim, as amostras foram transferidas para tubos Falcon de 15 mL, e completadas com água Milli-Q (Milli-Q Plus, Millipore, Bedford, EUA) até o volume final de 12 mL (sedimento) e 14 mL (peixe). Todos os reagentes utilizados para a preparação das amostras e da curva analítica são da marca Merck®.

A validação do método analítico foi realizada através da determinação de HgT em materiais de referência certificados. Para os sedimentos, utilizou-se o material de referência SS-2 (*Contaminated soil*), com valor certificado de 0,28 mg.kg⁻¹, e valor obtido de 0,33 mg.kg⁻¹ (119%, n = 1). Para as amostras de peixe, utilizou-se o material de referência BCR-462 (*Tuna fish*), com valor certificado de 2,85 ± 0,16 mg.kg⁻¹, e valor obtido de 2,88 ± 0,31 mg.kg⁻¹ (101%, n = 12). Todas as vidrarias utilizadas nas análises foram lavadas em banho de ácido HNO₃ 5% (v/v) por 24h, e enxaguadas com água

deionizada. A quantificação de HgT em amostras em branco (apenas os reagentes) foi realizada para garantir a pureza das vidrarias e dos reagentes.

Cálculo dos fatores de bioacumulação e biomagnificação

As concentrações de HgT nos indivíduos de peixe foram comparadas com os limites de segurança estabelecidos pela ANVISA, sendo 1,0 mg.kg⁻¹ para espécies predadoras, e 0,5 mg.kg⁻¹ para espécies não predadoras (Brasil, 2013). O fator de bioacumulação entre a biota e o sedimento (*BSAF*) foi utilizado para a avaliação do potencial de bioacumulação de Hg nas diferentes guildas tróficas, na qual resultados maiores que um (1) indicam o processo positivo de bioacumulação. O *BSAF* foi calculado a partir da razão entre as concentrações determinadas na biota (C_{Biota}) e no sedimento ($C_{Sedimento}$) em cada lago (Equação 1; Arnot e Gobas, 2006). Ao normalizar as concentrações da biota pelas concentrações dos sedimentos, o *BSAF* reduz a variabilidade entre localidades e períodos sazonais distintos, permitindo a identificação de tendências reais de bioacumulação de Hg nas espécies (Gamboa-García et al., 2020).

$$BSAF = \frac{C_{Biota}}{C_{Sedimento}} \quad (1)$$

Utilizamos o fator de biomagnificação (*BMF*) para avaliar o fator de enriquecimento das concentrações de Hg entre as guildas tróficas (*i.e.*, processo de biomagnificação). O *BMF* foi calculado pela razão entre as concentrações determinadas no nível trófico superior ($C_{Superior}$) e as determinadas no nível trófico inferior ($C_{Inferior}$) (Equação 2), e valores de *BMF* maiores que um (1) indicam a biomagnificação entre os níveis tróficos. (Conder et al., 2011). Para o cálculo do *BMF*, as amostras foram agrupadas de acordo com o nível trófico (*TL*), conforme Zanden e Rasmussen (1996) e Hope (2003), sendo: sedimento ($TL = 1$), consumidores primários (detritívoros, $TL_{FishBase} = 2,0 - 2,4$), consumidores secundários (onívoros, $TL_{FishBase} = 2,7 - 3,5$) e consumidores terciários (carnívoros e piscívoros, $TL_{FishBase} = 2,7 - 4,5$).

$$BMF = \frac{C_{Superior}}{C_{Inferior}} \quad (2)$$

Adicionalmente, o *slope* da magnificação trófica (*TMS*) foi utilizado para inferir o grau de biomagnificação na cadeia trófica dos peixes em todo o *pool* de espécies, e em cada guilda trófica. O *TMS* é calculado através do coeficiente angular (*b*) da regressão linear simples entre as concentrações de Hg nos peixes (\log_{10}) e o nível trófico de cada indivíduo (Equação 3, Lavoie et al., 2013), e valores de *TMS* superiores a 0 indica o processo de biomagnificação (Post, 2002). Nesse estudo, o *TMS* foi utilizado para avaliar a biomagnificação em todo o *pool* de espécies e em cada guilda trófica. O cálculo do nível trófico do *FishBase* ($TL_{FishBase}$) é baseado nos itens alimentares, em estudos sobre a dieta, ou no tamanho e nível trófico de espécies filogeneticamente próximas (Froese e Pauly, 2022), e os resultados são altamente correlacionados com isótopos de nitrogênio ($\delta^{15}N$) (Mancinelli et al., 2013). No entanto, o nível trófico pode mudar ao longo de ciclo de vida em indivíduos de uma mesma espécie, devido às alterações ontogenéticas na dieta (Di Benedetto et al., 2013). Assim, considerando que o comprimento pode ser utilizado como um *proxy* para a idade dos peixes (Izzo et al., 2016), nós corrigimos os valores de nível trófico em relação ao comprimento padrão dos peixes (TL_{SL}). A correção foi obtida através dos valores preditos da regressão linear entre $TL_{FishBase}$ (variável dependente) e o comprimento padrão (variável independente) (Equação 4).

$$\log_{10}[HgT] = a + TMS * TL_{SL} \quad (3)$$

$$TL_{FishBase} = a + TL_{SL} * Comprimento\ padrão \quad (4)$$

Análises estatísticas

Todas as variáveis foram submetidas ao teste de Kolmogorov-Smirnov ($n > 50$) para avaliar a distribuição dos dados. O teste de Kruskal-Wallis e o teste *post hoc* de Dunn foram utilizados para comparar os fatores de bioacumulação entre as guildas tróficas. A correlação não-paramétrica de Kendall foi utilizada para avaliar a correlação entre *BSAF*, comprimento e peso dos peixes para todo o *pool* de espécies e para cada guilda trófica. A relação entre as concentrações de Hg e o nível trófico para todo o *pool* de espécies e por guilda trófica foi verificada a partir de regressões lineares simples (*TMS*). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2022).

RESULTADOS

As concentrações de HgT foram determinadas em 583 indivíduos de 34 espécies e quatro guildas tróficas: detritívoros (n = 220; 38%), onívoros (n = 174; 29%), carnívoros (n = 104; 18%) e piscívoros (n = 87; 15%). As espécies mais representativas em nosso pool de espécies foram as não-predadoras *Psectrogaster amazonica* (Curimatidae) (n = 101; 17%), *Triportheus auritus* (Triportheidae) (n = 89; 15%), *Curimata inornata* (Curimatidae) (n = 80; 14%); e as predadoras *Pygocentrus nattereri* (Serrasalminidae) (n = 83; 14%) e *Agoniates halecinus* (Triportheidae) (n = 32; 5%). As concentrações de Hg, comprimento, peso e nível trófico de todas as espécies estão disponíveis na Tabela S1.

Concentrações de Hg nos peixes

A Figura 2 ilustra as concentrações de Hg em todos os indivíduos. As concentrações de HgT foram mais elevadas e apresentaram maior amplitude em indivíduos piscívoros ($0,495 \pm 0,421 \text{ mg.kg}^{-1}$) e carnívoros ($0,361 \pm 0,217 \text{ mg.kg}^{-1}$). Entre os não predadores, as concentrações de Hg nos onívoros ($0,107 \pm 0,069 \text{ mg.kg}^{-1}$) foram mais elevadas do que nos detritívoros ($0,050 \pm 0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$). Entre os não-predadores, nenhum indivíduo apresentou concentrações superiores ao limite estabelecido pela ANVISA ($0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$), embora um indivíduo onívoro, da espécie *T. auritus*, tenha apresentado concentração de $0,418 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Figura 2b, Tabela S1). Apenas 13 indivíduos predadores (carnívoros e piscívoros) apresentaram concentrações acima da recomendada pela ANVISA (1 mg.kg^{-1}), representativos das espécies *A. halecinus* (n = 7), *Pellona castelnaeana* (n = 3), *Ageneiosus inermis* (n = 1), *Pygocentrus nattereri* (n = 1) e *Raphiodon vulpinus* (n = 1) (Figura 2c,d, Tabela S1).

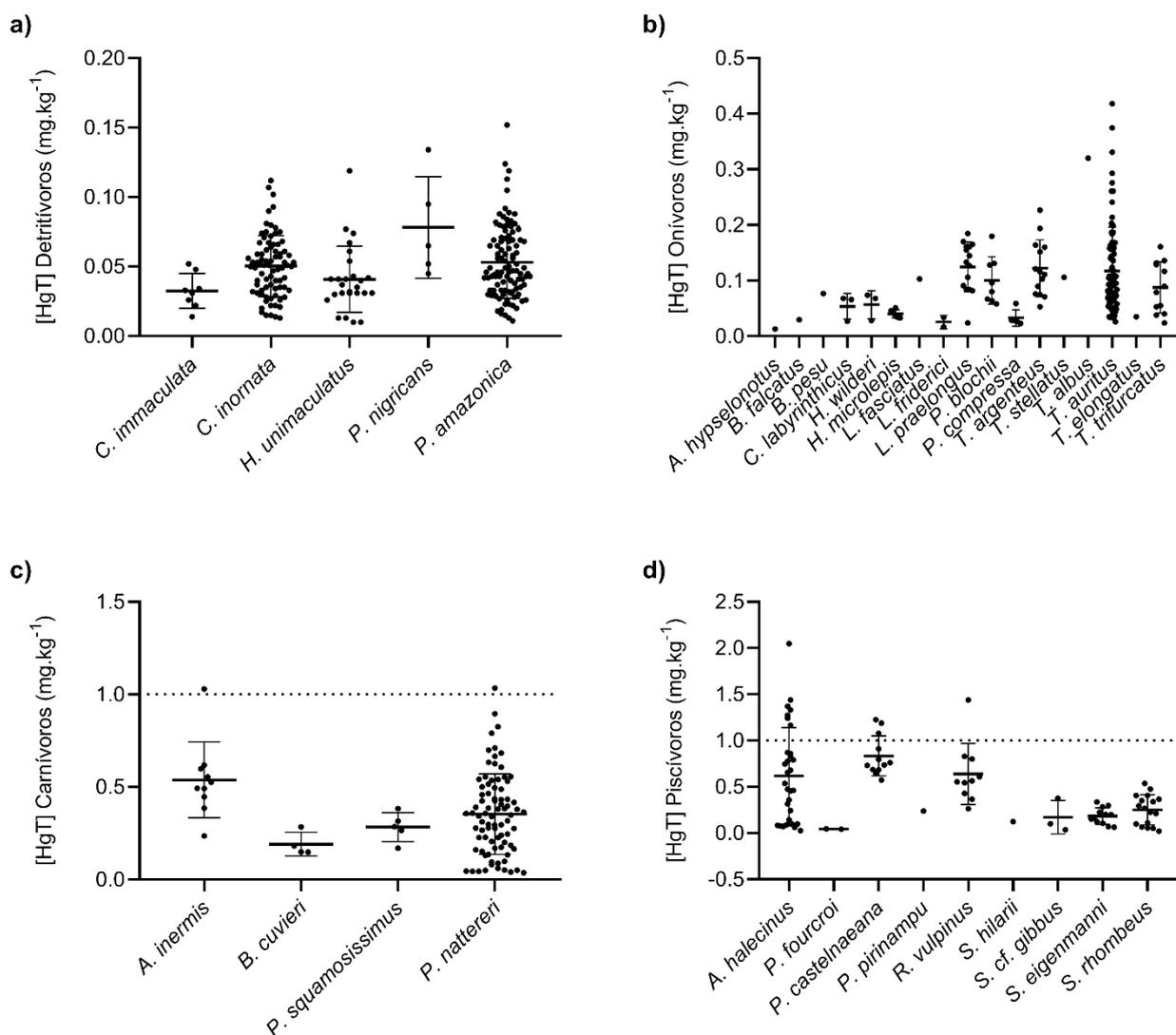


Figura 2. Concentrações de HgT em peixes **(a)** detritívoros, **(b)** onívoros, **(c)** carnívoros, e **(d)** piscívoros. As barras indicam o desvio padrão, e a linha central representa o valor médio de cada espécie. Para os carnívoros e piscívoros **(c, d)**, a linha tracejada no eixo y representa o limite estabelecido pela ANVISA ($1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Bioacumulação de Hg

As concentrações de HgT no sedimento de fundo variaram entre $0,010$ e $0,078 \text{ mg.kg}^{-1}$, com média de $0,044 \pm 0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$. O *BSAF* de todo o *pool* de espécies variou entre $0,2$ e $46,3$ (média: $4,4 \pm 5,8$), com fator de bioacumulação positivo em 79% dos indivíduos avaliados ($n = 121$; *BSAF* > 1). O *BSAF* foi significativamente mais elevado nas guildas predadoras (carnívoros e piscívoros) em relação aos onívoros e detritívoros ($KW = 291,4$; $p < 0,0001$) (Figura 3). O *BSAF* médio para os piscívoros foi $10,3 \pm 8,7$, e $8,9 \pm 6,3$ para os carnívoros, com alta variabilidade em ambas as guildas ($0,4 - 43,6$ e

0,8 – 35,8, respectivamente). Entre as guildas não predadoras, os onívoros apresentaram valor médio de *BSAF* igual a $2,8 \pm 2,6$ (0,3 – 25,1), significativamente maior que o determinado para os detritívoros, de $1,2 \pm 0,6$ (0,2 – 3,4) (Figura 3).

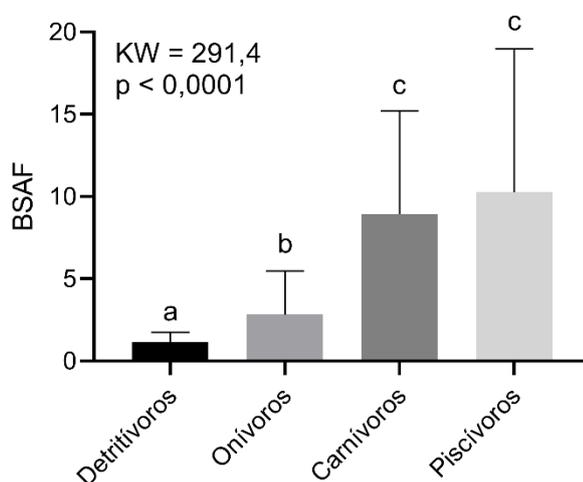


Figura 2. Valores médios *BSAF* em indivíduos detritívoros ($n = 220$), onívoros ($n = 174$), carnívoros ($n = 102$) e piscívoros ($n = 87$). As barras indicam o desvio padrão e as letras diferentes indicam diferenças significativas nos valores de *BSAF* entre as guildas tróficas.

Considerando todas as espécies, o *BSAF* foi positiva e significativamente correlacionado com o comprimento e peso, no entanto, as correlações foram fracas ($\tau < 0,2$) (Tabela 1). Entre as guildas tróficas, relações significativas fracas foram determinadas para os não-predadores, exceto entre o *BSAF* e peso dos detritívoros, que apresentou correlação marginalmente significativa ($\tau = 0,089$; $p = 0,051$). Os carnívoros também apresentaram correlações significativas, porém fracas, entretanto, os piscívoros apresentaram correlações moderadas do *BSAF* com o comprimento ($\tau = 0,546$; $p < 0,0001$) e o peso ($\tau = 0,425$; $p < 0,0001$) (Tabela 1).

Tabela 1. Resultados das correlações de Kendall entre o *BSAF*, comprimento padrão e peso e nível trófico em cada guilda trófica

<i>BSAF</i>	N	Variáveis	tau	p
Todas as guildas	583	Comprimento padrão	0,257	< 0,0001
		Peso	0,225	< 0,0001

Detritívoros	220	Comprimento padrão	0,136	0,003
		Peso	0,089	0,051
Onívoros	174	Comprimento padrão	0,125	0,014
		Peso	0,106	0,040
Carnívoros	102	Comprimento padrão	0,280	< 0,0001
		Peso	0,319	< 0,0001
Piscívoros	87	Comprimento padrão	0,546	< 0,0001
		Peso	0,425	< 0,0001

Biomagnificação de Hg entre as guildas tróficas

Os resultados do *BMF* indicaram o processo de biomagnificação entre os consumidores primários, secundários e terciários, com um incremento médio 1,1 no fator de biomagnificação entre sedimentos e os peixes detritívoros, 2,1 entre detritívoros e onívoros, 3,4 entre onívoros e carnívoros, e 4,6 entre onívoros e piscívoros. Os resultados do *TMS* reforçaram a ocorrência do processo de biomagnificação em todas as guildas tróficas ($TMS > 0$), no entanto, o padrão de biomagnificação apresentou características distintas entre as guildas tróficas (Tabela 2). Considerando todas as espécies, o fator de biomagnificação na planície de inundação do rio Araguaia é de $0,85 \pm 0,06$. Entre as guildas tróficas, os maiores valores de *TMS* foram determinados para os piscívoros ($0,66 \pm 0,08$), carnívoros ($0,45 \pm 0,12$), e detritívoros ($0,38 \pm 0,19$). O menor valor de *TMS* foi observado nos onívoros ($0,17 \pm 0,13$), que não apresentaram relação significativa entre $\log_{10}HgT$ e o nível trófico corrigido pelo comprimento.

Tabela 2. Resultados do *TMS* (Slope \pm SE) para todo o pool de espécie, e para cada guilda trófica

Guildas tróficas	N	Slope \pm SE	R²	F	p
Todas as guildas	583	$0,85 \pm 0,06$	0,258	1.581 – 201,6	< 0,0001
Detritívoros	220	$0,38 \pm 0,19$	0,039	1.218 – 8,9	0,0032
Onívoros	174	$0,17 \pm 0,13$	0,009	1.172 – 1,2	0,1930
Carnívoros	102	$0,45 \pm 0,12$	0,123	1.100 – 14,1	0,0003
Piscívoros	87	$0,66 \pm 0,08$	0,417	1.85 – 60,8	< 0,0001

DISCUSSÃO

Bioacumulação e biomagnificação de Hg em peixes

O resultado do *BSAF* indicou que o padrão de bioacumulação observado em nosso pool de espécies seguiu a ordem: detritívoros < onívoros < carnívoros < piscívoros. Esse

resultado era esperado, visto que as guildas predadoras (carnívoros e/ou piscívoros) também apresentaram concentrações significativamente mais elevadas em outros estudos conduzidos em lagos de planície de inundação dos rios Solimões (Beltran-Pedrerros et al., 2011), Bacajá (Souza-Araujo et al., 2016), Madeira (Azevedo et al., 2020) e Tapajós (Lino et al., 2019). Os resultados do *BMF* confirmaram o processo de biomagnificação entre os consumidores primários (detritívoros), consumidores secundários (onívoros) e consumidores terciários (carnívoros e piscívoros). No entanto, foi constatado um padrão de bioacumulação distinto em relação às guildas não-predadoras do rio Solimões, na qual os onívoros apresentaram potencial de bioacumulação inferior aos detritívoros, com *BMF* negativo entre as guildas tróficas (Beltran-Pedrerros et al., 2011).

Adicionalmente, nossos resultados demonstraram uma pequena variação do *BSAF* entre os detritívoros, e uma ampla variação nos onívoros, piscívoros e carnívoros, o que provavelmente também está relacionado à dinâmica de inundação e, conseqüentemente, a variação na disponibilidade de alimentos. A cadeia trófica detritívora é relativamente mais curta em comparação com as outras guildas tróficas, composta principalmente por detritos planctônicos, perifíton aderido aos sedimentos e às macrófitas, e matéria orgânica particulada (Fugi et al., 1996; Rejas, 2018; Peel et al., 2019). Assim, os peixes detritívoros apresentam menor variação na disponibilidade de itens alimentares entre as localidades e períodos sazonais (Winemiller, 1990), portanto, também devem apresentar menor variação nas concentrações de Hg. Por outro lado, o pulso de inundação possibilita a conexão entre os rios, ecossistemas terrestres e os lagos adjacentes, aumentando a área disponível para forrageamento dos peixes (Dórea et al., 2006), e intensificando o transporte de fitoplâncton (Bortolini et al., 2014), zooplâncton (Santos et al., 2022), invertebrados e vegetação terrestres para os lagos (Correa e Winemiller, 2018). As alterações morfométricas dos lagos e físico-químicas da água (e.g., profundidade, transparência e oxigênio dissolvido) promovidas pelo pulso de inundação na planície do rio Araguaia também demonstraram afetar diretamente a estrutura da ictiofauna, alterando a distribuição de espécies e a disponibilidade de presas para as espécies carnívoras e piscívoras (Tejerina-Garro et al., 1998; Melo et al., 2009). Assim, ocorrem alterações significativas na disponibilidade de itens alimentares entre os períodos sazonais, sobretudo para os onívoros, carnívoros e piscívoros, justificando a ampla variação do *BSAF* entre e dentro das guildas tróficas.

As correlações do *BSAF* com o comprimento e o peso dos peixes foram fracas para todas as guildas tróficas, exceto para os piscívoros, que apresentaram correlações moderadas ($\tau > 0,4$). Em geral, peixes com maior tamanho corporal apresentam maior

riqueza de presas e maior número de fontes de energia (Arim et al., 2010). No entanto, existe um *trade-off* em relação ao tamanho corporal do indivíduo e a dieta, de modo que indivíduos maiores apresentam restrições energéticas devido à necessidade de obter um maior volume de alimentos (Segura et al., 2014). Nesse sentido, espécies de peixes de água doce com maior tamanho corporal devem compensar a elevada demanda energética se alimentando de espécies de ocupam níveis tróficos inferiores (Dantas et al., 2019). Considerando que as fontes alimentares são importantes determinantes para o potencial de bioacumulação nos peixes (Yoshino et al., 2020), esse *trade-off* pode justificar as correlações fracas do *BSAF* com o peso e comprimento dos peixes

Apesar da correlação mais forte do *BSAF* com o comprimento e peso das espécies piscívoras, a espécie com maior número de indivíduos com concentrações acima do limite de segurança (*A. halecinus*, $n = 7$) apresentou os menores valores de comprimento padrão (9,2 – 21,7 cm) e peso total (9 – 90 g) em relação às outras espécies com concentrações acima de 1 mg.kg^{-1} (Tabela S1). Os indivíduos da espécie *A. halecinus* possuem corpo fusiforme e grande altura relativa da cabeça e área da nadadeira caudal, possibilitando a ingestão de grande volume de presas e a perseguição ativa na coluna d'água (Carmo, 2013). Desse modo, outras características morfológicas além do comprimento e peso corporal são intrinsecamente relacionadas à dieta, e podem ser fatores importantes para a bioacumulação de Hg nos peixes. Além disso, a espécie *A. halecinus* apresenta a dieta composta principalmente por peixes, representando até 99% da dieta em indivíduos avaliados na Usina Hidrelétrica de Balbina, no Amazonas (Santos, 2015), intensificando o potencial de bioacumulação através da dieta nessa espécie.

O *TMS* determinado para todo o pool de espécies foi superior aos valores determinados para cada guilda trófica. Resultados similares foram relatados por Azevedo et al. (2021) em um lago amazônico, na qual o maior *TMS* foi determinado na cadeia trófica com espécies representativas das guildas herbívoras, detritívoras e piscívoras em comparações às cadeias tróficas mais restritas. Todos os valores de *TMS* determinados em nosso estudo, para todas as espécies e para cada guilda trófica, foram superiores à média global para ecossistemas de água doce ($0,16 \pm 0,10$; Lavoie et al., 2013). Em geral, esse resultado é esperado, visto que o *TMS* varia significativamente com a latitude, sendo mais elevado em regiões tropicais (Lavoie et al., 2013).

No entanto, o valor geral de *TMS* determinado em nosso estudo (0,85) foi superior aos relatados em lagos de planícies de inundação neotropicais, que variaram entre 0,03 e 0,46 (Pouilly et al., 2013; Azevedo-Silva et al., 2016; Azevedo et al., 2019, 2020, 2021;

Nyholt et al., 2022; Mussy et al., 2022). Por outro lado, ao considerar o *TMS* de cada guilda trófica, apenas os piscívoros excederam esse intervalo de valores (0,66). O *TMS* mais próximo ao determinado em nosso estudo foi observado na cadeia trófica do rio Iténez, na Bolívia, que também é um ecossistema de águas claras (Pouilly et al., 2013). Assim, as diferenças nos valores de *TMS* entre as áreas de estudo podem ser justificadas, ao menos parcialmente, pelas características físico-químicas das diferentes áreas de estudo, e pela estrutura da ictiofauna de cada região. Um estudo recente indicou diferenças significativas na composição da ictiofauna entre ecossistemas aquáticos de águas claras, pretas e brancas, de modo que todos os parâmetros avaliados (exceto equidade de Pielou), foram superiores em ambientes de águas brancas (Bogotá-Gregory et al., 2020). Como consequência, a diversidade e riqueza de espécies deve afetar a estrutura da cadeia alimentar entre os diferentes tipos de ecossistemas. Desse modo, em ecossistemas de águas claras e águas pretas, onde há menor riqueza e diversidade de espécies, as espécies predadoras devem se alimentar de presas que ocupam uma maior amplitude de níveis tróficos, aumentando o comprimento da cadeia trófica e o potencial de biomagnificação (Layman et al., 2005).

Entre as guildas tróficas, o menor *TMS* foi observado para os onívoros, que não apresentaram relação significativa entre as concentrações de Hg e o nível trófico. No entanto, apesar da ausência de relação significativa com o nível trófico e o menor valor de *TMS* nos onívoros, os resultados do *BMF* indicaram o processo de biomagnificação entre detritívoros e onívoros (*BMF* > 1). Nesse sentido, além das alterações do nível trófico ao longo dos estágios ontogenéticos (Di Benedetto et al., 2013), os onívoros também podem apresentar variações no nível trófico entre os períodos sazonais em planícies de inundação, devido à alteração disponibilidade de alimentos e o comportamento oportunista (Wantzen et al., 2002; Mortillaro et al., 2015; McMeans et al., 2019), dificultando a observação de padrões claros da influência direta do nível trófico nas concentrações de Hg.

Limitações e pontos fortes

O presente estudo avaliou as concentrações de Hg em apenas um período sazonal, dificultando a compreensão do panorama dos padrões de bioacumulação, visto que, conforme supracitado, esses padrões são diretamente afetados pelos períodos de inundação. Além disso, nós realizamos uma avaliação regional incluindo diferentes lagos. Apesar da normalização das concentrações pelo *BSAF* permitir comparações entre localidades diferentes, um estudo concluiu que lagos com cadeias tróficas

similares apresentam diferentes padrões de biomagnificação, principalmente devido às interferências antrópicas (Gentès et al., 2021), o que não pôde ser avaliado em nosso estudo. No entanto, nossos resultados forneceram informações sobre as concentrações de Hg em diferentes espécies de peixes da planície de inundação do rio Araguaia, identificando concentrações acima dos limites de segurança e caracterizando os padrões de bioacumulação e biomagnificação em detritívoros, onívoros, carnívoros e piscívoros. Assim, apesar das limitações, esses resultados são importantes para subsidiar o desenvolvimento de políticas públicas, orientar futuros estudos e informar a população local sobre as espécies com maior potencial de bioacumulação de Hg. Nesse sentido, nós elaboramos uma nota informativa sobre as concentrações de Hg nos peixes do Médio Araguaia, que foi divulgada nas comunidades de pescadores da região, principalmente nos municípios de Aruanã (GO), Cocalinho (MT), e no distrito de Luiz Alves do Araguaia (GO) (Material Suplementar, Anexo A).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo realizou a avaliação das concentrações de Hg em ampla escala espacial na planície de inundação do rio Araguaia. Nossos resultados indicaram que apenas 13 indivíduos predadores apresentaram concentrações acima do limite recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portanto, no geral, os peixes da planície de inundação apresentaram concentrações de Hg relativamente baixas. A bioacumulação foi mais elevada nos piscívoros, seguida por carnívoros, onívoros e detritívoros, e o fator de biomagnificação confirmou o processo de biomagnificação entre as guildas tróficas. A bioacumulação de Hg foi significativamente relacionada com o comprimento e peso dos peixes. No entanto, o nível trófico demonstrou ser mais importante para o acúmulo de Hg, indicando o processo de biomagnificação em todo o conjunto de espécies, e em cada guilda trófica, exceto para os onívoros, que não apresentaram relação significativa entre Hg e o nível trófico.

Referências

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Aquino, S., Latrubesse, E. M., & de Souza Filho, E. E. (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1).

- Ankley, G. T., Cook, P. M., Carlson, A. R., Call, D. J., Swenson, J. A., Corcoran, H. F., & Hoke, R. A. (1992). Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory and field studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(10), 2080-2085.
- Arim, M., Abades, S. R., Laufer, G., Loureiro, M., & Marquet, P. A. (2010). Food web structure and body size: trophic position and resource acquisition. *Oikos*, 119(1), 147-153.
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14(4), 257-297.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Almeida, M. G., da Costa Nery, A. F., Bastos, W. R., & Souza, C. M. M. (2021). Mercury biomagnification in an ichthyic food chain of an amazon floodplain lake (Puruzinho Lake): Influence of seasonality and food chain modeling. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111249.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Nery, A. F. C., Bastos, W. R., & Souza, C. M. M. (2019). Influence of the flood pulse on mercury accumulation in detritivorous, herbivorous and omnivorous fish in Brazilian Amazonia. *Ecotoxicology*, 28(4), 478-485.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Nery, A. F. C., Bastos, W. R., & Souza, C. M. M. (2020). Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: interaction between seasonality and feeding habits. *Ecological Indicators*, 111, 106056.
- Azevedo-Silva, C. E., Almeida, R., Carvalho, D. P., Ometto, J. P., de Camargo, P. B., Dorneles, P. R., Azeredo, A., Bastos, W. R., Malm, O., & Torres, J. P. (2016). Mercury biomagnification and the trophic structure of the ichthyofauna from a remote lake in the Brazilian Amazon. *Environmental research*, 151, 286-296.
- Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., & Sadeghi, M. (2021). Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. *Frontiers in pharmacology*, 12, 643972.
- Bastos, W. R., Dórea, J. G., Bernardi, J. V. E., Lauthartte, L. C., Mussu, M. H., Lacerda, L. D., & Malm, O. (2015). Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. *Environmental research*, 140, 191-197.
- Beltran-Pedrerros, S., Zuanon, J., Leite, R. G., Peleja, J. R. P., Mendonça, A. B., & Forsberg, B. R. (2011). Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, 9, 901-908.
- Bogotá-Gregory, J. D., Lima, F. C., Correa, S. B., Silva-Oliveira, C., Jenkins, D. G., Ribeiro, F. R., Lovejoy, N. R., Reis, R. E., & Crampton, W. G. (2020). Biogeochemical water type influences community composition, species richness, and biomass in megadiverse Amazonian fish assemblages. *Scientific Reports*, 10(1), 1-15.
- Bortolini, J. C., Bovo-Scomparin, V. M., Paula, A. C. M. D., Moresco, G. A., Reis, L. M., Jati, S., & Rodrigues, L. C. (2014). Composition and species richness phytoplankton in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26, 296-305.
- Bradley, M. A., Barst, B. D., & Basu, N. (2017). A review of mercury bioavailability in humans and fish. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(2), 169.

Branfireun, B. A., Cosio, C., Poulain, A. J., Riise, G., & Bravo, A. G. (2020). Mercury cycling in freshwater systems-An updated conceptual model. *Science of the Total Environment*, 745, 140906.

Brasil (2013). Resolução n. 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Disponível em <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html>. Acesso em 10 de novembro de 2022.

Braudes-Araújo, N., de Carvalho, R. A., & Tejerina-Garro, F. L. (2016). Pesca amadora e turismo no médio Rio Araguaia, Brasil Central. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 5(3), 136-150.

Buck, D. G., Evers, D. C., Adams, E., DiGangi, J., Beeler, B., Samánek, J., Petrlik, J., Turnquist, M. A., Speranskaya, O., Regan, K., & Johnson, S. (2019). A global-scale assessment of fish mercury concentrations and the identification of biological hotspots. *Science of the total environment*, 687, 956-966.

Burkhard, L. P., Borgå, K., Powell, D. E., Leonards, P., Muir, D. C., Parkerton, T. F., & Woodburn, K. B. (2013). Improving the quality and scientific understanding of trophic magnification factors (TMFs).

Campbell, L., Verburg, P., Dixon, D. G., & Hecky, R. E. (2008). Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). *Science of the Total Environment*, 402(2-3), 184-191.

Carmo, C. M. (2013). Ecomorfologia e alimentação de peixes na bacia do rio das Mortes/MT e introdução à fisiologia de peixes para o ensino fundamental e médio. Dissertação de Mestrado - Universidade do Estado de Mato Grosso

Conder, J. M., Gobas, F. A., Borgå, K., Muir, D. C., & Powell, D. E. (2012). Use of trophic magnification factors and related measures to characterize bioaccumulation potential of chemicals. *Integrated environmental assessment and management*, 8(1), 85-97.

Córdoba-Tovar, L., Marrugo-Negrete, J., Barón, P. R., & Díez, S. (2022). Drivers of biomagnification of Hg, As and Se in aquatic food webs: A review. *Environmental Research*, 204, 112226.

Corrêa, B. R. S., Luiz, M., Santana, C., Pinto, L. D. C. M., de Araujo Fonseca, F. N., da Cruz Junior, C. A., & Navarro, R. D. (2022). Evaluation of ichthyofauna in lotic and lentic environments in the Araguaia River basin, Cerrado Biome, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 44, e61005-e61005.

Correa, S. B., & Winemiller, K. (2018). Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia*, 186(4), 1069-1078.

Costa Junior, J. M. F., Mota daSilva, C. I., Lima, A. A. S., Rodrigues, D. J., Silveira, L. C. D., & daSilva Souza, G. (2018). Levels of mercury found in hair and fish consumption of riverine communities in the Tapajós region of the Brazilian Amazon. *Ciência & Saúde Coletiva*, 23(3).

Croux, C., & Dehon, C. (2010). Influence functions of the Spearman and Kendall correlation measures. *Statistical methods & applications*, 19(4), 497-515.

Climate effects on fish body size–trophic position relationship depend on ecosystem type. Di Benedetto, A. P. M., Rezende, C. E., Camargo, P. B., & Kehrig, H. A. (2013). Trophic niche comparison between two predators in northern Rio de Janeiro State, Brazil: a stable isotopes approach. *Biota Neotropica*, 13, 29-33.

- Dorea, J. G., Barbosa, A. C., & Silva, G. S. (2006). Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 142(3-4), 275-283.
- Eagles-Smith, C. A., Wiener, J. G., Eckley, C. S., Willacker, J. J., Evers, D. C., Marvin-DiPasquale, M., Obrist, D., Fleck, J. A., Aiken, G. R., Lepak, J. M., Jackson, A. K., Webster, J. P., Stewart, A. R., Davis, J. A., Alpers, C. N., & Ackerman, J. T. (2016). Mercury in western North America: A synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife. *Science of the Total Environment*, 568, 1213-1226.
- Esteves, F. A., & Guariento, R. D. (2014). In: *Fundamentos de limnologia* (pp. 323 – 337). Editora Interciência, Rio de Janeiro, Brasil.
- Froese, R., & D. Pauly, D. (2022). FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponível em: <www.fishbase.org>. Acesso em 12 de junho de 2022.
- Fuji, R., Hahn, N. S., & Agostinho, A. A. (1996). Feeding styles of five species of bottom-feeding fishes of the high Paraná River. *Environmental biology of fishes*, 46(3), 297-307.
- Gamboa-García, D. E., Duque, G., Cogua, P., & Marrugo-Negrete, J. L. (2020). Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(4), 4044-4057.
- Garvey, J. E., & Whiles, M. (2016). Trophic pyramids and trophic levels. In: *Trophic ecology* (pp. 13 – 37). CRC Press, Boca Raton, EUA.
- Gehrke, G. E., Blum, J. D., Slotton, D. G., & Greenfield, B. K. (2011). Mercury isotopes link mercury in San Francisco Bay forage fish to surface sediments. *Environmental science & technology*, 45(4), 1264-1270.
- Gentès, S., Löhrer, B., Legeay, A., Mazel, A. F., Anschutz, P., Charbonnier, C., Tessier, E., & Maury-Brachet, R. (2021). Drivers of variability in mercury and methylmercury bioaccumulation and biomagnification in temperate freshwater lakes. *Chemosphere*, 267, 128890.
- Han, R., Zhou, B., Huang, Y., Lu, X., Li, S., & Li, N. (2020). Bibliometric overview of research trends on heavy metal health risks and impacts in 1989–2018. *Journal of Cleaner Production*, 276, 123249.
- Hope, B. (2003). A basin-specific aquatic food web biomagnification model for estimation of mercury target levels. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 22(10), 2525-2537.
- Irion, G., Nunes, G. M., Nunes-da-Cunha, C., de Arruda, E. C., Santos-Tambelini, M., Dias, A. P., Morais, J. O., & Junk, W. J. (2016). Araguaia river floodplain: size, age, and mineral composition of a large tropical savanna wetland. *Wetlands*, 36(5), 945-956.
- Izzo, C., Doubleday, Z. A., Grammer, G. L., Gilmore, K. L., Alleway, H. K., Barnes, T. C., Disspain, M. C. F., Giraldo, A. J., Mazloumi, N., & Gillanders, B. M. (2016). Fish as proxies of ecological and environmental change. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26(3), 265-286.
- Latrubesse, E. M., Arima, E., Ferreira, M. E., Nogueira, S. H., Wittmann, F., Dias, M. S., Dagosta, F. C. P., & Bayer, M. (2019). Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 1(9), 77.

- 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(23), 13385-13394.
- Layman, C. A., Langerhans, R. B., & Winemiller, K. O. (2005). Body size, not other morphological traits, characterizes cascading effects in fish assemblage composition following commercial netting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(12), 2802-2810.
- Lino, A. S., Kasper, D., Guida, Y. S., Thomaz, J. R., & Malm, O. (2019). Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 235, 690-700.
- Mancinelli, G., Vizzini, S., Mazzola, A., Maci, S., & Basset, A. (2013). Cross-validation of $\delta^{15}\text{N}$ and FishBase estimates of fish trophic position in a Mediterranean lagoon: the importance of the isotopic baseline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135, 77-85.
- McMeans, B. C., Kadoya, T., Pool, T. K., Holtgrieve, G. W., Lek, S., Kong, H., Winemiller, K., Elliott, V., Rooney, N., Laffaille, P., & McCann, K. S. (2019). Consumer trophic positions respond variably to seasonally fluctuating environments. *Ecology*, 100(2), e02570.
- Melo, T. L. D., Tejerina-Garro, F. L., & Melo, C. E. D. (2009). Influence of environmental parameters on fish assemblage of a neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical ichthyology*, 7, 421-428.
- Morgado, F., Santos, R. M., Sampaio, D., de Lacerda, L. D., Soares, A. M., Vieira, H. C., & Abreu, S. (2021). Chronological Trends and Mercury Bioaccumulation in an Aquatic Semiarid Ecosystem under a Global Climate Change Scenario in the Northeastern Coast of Brazil. *Animals*, 11(8), 2402.
- Mortillaro, J. M., Pouilly, M., Wach, M., Freitas, C. E. C., Abril, G., & Meziane, T. (2015). Trophic opportunism of central Amazon floodplain fish. *Freshwater Biology*, 60(8), 1659-1670.
- Mussy, M. H., de Almeida, R., de Carvalho, D. P., Lauthartte, L. C., de Holanda, I. B. B., Almeida, M. G. D., Sousa-Filho, I. F., Rezende, C. E., Malm, O., & Bastos, W. R. (2022). Evaluating total mercury and methylmercury biomagnification using stable isotopes of carbon and nitrogen in fish from the Madeira River basin, Brazilian Amazon. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-12.
- Nyholt, K., Jardine, T. D., Villamarín, F., Jacobi, C. M., Hawes, J. E., Campos-Silva, J. V., Srayko, S., & Magnusson, W. E. (2022). High rates of mercury biomagnification in fish from Amazonian floodplain-lake food webs. *Science of The Total Environment*, 833, 155161.
- Okpala, C. O. R., Sardo, G., Vitale, S., Bono, G., & Arukwe, A. (2018). Hazardous properties and toxicological update of mercury: From fish food to human health safety perspective. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 58(12), 1986-2001.
- Oliveira, R. C., Dórea, J. G., Bernardi, J. V., Bastos, W. R., Almeida, R., & Manzatto, Â. G. (2010). Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): impact on hair mercury. *Annals of Human Biology*, 37(5), 629-642.
- Paranjape, A. R., & Hall, B. D. (2017). Recent advances in the study of mercury methylation in aquatic systems. *Facets*, 2(1), 85-119.
- Peel, R. A., Hill, J. M., Taylor, G. C., & Weyl, O. L. (2019). Food web structure and trophic dynamics of a fish community in an ephemeral floodplain lake. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 192.

- Pisanello, F., Marziali, L., Rosignoli, F., Poma, G., Roscioli, C., Pozzoni, F., & Guzzella, L. (2016). In situ bioavailability of DDT and Hg in sediments of the Toce River (Lake Maggiore basin, Northern Italy): accumulation in benthic invertebrates and passive samplers. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10542-10555.
- Post, J. R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N. P., Walters, C. J., Parkinson, E. A., Paul, A. J., Jackson, L., & Shuter, B. J. (2002). Canada's recreational fisheries: the invisible collapse?. *Fisheries*, 27(1), 6-17.
- Pouilly, M., Rejas, D., Pérez, T., Duprey, J. L., Molina, C. I., Hubas, C., & Guimarães, J. R. D. (2013). Trophic structure and mercury biomagnification in tropical fish assemblages, Iténez River, Bolivia. *PloS one*, 8(5), e65054.
- Prajapati, S., Challis, J. K., Jardine, T. D., & Brinkmann, M. (2022). Levels of pesticides and trace metals in water, sediment, and fish of a large, agriculturally-dominated river. *Chemosphere*, 308, 136236.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>
- Rejas, D. (2018). Trophic structure of a floodplain fish assemblage in the upper Amazon basin, Bolivia. *Revista de biologia tropical*, 66(3), 1258-1271.
- Ríos-Villamizar, E. A., Adeney, J. M., Piedade, M. T. F., & Junk, W. J. (2020). New insights on the classification of major Amazonian river water types. *Sustainable Water Resources Management*, 6(5), 1-16.
- Romanuk, T. N., Hayward, A., & Hutchings, J. A. (2011). Trophic level scales positively with body size in fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 20(2), 231-240.
- Santos, M. C. A. (2015). Ecologia trófica de quatro espécies de peixes dominantes na área do reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina, Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Santos, K. N. J. D., Carvalho, P. D., Vieira, L. C. G., Granzotti, R. V., & Bini, L. M. (2022). The relationship between zooplankton occupancy and abundance in a floodplain is mediated by the hydrological regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34.
- Segura, A. M., Franco-Trecu, V., Franco-Fraguas, P., & Arim, M. (2015). Gape and energy limitation determine a humped relationship between trophic position and body size. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(2), 198-205.
- Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T., Lima, M. O., & Souza, M. B. G. (2016). Mercury and methyl mercury in fishes from Bacaja River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation and biomagnification. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 249-263.
- Tejerina-Garro, F. L., Fortin, R., & Rodríguez, M. A. (1998). Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51(4), 399-410.
- Tejerina-Garro, F. L., Fortin, R., & Rodríguez, M. A. (2002). Caracterização da ictiofauna e das interações peixe-ambiente no médio Araguaia, Bacia Amazônica. *Rev Est Goiânia*, 29, 86-87.
- UNEP - United Nations Environment Programme (2019b). Global Mercury Assessment. UNEP Chemicals, Switzerland. Disponível em: <<https://wedocs.unep.org/>>. Acesso em 28 de novembro de 2022.

- Valente, C. R., Latrubesse, E. M., & Ferreira, L. G. (2013). Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 46, 150-160.
- Vieira, M., Bernardi, J. V., Dórea, J. G., Rocha, B. C., Ribeiro, R., & Zara, L. F. (2018). Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, 235, 771-779.
- Wang, R., Wong, M. H., & Wang, W. X. (2010). Mercury exposure in the freshwater tilapia *Oreochromis niloticus*. *Environmental Pollution*, 158(8), 2694-2701
- Wantzen, K. M., de Arruda Machado, F., Voss, M., Boriss, H., & Junk, W. J. (2002). Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Sciences*, 64(3), 239-251.
- Winemiller, K. O. (1990). Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological monographs*, 60(3), 331-367.
- Yoshino, K., Mori, K., Kanaya, G., Kojima, S., Henmi, Y., Matsuyama, A., & Yamamoto, M. (2020). Food sources are more important than biomagnification on mercury bioaccumulation in marine fishes. *Environmental Pollution*, 262, 113982.
- Zanden, M. J. V., & Rasmussen, J. B. (1996). A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. *Ecological Monographs*, 66(4), 451-477

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Concentrações de Hg, BSAF, nível trófico (TL_{FishBase}) e biometria dos peixes

Guildas tróficas/Espécies	N	[HgT]	BSAF	Nível trófico	Comprimento	Peso
Detritívoros						
<i>Curimatella immaculata</i> (Curimatidae) Fernández-Yépez, 1948	80	0,05 ± 0,02	1,1 ± 0,5	2,3	12,7 ± 0,9	43,7 ± 13,9
<i>Curimata inornata</i> (Curimatidae) Vari, 1989	8	0,03 ± 0,01	0,7 ± 0,3	2,0	9,4 ± 0,8	16,5 ± 4,2
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Hemiodontidae) Bloch, 1794	26	0,04 ± 0,02	0,9 ± 0,5	2,0	13,2 ± 2,2	36,5 ± 32,5
<i>Prochilodus nigricans</i> (Prochilodontidae) Spix & Agassiz, 1829	5	0,08 ± 0,04	1,9 ± 1,1	2,4	21,1 ± 1,9	236,0 ± 82,2
<i>Psectrogaster amazônica</i> (Curimatidae) Eigenmann & Eigenmann, 1889	101	0,05 ± 0,03	1,3 ± 0,6	2,0	13,9 ± 1,7	59,6 ± 25,0
Onívoros						
<i>Abramites hypselonotus</i> (Anostomidae) Günther, 1868	1	0,01	0,3	2,9	7,9	10,0
<i>Brycon falcatus</i> (Bryconidae) Müller & Troschel, 1844	1	0,03	0,6	2,7	7,6	6,0
<i>Brycon pesu</i> (Bryconidae) Müller & Troschel, 1845	1	0,08	2,5	2,8	10,6	19,0
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Chilodontidae) Kner, 1858	3	0,05 ± 0,02	1,4 ± 0,5	2,8	10,8 ± 0,4	21,7 ± 2,5
<i>Hassar wilderi</i> (Doradidae) Kindle, 1895	3	0,06 ± 0,02	1,2 ± 0,7	2,8	12,3 ± 0,9	30,7 ± 6,5

<i>Hemiodus microlepis</i> (Hemiodontidae) Kner, 1858	6	0,04 ± 0,01	1,2 ± 0,3	2,8	15,3 ± 2,3	65,7 ± 38,2
<i>Leporinus fasciatus</i> (Anostomidae) Bloch, 1794	1	0,10	2,3	3,0	22,1	200,0
<i>Leporinus friderici</i> (Anostomidae) Bloch, 1794	2	0,02 ± 0,01	0,6 ± 0,3	3,3	13,6 ± 0,9	39,0 ± 9,9
<i>Leptodoras praelongus</i> (Doradidae) Myers & Weitzman, 1956	25	0,12 ± 0,04	2,6 ± 0,9	2,8	9,1 ± 0,5	10,9 ± 1,9
<i>Pimelodus blochii</i> (Pimelodidae) Valenciennes, 1840	8	0,10 ± 0,04	2,1 ± 0,8	3,1	11,0 ± 0,7	16,2 ± 2,3
<i>Poptella compressa</i> (Characidae) Günther, 1864	5	0,03 ± 0,01	0,08 ± 0,03	3,1	5,9 ± 0,6	4,4 ± 2,2
<i>Tetragonopterus argenteus</i> (Characidae) Cuvier, 1816	14	0,12 ± 0,05	3,0 ± 1,3	3,2	6,6 ± 0,5	6,8 ± 1,3
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Gasteropelecidae) Kner, 1858	1	0,10	2,5	3,5	11,0	28,0
<i>Triportheus albus</i> (Triportheidae) Cope, 1872	1	0,32	7,5	3,4	12,1	18,0
<i>Triportheus auritus</i> (Triportheidae) Valenciennes, 1850	89	0,12 ± 0,08	3,5 ± 3,4	2,8	12,4 ± 2,0	25,2 ± 19,0
<i>Triportheus elongatus</i> (Triportheidae) Günther, 1864	1	0,03	0,6	2,9	22,6	144,0
<i>Triportheus trifurcatus</i> (Triportheidae) Castelnau, 1855	12	0,09 ± 0,05	1,9 ± 1,1	2,8	13,1 ± 2,1	45,6 ± 18,7
Carnívoros						
<i>Ageneiosus inermis</i> (Auchenipteridae) Müller & Troschel, 1845	10	0,54 ± 0,20	13,0 ± 5,9	4,0	21,2 ± 5,5	151,9 ± 109,7

<i>Boulengerella cuvieri</i> (Ctenoluciidae) Spix & Agassiz, 1829	4	0,19 ± 0,06	5,2 ± 1,4	4,5	29,1 ± 1,5	176,8 ± 36,2
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Sciaenidae) Heckel, 1840	5	0,28 ± 0,08	4,7 ± 0,7	4,4	20,7 ± 1,9	151,4 ± 38,4
<i>Pygocentrus nattereri</i> (Serrasalmidae) Kner, 1858	83	0,35 ± 0,22	8,9 ± 6,4	3,7	14,1 ± 3,0	121,0 ± 80,1
Piscívoros						
<i>Agoniates halecinus</i> (Triportheidae) Müller & Troschel, 1845	32	0,62 ± 0,52	11,5 ± 10,0	2,9	16,4 ± 3,7	42,5 ± 21,6
<i>Pachypops fourcroyi</i> (Sciaenidae) Lacepède, 1802	2	0,04 ± 0,01	0,6 ± 0,1	4,2	13,1 ± 0,7	29,0 ± 4,2
<i>Pellona castelnaeana</i> (Pristigasteridae) Valenciennes, 1847	12	0,83 ± 0,22	17,6 ± 9,7	3,7	31,5 ± 4,6	405,0 ± 200,1
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Pimelodidae) Spix & Agassiz, 1829	1	0,24	6,2	4,5	21,7	108,0
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> (Cynodontidae) Spix & Agassiz, 1829	10	0,64 ± 0,33	13,9 ± 6,8	4,5	33,3 ± 1,9	233,2 ± 37,7
<i>Salminus hilarii</i> (Bryconidae) Valenciennes, 1850	1	0,12	2,7	2,7	11,0	18,0
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> (Serrasalmidae) Norman, 1929	12	0,18 ± 0,09	5,2 ± 2,1	3,7	12,9 ± 2,0	65,7 ± 33,6
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Serrasalmidae) Linnaeus, 1766	17	0,25 ± 0,16	6,1 ± 3,7	4,0	14,9 ± 3,0	97,2 ± 77,2

HgT: mg.kg⁻¹; Comprimento: cm Peso: g. O nível trófico foi obtido na base de dados *FishBase* (Froese e Pauly, 2022).

Anexo A – Nota informativa sobre as concentrações de Hg em peixes do Médio Araguaia, divulgada nas comunidades de pescadores da região, principalmente nos municípios de Aruanã (GO), Cocalinho (MT), e no distrito de Luiz Alves do Araguaia (GO)

2022

NOTA INFORMATIVA

CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM PEIXES DO MÉDIO ARAGUAIA



Lucas Cabrera Monteiro¹, Ludgero Cardoso Galli Vieira², José Vicente Elias Bernardi³, Wanderley Rodrigues Bastos⁴, Maria Cristina Nery do Nascimento Recktenvald⁴, Adriely Ferreira da Costa Nery⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Campus Darcy Ribeiro, Universidade de Brasília - Brasília-DF, 70910-900

² Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas – NEPAL, Faculdade UnB de Planaltina, Universidade de Brasília, Planaltina-DF, 73345-010

³Laboratório de Geoestatística e Geodésia, Faculdade UnB de Planaltina, Universidade de Brasília, Planaltina-DF, 73345-010

⁴Laboratório de Biogeoquímica Ambiental WCP, Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho – RO, 76801-059.

10 DE OUTUBRO DE 2022

INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um elemento químico disponível naturalmente na crosta terrestre, cuja emissão por atividades humanas se tornou uma preocupação global. A região/porção média do rio Araguaia (aproximadamente entre Registro do Araguaia-GO e Conceição do Araguaia-PA) não apresenta fontes significativas de Hg, tais como mineração de ouro e indústrias, mas como sofreu um intenso desmatamento a partir da década de 1970, principalmente para a pecuária e agricultura, estas mudanças no uso do solo podem transportar o Hg acumulado naturalmente nos ambientes terrestres para os ambientes aquáticos.

Quando transportado para ambientes aquáticos, o Hg é incorporado em diferentes grupos de organismos: algas e animais microscópicos, plantas aquáticas, invertebrados, peixes e outros. Devido aos peixes ocuparem posições mais elevadas nas cadeias alimentares aquáticas, eles representam o principal elo para o acúmulo de Hg. Assim, a alimentação é a principal via de acúmulo de Hg nos peixes, sendo que as concentrações de Hg dependem do hábito alimentar de cada espécie.

As agências nacionais e internacionais estabeleceram limites seguros para a concentração de Hg em peixes. No Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA)¹ estabeleceu concentrações de **0,5 miligrama** de Hg por quilograma de **peixes não predadores** e **1 miligrama** de Hg por quilograma de **peixes predadores**.

Essa nota tem como objetivo apresentar uma avaliação rápida das concentrações de **mercúrio (Hg)** em peixes de lagos da região média do rio Araguaia. Os peixes foram coletados em duas campanhas de amostragem (novembro de 2021 e janeiro de 2022). A primeira campanha foi realizada em 15 lagos do rio Araguaia, percorrendo aproximadamente 300 km do rio (14°44' a 12°49'S e 51°02' a 50°36'O). A segunda campanha compreendeu um trecho de aproximadamente 600 km do canal principal do rio Araguaia (15°04' a 09°50'S e 51°24' a 50°12'O), sendo amostrados 61 lagos associados ao rio Araguaia (32 lagos) e seus afluentes: rio das Mortes (10 lagos), rio Vermelho (6 lagos), rio do Peixe (5 lagos), rio Cristalino (4 lagos), rio Crixás (2 lagos) e córrego Água Limpa (2 lagos) (**Figura 1**).

¹ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2013). Resolução RDC N° 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html>

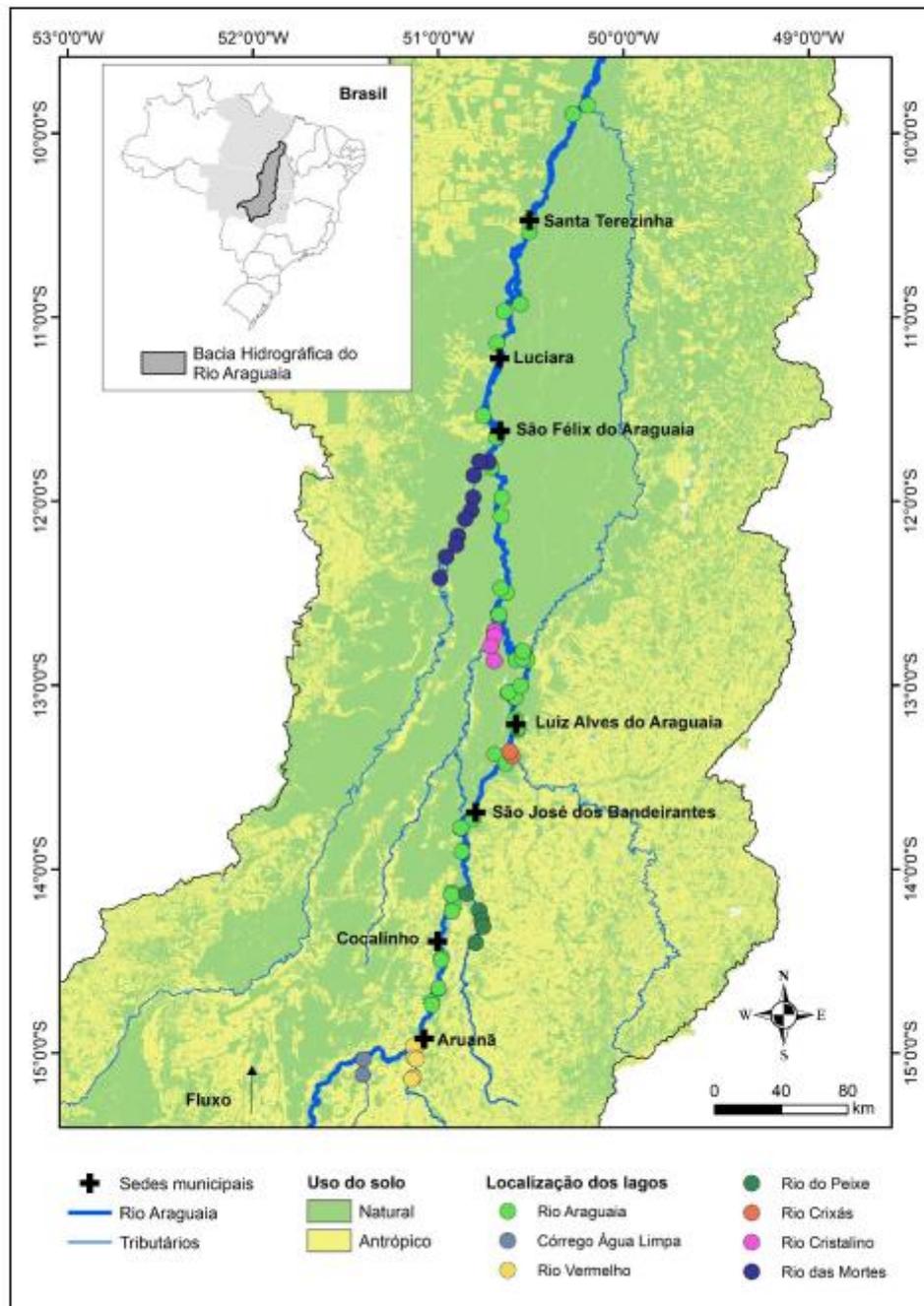


Figura 1. Mapa de localização dos lagos cujos peixes foram amostrados e do uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araguaia.

RESULTADOS

Determinamos as concentrações de Hg em 638 exemplares de peixes pertencentes a 49 espécies diferentes, sendo 13 espécies classificadas como carnívoras e 36 espécies classificadas como não carnívoras. Apenas 13 peixes, todos predadores, apresentaram concentrações de Hg acima dos limites seguros estabelecidos pela ANVISA (**Quadro 1 e Figura 2**), sendo eles: 1 exemplar de cachorra-facão, 1 mandubé, 7 sardinha-gato, 3 dourada e 1 piranha vermelha. Nenhuma espécie não predadora apresentou concentrações de Hg acima dos limites seguros estabelecidos pela ANVISA (**Figuras 2 e 3**).

Apesar dos nossos resultados terem detectado 13 exemplares de peixes com concentrações de Hg acima dos limites seguros estabelecidos pela ANVISA, ainda não podemos fazer afirmações conclusivas sobre (i) se há contaminação de mercúrio e (ii) a magnitude de seu efeito tanto nas espécies de peixes quanto nos ambientes em que elas foram amostradas (rio principal e lagos). Mais estudos são necessários de forma a obtermos um número maior de peixes amostrados e, conseqüentemente, proporcionar um melhor diagnóstico para as concentrações de Hg nos peixes do rio Araguaia e afluentes.

Quadro 1. Concentrações em miligrama de Hg por kg de peixe que apresentaram concentração superiores aos limites de segurança estabelecidos pela ANVISA.

Rio	Local da Coleta	Nome Científico	Nome Popular	Hg	Ano da Coleta
Córrego Agua Limpa	-	<i>Raphiodon vulpinus</i>	Cachorra-facão	1,438	2022
Rio Araguaia	-	<i>Ageniosus inermis</i>	Mandubé	1,029	2022
Rio Araguaia	Lago Bandeirantes	<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato	1,241	2021
Rio Araguaia	Lago do Brito	<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato	2,048	2021
Rio Araguaia	Lago do Brito	<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato	1,439	2021
Rio Araguaia	Lago do Brito	<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato	1,372	2021
Rio Araguaia	Lago do Brito	<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato	1,332	2021
Rio Araguaia	Lago do Brito	<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato	1,167	2021
Rio Araguaia	Lago Dumbá	<i>Pellona castelnaeana</i>	Dourada	1,188	2021
Rio Araguaia	Lago Dumbá	<i>Pellona castelnaeana</i>	Dourada	1,078	2021
Rio Araguaia	Lago Rico	<i>Pellona castelnaeana</i>	Dourada	1,226	2021
Rio das Mortes	-	<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato	1,273	2022
Rio das Mortes	-	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha-vermelha	1,035	2022

Por fim, o **Quadro 2** traz informações sobre o número de exemplares de peixes amostrados e diferentes tipos de nomes comuns de algumas das espécies de peixes.

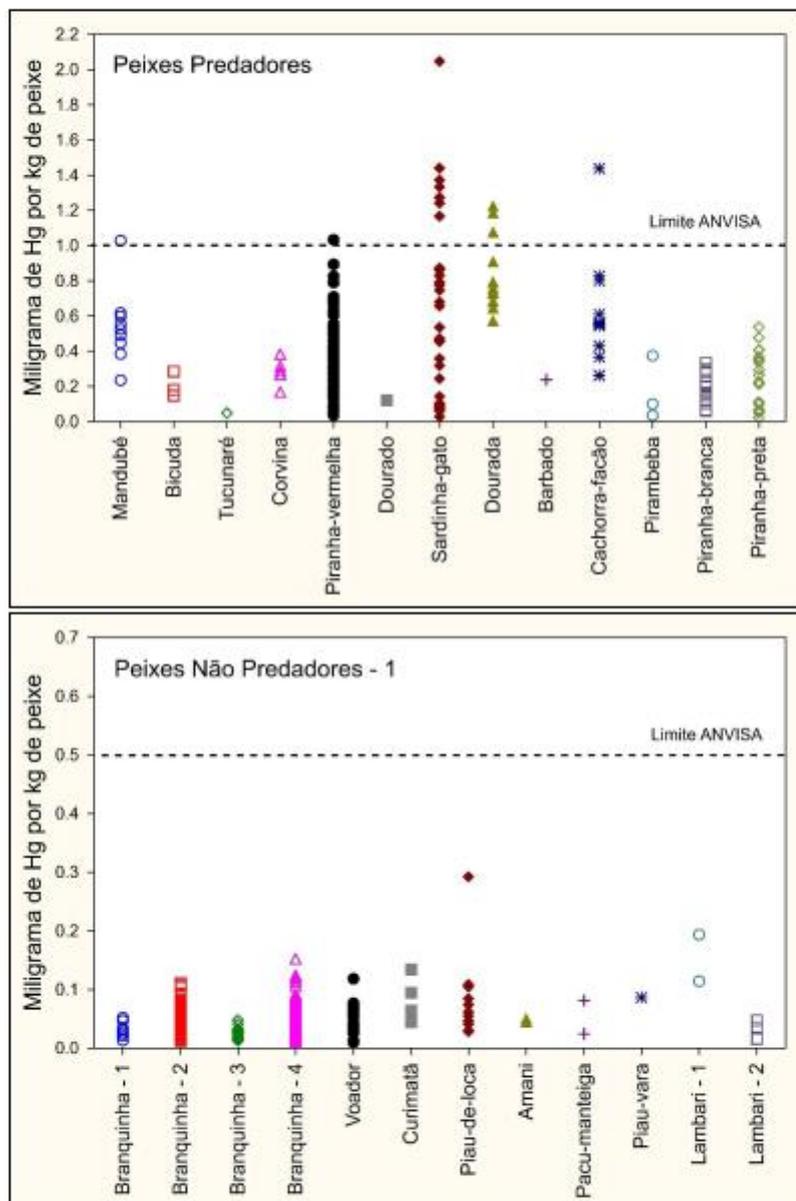


Figura 2. Concentrações em miligrama de Hg por kg de peixe segundo as espécies predadoras e não predadoras (nomes comuns). A linha tracejada horizontal representa os limites seguros para a concentração de Hg em peixes estabelecidos pela ANVISA.

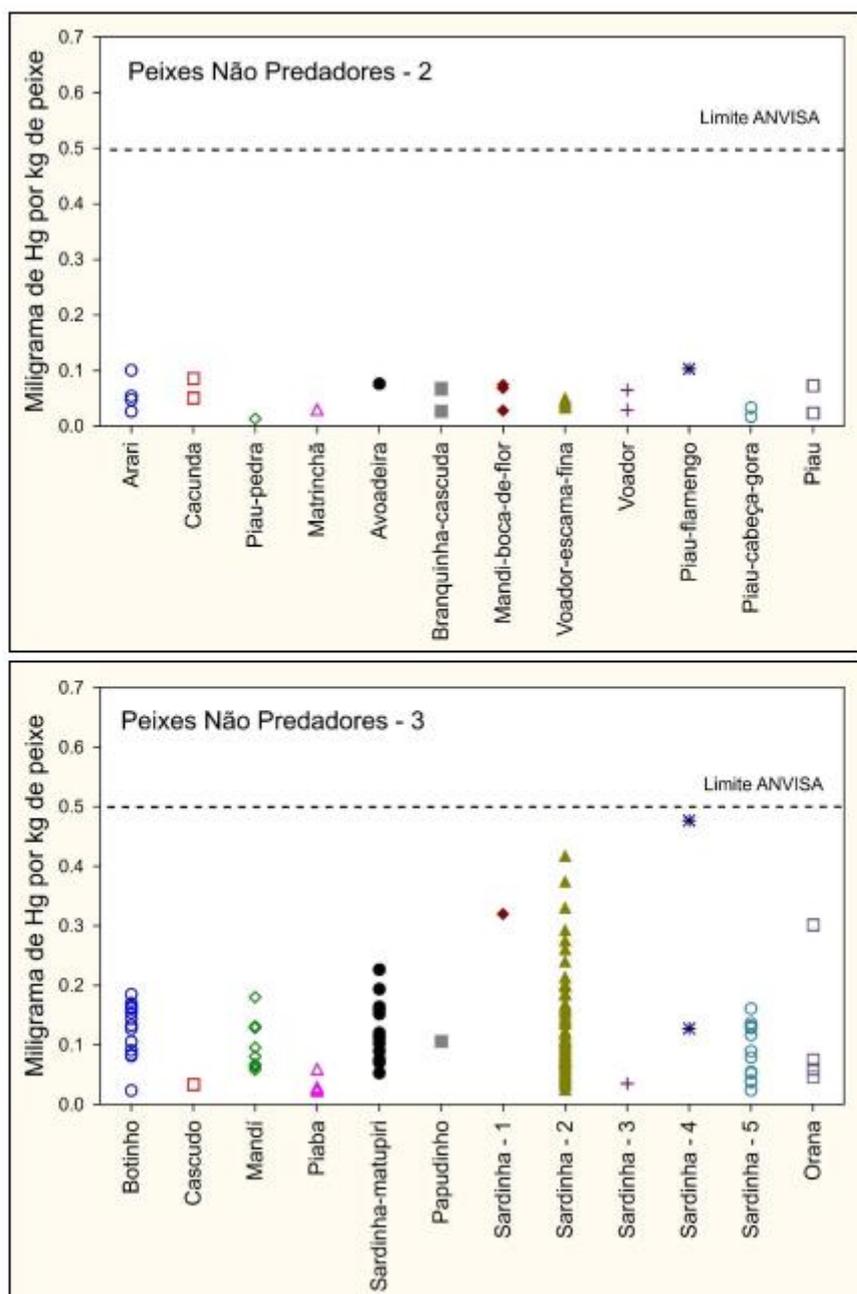


Figura 3. Concentrações em miligrama de Hg por kg de peixe segundo as espécies não predadoras (nomes comuns). A linha tracejada horizontal representa os limites seguros para a concentração de Hg em peixes estabelecidos pela ANVISA.

Quadro 2. Nome científico, nomes populares e número de exemplares de peixes amostrados por espécie.

Nome Científico	Nome Popular	Exemplares
PREDADORES		
<i>Ageneiosus inermis</i>	Mandubé, manduba, palmito	10
<i>Agoniatas halecinus</i>	Sardinha-gato, sardinha-olho-de-gato, maiaca	32
<i>Boulengerella curvieri</i>	Bicuda	4
<i>Cichla</i> sp.	Tucunaré	1
<i>Pellona castelnaeana</i>	Dourada, apapá, apapá-amarelo	12
<i>Pirirampus pirinampu</i>	Barbado, barba-chata	1
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina, pescada, pescada-branca	5
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha-vermelha, piranha-cajú	83
<i>Raphiodon vulpinus</i>	Cachorra-facão, peixe-cachorro	10
<i>Salminus hilarii</i>	Dourado, dourado-branco, tabarana, tubarana	1
<i>Serrasalmus</i> cf. <i>gibbus</i>	Pirambeba	3
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	Piranha-branca	12
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piranha-preta	17
NÃO PREDADORES		
<i>Abramites hypselonotus</i>	Piau-pedra, piau-tambaqui, piauzinho	1
<i>Anodus elongatus</i>	Orana, chaturó	4
<i>Brycon falcatus</i>	Matrinchá, avoadeira	1
<i>Brycon pesu</i>	Avoadeira	1
<i>Bryconops alburnoides</i>	Lambari - 1	2
<i>Bryconops</i> sp.	Lambari - 2	3
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	Branquinha-cascuda, cabeça-dura, durinho	3
<i>Chalceus epakros</i>	Arari, arari-pira, rabo-vermelho	4
<i>Curimatella immaculata</i>	Branquinha - 1	8
<i>Curimata inornata</i>	Branquinha - 2	80
<i>Cyphocharax gouldingi</i>	Branquinha - 3	23
<i>Hassar wilderi</i>	Mandi, mandi-boca-de-flor, botinho	3
<i>Hemiodus microlepis</i>	Voador, voador-escama-fina, jatuarana, orana-rabo-vermelho	6
<i>Hemiodus</i> sp.	Voador	3
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Voador, lapixó, charuto	26
<i>Laemolyta</i> cf. <i>taeniata</i>	Amani, aracu-bari	2
<i>Laemolyta fernandesi</i>	Piau-de-loca, piau-boca-fina, casca-seca, aracu	12
<i>Leporinus fasciatus</i>	Piau-flamengo	1
<i>Leporinus friderici</i>	Piau-cabeça-gorda, piau-três-pintas	2
<i>Leporinus</i> sp.	Piau	2
<i>Leptodoras praelongus</i>	Mandi, mandi-boca-de-flor, botinho	15
<i>Loricaria</i> sp.	Cascudo	1
<i>Mylossoma aureum</i>	Pacu-manteiga	2
<i>Pimelodus blochii</i>	Mandi	8

Nome Científico	Nome Popular	Exemplares
<i>Poptella compressa</i>	Piaba	5
<i>Prochilodus nigricans</i>	Curimatã, papa-terra	5
<i>Psectrogaster amazonica</i>	Branquinha - 4	101
<i>Roeboides affinis</i>	Cacunda	2
<i>Schizodon vittatus</i>	Piau-vara, piau-cagão	1
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Sardinha-matupiri	14
<i>Thoracocharax stellatus</i>	Papudinho, papuda	1
<i>Triportheus albus</i>	Sardinha - 1	1
<i>Triportheus auritus</i>	Sardinha - 2	89
<i>Triportheus elongatus</i>	Sardinha - 3	1
<i>Triportheus sp.</i>	Sardinha - 4	2
<i>Triportheus trifurcatus</i>	Sardinha - 5	12

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Ronaldo de Almeida, ao Dr. Hugo de Oliveira Barbosa e Dr. Hasley Rodrigo Pereira pelo auxílio na identificação das espécies e ao Luiz Carlos Batista (“Gordo”), Crispim Pereira de Almeida, Ademir José da Conceição e Carlos Augusto Pereira de Almeida (“Carlinho”) pelo auxílio tanto na identificação das espécies (nomes comuns) quanto nas coletas.



REGISTROS FOTOGRÁFICOS



Figura 1 - Retirada da rede de espera em uma das unidades amostrais do rio das Mortes



Figura 2 - Coleta das amostras de peixes pelo barqueiro Luiz Carlos Batista ("Gordo")

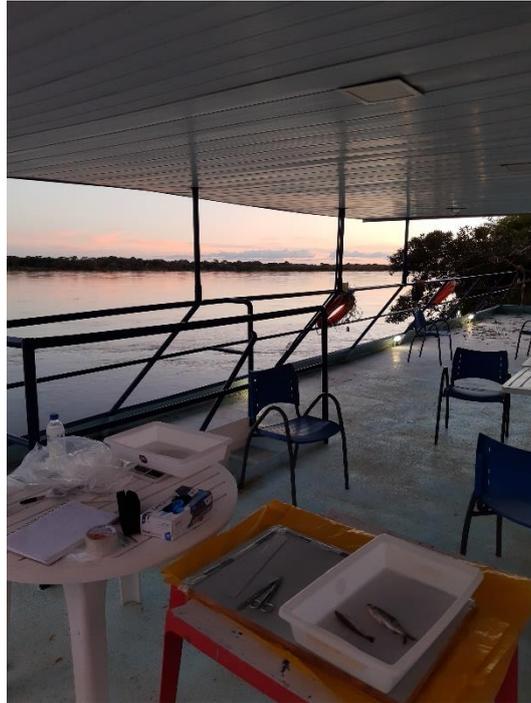


Figura 3 - Medição da biometria e coleta do músculo dorsal dos peixes no barco hotel

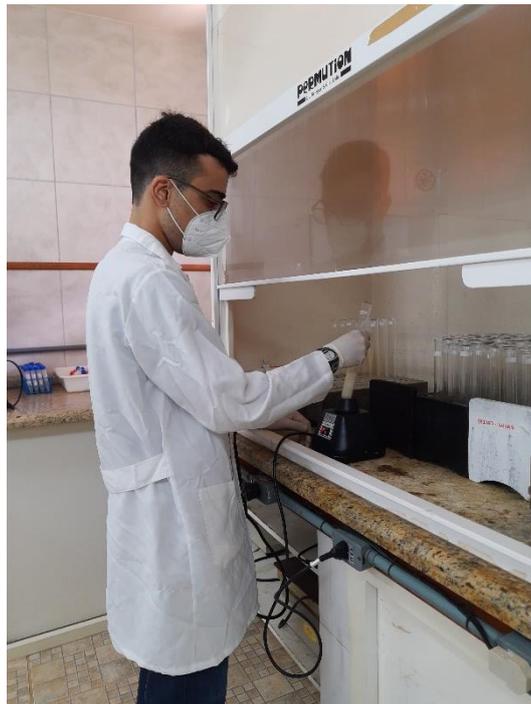


Figura 4 - Preparação das amostras de peixe para a quantificação de mercúrio total (HgT)

CAPÍTULO 4 – DISTRIBUIÇÃO AMBIENTAL E BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO EM ECOSISTEMAS TERRESTRES DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA, CENTRO-OESTE DO BRASIL

Autores: Lucas Cabrera Monteiro, Ludgero Cardoso Galli Vieira, José Vicente Elias Bernardi, Maria Cristina Nery do Nascimento Recktenvald, Adriely Ferreira da Costa Nery, Iara Oliveira Fernandes, Vinicius Lima de Miranda, Wanderley Rodrigues Bastos.

Proposta de revista para submissão: *Environmental Monitoring and Assessment*.

Resumo

As copas das árvores são a principal interface do ciclo do mercúrio (Hg) entre a atmosfera e os ecossistemas terrestres, sendo a queda da serapilheira uma importante fonte de deposição nos solos. Os solos, por sua vez, são os principais reservatórios de Hg nesses ecossistemas. Desse modo, o acúmulo de Hg no solo superficial e na serapilheira pode implicar na transferência para os invertebrados terrestres. O presente estudo teve como objetivo quantificar as concentrações de Hg em duas profundidades de solo (A0: 0 – 0,2 m; B1: 0,8 – 1 m), serapilheira, vegetação e invertebrados terrestres da planície de inundação do rio Araguaia, visando avaliar a distribuição do Hg entre os compartimentos ambientais e o potencial de bioacumulação de Hg nos invertebrados terrestres. Adicionalmente, nós avaliamos a influência dos parâmetros físico-químicos e porcentagem de áreas naturais nas concentrações de Hg em solos; e das concentrações de Hg no solo e na serapilheira para o acúmulo de Hg nos invertebrados. As concentrações de Hg entre os compartimentos ambientais seguiram a ordem: solo A0 ($41,6 \pm 18,8 \text{ ng.g}^{-1}$) > serapilheira ($41,5 \pm 4,9 \text{ ng.g}^{-1}$) > vegetação ($24,7 \pm 19,0 \text{ ng.g}^{-1}$) > solo B1 ($13,5 \pm 4,3 \text{ ng.g}^{-1}$), sem diferença significativa entre o solo superficial e a serapilheira, e entre o solo profundo e a vegetação. Apenas o conteúdo de matéria orgânica apresentou relações significativas e positivas com as concentrações de Hg nas duas profundidades do solo. Nos invertebrados, as concentrações de Hg foram positivamente relacionadas com as concentrações da serapilheira, e inversamente relacionadas com as concentrações do solo. Entre as ordens mais abundantes, Araneae apresentou concentrações significativamente superiores às determinadas em Hymenoptera e Orthoptera. Os fatores de bioacumulação calculados com base no solo e na serapilheira apresentaram padrões distintos entre os grupos taxonômicos, mas a bioacumulação significativa foi determinada na maioria das amostras.

Palavras-chave: Bioacumulação; invertebrados; ecossistemas terrestres; planície de inundação.

INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é considerado um poluente de controle primário pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, devido ao seu elevado grau de toxicidade e capacidade de causar efeitos adversos causados à saúde humana e ao meio ambiente (UNEP, 2019). Apesar de ser um elemento químico distribuído naturalmente na crosta terrestre, as emissões antropogênicas excederam as concentrações naturais (Outridge et al., 2018). Em ecossistemas terrestres, a captação de Hg pelas plantas e a queda da serapilheira são importantes vias de entrada desse elemento. O mercúrio atmosférico (Hg^0) é absorvido pelos estômatos das folhas e retido no tecido foliar (Ericksen et al., 2003), que entra em contato com o solo através da queda da serapilheira (deposição seca). Já o Hg ligado ao material particulado (Hg-p) e o Hg inorgânico (Hg^{2+}) são adsorvidos à superfície das folhas, e lixiviados no solo durante eventos de precipitação (deposição úmida) (Rea et al., 2002; Demers et al., 2007).

Os solos são os principais reservatórios de Hg em ecossistemas terrestres (Obrist et al., 2011), e as propriedades pedológicas controlam os processos de especiação química e transporte do Hg nesse compartimento (O'Connor et al., 2019). Em solos neotropicais, estudos recentes indicaram uma forte afinidade entre o Hg, os teores de matéria orgânica (Bernardi et al., 2015), pH (Soares et al., 2015) e a presença de oxi-hidróxidos de ferro e alumínio (Roulet e Lucotte, 1995; Figueiredo et al., 2018). Desse modo, o acúmulo de Hg no solo superficial e na serapilheira pode implicar na transferência para os invertebrados terrestres. Essa transferência ocorre via absorção ou difusão passiva em contato direto com o ambiente ou pela ingestão de tecidos vegetais (Zhang et al., 2009;2012; Yung et al., 2019), aumentando a biodisponibilidade do Hg para os níveis tróficos superiores (Ortiz et al., 2015; Zheng et al., 2018; Yung et al., 2019). Nesse sentido, o fator de bioacumulação (*BAF*) foi desenvolvido para avaliar o potencial de bioacumulação de compostos químicos (como o Hg) em comunidades biológicas em relação ao ambiente em que estão inseridas e às fontes alimentares (Cortet et al., 1999).

Considerando que ecossistemas terrestres naturais atuam como sumidouros de Hg, a conversão da cobertura natural e a ocorrência de incêndios podem implicar diretamente em alterações regionais e/ou globais no ciclo biogeoquímico do Hg (Crespo-Lopez et al., 2021). Assim, a avaliação da cobertura vegetal é importante para a compreensão da distribuição do Hg nos ecossistemas terrestres (Lima et al., 2017). Além disso, a conversão do uso natural dos solos resulta em maiores taxas de erosão e lixiviação, acarretando no transporte de materiais particulados ricos Hg^{2+} para os

ecossistemas aquáticos (Oestreicher et al., 2017). Uma vez depositado em ambientes aquáticos, o Hg^{2+} torna-se disponível para a metilação, sobretudo por bactérias sulfato-redutoras, disponibilizando-o para a coluna d'água na forma de CH_3Hg (MeHg ou metilmercúrio), um composto organomercurial altamente biodisponível (Bisinoti e Jardim, 2004). Adicionalmente, em regiões de planície de inundação, a biomassa vegetal e os invertebrados terrestres são importantes fontes alimentares para as comunidades aquáticas (Correa e Winemiller, 2018). Assim, o acúmulo de Hg nos ambientes terrestres pode ser uma potencial fonte de exposição ao Hg em sistemas aquáticos.

Nas últimas décadas, houve um aumento significativo na quantidade de estudos que avaliaram as concentrações de Hg nos solos, com grupos de pesquisa da Europa e das Américas, incluindo o Brasil, investigando a interação entre o solo e os invertebrados, e a influência das concentrações de Hg na serapilheira e propriedades pedológicas no acúmulo de Hg em solos (Fernandes et al., 2021). No entanto, ainda há uma quantidade limitada de estudos que avaliaram a bioacumulação de Hg em invertebrados terrestres até o momento, sendo focados principalmente em áreas poluídas por atividades de mineração e industriais (Zhang et al., 2012; Zheng et al., 2018; Yung et al., 2019; Fuentes et al., 2020). A área do presente estudo, representada pela planície de inundação do rio Araguaia, na região Centro-Oeste do Brasil, não apresenta nenhuma fonte representativa de Hg (como mineração e indústrias). No entanto, a bacia hidrográfica do rio Araguaia está sob forte pressão das atividades agropecuárias, que ocupam cerca de 50% da sua área (Projeto MapBiomass, 2022).

Até o momento, apenas um estudo sobre a bioacumulação de Hg nos invertebrados foi realizado na planície de inundação do rio Araguaia, com foco no município de Cocalinho (Fernandes et al., submetido para publicação). Assim, o presente estudo teve objetivo principal a determinação das concentrações de Hg no solo, serapilheira, vegetação e invertebrados terrestres da planície de inundação do rio Araguaia, visando responder as seguintes questões: (i) como ocorre a distribuição de Hg entre os compartimentos ambientais terrestres?; (ii) qual o potencial de bioacumulação de Hg nos invertebrados com base no solo e na serapilheira?; (iii) os parâmetros físico-químicos do solo e a porcentagem de áreas naturais influenciam as concentrações de Hg no solo?; e (iv) as concentrações de Hg no solo e na serapilheira influenciam as concentrações de Hg nos invertebrados?

Coleta e processamento de amostras

Amostras de solo, serapilheira, vegetação e invertebrados terrestres foram coletadas em 15 unidades amostrais do Médio Araguaia, durante o período de enchente (nov/2021), em um trecho de aproximadamente 200 km da planície de inundação (14°44' a 12°49'S e 51°02' a 50°36'O) (Figura 1). Cada unidade amostral é caracterizada por uma área com cobertura vegetal arbóreo-arbustiva adjacente a um ambiente lacustre. Amostras deformadas de solo das classes Argissolo, Argissolo Amarelo, Neossolo Flúvico e Gleissolo foram coletadas com um trado holandês em duas profundidades: 0 – 0,2 m (A0) e 0,8 – 1 m (B1). No mesmo local, coletamos amostras de serapilheira em uma área de 50 cm², que passaram por uma triagem manual, selecionando apenas fragmentos foliares e galhos (<2 mm). Amostras de folhas vivas de quatro indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo foram coletadas em cada ponto, totalizando 60 amostras das famílias Annonaceae, Arecaceae, Bignoniaceae, Bromeliaceae, Calophyllaceae, Clusiaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Lauraceae, Malpighiaceae, Moraceae, Myrtaceae, Nyctaginaceae, Polygonaceae, Rubiaceae, Salicaceae, Sapotaceae e Vochysiaceae.

Para a coleta dos invertebrados, foram instaladas 20 armadilhas tipo *pitfall* em cada unidade amostral, dispostas em dois transectos (~25m) paralelos aos lagos. Após 24h, os invertebrados foram coletados, lavados com água destilada e congelados até a identificação. Para a quantificação de mercúrio total (HgT), os espécimes que apresentaram peso seco inferior a 0,5g foram agrupados em uma única amostra composta por unidade amostral, de acordo com a classe ou a ordem (*pool sample*). Todas as amostras foram secas a 50°C até peso constante (Zhang et al., 2012). As amostras de solo foram desagregadas em um moinho de bola, as amostras de vegetação e serapilheira foram trituradas em um triturador elétrico, e peneiradas até <125 µm. As amostras de invertebrados foram maceradas com cadinho e pistilo de porcelana.

Determinação de mercúrio total (HgT)

A quantificação de HgT em amostras de solo, vegetação e invertebrados terrestres foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (CVAAS, FIMS-400, Perkin Elmer), utilizando como agente redutor uma solução mista de NaBH₄ 0,2% (m/v) e NaOH 0,05% (m/v), e como agente oxidante uma

solução de HCl 3% (v/v). A solubilização das amostras de invertebrados foi realizada com 0,5 mL de H₂O₂ 30% (m/v), 4 mL de solução sulfonítrica (H₂SO₄:HNO₃, 1:1), e 5 mL de KMnO₄ 5% (m/v). Para a extração química de Hg nos solos, foram adicionados 5 mL de água régia (HCl:HNO₃, 3:1) e 5 mL de KMnO₄. A extração de HgT das amostras de vegetação foi realizada através da solubilização com HNO₃ concentrado e 5 mL de KMnO₄ 5%. Todas as amostras ficaram em período de overnight. Após o período de overnight, amostras de todas as matrizes foram tituladas com 0,5 mL de NH₂OH.HCl 12% (m/v) para eliminação do excesso de KMnO₄ 5%. As amostras foram filtradas em filtros de papel (3 µm de porosidade), transferidas para tubos Falcon de 15 mL, e completadas com água Milli-Q (Milli-Q Plus, Millipore, Bedford, EUA) até o volume final de 12 mL (solo e vegetação) e 10 mL (invertebrados). Todos os reagentes utilizados para a preparação das amostras e da curva analítica são da marca Merck®.

As concentrações de HgT na serapilheira foram determinadas por espectrometria de absorção atômica com decomposição térmica (*TDAAS*), no analisador direto RA-915+ com correção por efeito Zeeman, acoplado a uma câmara de pirólise (Pyro-915) (Lumex, São Peterburgo, Rússia). As análises realizadas no Lumex RA-915+ não exigem o pré-tratamento químico das amostras (Sholupov et al. 2004). Todas as leituras foram realizadas em duplicata, com coeficiente de variação máximo de 15%. O controle de qualidade foi realizado a partir da descontaminação de todas as vidrarias em banho de ácido HNO₃ 5% (v/v) por 24h, e da determinação de HgT em amostras em branco. A validação do método analítico foi realizada através da determinação de HgT em materiais de referência certificados, com taxa de recuperação média entre 88 e 100% (Tabela S1).

Cálculo do fator de bioacumulação (BAF)

O fator de bioacumulação (*BAF*) é definido como a razão entre a concentração de um produto químico acumulado dentro de um organismo e a sua concentração no ambiente circundante (ou alimento) (Cortet et al., 1999). O *BAF* foi calculado de acordo com a Equação 1 (Cortet et al., 1999), onde, $C_{Organismo}$ é a concentração de HgT nas amostras compostas de invertebrados; e $C_{Ambiente\ ou\ Alimento}$ é a concentração de HgT na serapilheira ou no horizonte A0 do solo. A interpretação dos resultados do *BAF* foi realizada de acordo com Roy et al. (2021), em que: $BAF < 1$ indica valores insignificantes de bioacumulação; $1 \leq BAF \leq 2$ indica a microconcentração de Hg no indivíduo (ou conjunto de indivíduos); e $BAF > 2$ indica a macroconcentração de Hg no indivíduo.

$$BAF = \frac{C_{Organismo}}{C_{Ambiente\ ou\ Alimento}} \quad (1)$$

Variáveis ambientais

A quantificação do teor de matéria orgânica do solo foi realizada por perda de massa por ignição em forno mufla. Amostras com aproximadamente 5 g de solo foram adicionadas em cadinhos de porcelana e secas a 100°C por 24 horas. Após esse período, as amostras foram calcinadas a 540°C graus por 4 horas, e a proporção de matéria orgânica foi calculada a partir da diferença da massa da amostra seca e calcinada (Monroy et al. 2014). Para a determinação do pH do solo, preparamos uma solução das amostras de solo e água destilada, na proporção 1:1,5 (m/v), e as leituras foram realizadas com um medidor de pH com eletrodo de vidro combinado (Teixeira et al. 2017). Todas as análises de matéria orgânica e pH foram realizadas em duplicada, com coeficiente de variação máximo de 5% entre as réplicas. Os dados de uso do solo foram obtidos através da Coleção 7 do Projeto MapBiomias, referente ao ano de 2021, com resolução espacial de 30 m (Projeto MapBiomias, 2022). A proporção de áreas nativas no entorno das unidades amostrais foi obtida através da proporção de áreas representativas de formações florestais, savânicas, campestres e áreas úmidas em buffers de 3 km.

Análises estatísticas

Todas as variáveis foram submetidas aos testes de Kolmogorov-Smirnov ($n > 50$) ou Shapiro-Wilk ($n < 50$) para a avaliação da normalidade de suas distribuições. O teste de Kruskal-Wallis e o teste post-hoc de Dunn foram utilizados para comparar as concentrações de HgT nas diferentes profundidades do solo, serapilheira e vegetação, e as concentrações de HgT entre os invertebrados mais abundantes ($n > 5$). O teste de Wilcoxon foi aplicado para comparar os teores de matéria orgânica e pH entre as duas profundidades do solo, e os valores de *BAF* calculados com base no solo e na serapilheira. A relação das concentrações de Hg no solo com a matéria orgânica, pH e proporção de áreas naturais no entorno dos lagos foi avaliada com regressões lineares simples, assim como a relação entre as concentrações de Hg nas amostras compostas de invertebrados e as concentrações no solo e na serapilheira. Para as regressões lineares, todas as variáveis, exceto pH, foram transformadas em \log_{10} para atender as

premissas de normalidade e homocedasticidade dos resíduos. Todas as análises foram realizadas no *software* R (R Core Team, 2022), e os gráficos foram realizados no *software* Prism 10.8 (GraphPad Software, San Diego, EUA).

RESULTADOS

HgT no solo, serapilheira e vegetação

As concentrações médias de HgT foram $41,6 \pm 18,8 \text{ ng.g}^{-1}$ (11,4 – 73,6 ng.g^{-1}) no horizonte A0 do solo, $13,5 \pm 4,3 \text{ ng.g}^{-1}$ (7,9 – 23,5 ng.g^{-1}) no horizonte B1 do solo, $41,5 \pm 4,9 \text{ ng.g}^{-1}$ (31,0 – 50,1 ng.g^{-1}) na serapilheira, e $24,7 \pm 19,0 \text{ ng.g}^{-1}$ (6,3 – 84,0 ng.g^{-1}) na vegetação (Tabela 1). Os compartimentos ambientais apresentaram diferença significativa nas concentrações de HgT (KW = 33,7, $p < 0,0001$), sendo mais elevadas no horizonte A0 do solo e na serapilheira, e menores concentrações no horizonte B1 e na vegetação.

Tabela 2. Propriedades do solo e concentrações de Hg no solo, serapilheira e vegetação.

Unidade amostral	Classe de solo	HgT (ng.g^{-1})			
		Solo A0 _a	Solo B1 _b	Serapilheira _a	Vegetação _b
1	Neossolo flúvico; Gleissolo ¹	73,6	23,5	38,3	25,8 ± 9,2
2	Gleissolo	44,2	14,0	43,9	50,6 ± 27,5
3	Gleissolo	32,1	18,4	37,7	23,3 ± 17,0
4	Neossolo flúvico	29,6	8,6	31,0	14,9 ± 5,8
5	Neossolo flúvico	42,1	12,4	40,7	10,4 ± 5,0*
6	Argissolo	23,8	10,2	40,8	18,1 ± 6,5
7	Argissolo amarelo	11,4	8,5	50,1	13,3 ± 5,5
8	Gleissolo	51,3	14,5	46,4	37,4 ± 25,8
9	Gleissolo ²	42,7	19,0	48,7	33,6 ± 22,7
10	Neossolo flúvico	48,4	11,1	40,2	37,6 ± 13,7
11	Gleissolo	69,2	16,0	45,9	15,8 ± 2,9
12	Neossolo flúvico	28,5	11,8	39,1	14,4 ± 6,3
13	Neossolo flúvico	72,8	14,0	42,4	10,1 ± 2,9
14	Gleissolo ²	24,8	7,9	41,0	49,3 ± 28,3
15	Gleissolo ²	30,3	12,8	37,1	12,8 ± 2,6

¹Paleogleissolo no horizonte B, ²Mosqueamento ferrocárbico, *uma das amostras estava abaixo do LOD, portanto, a média foi calculada com apenas três valores. As letras **a** e **b** indicam os compartimentos que apresentaram diferenças significativas entre si.

O teor de matéria orgânica nos solos variou entre 4,8 e 46,5% (média: $15,8 \pm 11,2\%$) no horizonte A0, e entre 1,9 e 9,4% (média: $5,5 \pm 2,4\%$) no horizonte B1, sendo estatisticamente mais elevado no horizonte superficial ($W = -120,0$; $p < 0,0001$). O pH foi ácido em todas as unidades amostrais, sem diferença significativa entre os horizontes, variando entre 3,8 e 4,6 (média: $4,3 \pm 0,02$) no horizonte A0, e entre 4,0 e 4,9 (média: $4,2 \pm 0,2$) no horizonte B1. Em relação ao uso do solo, a proporção de áreas nativas no entorno dos lagos variou de 52,4 a 92,2% (média: $73,4 \pm 11,4\%$). As regressões lineares simples determinaram que não há relações significativas das concentrações de HgT com o pH e a proporção de áreas naturais no entorno dos lagos ($p > 0,05$). No entanto, foram determinadas relações positivas entre as concentrações de HgT e o conteúdo de matéria orgânica em ambos os horizontes, sendo mais forte no horizonte A0 ($R^2 = 0,708$; $t = 5,92$; $p < 0,0001$) em comparação com o horizonte B1 ($R^2 = 0,376$; $t = 3,07$; $p = 0,009$) (Figura 2).

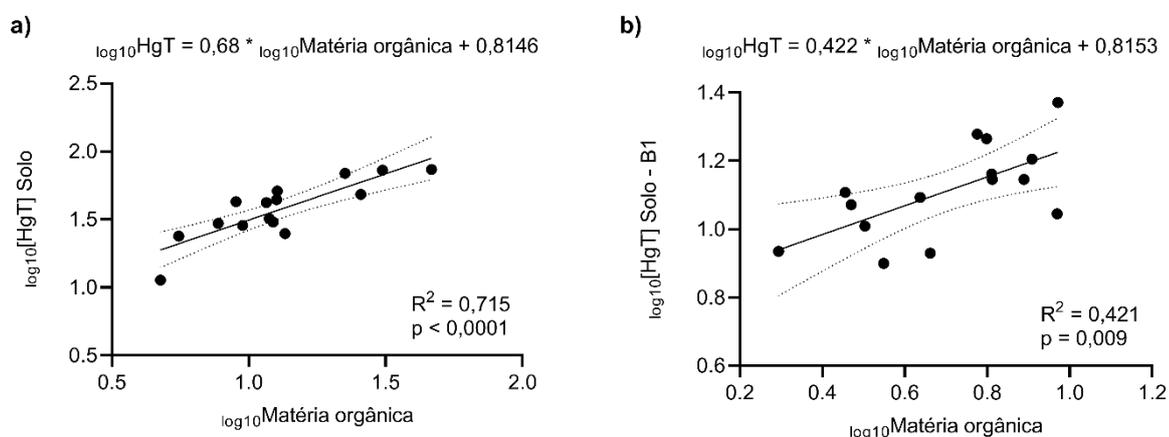


Figura 2. Regressão linear simples entre as concentrações de HgT nos solos e o teor de matéria orgânica, nos horizontes A0 (a) e B1 (b).

Bioacumulação de HgT em invertebrados terrestres

1019 indivíduos de invertebrados terrestres foram capturados e agrupados em 100 amostras compostas de acordo com a classe ou ordem (Tabela 3). Entre as amostras compostas, as ordens de invertebrados mais abundantes foram Coleoptera (29,3%), Orthoptera (18,2%), Araneae e Hymenoptera (15,1% cada ordem). Os grupos

que apresentaram menor abundância, com apenas uma amostra de cada, foram Chilopoda, Dermaptera, Diptera e Opiliones. As concentrações de HgT nos invertebrados variaram entre 20,2 e 544,4 ng.g⁻¹, com média de 125,9 ± 107,9 ng.g⁻¹. As maiores concentrações foram determinadas em amostras de Dermaptera (344 ng.g⁻¹), Zygentoma (230,3 ± 42,8 ng.g⁻¹), Hemiptera (188,4 ± 207,7 ng.g⁻¹), Araneae (185,4 ± 115,2 ng.g⁻¹) e Lepidoptera (172,1 ± 196,4 ng.g⁻¹), enquanto Chilopoda (94,6 ng.g⁻¹), Opiliones (72,1 ng.g⁻¹) e Hymenoptera (71,1 ± 29,7 ng.g⁻¹) apresentaram as menores concentrações (Tabela 3). Diferenças significativas nas concentrações de Hg foram determinadas entre as ordens mais abundantes (KW = 10,37; p = 0,016), com maiores concentrações em Araneae em comparação com Hymenoptera e Orthoptera. Não houve diferença significativa entre Araneae e Coleoptera, ou entre Coleoptera, Hymenoptera e Orthoptera.

Tabela 3. Concentrações de HgT em amostras compostas de invertebrados terrestres

Táxon	N	HgT (ng.g ⁻¹)			
		Média*	DP	Mínimo	Máximo
Araneae	15	185,4	115,3	38	422
Blattaria	4	62,77	34,7	28	100
Chilopoda	1	95			
Coleoptera	29	112,9	84,5	35	325
Dermaptera	1	344			
Diplopoda	4	109	68,81	32	195
Diptera	1	154			
Hemiptera	5	188,4	207,6	28	544
Hymenoptera	15	71,1	29,5	32	119
Lepidoptera	3	172,3	196,2	25	395
Opiliones	1	72			
Orthoptera	18	115,3	121,4	20	428
Zygentoma	2	230,5	43,13	200	261

*A média foi calculada para amostras n ≥ 2. Para as demais amostras, o valor indicado representa a concentração de uma única amostra composta.

As concentrações de Hg nos invertebrados foram significativamente relacionadas com as concentrações de HgT no solo e na serapilheira (p < 0,05), no entanto, as relações apresentaram padrões distintos, sendo negativamente relacionada com o Hg no solo (b = -0,4204) e positivamente relacionada com o Hg da serapilheira

($b = 1,5425$) (Figura 3). Assim, os valores de *BAF* calculados com base no solo e na serapilheira também apresentaram padrões diferentes, com maior potencial de bioacumulação em relação o solo ($W = -1098$, $p = 0,022$).

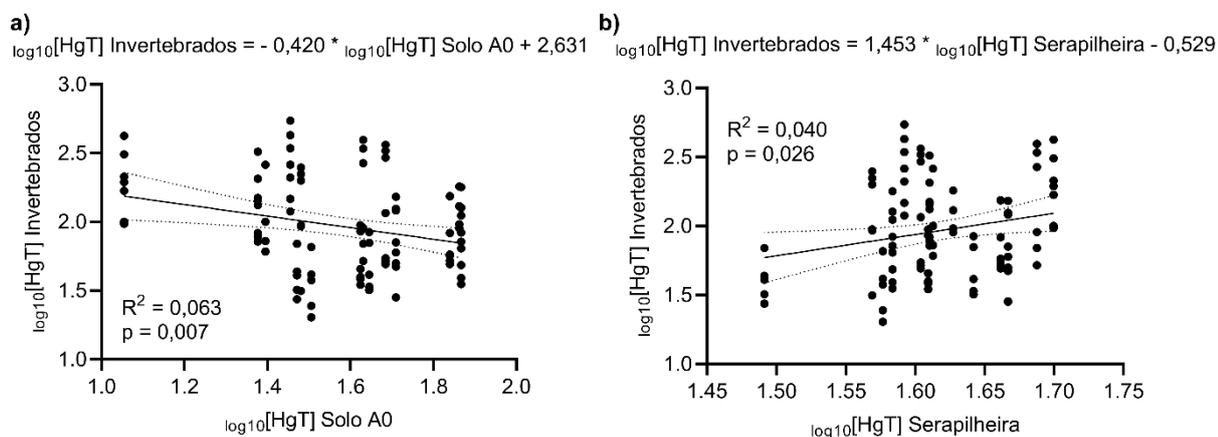


Figura 3. Regressões lineares entre as concentrações de Hg nos invertebrados e no solo **(a)** e serapilheira **(b)**. Solo: $n = 15$; Serapilheira, $n = 15$; Invertebrados $n = 100$ (amostras compostas).

O *BAF* do solo variou entre 0,5 e 37,2 (média: $4,4 \pm 5,9$), com 21,2% das amostras sem bioacumulação significativa, 26,3% das amostras classificadas como microconcentradoras, e 52,5% classificadas como macroconcentradoras (Figura 3a). Em relação à serapilheira, os valores de *BAF* variaram entre 0,5 e 13,9 (média: $3,0 \pm 2,6$), sendo que 12,1% das amostras não apresentaram bioacumulação significativa, 38,4% foram classificadas como microconcentradoras, e 49,5% foram classificadas como macroconcentradoras (Figura 3b). Apesar da diferença significativa nos valores de *BAF* do solo e da serapilheira, as amostras de Chilopoda, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Lepidoptera, Opiliones, Orthoptera e Zygentoma apresentaram elevado potencial de bioacumulação em ambos os compartimentos. Entretanto, a ordem Araneae foi predominantemente microconcentradora em relação ao solo (80%), e macroconcentradora em relação à serapilheira (80%). Em contraste, a ordem Hymenoptera foi predominantemente macroconcentradora em relação ao solo (46,7%), e microconcentradora em relação à serapilheira (66,7%) (Figura 3).

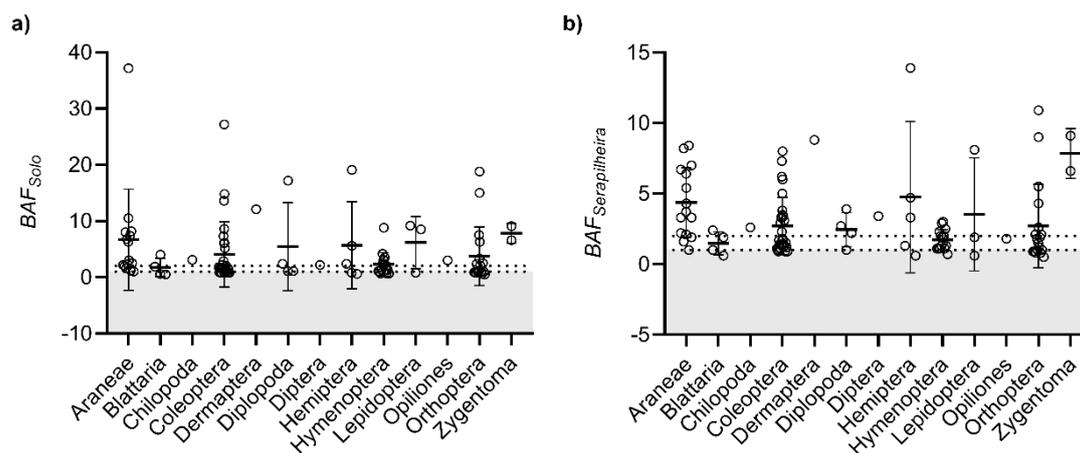


Figura 3. Resultados do *BAF* calculado com base nas concentrações de Hg no solo **(a)** e na serapilheira **(b)**. As linhas tracejadas indicam os valores de *BAF* igual a 1 e 2, e a região sombreada indica valores na qual não houve bioacumulação significativa (*BAF* < 1)

DISCUSSÃO

As concentrações de Hg no solo foram próximas das determinadas em ambientes naturais do bioma Cerrado (20 – 182 ng.g⁻¹; Santana et al., 2008; Carvalho et al., 2019), e significativamente inferiores às relatadas em áreas diretamente impactadas rodovias com tráfego intenso de veículos automotores, no Distrito Federal (30 – 1977 ng.g⁻¹; Rodrigues et al., 2022). Em comparação com solos naturais de outros biomas brasileiros, as concentrações determinadas em nosso estudo foram próximas das determinadas na Mata Atlântica (74 – 140 ng.g⁻¹; Buch et al., 2015; Lima et al., 2017), e inferiores às determinadas na Amazônia (90 – 292 ng.g⁻¹; Almeida et al., 2005; Bernardi et al.; 2015; Figueiredo et al., 2018). As maiores concentrações observadas nos solos amazônicos podem ser justificadas pelos processos biogeoquímicos naturais de formação dos solos da região (intemperismo das rochas), pela deposição atmosférica contínua (Figueiredo et al., 2018) e, em escala local, pelo legado da mineração de ouro (Lechler et al., 2000). Entretanto, as concentrações determinadas em Neossolos Flúvicos (48 ng.g⁻¹) e Gleissolos (68 ng.g⁻¹) da bacia hidrográfica do rio Madeira (Linhares et al., 2009) foram muito similares às determinadas para as mesmas classes de solo em nosso estudo, indicando que o tipo de solo é um importante fator para o acúmulo de Hg.

As maiores concentrações no horizonte A0 eram esperadas, visto que a camada superior do solo é diretamente exposta à deposição atmosférica (Rodrigues et al., 2022). Entretanto, padrões inversos foram relatados em solos da Amazônia, indicando a relação entre Hg e os oxi-hidróxidos de ferro como um importante fator para a lixiviação e acúmulo do Hg nos horizontes mais profundos (Roulet et al., 1998; Almeida et al., 2005). Entretanto, Grimaldi et al. (2018) observaram que a distribuição vertical do Hg associado aos oxi-hidróxidos de ferro é dependente da classe e da profundidade dos solos, sendo mais intensa em solos profundos (e.g., Latossolos) e restrita aos horizontes superficiais em solos menos profundos (e.g., Argissolos). Adicionalmente, um estudo realizado na bacia hidrográfica do rio Negro também observou a redução das concentrações de Hg e do conteúdo de matéria orgânica em horizontes mais profundos (Oliveira et al., 2007). Esse resultado foi corroborado em um estudo mais recente realizado na bacia hidrográfica do rio Negro, concluindo que, apesar da relação positiva do Hg com oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, a interação com a matéria orgânica foi mais importante para a distribuição vertical do Hg (Oliveira et al., 2011). Portanto, acúmulo de matéria orgânica deve ser o principal fator que controla a distribuição vertical de Hg do solo em nossas amostras.

Apesar da relação positiva entre Hg e matéria orgânica ser relatada em outros estudos (Frohne e Rinklebe, 2013; Bernardi et al. 2015; Carvalho et al., 2019), ainda não há um consenso sobre esse padrão, de modo que a matéria orgânica pode atuar como fonte ou sumidouro de Hg nos solos (He et al., 2019). Um estudo realizado por Fernandes et al. (submetido para publicação) no Médio Araguaia observou a relação inversamente proporcional entre Hg e o conteúdo de matéria orgânica em solos superficiais. Essa relação negativa foi atribuída à fermentação da matéria orgânica durante os períodos de inundação, que pode resultar na complexação dos compostos orgânicos com o Hg, intensificando o processo de metilação e a transferência do Hg para as comunidades biológicas (Fernandes et al., submetido para publicação). Por outro lado, em nosso estudo, a matéria orgânica intensificou o acúmulo de Hg no solo. Isto se deve principalmente à afinidade do Hg^{2+} com as substâncias húmicas e compostos organossulfurados que compõem a matéria orgânica do solo (Chai et al., 2012), favorecendo a oxidação do Hg^0 e evitando a redução de Hg^{2+} , e reduzindo as taxas de reemissão atmosférica (Yang et al., 2007; Windmüller et al., 2015). Além disso, um estudo recente concluiu que a necromassa dos fungos decompositores é incorporada à matéria orgânica do solo ao longo do tempo, acumulando quantidades significativas das frações recalcitrantes do Hg ($400 - 4.500 \text{ ng.g}^{-1}$) e, conseqüentemente, intensificando a imobilização do Hg pela matéria orgânica (Maillard

et al., 2022). Em relação à distribuição vertical, as menores concentrações de Hg e de matéria orgânica no horizonte B1 podem ser justificadas pela dinâmica de inundação do Médio Araguaia, na qual a saturação dos solos hidromórficos (*i.e.*, Gleissolos e Neossolos Flúvicos) durante o período de cheia deve intensificar o processo de lixiviação nos horizontes mais profundos e transporte do Hg complexado à matéria orgânica para os corpos d'água (Roulet e Lucotte, 1995; Poulin et al., 2016).

As concentrações de Hg na serapilheira foram próximas das relatadas em ecossistemas naturais situados na Mata Atlântica (23 – 42 ng.g⁻¹; Buch et al., 2015; Lima et al., 2017), e na Amazônia (34,5 - 119 ng.g⁻¹; Silva et al., 2009; Fostier et al., 2015). Em relação à vegetação, considerando a pequena variação nas concentrações de Hg no solo entre as unidades amostrais e a ausência de fontes significativas de emissão atmosférica de Hg na área de estudo, a elevada variabilidade nas concentrações de Hg na vegetação pode ser justificada pela variação da composição das amostras. O acúmulo de Hg nas folhas é altamente dependente do tamanho da superfície foliar, idade dos indivíduos e posição das folhas na copa das árvores, que são inerentes à cada espécie (Laacouri et al., 2013; Pleijel et al., 2021; Méndez-López et al., 2022). Nesse sentido, apesar da dificuldade da comparação direta com outros estudos, as concentrações estão de acordo amplitude das relatadas em outros estudos realizados no Brasil (14 – 72 ng.g⁻¹; Michelazzo et al., 2010; Melendez-Perez et al., 2014; Teixeira et al., 2018).

Considerando que a serapilheira florestal é composta principalmente por tecidos foliares (~70%; Robertson e Paul, 1999), e as concentrações determinadas nas folhas frescas foram relativamente baixas, a diferença significativa entre as concentrações de Hg da serapilheira e das folhas frescas pode ser justificadas pela decomposição da vegetação. Zhou et al. (2018) observaram aumentos significativos nas concentrações de HgT na serapilheira durante o processo de decomposição em solos florestais, porém 90% do HgT era composto por frações residuais com baixa disponibilidade, justificando o acúmulo do Hg na serapilheira. O mesmo padrão foi observado em ecossistemas florestais do Canadá, no entanto, ocorreu um aumento significativo da massa de metilmercúrio na serapilheira em áreas periodicamente inundadas (Hall e St. Louis, 2004). De fato, a intensificação das taxas de metilação na serapilheira anóxica foi confirmada posteriormente em um estudo realizado em condições controladas, apontando as bactérias sulfato-redutoras e metanogênicas como importantes condutoras da metilação (Chow e Tsui, 2019).

Nesse sentido, apesar das concentrações relativamente baixas, o acúmulo de Hg na serapilheira deve ser uma importante fonte desse metal para as comunidades biológicas, sobretudo para os consumidores primários (e.g., Orthoptera e Lepidoptera) (Zheng et al., 2018; Yung et al., 2019). Nossos resultados indicaram relações significativas e positivas entre as concentrações de Hg nos invertebrados e na serapilheira, confirmando o papel da serapilheira para a transferência de Hg para a cadeia trófica terrestre. Yung et al. (2019) concluíram que, para os artrópodes que não utilizam a vegetação em sua dieta, a exposição ao ambiente deve ser a principal fonte para o acúmulo de Hg em seus organismos. Apesar da quantidade de amostras obtidas em nosso estudo não permitir a avaliação individual dos grupos de organismos com hábitos alimentares específicos, nós observamos uma relação inversamente proporcional entre as concentrações de Hg nos invertebrados e no solo, em contraste com os resultados obtidos anteriormente no Médio Araguaia (Fernandes et al., submetido para publicação) e em ecossistemas florestais da China (Zhang et al., 2012). Esses resultados corroboram com a afirmação de que a matéria orgânica atua como sumidouro de Hg no solo da nossa área de estudo, imobilizando o Hg nas partículas do solo e evitando a mobilização para as comunidades biológicas, enquanto a dinâmica de inundação do rio Araguaia pode intensificar a metilação na serapilheira e a disponibilidade do Hg para os invertebrados, justificando os padrões distintos de BAF_{solo} e $BAF_{serapilheira}$ entre os grupos taxonômicos.

A ordem Araneae foi a terceira mais abundante em nosso conjunto de amostras, juntamente com Hymenoptera, com bioacumulação significativa em todas as amostras analisadas. Esse resultado era esperado, considerando que as aranhas são essencialmente predadoras (Melo et al., 2009), logo, apresentam maior exposição do Hg como resultado do processo de biomagnificação ao longo da cadeia trófica (Speir et al., 2014; Tsui et al., 2019). A ausência de diferença significativa nas concentrações de Hg entre Araneae e Coleoptera pode ser justificada pela ampla variação nos hábitos alimentares e do tamanho corporal das espécies de Coleoptera, que devem influenciar diretamente os padrões de bioacumulação (Zheng et al., 2008; Zalewski et al., 2016; Yung et al., 2019). Isto também deve justificar a ausência de diferenças significativas entre Coleoptera, Hymenoptera e Orthoptera, visto que as amostras de Hymenoptera foram compostas integralmente de indivíduos da família Formicidae, que apresentam hábitos alimentares desde fitófagos a carnívoros (Melo et al., 2009). O padrão de bioacumulação também não foi claro para os outros grupos avaliados, com valores elevados de BAF nas ordens com hábitos alimentares predominantemente fitófagos e saprófagos como Dermaptera, Zygentoma, Hemiptera e Lepdoptera (Moço et al., 2005;

Melo et al., 2009). Esses resultados estão de acordo com um estudo que avaliou as concentrações de HgT e de isótopos de nitrogênio em invertebrados, concluindo que os padrões de acúmulo de Hg nos consumidores primários não são tão óbvios quanto nos níveis tróficos superiores (Zheng et al., 2018). Nesse sentido, nossos resultados indicam que, além das aranhas, que já foram identificadas como importantes fontes de Hg para aves (Cristol et al., 2008), os grupos taxonômicos que ocupam a base da cadeia trófica terrestre devem ser potenciais fontes de Hg para os níveis tróficos superiores.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As concentrações de Hg entre os compartimentos ambientais seguiram a ordem: solo A0 ($41,6 \pm 18,8 \text{ ng.g}^{-1}$) > serapilheira ($41,5 \pm 4,9 \text{ ng.g}^{-1}$) > vegetação ($24,7 \pm 19,0 \text{ ng.g}^{-1}$) > solo B1 ($13,5 \pm 4,3 \text{ ng.g}^{-1}$) > sem diferença significativa entre o solo superficial e a serapilheira, e entre o solo profundo e a vegetação. O conteúdo de matéria orgânica do solo foi positivamente relacionado com as concentrações de Hg nesse compartimento, indicando diferenças significativas entre os horizontes A0 e B1, indicando a influência da matéria orgânica na distribuição vertical do Hg nos solos da planície de inundação do rio Araguaia. Entre os invertebrados mais abundantes, a ordem Araneae apresentou concentrações de Hg significativamente superiores. As concentrações de Hg nos invertebrados foram inversamente relacionadas com as concentrações de Hg no solo, e positivamente relacionadas com as concentrações de Hg na serapilheira. Apesar da identificação taxonômica dos invertebrados em nível de classe ou ordem poder omitir padrões de bioacumulação entre níveis taxonômicos menores, nossos resultados demonstraram que o fator de bioacumulação Hg baseado no solo superficial e na serapilheira podem afetar os grupos taxonômicos de maneiras distintas. Por fim, a caracterização da distribuição do Hg nos ecossistemas terrestres do rio Araguaia pode subsidiar futuras avaliações sobre a relação da bioacumulação do Hg entre as cadeias tróficas terrestre e aquática, que são conectadas periodicamente através do pulso de inundação.

Referências

Almeida, M. D., Lacerda, L. D., Bastos, W. R., & Herrmann, J. C. (2005). Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, 137(2), 179-186.

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.

- Aquino, S., Latrubesse, E. M., & de Souza Filho, E. E. (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1).
- Bernardi, J. V. E., Neira, M. P., Manzatto, A. G., De Holanda, I. B. B., Almeida, R., Bastos, W. R., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., & Vieira, L. C. G. (2015). Aplicação da análise geoestatística para modelagem espacial do mercúrio e matéria orgânica em solos florestais na Amazônia Ocidental. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 4(3), 31-46.
- Bisinoti, M. C., & Jardim, W. F. (2004). O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. *Química Nova*, 27, 593-600.
- Buch, A. C., Correia, M. E. F., Teixeira, D. C., & Silva-Filho, E. V. (2015). Characterization of soil fauna under the influence of mercury atmospheric deposition in Atlantic Forest, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Environmental Sciences*, 32, 217-227.
- Carvalho, G. S., Oliveira, J. R., Curi, N., Schulze, D. G., & Marques, J. J. (2019). Selenium and mercury in Brazilian Cerrado soils and their relationships with physical and chemical soil characteristics. *Chemosphere*, 218, 412-415.
- Chai, X., Liu, G., Zhao, X., Hao, Y., & Zhao, Y. (2012). Complexion between mercury and humic substances from different landfill stabilization processes and its implication for the environment. *Journal of Hazardous Materials*, 209, 59-66.
- Chow, E., & Tsui, M. T. K. (2019). Elucidating microbial pathways of mercury methylation during litter decomposition. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103(4), 617-622.
- Correa, S. B., & Winemiller, K. O. (2014). Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology*, 95(1), 210-224.
- Cortet, J., Gomot-De Vaufleury, A., Poinso-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C., & Cluzeau, D. (1999). The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology*, 35(3), 115-134.
- Crespo-Lopez, M. E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Takeda, P. Y., Macchi, B. M., Nascimento, J. L. M., Maia, C. S. F., Lima, R. R., & Arrifano, G. P. (2021). Mercury: What can we learn from the Amazon?. *Environment International*, 146, 106223.
- Cristol, D. A., Brasso, R. L., Condon, A. M., Fovargue, R. E., Friedman, S. L., Hallinger, K. K., Monroe, A., & White, A. E. (2008). The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. *Science*, 320(5874), 335-335.
- Demers, J. D., Driscoll, C. T., Fahey, T. J., & Yavitt, J. B. (2007). Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York, USA. *Ecological Applications*, 17(5), 1341-1351.
- Ericksen, J. A., Gustin, M. S., Schorran, D. E., Johnson, D. W., Lindberg, S. E., & Coleman, J. S. (2003). Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment*, 37(12), 1613-1622.
- Fernandes, I. O., Gomes, L. F., Monteiro, L. C., Dórea, J. G., & Bernardi, J. V. E. (2021). A scientometric analysis of research on world mercury (Hg) in soil (1991–2020). *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(7), 1-15.

- Figueiredo, B. R., De Campos, A. B., Da Silva, R., & Hoffman, N. C. (2018). Mercury sink in Amazon rainforest: soil geochemical data from the Tapajos National Forest, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 77(8), 1-7.
- Fostier, A. H., Melendez-Perez, J. J., & Richter, L. (2015). Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest. *Environmental Pollution*, 206, 605-610.
- Frohne, T., & Rinklebe, J. (2013). Biogeochemical fractions of mercury in soil profiles of two different floodplain ecosystems in Germany. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(6), 1-17.
- Fuentes, I., Márquez-Ferrando, R., Pleguezuelos, J. M., Sanpera, C., & Santos, X. (2020). Long-term trace element assessment after a mine spill: pollution persistence and bioaccumulation in the trophic web. *Environmental Pollution*, 267, 115406.
- Grimaldi, C., Grimaldi, M., & Guedron, S. (2008). Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. *Science of the Total Environment*, 401(1-3), 121-129.
- Hall, B. D., & St. Louis, V. L. (2004). Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. *Environmental Science & Technology*, 38(19), 5010-5021.
- He, M., Tian, L., Braaten, H. F. V., Wu, Q., Luo, J., Cai, L. M., Meng, J. H., & Lin, Y. (2019). Mercury–organic matter interactions in soils and sediments: angel or devil?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(5), 621-627.
- Irion, G., Nunes, G. M., Nunes-da-Cunha, C., de Arruda, E. C., Santos-Tambelini, M., Dias, A. P., Morais, J. O., & Junk, W. J. (2016). Araguaia river floodplain: size, age, and mineral composition of a large tropical savanna wetland. *Wetlands*, 36(5), 945-956.
- Laacouri, A., Nater, E. A., & Kolka, R. K. (2013). Distribution and uptake dynamics of mercury in leaves of common deciduous tree species in Minnesota, USA. *Environmental Science & Technology*, 47(18), 10462-10470.
- Lechler, P. J., Miller, J. R., Lacerda, L. D. 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(1-3), 87-96.
- Lima, C. A. I., de Almeida, M. G., Pestana, I. A., Bastos, W. R., Recktenvald, M. C. N., de Souza, C. M. M., & Pedrosa, P. (2017). Impact of land use on the mobility of Hg species in different compartments of a tropical watershed in Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(4), 578-592.
- Linhares, D. P., da Silva, J. M., de Lima, T. R., Gomes, J. P. O., Almeida, R., & Bastos, W. R. (2009). Mercúrio em diferentes tipos de solos marginais do baixo rio Madeira, Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1).
- Maillard, F., Pflender, S., Heckman, K. A., Chalot, M., & Kennedy, P. G. (2023). Fungal necromass presents a high potential for Mercury immobilization in soil. *Chemosphere*, 311, 136994.
- Melendez-Perez, J. J., Fostier, A. H., Carvalho Jr, J. A., Windmüller, C. C., Santos, J. C., & Carpi, A. (2014). Soil and biomass mercury emissions during a prescribed fire in the Amazonian rain forest. *Atmospheric Environment*, 96, 415-422.
- Melo, F. V., Brown, G. G., Constantino, R., Louzada, J. N., Luizão, F. J., de Morais, J. W., & Zanetti, R. (2009). A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciências do Solo*.

- Méndez-López, M., Gómez-Armesto, A., Eimil-Fraga, C., Alonso-Vega, F., Rodríguez-Soalleiro, R., Álvarez-Rodríguez, E., Arias-Estévez, M., & Nóvoa-Muñoz, J. C. (2022). Needle age and precipitation as drivers of Hg accumulation and deposition in coniferous forests from a southwestern European Atlantic region. *Environmental Research*, 215, 114223.
- Michelazzo, P. A. M., Fostier, A. H., Magarelli, G., Santos, J. C., & de Carvalho Jr, J. A. (2010). Mercury emissions from forest burning in southern Amazon. *Geophysical Research Letters*, 37(9).
- Moço, M. K. D. S., Gama-Rodrigues, E. F. D., Gama-Rodrigues, A. C. D., & Correia, M. E. F. (2005). Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29, 555-564.
- Monroy, M., Maceda-Veiga, A., & de Sostoa, A. (2014). Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. *Science of the Total Environment*, 487, 233-244.
- Neto, M.V.M., & Brito, D. Q. (2021). Mercury (Hg) researches in Brazilian biomes: A scientometric analysis between the years 1991 and 2018. *Jornal of Veterinary Science and Research*, 1-13.
- O'Connor, D., Hou, D., Ok, Y. S., Mulder, J., Duan, L., Wu, Q., Wang, S., Tack, F. M. G., & Rinklebe, J. (2019). Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: A critical review. *Environment International*, 126, 747-761.
- Obrist, D., Johnson, D. W., Lindberg, S. E., Luo, Y., Hararuk, O., Bracho, R., Battles, J. J., Dail, D. B., Edmonds, R. L., Monson, R. K., Ollinger, S. V., Pallardy, S. G., Pregitzer, K. S., & Todd, D. E. (2011). Mercury distribution across 14 US forests. Part I: Spatial patterns of concentrations in biomass, litter, and soils. *Environmental Science & Technology*, 45(9), 3974-3981.
- Oestreicher, J. S., Lucotte, M., Moingt, M., Bélanger, É., Rozon, C., Davidson, R., Mertens, F., & Romana, C. A. (2017). Environmental and anthropogenic factors influencing mercury dynamics during the past century in floodplain lakes of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72(1), 11-30.
- Oliveira, L. C. D., Botero, W. G., Santos, A. D., Cordovil, M. C. D. O., Rocha, J. C., & Silva, H. C. D. (2011). Influência das características físico-químicas dos solos no ciclo hidrobiogeoquímico do mercúrio na região do Rio Aracá-AM. *Química Nova*, 34, 1303-1308.
- Oliveira, L. C. D., Serudo, R. L., Botero, W. G., Mendonça, A. G. R., Santos, A. D., Rocha, J. C., & Carvalho Neto, F. D. S. (2007). Distribuição de mercúrio em diferentes solos da Bacia do Médio Rio Negro-AM: influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio. *Química Nova*, 30, 274-280.
- Ortiz, C., Weiss-Penzias, P. S., Fork, S., & Flegal, A. R. (2015). Total and monomethyl mercury in terrestrial arthropods from the central California coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94(4), 425-430.
- Outridge, P. M., Mason, R. P., Wang, F., Guerrero, S., & Heimbürger-Boavida, L. E. (2018). Updated global and oceanic mercury budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. *Environmental science & technology*, 52(20), 11466-11477.

Pleijel, H., Klingberg, J., Nerentorp, M., Broberg, M. C., Nyirambangutse, B., Munthe, J., & Wallin, G. (2021). Mercury accumulation in leaves of different plant types—the significance of tissue age and specific leaf area. *Biogeosciences*, 18(23), 6313-6328.

Poulin, B. A., Aiken, G. R., Nagy, K. L., Manceau, A., Krabbenhoft, D. P., & Ryan, J. N. (2016). Mercury transformation and release differs with depth and time in a contaminated riparian soil during simulated flooding. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 176, 118-138.

Projeto MapBiomas (2022). Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em 20 de novembro de 2022.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>

Rea, A. W., Lindberg, S. E., Scherbatskoy, T. A., & Keeler, G. J. (2002). Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 133(1), 49-67.

Robertson GP, Paul EA (1999) Decomposition and soil organic matter dynamics. In: Sala OE, Jackson RB, Mooney HA, Howarth RW (eds) *Methods of ecosystem science*. Springer, New York, pp 104–116

Rodrigues, Y. O., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., Bernardi, J. V. E., Monteiro, L. C., de Souza, J. P. R., Pinto, L. C. M., Fernandes, I. O., de Souza, J. V. V., Sousa, A. R., Sousa, J. P., Maciel, B. M. O., Delcivo, F. M. S., & de Souza, J. R. (2022). Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environmental Research*, 205, 112513.

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), 1079-1088.

Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Tran, S., Rheault, I., Farella, N., Da Silva, E. J., Dezencourt, J., Passos, C. J. S., Soares, G. S., Guimarães, J. R., Megler, D., & Amorim, M. (1998). The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil. *Science of the Total Environment*, 223(1), 1-24.

Roy, D., Islam, S. S., Quraishi, S. B., Hosen, M. M., Rahman, F., Samad, A., & Latifa, G. A. (2021). Comprehensive analysis of toxic metals and their sources accumulated by cultured *Oreochromis niloticus* in Pagla Sewage Treatment Plant, Narayanganj, Dhaka, Bangladesh. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(16), 1-16

Santana, O. A., Encinas, J. I., Corrêa, R. S., & Júnior, A. F. C. (2008). Nutrientes e metais no solo e em árvores de cerrado adjacentes a um aterro sanitário. *Cerne*, 14(3), 212-219.

SEPLAN - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral (2004). Zoneamento Socioeconômico Ecológico do Estado de Mato Grosso. Brasil, 2002.. Disponível em: <http://www.seplan.mt.gov.br/-/3704951-zsee?ciclo=cv_gestao_inf>. Acesso em: 10 de abril de 2022

Sholupov, S., Pogarev, S., Ryzhov, V., Mashyanov, N., & Stroganov, A. (2004). Zeeman atomic absorption spectrometer RA-915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples. *Fuel Processing Technology*, 85(6-7), 473-485.

- Silva, G. S. D., Bisinoti, M. C., Fadini, P. S., Magarelli, G., Jardim, W. F., & Fostier, A. H. (2009). Major aspects of the mercury cycle in the Negro River Basin, Amazon. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 20, 1127-1134.
- Soares, L. C., Egreja Filho, F. B., Linhares, L. A., Windmoller, C. C., & Yoshida, M. I. (2015). Accumulation and oxidation of elemental mercury in tropical soils. *Chemosphere*, 134, 181-191.
- Speir, S. L., Chumchal, M. M., Drenner, R. W., Cocke, W. G., Lewis, M. E., & Whitt, H. J. (2014). Methyl mercury and stable isotopes of nitrogen reveal that a terrestrial spider has a diet of emergent aquatic insects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(11), 2506-2509.
- Teixeira, D. C., Lacerda, L. D., & Silva-Filho, E. V. (2018). Foliar mercury content from tropical trees and its correlation with physiological parameters in situ. *Environmental Pollution*, 242, 1050-1057.
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., & Teixeira, W. G. (2017). *Manual de métodos de análise de solo*. Embrapa, Brasília, Brasil.
- Tsz-Ki Tsui, M., Liu, S., Brasso, R. L., Blum, J. D., Kwon, S. Y., Ulus, Y., Nollet, Y. H., Balogh, S. J., Eggert, S. L., & Finlay, J. C. (2019). Controls of methylmercury bioaccumulation in forest floor food webs. *Environmental Science & Technology*, 53(5), 2434-2440.
- UNEP - United Nations Environment Programme (2019). *Global Mercury Assessment*. UNEP Chemicals, Switzerland. Disponível em: < <https://wedocs.unep.org/> >. Acesso em 28 de novembro de 2022.
- Valente, C. R., Latrubesse, E. M., & Ferreira, L. G. (2013). Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 46, 150-160.
- Windmüller, C. C., Júnior, W. A. D., de Oliveira, A., & do Valle, C. M. (2015). The redox processes in Hg-contaminated soils from Descoberto (Minas Gerais, Brazil): implications for the mercury cycle. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 201-211.
- Yang, Y. K., Zhang, C., Shi, X. J., Tao, L. I. N., & Wang, D. Y. (2007). Effect of organic matter and pH on mercury release from soils. *Journal of Environmental Sciences*, 19(11), 1349-1354.
- Yung, L., Bertheau, C., Cazaux, D., Regier, N., Slaveykova, V. I., & Chalot, M. (2019). Insect life traits are key factors in mercury accumulation and transfer within the terrestrial food web. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11122-11132.
- Zalewski, M., Dudek-Godeau, D., Godeau, J. F., Kujawa, K., Sienkiewicz, P., Tiunov, A. V., & Ulrich, W. (2016). Trophic generalism at the population level in ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *The Canadian Entomologist*, 148(3), 284-293.
- Zhang, Z. S., Lu, X. G., Wang, Q. C., & Zheng, D. M. (2009). Mercury, cadmium and lead biogeochemistry in the soil-plant-insect system in Huludao City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83(2), 255-259.
- Zhang, Z., Song, X., Wang, Q., & Lu, X. (2012). Mercury bioaccumulation and prediction in terrestrial insects from soil in Huludao City, Northeast China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(1), 107-112.

Zheng, D. M., Wang, Q. C., Zhang, Z. S., Zheng, N., & Zhang, X. W. (2008). Bioaccumulation of total and methyl mercury by arthropods. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(1), 95-100.

Zheng, D., Liu, X., Jin, D., Li, H., & Li, X. (2018). Mercury bioaccumulation in arthropods from typical community habitats in a zinc-smelting area. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(4), 1329-1337.

Zhou, J., Wang, Z., & Zhang, X. (2018). Deposition and Fate of Mercury in Litterfall, Litter, and Soil in Coniferous and Broad-Leaved Forests. *Biogeosciences*, 123(8), 2590-2603.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Limite de detecção (LOD), valores médios \pm desvio padrão das concentrações de HgT obtidas nos materiais de referência certificados, e suas respectivas taxas de recuperação.

Matriz	Método	Limite de detecção	Material de referência	N	Valor certificado	Valor obtido
Serapilheira	TDAAS	0,006	SRM 1515	3	0,0432 \pm 0,002	0,040 \pm 0,002
Vegetação	CVAAS	0,005	EnviroMAT SS2	4	0,28	0,25 \pm 0,01
Solo	CVAAS	0,003	EnviroMAT SS2	2	0,28	0,26 \pm 0,01
Invertebrados	CVAAS	0,009	IAEA-142	2	0,126 \pm 0,013	0,119 \pm 0,01
			DORM-2	2	4,47 \pm 0,032	4,464 \pm 0,03

Todas as concentrações estão representadas em mg.kg⁻¹.

REGISTROS FOTOGRÁFICOS



Figura 1 – Disposição das armadilhas tipo *pitfall* no ponto de coleta



Figura 2 - Coleta das amostras de invertebrados terrestres



Figura 3 - Secagem das amostras de solo para a determinação do pH e conteúdo de matéria orgânica

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, nós realizamos uma avaliação em larga escala da distribuição do Hg entre os compartimentos ambientais e do potencial de bioacumulação nas comunidades biológicas da planície de inundação do rio Araguaia. Os sedimentos de fundo apresentaram baixos níveis de poluição e risco ecológico, no entanto, a dependência espacial com a intensidade de uso do solo deve servir como um alerta para a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos da região. De fato, a análise de *hotspot* indicou os pontos prioritários para o acúmulo de Hg na água, sedimento e macrófitas na região sul da planície de inundação, caracterizada pelo intenso uso do solo para atividades agropecuárias. Além disso, todos os compartimentos avaliados apresentaram hotspots de acúmulo de Hg em lagos próximos dos municípios, o que pode ser justificado pela falta de saneamento básico e pelo fluxo intenso de barcos movidos à gasolina ou diesel. Os hotspots de acúmulo de Hg no perifíton, por sua vez, ocorreram na região norte, com a predominância de áreas naturais e elevada ocorrência de incêndios florestais, favorecendo a mobilização do Hg para esse compartimento. Entre as variáveis ambientais, o pH, transparência da água e o conteúdo de matéria orgânica influenciaram as concentrações de Hg na base da cadeia trófica.

Em relação aos peixes, a diferença das concentrações de Hg entre os níveis tróficos evidenciou o processo de biomagnificação ao longo da cadeia trófica. Nesse sentido, mesmo que a partição do Hg entre os compartimentos abióticos e bióticos pareça ser limitada na planície de inundação do rio Araguaia, o acúmulo de Hg na água e nos sedimentos de fundo influenciaram as concentrações na base da cadeia trófica, que devem afetar diretamente os padrões de bioacumulação nos peixes. Assim, apesar de apenas 13 indivíduos predadores apresentarem concentrações acima do limite recomendado pela ANVISA, a avaliação das concentrações de Hg em um maior número de espécimes e em diferentes períodos sazonais deverão auxiliar na compreensão dos possíveis riscos à saúde humana.

Nos ecossistemas terrestres, o conteúdo de matéria orgânica foi o principal fator que controlou a distribuição de Hg nos solos. A relação inversa entre as concentrações de Hg nos solos e nos invertebrados indicam a atuação dos solos como sumidouros de Hg, no entanto, a relação positiva das concentrações de Hg na serapilheira e nos invertebrados apontam a serapilheira como uma potencial fonte de Hg para as comunidades biológicas. Apesar da dificuldade de determinar padrões de acúmulo de Hg nos invertebrados, a bioacumulação significativa foi determinada na maioria das amostras, sendo significativamente superior em organismos essencialmente

predadores (e.g., Araneae). Considerando a dinâmica de inundação e a troca lateral de água entre o canal principal do rio, ecossistemas terrestres e lagos, o acúmulo de Hg nos compartimentos terrestres podem representar uma fonte importante desse metal para os ecossistemas aquáticos.

Portanto, nossos resultados foram importantes para identificar a influência das variáveis ambientais, da intensidade de uso do solo e das interações tróficas para a distribuição ambiental do Hg em diferentes compartimentos ambientais. Considerando a escassez de estudos sobre Hg no Cerrado e na planície de inundação do rio Araguaia, esses dados primários devem contribuir para o estabelecimento de valores de referência para a região, e subsidiar informações para futuras comparações. Por fim, nós reforçamos a importância da integração entre as análises estatísticas tradicionais e os métodos de análise espacial, evitando a omissão de padrões que dificilmente seriam observados utilizando exclusivamente um tipo de análise.