



UnB

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB PLANALTINA/ FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

YARA PAOLE LOPES DE PAIVA SODRÉ

**DINÂMICA DO MERCÚRIO EM SEDIMENTOS DE ÁGUA DOCE NO BRASIL:
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E ESTUDO DE CASO NO LAGO AMAZÔNICO
PURUZINHO**

BRASÍLIA – DF
2026



UnB

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB PLANALTINA/ FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

YARA PAOLE LOPES DE PAIVA SODRÉ

**DINÂMICA DO MERCÚRIO EM SEDIMENTOS DE ÁGUA DOCE NO BRASIL:
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E ESTUDO DE CASO NO LAGO AMAZÔNICO
PURUZINHO**

Dissertação de mestrado apresentada à banca de defesa do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Faculdade UnB Planaltina da Universidade de Brasília (UnB) como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental

Linha de pesquisa: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi

BRASÍLIA – DF
2026

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

YARA PAOLE LOPES DE PAIVA SODRÉ

**DINÂMICA DO MERCÚRIO EM SEDIMENTOS DE ÁGUA DOCE NO BRASIL:
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E ESTUDO DE CASO NO LAGO AMAZÔNICO
PURUZINHO**

Dissertação de mestrado apresentada à banca de defesa do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Faculdade UnB Planaltina da Universidade de Brasília (UnB) como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental

Linha de pesquisa: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi – Presidente
Universidade de Brasília

Prof. Dr. Luiz Fabricio Zara – Titular 1 – Membro Interno
Universidade de Brasília

Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos – Titular 2 – Membro Externo
Universidade Federal de Rondônia – UNIR

Pof. Dr. Ronaldo de Almeida – Membro Suplente
Universidade Federal de Rondônia – UNIR

FICHA CATALOGRÁFICA

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

LS679d Lopes de Paiva Sodré, Yara Paole
DINÂMICA DO MERCÚRIO EM SEDIMENTOS DE ÁGUA DOCE NO
BRASIL: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E ESTUDO DE CASO NO LAGO
AMAZÔNICO PURUZINHO / Yara Paole Lopes de Paiva Sodré;
orientador José Vicente Elias Bernardi. Brasília, 2026.
85 p.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) Universidade
de Brasília, 2026.

1. Biomas brasileiros. 2. Sedimentos de fundo. 3.
Poluição e contaminação por mercúrio. 4. Lago de planície de
inundação. 5. Amazônia. I. Elias Bernardi, José Vicente ,
orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus familiares e amigas pelo apoio durante toda a minha trajetória de estudos da educação básica aos dias atuais. O afeto entre nós é essencial.

À Faculdade UnB de Planaltina e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais pela oferta do curso.

Ao Laboratório de Geoestatística e Geodésia da FUP e ao meu orientador Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi pelo ensino, correções, acolhimento, paciência e orientação no tema.

Ao pesquisador Me. Lucas Cabrera Monteiro pelo ensino, amparo, direcionamento, paciência, contribuições e correções.

Aos professores doutores Luiz Fabricio Zara, Wanderley Rodrigues Bastos, Ronaldo de Almeida, pelo interesse no meu trabalho, correções, contribuições, ensino e presença na banca desde a minha qualificação.

Ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang C. Pfeiffer da Universidade Federal de Rondônia (UNIR) e aos seus integrantes por compartilharem os dados das análises geoquímicas realizadas no lago Puruzinho para elaboração do capítulo dois deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES pela concessão de bolsa de mestrado via Programa de Demanda Social da Plataforma Sucupira.

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
CAPÍTULO 1: Mercúrio em sedimentos de fundo em ambientes de água doce no Brasil:	
Revisão Bibliográfica.....	14
1. Introdução.....	15
2. Material e métodos.....	18
3. Resultados.....	20
4. Discussão.....	24
5. Conclusão.....	29
CAPÍTULO 2: O metano e o carbono orgânico controlam a distribuição espacial do mercúrio nos sedimentos de fundo de um lago de planície aluvial na bacia do rio Madeira (Amazônia ocidental).....	
1. Introdução	31
2. Material e métodos.....	34
3. Resultados.....	38
4. Discussão.....	42
5. Conclusão.....	45
6. Referências.....	48
7. Anexo.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Igeo - Índice de geoacumulação

CCC - Coeficiente de correlação cofenética

COT - Carbono orgânico total

HCA - Análise hierárquica de agrupamento

HgT - Mercúrio total

MO - Matéria orgânica

UNEP - United Nations Environment Programme

ASGM - Mineração Artesanal e de Pequena Escala de Ouro.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. Distribuição espacial dos valores de Igeo em sedimentos de fundo em biomas brasileiros.

Figura 2. Comparação entre as concentrações de mercúrio total em sedimentos de fundo em diferentes ambientes aquáticos.

Capítulo 2

Figura 1. Localização da área de estudo, mostrando sua localização em relação à América do Sul (a) e ao Rio Madeira (b), incluindo o plano de amostragem (c).

Figura 2. Análise de agrupamento hierárquico, com os agrupamentos indicados por cores no lado esquerdo da figura, e um mapa de calor das correlações de classificação de Spearman. O dendrograma resultante da análise de agrupamento é mostrado na Figura S1.

Figura 3. Krigagem ordinária das variáveis agrupadas de acordo com a análise de cluster hierárquica: (a) Cluster 1 — Hg, COT e metano; (b) Cluster 2 — Cr, Cu, Fe e Mn; (c) Cluster 3 — Pb; e (d) Cluster 4 — Zn. MAE: erro absoluto médio. RMSE: raiz do erro quadrático médio.

Figura 4. (a) Krigagem ordinária das concentrações de Hg e congruência espacial com (b) carbono orgânico total (COT) e (c) metano (CH₄). MAE: erro absoluto médio. RMSE: raiz do erro quadrático médio.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Índice de geoacumulação (Igeo) considerando as [hgt] em sedimentos de biomas brasileiros.

Resumo

A contaminação ambiental relacionada ao mercúrio é um problema global, devido à alta toxicidade do elemento e a capacidade de acumular-se nos seres vivos via biomagnificação. O histórico de emissões antrópicas e as condições climáticas regionais direcionam a distribuição espacial do elemento. A diversidade climática dos biomas brasileiros pode afetar a mobilidade do Hg em sedimentos de formas diferentes. A mineração de ouro no Brasil historicamente concentrada na Amazônia e no estado de Minas Gerais orientaram a localização de pesquisas as quais buscavam identificar locais contaminados. Dessa forma, a revisão bibliográfica desenvolvida no primeiro capítulo destinou-se a selecionar artigos os quais identificaram a concentração total de Hg [HgT] em sedimentos de fundo de ecossistemas de água doce (rios, riachos, reservatórios e lagos), a fim de georreferenciar os locais contaminados em biomas brasileiros e avaliar a poluição a partir do Índice de Geoacumulação (Igeo). Foram encontrados 27 artigos desenvolvidos na região de Mata Atlântica e outros 24 na Amazônia. Para os biomas Pantanal, Caatinga e Pampa não foram encontrados mais que três artigos por bioma. Entre os biomas brasileiros todos apresentaram níveis de contaminação > 2 considerada moderada, na Mata Atlântica 69,23% dos 65 pontos coletados e na Amazônia 50% dos 63 pontos apresentaram níveis de contaminação forte com valores de Igeo > 3. Para o Cerrado foi evidenciado o Igeo médio de 2.88. O estudo de caso no lago Puruzinho, avaliou em 23 amostras de sedimento de fundo através da krigagem ordinária, a distribuição espacial do Hg comparada a distribuição espacial dos metais (Fe, Mn, Cr, Cu e Zn), carbono orgânico total (COT) e CH₄. Foram aplicadas também estatísticas multivariadas, modelagem geoestatística e análises de congruência espacial para compreender a dinâmica do Hg no lago. A análise de agrupamento hierárquico agrupou as variáveis em 4 grupos. O Hg, COT e CH₄ aparecem juntos apresentando o mesmo padrão espacial, no centro do lago. De modo distinto na porção do lago mais próxima ao Rio Madeira, Fe, Mn, Cr e Cu surgem em conjunto. Os metais Pb e Zn exibem distribuição aleatória em grupos diferentes. A relação de congruência espacial pixel a pixel entre Hg e COT mostra concordância alta de 72% e de 92% para Hg e CH₄ revelou o CH₄ como forte preditor da retenção de Hg.

Palavras-chave: mercúrio; sedimento; bioma; processos diagenéticos; metano.

INTRODUÇÃO GERAL

Os processos de formação geológica, somado ao histórico de alterações climáticas de origem antropogênica, contribuíram substancialmente para a configuração do atual cenário de emergência climática mundial. Como consequência, os biomas brasileiros têm sido progressivamente impactados, de modo que quanto maior o grau de degradação ambiental do bioma, mais sensível ele se torna a novas perturbações (Coutinho, 2016). Nesse contexto, os desequilíbrios ambientais associados à contaminação por mercúrio (Hg) podem ocorrer de diferentes formas entre os biomas brasileiros, uma vez que fatores como hidrologia, tipo de solo, cobertura vegetal e dinâmica de matéria orgânica influenciam a mobilidade, a deposição e a retenção desse elemento no ambiente (Soares et al. 2024; Obrist et al., 2018).

A região norte do Brasil retém 68% disponibilidade hídrica do país, a área abriga o maior rio do mundo, o Rio Amazonas que fornece serviços ecossistêmicos imprescindíveis como a alta biodiversidade, mitigação do aquecimento global, navegação e pesca (Augusto et al. 2012; Araujo et al. 2023). O maior afluente do Rio Amazonas em termos de volume de água é o Rio Madeira, a dinâmica do Rio Madeira é marcada pelo legado das emissões de Hg, mineração de ouro, implementação de hidrelétricas e intensa desflorestação (Pfeiffer et al. 1991; Júnior et al. 2015; Lacerda et al. 2024). Nesse sentido, as transformações espaciais do ambiente são registradas historicamente nos sedimentos de fundo dos ecossistemas aquáticos, mediante processos químicos e biológicos (Esteves & Camargo, 2011; Power et al. 1992). Entre eles a acumulação dos oligoelementos emitidos de forma natural e antrópica (Palma et al. 2015). As emissões antrópicas de elementos-traço alteram a distribuição de oligoelementos em sedimentos de fundo, o acréscimo de partículas de origem alóctone oriundas da mineração, produções industriais e o incremento excessivo de fertilizantes no solo, afeta o ciclo natural desses elementos fomentando a poluição ambiental (Li et al. 2014; Garcia et al. 2016; Hsu et al. 2016).

O transporte dos elementos químicos para os ecossistemas aquáticos ocorre via escoamento superficial, lixiviação, deposição atmosférica e despejo direto de águas residuais (Owens et al. 2005; Zheng et al. 2008). Quando alcançam os corpos de água, os elementos podem ser fixados em sedimentos de fundo através da adsorção, precipitação e hidrólise (Morillo et al. 2002). A interface

sedimento-água reage sensivelmente às alterações ambientais, dessa maneira, ora os sedimentos de fundo atuam como sumidouros dos oligoelementos, ora quando perturbados liberam os elementos potencialmente tóxicos para a água disponibilizando os poluentes para a cadeia trófica aquática e, conseqüentemente, para as pessoas (Hua et al. 2016). Todo o ciclo é complexado devido à capacidade resistente e bioacumulativa dos oligoelementos (Guédron et al. 2014; Kumar et al. 2019).

Dessa forma, como exemplo dos elementos-traço encontrados em sedimentos de fundo temos: As, Cr, Cu, Cd e Hg (Kolarova & Napiórkowski, 2021). O Hg é considerado um dos elementos mais tóxicos, emitido predominantemente de forma antrópica pela produção industrial de metais não ferrosos, mineração de ouro artesanal, desmatamento, incêndios florestais, expansão agrícola e pelo uso de termelétricas (Fisher et al. 2023). Entretanto, existem emissões naturais de Hg quando ocorrem erupções vulcânicas e erosões do solo (Schneider et al. 2023), a depender das características (históricas, ambientais e socioeconômicas) de cada ambiente que podem favorecer ou não a emissão, ciclagem, reemissão e remobilização do elemento (Outridge et al. 2018; Fisher et al. 2023). Exemplo disso pode ser observado no Rio Madeira, onde a mineração artesanal recente remobiliza o Hg depositado historicamente de forma antrópica (Balzino et al. 2015). Há também, o aumento da metilação microbiana por conta de alterações no pH, na quantidade de oxigênio dissolvido e no tipo de matéria orgânica presente nos sedimentos (Paranjape e Hall, 2017). Todos esses fatores afetam a biodisponibilidade do Hg e facilitam a bioacumulação ao longo de toda cadeia trófica (Doğan & Kumbur 2009; Berky et al. 2018; Nyholt et al. 2022).

Nesse sentido, as mudanças climáticas globais também exercem pressões nos ciclos biogeoquímicos (Chapin et al. 2002; Selin 2009). Tanto que as políticas sobre a distribuição do Hg receberam atenção especial em um tratado internacional, a Convenção de Minamata (UNEP, 2019) e que o Brasil é signatário. Os sedimentos são reservatórios Hg, pois esse ambiente fornece as condições ideais para sobrevivência de microorganismos responsáveis por transformar o Hg em metilmercúrio (Ji et al. 2016). Por isso, esse compartimento é comumente utilizado em avaliações dos níveis de contaminação em ecossistemas aquáticos continentais (Portela et al. 2020). Tendo isso em vista, o objeto de estudo com maior enfoque

neste trabalho é o elemento Hg, encontrado em sedimentos de fundo de ecossistemas de água doce no Brasil.

A relação espacial do Hg com variáveis ambientais, por exemplo, foi determinada por métodos geoestatísticos, como a krigagem e a cokrigagem (Almeida et al. 2014; Monteiro et al. 2023). A ferramenta geoestatística krigagem considera a covariância espacial entre variáveis que tenham demonstrado interdependência, a partir do modelo matemático semivariograma para estimar valores em locais não amostrados e avaliar o grau de aleatoriedade da distribuição de uma variável, a dependência espacial (Yamamoto e Landim, 2013; Bernardi et al. 2015). Já a cokrigagem realiza as estimativas com base na autocorrelação de dados de variáveis independentes com uma única variável dependente (Landim et al. 2002). A ferramenta Cokrigagem permite a análise espacial de mais de uma variável correlacionada espacialmente, através da covariância cruzada, esse processo considera o conjunto de variáveis para melhorar as estimativas de correlação e compreensão do fenômeno espacial (Landim et al. 2002). Sendo possível inferir a interpolação espacial dos dados que apresentam forte correlação espacial (Landim et al. 2002; Yamamoto e Landim, 2013).

Assim, este trabalho está organizado em dois capítulos. O primeiro se dedica a uma revisão bibliográfica de estudos que mediram a concentração de Hg em sedimentos de fundo de biomas brasileiros para compreender as alterações das concentrações de Hg em lagos, rios, riachos e reservatórios. Para descrever possíveis padrões de distribuição do Hg no Brasil, foi investigado nesses estudos as lacunas do tema bem como as possíveis implicações causadas pela contaminação de Hg nos ambientes e indivíduos. O segundo capítulo, planeja analisar a autocorrelação espacial do Hg com carbono orgânico total (COT) e metano (CH₄) utilizando análises estatísticas tradicionais e ferramentas geoestatísticas para determinar o fluxo natural do Hg no lago Puruzinho, localizado na Amazônia Ocidental.

CAPÍTULO 1 - MERCÚRIO EM SEDIMENTOS DE FUNDO EM AMBIENTES DE ÁGUA DOCE NO BRASIL: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Resumo

Os sedimentos de fundo de ecossistemas de água doce abrigam registros geoquímicos de mobilidade do mercúrio. Por conta das transformações na paisagem o acúmulo do metal nos sedimentos foi historicamente modificado, as intensas emissões antrópicas alteraram a distribuição espacial de Hg globalmente, dessa forma, a toxicidade do elemento polui o ambiente e através da biomagnificação contamina os seres vivos. As condições climáticas regionais também influenciam a mobilidade de Hg no ambiente, sendo assim, entre os seis biomas brasileiros é possível observar um comportamento espacial distinto do elemento. Entretanto, ao georreferenciar estudos de sedimentos realizados no Brasil algumas lacunas amostrais foram encontradas. Esta revisão resgatou 65 locais amostrados no bioma Mata Atlântica, 63 para Amazônia e outros 25 no Cerrado. De fato para os biomas Pantanal, Pampa e Caatinga apenas 6 artigos foram recuperados das bases de dados *Web Of Science* e *Google Acadêmico*. A avaliação da poluição de acordo com Índice de Geoacumulação (Igeo) apresentou poluição moderada com valores >2 para todos os biomas. Os possíveis fatores responsáveis pelo padrão espacial encontrado são discutidos nesta revisão.

Palavras-chave: sedimentos de fundo; contaminação; distribuição de Hg; esforço amostral.

Abstract

Freshwater bottom sediments harbor geochemical records of mercury mobility. Due to landscape transformations, the accumulation of the metal in sediments has been historically modified; intense anthropogenic emissions have altered the global spatial distribution of Hg. Thus, the element's toxicity pollutes the environment and, through biomagnification, contaminates living beings. Regional climatic conditions also influence Hg mobility in the environment; therefore, a distinct spatial behavior of the element can be observed among the six Brazilian biomes. However, when georeferencing sediment studies conducted in Brazil, some sampling gaps were

found. This review retrieved 65 sampled locations in the Atlantic Forest biome, 63 for the Amazon, and another 25 in the Cerrado. In fact, for the Pantanal, Pampa, and Caatinga biomes, only 6 articles were retrieved from the Web of Science and Google Scholar databases. Pollution assessment according to the Geoaccumulation Index (Igeo) showed moderate pollution with values >2 for all biomes. The possible factors responsible for the spatial pattern found are discussed in this review.

Keywords: bottom sediments; contamination; Hg distribution; sampling effort.

1. INTRODUÇÃO

As extensões geográficas que apresentam uniformidade por possuírem similaridade na fauna, vegetação, fitofisionomias, solo e clima, são agrupadas em biomas (Coutinho 2006). O território brasileiro de acordo com a classificação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) atualizada em 2019 é disposto em seis biomas continentais: Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal, Pampa e o Sistema Costeiro-Marinho. Dessa maneira, os desequilíbrios ambientais podem afetar cada bioma de forma diferente, visto que, o estado de conservação de cada bioma pode influenciar na resistência às mudanças climáticas (Coutinho 2016). Por isso, compreender as diferentes respostas espaciais do mercúrio (Hg) frente aos diferentes biomas brasileiros pode fornecer informações relevantes para ações de despoluição (Obrist et al. 2018; Soares et al. 2024).

A poluição mundial de Hg é o resultado de um histórico de emissões de Hg de fontes naturais e principalmente antrópicas (Fisher et al. 2023). Os sedimentos de fundo têm papel relevante no ciclo biogeoquímico do Hg, eles podem atuar como sumidouros de íons Hg^{2+} presentes na água que são atraídos por adsorção para a superfície dos sedimentos (Siqueira & Aprile 2012). Entretanto, o processo de reemissão do mercúrio pode ocorrer quando desequilíbrios ecológicos modificam os padrões das variáveis ambientais aquáticas como: pH, temperatura, matéria orgânica e atividade microbiana de metilação, quando ocorre, os sedimentos de fundo tornam-se mais uma fonte de emissão de Hg para o ambiente (Siqueira & Aprile 2012).

O extrativismo exploratório de minérios na América Latina realizado por colonizadores desde o século XVI modificou as paisagens naturais, para os séculos

seguintes, o emprego de tecnologias modernas possibilitou a extração de minérios em escala industrial, os resíduos da mineração formaram imensas pilhas de rejeitos e barragens sem valor comercial (Aráoz 2020; Neri 2023). No Brasil, as atividades industriais realizadas nas Regiões Sul e Sudeste foram responsáveis pela maior parte das emissões antrópicas de Hg a partir da década de 1940, substituídas pela mineração do ouro a partir de 1970 (Lacerda, 1997), especialmente na região da Amazônia (Nevado et al., 2010; Pinto et al., 2019; Crespo et al., 2021). A região do Quadrilátero Aquífero Ferrífero em Minas Gerais, composta majoritariamente pelo bioma Cerrado, também foi foco da mineração de ouro e ferro, a ausência de práticas ecológicas na extração mineral em todo país contribuiu para elevadas concentrações de Hg nos ambientes aquáticos (Cesar et al., 2011; Rhodes et al., 2018; Neri 2023).

Devido a isso, foram desenvolvidas diretrizes de qualidade ambiental e índices de poluição baseados em valores de referências para os sedimentos de fundo, que servem como indicadores de contaminação local e dos riscos associados às comunidades biológicas aquáticas (CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment, 2003; Saroop e Tamchos 2021). Ainda assim, a reemissão de Hg via queimadas e desmatamento e a construção de barragens a qual facilita a modificação de íons de Hg em metilmercúrio demonstram ser fontes de intensificação do acúmulo de Hg em ecossistemas aquáticos brasileiros (Oestreicher et al., 2017, Pestana et al., 2019).

Há também, trabalhos os quais analisaram a contaminação por Hg via sedimentos de fundo, realizados no Brasil, em que os resultados apontam para um aumento da poluição por Hg devido a atividades agrícolas, desmatamento, mineração e implementações de barragens (Brabo et al. 2003; Cesar et al. 2011; Oliveira et al. 2015). Tais intervenções são responsáveis pelo acúmulo de poluentes no ambiente, especialmente o Hg, que devido a sua alta toxicidade, elevada persistência ambiental e poder bioacumulativo, em sua forma metilada (MeHg), provoca impactos negativos na biota aquática (Miserendino et al. 2018; Gomes et al. 2019). Com isso, a emissão antropogênica de Hg supera substancialmente as taxas de mobilização natural via intemperismo de rochas e gases de erupções vulcânicas (Outridge et al. 2018).

Dessa forma, a disponibilidade de Hg inorgânico em sedimentos de fundo de rios, lagos, riachos também foi modificada (Domagalski 2001; Udodenko et al. 2018). Esse compartimento é um ambiente favorável às transformações químicas do Hg em sua forma mais tóxica e biodisponível, metilmercúrio (MeHg ou CH₃Hg⁺) (Zillioux et al. 1993), bioacumulável em peixes e neurotóxico em humanos. Crianças e mulheres grávidas são consideradas como grupos de risco. Os processos de metilação são feitos por microrganismos presentes nos sedimentos que convertem o Hg inorgânico em metilmercúrio (MeHg) (Coelho et al. 2006). Por consequência, as condições ideais para atividade microbiana influenciam diretamente a produção de MeHg (Johnson et al. 2015; Si et al. 2015). O tipo de ambiente aquático também caracteriza o sedimento e as reações que o elemento-traço pode realizar, sendo possível encontrar diferenças nas concentrações de Hg em lagos e rios (Vdović et al. 2021). A título de exemplo, em um reservatório impactado pela deposição atmosférica causada pelo tráfego de veículos e pela agricultura, a deposição de Hg é maior nos trechos lânticos (Portela et al. 2020).

Em 2013 foram propostas regulamentações e metas internacionais para o controle da poluição por Hg (UNEP - United Nations Environment Programme, 2019; Yoshino et al. 2021). Nesse contexto, o monitoramento ambiental da contaminação por Hg é uma das ferramentas necessárias para orientar o controle da poluição (Martoredjo et al 2024). Nas últimas décadas, diversos estudos avaliaram os níveis de contaminação e o ciclo biogeoquímico do Hg no Brasil, devido às dimensões continentais do país, estes estudos são dispersos temporal e espacialmente. Faltam estudos que sintetizam estes dados, indicando as principais fontes e os pontos de contaminação.

Desse modo, o presente artigo de revisão bibliográfica tem como objetivo: (i) realizar um levantamento das concentrações de Hg total (HgT) em sedimentos de fundo de ecossistemas de água doce (rios, riachos, lagos e reservatórios) de biomas brasileiros; e (ii) avaliar a contaminação dos sedimentos baseado no índice de geoacumulação e diretrizes de qualidade ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ESTRATÉGIAS DE BUSCA

Foram adotadas duas estratégias para a busca de artigos: (i) busca na base de dados *Web of Science*, foi realizada sem restrição temporal, através do comando Título = (mercur* OR Hg) OR (“heavy metal*” OR “trace element*”) AND Tema = ((mercur* OR Hg) AND (sediment) AND (brazil OR brasil) AND (lake OR pond OR reservoir OR river OR stream OR freshwater OR wetland)); e (ii) busca manual no *Google Scholar* (“metal pesado*” OR oligoelemento OR “elemento traço*”) AND (mercur* OR Hg) AND (sedimento) AND (Brasil) AND (lago OR lagoa OR reservatório OR rio OR riacho OR água doce OR zona húmida)) e nas referências dos artigos no dia 6 de março de 2024.

2.2. CRITÉRIOS DE INCLUSÃO E EXCLUSÃO

Após a leitura dos títulos e resumos, para a seleção dos estudos foram estabelecidos os seguintes critérios: (i) artigos científicos publicados em periódicos com revisão por pares, que avaliaram as concentrações de Hg nos sedimentos superficiais de ecossistemas de água doce no Brasil. Para estudos os quais avaliaram ecossistemas fluviais e costeiros, foi considerado apenas trechos fluviais sem influência dos ambientes costeiros; (ii) os artigos deveriam apresentar os valores médios ou medianos das concentrações de Hg; (iii) em estudos que determinaram as concentrações de Hg em diferentes granulometrias, foi considerada a mais próxima de 60 e 75µm, referente à fração silte-argila; e (iv) os estudos selecionados apresentaram pesquisa original, revisões, meta-análises e artigos de caráter puramente analítico foram excluídos.

A fim de dar mais fidedignidade aos dados, para pontos coletados no mesmo local em anos distintos somente o valor de [HgT] mais recente foi considerado para realização das análises estatísticas, contudo as variações das [HgT] são relatadas em material suplementar. Visto que, parte dos trabalhos não fornecem o par de coordenadas para cada ponto de amostragem, os pontos de coleta onde não foi possível encontrar uma aproximação adequada para estimar as variáveis de latitude e longitude foram excluídos. Tal exclusão se deu após intensa investigação manual nos artigos e contato com os autores, parte deles não retornaram. As aproximações cabíveis foram realizadas com as ferramentas *Google Maps* e *Google Earth Pro*, para isso foi considerada a descrição da área de estudo apresentada pelos pesquisadores nos artigos selecionados.

Além disso, as demais informações ([HgT] Média/Mediana, [HgT] DP, [HgT] Mín, [HgT] Máx, ano, potenciais fontes de Hg no entorno, bioma, estado, tipo de ambiente, parâmetros avaliados, bacia hidrográfica, tipo de secagem realizada nas amostras e granulometria), ano de coleta, região, presença de mineração, também foram extraídas, o conjunto de variáveis está descrito no material suplementar.

2.3. AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO NOS SEDIMENTOS Igeo

Foram extraídos manualmente de cada um dos artigos os valores para as variáveis: [HgT] Média/Mediana, [HgT] DP, [HgT] Mín e [HgT] Máx. Bem como as coordenadas geográficas para possibilitar a visualização espacial dos dados. Além disso, o ano em que foram realizados os trabalhos, as potenciais fontes de Hg no entorno, bioma, estado, tipo de ambiente, parâmetros avaliados, bacia hidrográfica, tipo de secagem realizada nas amostras e granulometria.

Os valores da concentração de HgT de cada ponto de coleta são comparados com o valor de referência $0,056 \text{ mg kg}^{-1}$ para *upper crust* (UC) conforme a estimativa da composição da crosta continental superior que considera a proporção de 40 ppb^x para Hg (Wedepohl, 1995). O índice de geoacumulação (Igeo) foi calculado para aferir o nível de poluição em cada ambiente, através da seguinte fórmula:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 B_n} \right)$$

Em que C_n é a concentração HgT de cada ponto amostral e B_n é o valor de referência (Muller, 1979). O fator de 1,5 é aplicado para incluir possíveis variações devido aos efeitos litogênicos. Mais informações sobre a interpretação e classificação dos sedimentos conforme o Igeo estão disponíveis no material suplementar. Os dados das concentrações médias de Hg foram submetidos ao teste de Kolmogorov-Smirnov ($n > 50$) para análise da normalidade. O teste Kruskal-Wallis foi utilizado para realizar comparações entre as médias da [HgT] a fim de analisar sua distribuição.

2.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Gráficos *boxplot* foram utilizados para representar as concentrações de HgT. As análises e gráficos foram feitos utilizando a versão gratuita de teste do software GraphPad Prism 8.0.1. (GraphPad Software, San Diego, EUA) e *Excel Online* (Microsoft Corporation, 2024). Para confecção do mapa onde foi apresentado o índice de geoacumulação em sedimentos de biomas brasileiros foi utilizado o ArcMap 10.8.

3. RESULTADOS

Avaliação da contaminação de Hg em sedimentos baseado no índice de Geoacumulação (*Igeo*)

Ao realizar a busca foram recuperados da base de dados *Web of Science* 186 artigos e do *Google Scholar* 150, após a leitura dos resumos de todos os artigos recuperados, parte deles foram apurados para leitura completa resultando na seleção de 64 trabalhos com total de 166 pontos amostrais. Os trabalhos selecionados foram publicados no período de setembro de 1994 a 6 de março de 2024 (data da busca).

Os dados do *Igeo* na **Figura 1** revelam diferentes níveis de contaminação de Hg entre os biomas brasileiros. Os biomas que apresentam a maior quantidade de artigos publicados e de pontos coletados são a Mata Atlântica e a Amazônia. Considerando o valor de *Igeo* > 3 os pontos críticos de contaminação correspondem a áreas impactadas pela mineração, sendo a Amazônia a região com *hotspots* críticos de mineração de ouro artesanal e em pequena escala (ASGM) e a Mata Atlântica com contaminação intensa oriunda de várias fontes poluidoras como a mineração, desmatamento, incêndio, esgoto, agropecuária, tráfego, urbanização, agricultura, água residual e indústria. Parte dos artigos coletaram amostras em mais de um bioma considerando a classificação por município do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2024). A **Figura 2** representa a distribuição espacial dos valores de *Igeo* encontrados em biomas brasileiros.

Tabela 1 – ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO (*Igeo*) CONSIDERANDO AS [HgT] EM

SEDIMENTOS DE BIOMAS BRASILEIROS.

Biomass	Qtd. de artigos	Pontos de coleta	Igeo Médio	% Contaminação Forte (Igeo > 3)	Igeo Máx	Igeo Mín	Observações
Cerrado	11	25	2.88	23.08%	3.39	2.20	Contaminação moderada predominante
Mata Atlântica	27	65	3.20	69.23%	4.39	2.28	Hotspots críticos (garimpo)
Amazônia	24	63	3.03	50.00%	4.31	2.44	Hotspots críticos (garimpo)
Pantanal	1	2	2.64	0.00%	2.73	2.54	Necessita mais amostras
Pampa	3	9	3.00	55.56%	3.34	2.74	Necessita mais amostras
Caatinga	2	2	3.05	50.00%	3.67	2.43	Necessita mais amostras

Figura 1 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS VALORES DE IGEO EM SEDIMENTOS BRASILEIROS

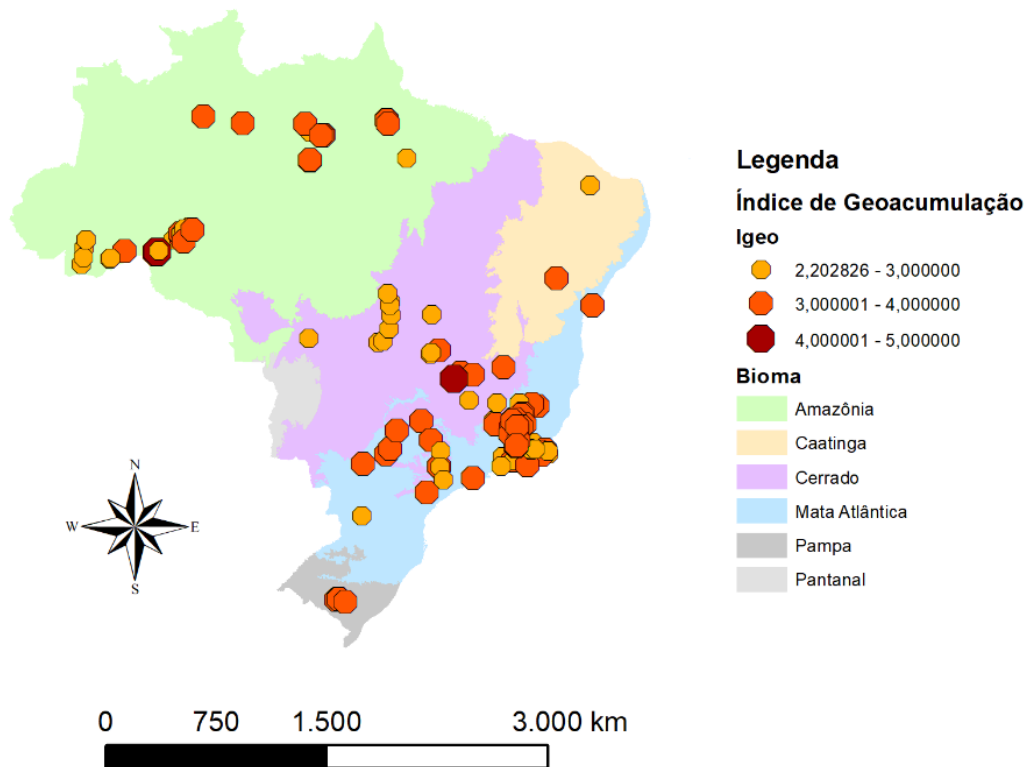


Figura 1. Os pontos representam os locais de amostragem, classificados de acordo com os valores do índice de geoacumulação (Igeo), indicando diferentes níveis de contaminação por mercúrio (Hg). As cores dos pontos correspondem às classes de Igeo, variando de moderado (laranja) a extremamente contaminado (vermelho). Os biomas brasileiros estão representados por diferentes cores de fundo: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal.

Levantamento das concentrações de mercúrio total (HgT) em sedimentos superficiais de rios, riachos, lagos e reservatórios de biomas brasileiros

Entre os 55 pontos de coleta encontrados em lagos, 34 deles estão presentes no bioma Amazônico, 8 na Mata Atlântica, 8 no Cerrado, 3 no Pampa, 2 no Pantanal e na Caatinga não foram encontrados pontos de coleta em lagos. Dessa maneira, a distribuição espacial observada limitou a realização de comparações entre as concentrações de Hg encontradas em lagos e seus biomas correspondentes. Ao considerar os demais ambientes aquáticos (rios, riachos e reservatórios) e seus respectivos biomas foi encontrada a mesma desproporção no padrão de distribuição. Devido a isso foi necessário agrupar os valores de [HgT] em tipos de ambiente aquático sem diferenciação dos biomas pertencentes para fins de

comparação.

A **Figura 2** representa a análise da média da concentração de Hg total [HgT] por ambiente em ng.g^{-1} (Log_{10}). O teste de Kruskal–Wallis revelou diferenças significativas nas concentrações de Hg total entre os ambientes aquáticos ($H = 17,84$; $p = 0,0005$). O pós-teste de Dunn indicou que os riachos apresentaram concentrações significativamente maiores de Hg total em comparação aos rios ($p = 0,0029$) e aos lagos ($p = 0,0004$), enquanto não foram observadas diferenças significativas entre rios, lagos e reservatórios.

Concentrações elevadas de HgT foram encontradas na Mata Atlântica e pertencem ao estado de MG, o Córrego Rico (riacho) [HgT] $2040,00 \text{ ng.g}^{-1}$ no Rio São Francisco; seguido do Rio Gualaxo do Norte com [HgT] $531,0 \text{ ng.g}^{-1}$; Córrego Antônio Pereira (riacho) no Rio Doce [HgT] $512,22 \text{ ng.g}^{-1}$; Córrego Rico (riacho) no Rio Paraíba do Sul [HgT] $461,27 \text{ ng.g}^{-1}$; Córrego Ronca (riacho) no Rio Ribeirão Grama [HgT] $420,00 \text{ ng.g}^{-1}$ e Córrego Rio do Carmo (riacho) no Rio Doce [HgT] $364,00 \text{ ng.g}^{-1}$ (Windmoeller et. al. 2007; César et. al. 2010; Tinôco et. al. 2010; Rezende et. al. 2011; Santolin et. al. 2015; Rhodes et. al. 2018). No bioma Amazônico também foram encontrados valores altos de [HgT], no Rio Madeira [HgT] $1705,88 \text{ ng.g}^{-1}$ e no Rio Mutum-Parana seu afluente [HgT] $1702,86 \text{ ng.g}^{-1}$ (Reuther 1994).

Os valores mais altos de Hg são encontrados em trabalhos que citam a mineração de ouro como única ou uma das principais fontes de poluição no Rio Madeira, RO, [Hg] $1705,88 \text{ ng.g}^{-1}$ (Reuther 1994). Mineração e outras fontes como o garimpo, mineração, desmatamento, incêndio, esgoto, rodovia, agropecuária, tráfego, urbano, agricultura, água residual e indústria (Córrego Rico MG [Hg] $2040,00 \text{ ng.g}^{-1}$). Outras fontes fertilizantes, urbano, hidrelétrica, represamento, desmatamento, esgoto, indústria, agricultura e agropecuária (Rio Grande SP [Hg] $1230,00 \text{ ng.g}^{-1}$).

Figura 3 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO TOTAL EM SEDIMENTOS DE FUNDO EM DIFERENTES AMBIENTES AQUÁTICOS

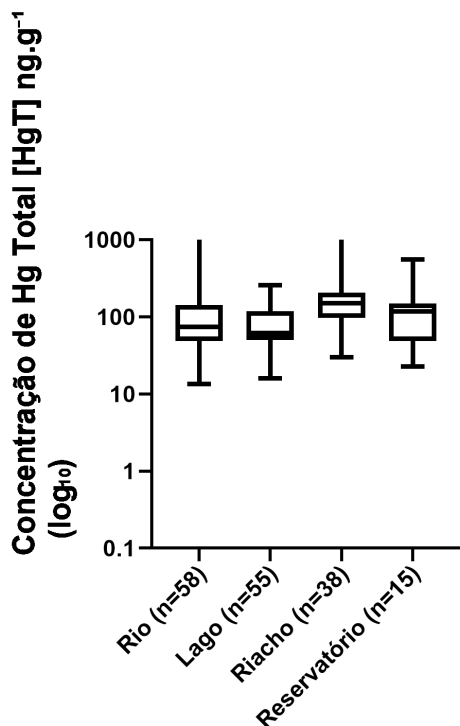


Figura 2. Levantamento das concentrações de Hg total [HgT] ng.g^{-1} em sedimentos superficiais de lagos, rios, riachos e reservatórios. As caixas representam os quartis (Q1–Q3), a linha central indica a mediana e os bigodes representam os valores mínimo e máximo. Diferenças entre os grupos foram avaliadas pelo teste de Kruskal–Wallis, seguido do pós-teste de Dunn ($p < 0,05$). O eixo Y está apresentado em escala logarítmica (base 10).

4. DISCUSSÃO

O Avaliação da contaminação por Hg em sedimentos baseado no índice de Geoacumulação (Igeo) em sedimentos de biomas brasileiros

A avaliação da contaminação por Hg em sedimentos com base no Índice de Geoacumulação (Igeo) em biomas brasileiros evidencia a influência de fontes antrópicas históricas e atuais, bem como das características ambientais regionais, sobre os níveis de contaminação observados. Os valores médios de Igeo indicam que todos os biomas avaliados apresentam, ao menos, contaminação moderada, com médias variando entre 2,64 e 3,20. Esse padrão sugere que a contaminação por Hg em sedimentos de fundo não é um fenômeno pontual, mas amplamente distribuído nos biomas brasileiros conforme a **Figura 1**, ainda que com intensidades

distintas. A predominância de valores médios próximos ao limiar entre contaminação moderada e forte reforça a necessidade de atenção contínua, especialmente em biomas com maior pressão antrópica histórica (Souza et. al. 2012; Miserendino et. al. 2017).

A Mata Atlântica destaca-se como o bioma com maior Igeo médio (3,20), maior percentual de contaminação forte (69,23%) e valores máximos elevados (Igeo = 4,39), configurando-se como o principal *hotspot* nacional de contaminação por Hg em sedimentos. A distribuição espacial no mapa confirma a concentração de pontos críticos nesse bioma, fortemente associada a áreas historicamente impactadas por mineração, industrialização e urbanização intensa (Windmoeller et. al. 2007; César et. al. 2010; Tinôco et. al. 2010; Rezende et. al. 2011; Santolin et. al. 2015; Rhodes et. al. 2018).

De forma semelhante, a Amazônia apresenta Igeo médio elevado (3,03) e 50% dos pontos classificados como fortemente contaminados, com valores máximos comparáveis aos da Mata Atlântica (Igeo = 4,31). A sobreposição espacial de pontos com Igeo elevado em áreas conhecidas por atividades garimpeiras reforça o papel da mineração como principal vetor de enriquecimento de Hg, além de indicar a persistência do contaminante nos sedimentos mesmo após a redução ou interrupção de atividades minerárias em algumas regiões. Na região Norte, o Rio Madeira e o Rio Mutum-Paraná, em Rondônia, alcançaram níveis de forte poluição, com valores de Igeo superiores a 4 no ano de 1991, associados a concentrações de HgT de 1705,88 ng.g⁻¹ e 1702,86 ng.g⁻¹, respectivamente. Esses resultados indicam elevada mobilidade do Hg na região e potencial de propagação do contaminante (Reuther 1994). Ainda na Amazônia, lacunas geográficas importantes podem ser observadas nos estudos que identificaram concentrações de Hg em sedimentos, o trabalho de Carvalho et. al. (2023) demonstra resultado semelhante ao avaliar a desigualdade na cobertura da pesquisa ecológica amazônica.

O Cerrado apresenta Igeo médio de 2,88, com predominância de contaminação moderada, porém com valores máximos próximos à classe de contaminação forte (Igeo = 3,39). Esse comportamento sugere que o bioma atua como uma zona de transição, onde diferentes fontes poluidoras de Hg como a urbanização, agricultura intensiva, expansão de infraestrutura e mineração pontual

contribuem para o enriquecimento de Hg em sedimentos. A dispersão espacial dos pontos no mapa indica que a contaminação está distribuída de forma mais difusa (Remor et al. 2018; Monteiro et al. 2021; Monteiro et al. 2024).

No bioma Pampa, estudos realizados na década de 1990 demonstraram comportamento mais expressivo do Hg em riachos impactados pela mineração de ouro. Cinco riachos localizados em Lavras do Sul apresentaram valores de Igeo superiores a 3, caracterizando contaminação forte, enquanto o Rio Camaquã, afetado pelas mesmas fontes, apresentou contaminação moderada (Igeo = 2,76). Além da mineração, fatores como características do solo, desmatamento e incêndios em pastagens exerceram pressão adicional sobre esses sistemas aquáticos (Pestana et al. 2000; Pestana & Formoso 2003). Nesse contexto, a relação entre a distribuição espacial do Hg e o carbono orgânico total foi discutida como complexa e multifatorial, envolvendo fontes de poluição, hotspots de Hg, clima, hidrologia e características ambientais regionais, como formação dos solos e intemperismo das rochas (Silva et al. 1993; Pestana et al. 2000; Pestana & Formoso 2003).

Apesar do número reduzido de estudos disponíveis para o bioma Pampa, o que limita generalizações sobre o comportamento do Hg na região Sul, os trabalhos analisados indicaram níveis de contaminação predominantemente moderados, próximos a valores de Igeo iguais a 3.

No bioma Caatinga, dois estudos apontaram a contaminação por Hg como resultado de ações antrópicas associadas à presença de matéria orgânica, em ambientes distintos. No estado do Ceará, em ambiente lêntico, o Reservatório do Castanhão — utilizado para a criação de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em gaiolas — apresentou como principal fonte de Hg a ração utilizada na piscicultura e na criação de camarões, sendo o impacto considerado menor quando comparado a outras fontes antrópicas presentes na bacia do rio Jaguaribe (Oliveira et al. 2015). Em ambiente lótico, no estado da Bahia, as concentrações de HgT no rio Itapicuru-Mirim foram associadas ao histórico de mineração de ouro e à urbanização da região. Os valores encontrados não excederam a classificação de moderadamente poluído segundo o Igeo, em função da desativação parcial dos garimpos locais (Santos et al. 2020).

A comparação entre biomas evidencia que biomas com maior densidade amostral tendem a apresentar maior variabilidade de Igeo, incluindo valores extremos. Isso indica que o aumento do esforço amostral melhora a representatividade espacial. A predominância de valores de Igeo ≥ 2 em todos os sedimentos de biomas brasileiros analisados têm potencial para mobilizar o Hg para a coluna d'água e para a biota. Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de programas de monitoramento de longo prazo que integre o Igeo a outros indicadores geoquímicos e biológicos.

Levantamento das concentrações de mercúrio total (HgT) em sedimentos superficiais de rios, riachos, lagos e reservatórios de biomas brasileiros

O levantamento das concentrações de mercúrio total (HgT) em sedimentos superficiais de rios, riachos, lagos e reservatórios em biomas brasileiros revela forte concentração de estudos na região Sudeste, especialmente nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro. Conforme apresentado na **Tabela 1**, 27 trabalhos foram desenvolvidos em áreas de Mata Atlântica, possivelmente em função da facilidade de acesso aos pontos de amostragem via estradas, da expansão urbana às margens dos rios e da elevada influência da poluição urbana e industrial. Além disso, em 2010, 73,3% da produção científica brasileira concentrou-se nas regiões Sul e Sudeste, que reuniam 57,7% dos pesquisadores do país, com destaque para o estado de São Paulo, refletindo maior investimento em infraestrutura científica (Chiarini et al. 2014).

Embora a Mata Atlântica apresente os maiores valores absolutos de HgT e maior cobertura geográfica amostral (Windmoeller et al. 2007; César et al. 2010; Tinôco et al. 2010; Rezende et al. 2011; Santolin et al. 2015; Rhodes et al. 2018), a Amazônia apresenta características específicas que influenciam o ciclo biogeoquímico do Hg. Fatores como variação dos valores de *background*, histórico de mineração de ouro com uso de Hg, extensão territorial, lacunas geográficas de amostragem e características de formação dos solos aumentam a complexidade das investigações na região (Carvalho et al. 2023; Martoredjo et al. 2024). Entre os biomas analisados, a Amazônia configura-se como o segundo mais representado

em número de amostragens.

Apesar da concentração de investimentos em pesquisa no Sul e Sudeste, o bioma Cerrado apresenta número expressivo de estudos que relatam concentrações de HgT em sedimentos. Na região Sul, correspondente à Mata Atlântica, estudos realizados nos rios Pelotas (RS) e Iguaçu (PR) registraram concentrações de HgT de 37,00 ng.g⁻¹ em 1998 e 48,70 ng.g⁻¹ em 2014, respectivamente. Ambos os valores encontram-se abaixo do limite de 170 ng.g⁻¹ estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012, indicando baixo potencial de risco à vida aquática à época das amostragens (Plawiak et al. 2006; Remor et al. 2018). Contudo, considerando o avanço da urbanização e o enriquecimento natural de Hg, especialmente no rio Iguaçu, novas análises integradas seriam necessárias para reavaliar o risco atual.

Ambientes lênticos da Mata Atlântica, como a Lagoa Garça e a Lagoa dos Patos, apresentaram concentrações de HgT superiores às dos rios em 2011, esses resultados são atribuídos às características lênticas, ao histórico de mineração de ouro com uso de Hg, à influência do fenômeno *El Niño* nos pulsos de inundação e à queima de cana-de-açúcar (Remor et al. 2015). Valores semelhantes foram observados em três lagos do bioma Pampa, avaliados entre 2002 e 2005, associados à expansão urbana e não à mineração (Mirlean et al. 2005).

Os biomas Pantanal e Caatinga, assim como a Região Nordeste, apresentaram o menor número de estudos, o que pode estar relacionado à concentração da produção científica no Sul e Sudeste, bem como à menor disponibilidade de ambientes de água doce e menor atratividade histórica para a mineração de ouro com uso de Hg. No Nordeste, o Alto Rio Parnaíba (PI), localizado no bioma Cerrado, apresentou concentração de 13,40 ng.g⁻¹ associada à urbanização e à ausência de saneamento básico (Remor et al. 2018). Em contraste, o rio Joanes (BA), em área de Mata Atlântica, apresentou concentração de HgT de 338,00 ng.g⁻¹, atribuída principalmente à urbanização (Carvalho et al. 2023).

No conjunto de 166 estações de coletas analisadas, 103 tiveram suas coordenadas geográficas estimadas a partir da descrição das áreas de estudo. A disponibilização dessas informações em material suplementar é fundamental para o

mapeamento preciso da contaminação, replicação dos estudos e agilização de revisões futuras (Leady & Gottgens 2001; Hylander et al. 2006; Rezende et al. 2011; Monteiro et al. 2024).

Apesar das diferenças metodológicas entre os estudos — incluindo preparo das amostras, técnicas analíticas e profundidade de coleta —, tais variações não comprometem a comparação das concentrações de HgT. Trabalhos como Rezende et al. (2011) e Monteiro et al. (2021) demonstram que diferentes abordagens analíticas produzem resultados comparáveis quando contextualizados às fontes de contaminação locais. O mesmo se aplica a estudos em reservatórios conduzidos por Portela et al. (2020) e Hylander et al. (2006). Abordagens bem documentadas favorecem a democratização do conhecimento sendo essenciais para o avanço do mapeamento do Hg em sedimentos de fundo e para o monitoramento de longo prazo da contaminação por Hg em sedimentos.

5. CONCLUSÃO

Este trabalho evidencia que a contaminação por Hg é uma realidade disseminada nos sedimentos superficiais de rios, lagos, riachos e reservatórios em biomas brasileiros, cujo comportamento espacial é moldado pelo histórico de mineração, especialmente a de ouro com uso do Hg, e por pressões antrópicas. Para remediar os danos dessa contaminação, é necessário ampliar as pesquisas de monitoramento do elemento, especialmente nas regiões de *hotspots* e nos biomas menos representados: Caatinga, Pampa e Pantanal. O mapeamento do Hg pode direcionar com precisão as políticas públicas de controle da contaminação. Espera-se, ainda, que os resultados desta pesquisa sejam úteis para orientar futuros trabalhos de monitoramento do Hg.

CAPÍTULO 2 - METANO E CARBONO ORGÂNICO CONTROLAM A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO MERCÚRIO NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DE UM LAGO DE PLANÍCIE ALUVIAL NA BACIA DO RIO MADEIRA (AMAZÔNIA OCIDENTAL)

Yara Paole^{1,2}, Lucas Cabrera Monteiro^{2,3}, Ygor Oliveira Sarmiento Rodrigues^{1,2}, Jeremie Garnier⁴, Ronaldo de Almeida⁵, Wanderley Rodrigues Bastos⁵, José Vicente Elias Bernardi²

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília, DF, Brazil.

²Laboratório de Geoestatística e Geodésia, Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brazil.

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, DF, Brazil.

⁴Laboratório de Geoquímica Ambiental, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brazil

⁵Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, RO, Brazil

Resumo

Lagos de planície de inundação desempenham um papel fundamental na retenção, redistribuição e transformação química do mercúrio (Hg) em sistemas aquáticos amazônicos, contudo, os processos que controlam sua variabilidade espacial em escala local permanecem pouco compreendidos. Neste estudo, investigamos os controles geoquímicos na distribuição de Hg em sedimentos superficiais do Lago Puruzinho, um lago de planície de inundação de águas pretas hidrologicamente conectado ao Rio Madeira, na Amazônia Ocidental. Mercúrio total, cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), zinco (Zn), carbono orgânico total (COT) e metano (CH₄) foram analisados em 23 amostras de sedimentos de fundo coletadas ao longo de um transecto longitudinal. As determinações dos elementos químicos foram por espectrofotometria de AA, para Hg (CV-AAS), COT por analisador de COT (TOC-5000, Shimadzu) e CH₄ por cromatografia gasosa Varian

Star 3400 (Varian Co.). Estatísticas multivariadas, modelagem geoestatística e análises de congruência espacial foram aplicadas para identificar os principais fatores determinantes da distribuição de Hg. A análise de agrupamento hierárquico identificou um grupo distinto composto por Hg, COT e CH₄, indicando uma forte ligação biogeoquímica. Em contraste, Fe, Mn, Cr e Cu formaram um grupo separado associado a fases minerais, enquanto Pb e Zn exibiram comportamento independente. A krigagem ordinária revelou que Hg, COT e CH₄ compartilham um padrão espacial coerente, com valores elevados nos setores centrais de baixa energia do lago. A congruência espacial pixel a pixel mostrou alta concordância entre Hg e COT (72%) e concordância quase completa entre Hg e CH₄ (92%), destacando sedimentos redutores ricos em matéria orgânica como zonas preferenciais para o acúmulo de Hg. Por outro lado, as distribuições espaciais de Fe, Mn, Cr, Cu e Zn refletem principalmente a conectividade hidrológica e as entradas laterais de sedimentos suspensos ricos em minerais em zonas proximais. No geral, esses resultados ressaltam o papel dominante do acúmulo de matéria orgânica e dos processos diagenéticos iniciais na regulação do ciclo do Hg em lagos de várzea de água preta da Amazônia e identificam o metano sedimentar como um indicador eficaz para delinear pontos críticos biogeoquímicos de retenção de Hg.

Palavras-chave: Geoquímica de sedimentos; Matéria orgânica; Metanogênese; Krigagem; Conectividade hidrológica

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um elemento traço de grande preocupação ambiental devido à sua alta toxicidade, mobilidade, persistência e capacidade de bioacumulação e biomagnificação em toda a cadeia trófica (UNEP, 2019). Em escala global, o ciclo biogeoquímico do Hg foi substancialmente alterado por emissões antropogênicas sustentadas e espacialmente heterogêneas associadas à mineração artesanal e de pequena escala de ouro (ASGM), queima de biomassa, atividades industriais e expansão agrícola, agravadas pelo legado de emissões passadas que permanecem ambientalmente ativas (Outridge et al., 2018; Fisher et al., 2023). Na região amazônica, esse cenário é particularmente complexo, pois as entradas antropogênicas, predominantemente da ASGM, se sobrepõem a

substanciais reservatórios naturais de Hg, incluindo o intemperismo de rochas matrizes e a deposição atmosférica de longo alcance (Figueiredo et al., 2018; Schneider et al., 2023).

A transferência de Hg de compartimentos terrestres para sistemas aquáticos ocorre principalmente por meio de processos hidrológicos, como erosão, lixiviação e escoamento superficial (Zheng et al., 2016; Li et al., 2024), cuja intensidade e extensão espacial são fortemente ampliadas por mudanças no uso e cobertura da terra, particularmente o desmatamento e a perturbação do solo (Lacerda et al., 2012). Uma vez em ambientes aquáticos, o Hg tende a se associar à matéria particulada em suspensão e, subsequentemente, se acumula nos sedimentos (Pestana et al., 2019). Dentro desse compartimento, sob condições anóxicas ou subóxicas e na presença de consórcios microbianos especializados, o Hg inorgânico pode ser transformado em metilmercúrio (MeHg), sua forma mais tóxica e biodisponível (Paranjape e Hall, 2017). O metilmercúrio é incorporado de forma eficiente nas teias alimentares aquáticas, acumulando-se em organismos de níveis tróficos superiores, particularmente em peixes, que representam a principal via de exposição humana ao Hg em regiões fluviais amazônicas (Gimenes et al., 2021; Azevedo-Silva et al., 2023).

Em grandes sistemas fluviais amazônicos, como o rio Madeira, a dinâmica hidrossedimentar desempenha um papel central na redistribuição espacial do Hg e de outros elementos-traço. O pulso hidrológico anual governa o transporte de grandes volumes de material particulado em suspensão, frequentemente enriquecido em elementos-traço e matéria orgânica, que são redistribuídos ao longo do canal principal e ambientes adjacentes (Almeida et al., 2014; Pestana et al., 2019; Costa-Júnior et al., 2025). Além disso, as flutuações sazonais do nível da água promovem a alternância entre condições óxicas e redutoras nos sedimentos, alterando os parâmetros físico-químicos da água e influenciando diretamente a retenção, mobilização e transformação do Hg (Guimarães et al., 2000; Kasper et al., 2017). Nesse contexto, o Lago Puruzinho, que está hidrologicamente conectado ao Rio Madeira, constitui um sistema particularmente sensível à variabilidade hidrológica regional, tornando-se um laboratório natural para investigar os processos de redistribuição e transformação do Hg na escala da planície de inundação (Almeida et al., 2014).

Os sedimentos de ambientes aquáticos continentais são reconhecidos como o principal compartimento para armazenamento e transformação de Hg, particularmente em sistemas caracterizados por baixa energia hidrodinâmica (Skjellberg, 2012; Portela et al., 2020; Campos et al., 2024). A matéria orgânica desempenha um papel fundamental no controle do comportamento do Hg, tanto estimulando a atividade microbiana responsável pela metilação do Hg quanto formando complexos estáveis com Hg e MeHg, modulando assim sua mobilidade e biodisponibilidade (He et al., 2019). Entre os processos biogeoquímicos associados à degradação da matéria orgânica, a produção de metano (CH₄) em sedimentos aquáticos resulta da degradação anaeróbica da matéria orgânica por microrganismos metanogênicos e representa um indicador integrado de ambientes altamente redutores (Emilson et al., 2018; Grasset et al., 2018).

Esses microambientes favorecem a atividade de microrganismos metiladores de Hg, incluindo bactérias redutoras de sulfato e ferro, bem como microrganismos metanogênicos e metanotróficos (Gilmour et al., 2013; Ma et al., 2019). Conseqüentemente, a ocorrência espacial simultânea de concentrações elevadas de Hg, matéria orgânica e CH₄ pode indicar pontos críticos de atividade microbiana onde as condições redox são particularmente favoráveis à metilação de Hg, especialmente por meio de metanogênicos (Yu et al., 2013; Gilmour et al., 2018). No entanto, o metilmercúrio também está sujeito a processos de desmetilação, e o equilíbrio dinâmico entre metilação e desmetilação tem sido amplamente documentado em ambientes aquáticos (Korthals e Winfrey, 1987; Hudelson et al., 2020; Zhao et al., 2024). Além disso, a dinâmica do metano em sistemas aquáticos é fortemente influenciada pela oxidação do metano, que ocorre preferencialmente em condições aeróbicas nas camadas superficiais do sedimento ou dentro da coluna de água oxigenada (Whiticar e Faber, 1986; Valenzuela et al., 2017), o que complica ainda mais a interpretação das relações CH₄-Hg.

Dada a complexidade do ciclo biogeoquímico do Hg, a aplicação de ferramentas geoestatísticas tem se mostrado essencial para identificar padrões espaciais, zonas de acumulação e potenciais controles ambientais sobre a dinâmica do Hg em sedimentos (Forsythe et al., 2004; Chen et al., 2013; Almeida et al., 2014; Monteiro et al., 2023). Neste contexto, o presente estudo visa investigar os controles hidrológicos, sedimentares e biogeoquímicos acoplados sobre a distribuição

espacial de mercúrio total (THg), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), zinco (Zn), carbono orgânico total (COT) e metano (CH₄) nos sedimentos de fundo do Lago Puruzinho, localizado na bacia do Rio Madeira. Combinando estatística multivariada com modelagem geoestatística, este estudo busca identificar padrões espaciais, delinear pontos críticos geoquímicos e elucidar as interações entre Hg, matéria orgânica, condições redox e processos microbianos em um sistema de várzea amazônica.

MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO e DELINEAMENTO AMOSTRAL

Este estudo foi realizado no Lago Puruzinho, que faz parte da bacia hidrográfica do Rio Puruzinho. O Rio Puruzinho está localizado no Planalto Inferior da Amazônia Ocidental, abrangendo uma área de vegetação de cerrado a jusante até o trecho médio de seu curso. Posteriormente, o rio cobre uma área de densa floresta ombrófila e floresta tropical dentro de sua área de inundação sazonal (IBGE, 2003; Almeida, 2006). O Lago Puruzinho está hidrologicamente conectado ao Rio Madeira e segue seu ciclo hidrológico sazonal; essa conexão permite a mistura de águas pretas do lago com as águas brancas do rio (Azevedo et al., 2020). O clima regional é equatorial úmido (Af), segundo a classificação de Köppen, caracterizado por alta umidade e temperaturas do ar variando de 19 a 39 °C (IBGE, 2003; Almeida, 2006).

A amostragem de carbono orgânico total (COT) e metano (CH₄) foi realizada em setembro de 2006. As amostras de sedimento de fundo foram coletadas utilizando uma draga Ekman ao longo de um transecto longitudinal que abrangia ambas as margens do lago e a zona central, estendendo-se desde áreas próximas ao canal que liga o lago ao rio Madeira até a extremidade distal do lago (n = 23; Figura 1). As amostras de sedimento destinadas à determinação de COT foram secas em estufa a 60 °C. Para a análise de metano, 5 mL de sedimento foram coletados em cada estação de amostragem e transferidos para frascos de vidro de 25 mL (n = 3) contendo 5 mL de uma solução concentrada de cloreto de sódio (NaCl) para promover a liberação de metano da matriz do sedimento. Os frascos foram imediatamente selados e transportados para o laboratório. O sedimento

restante foi colocado em recipientes de polietileno e também enviado ao laboratório. As amostras para determinação de Hg total e elementos traço foram coletadas em fevereiro de 2004, peneiradas a úmido através de uma peneira de 200 mesh e secas a 40 °C (Almeida et al., 2014; Carvalho et al., 2018).

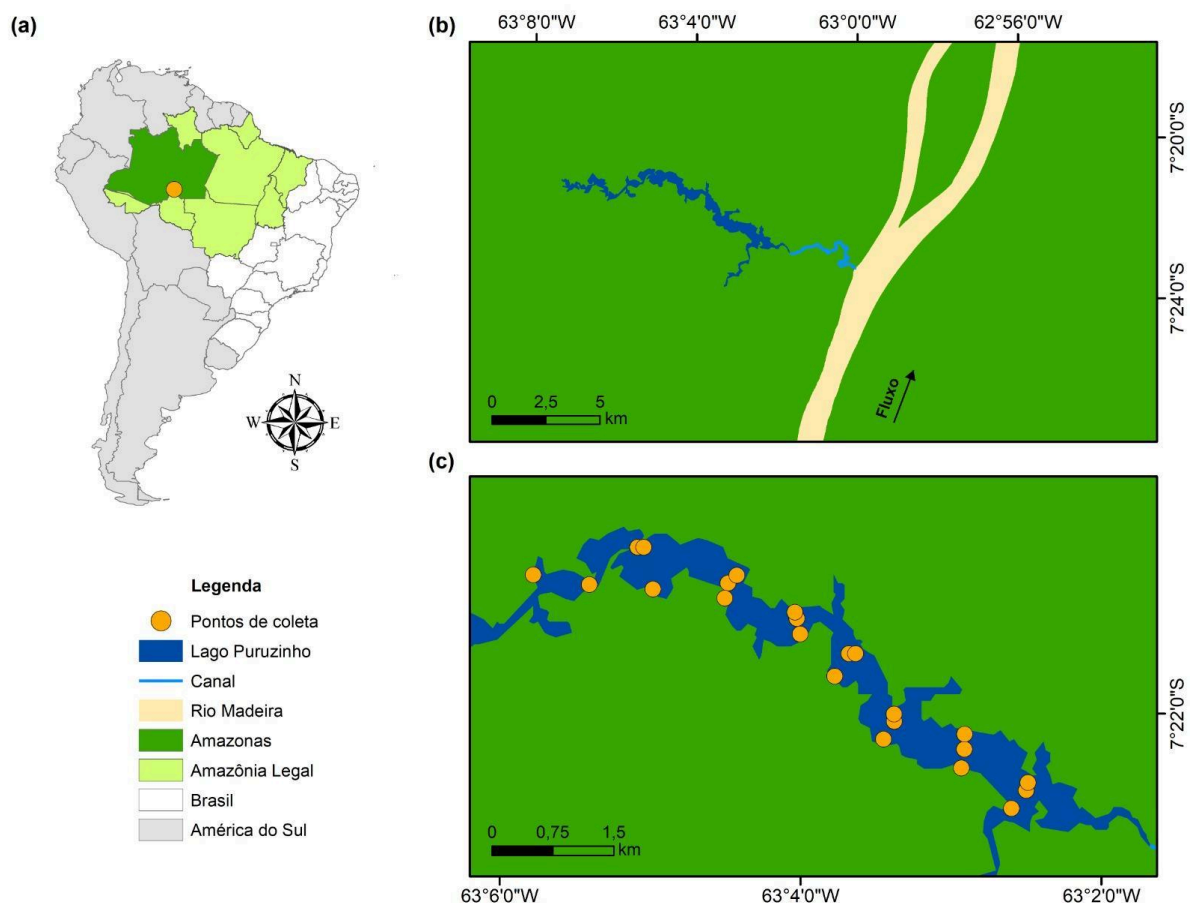


Figura 1. Localização da área de estudo, mostrando sua localização em relação à América do Sul (a) e ao Rio Madeira (b), incluindo o plano de amostragem (c).

2.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

As concentrações de carbono orgânico total foram determinadas utilizando o módulo de amostra sólida de um analisador de COT (TOC-5000, Shimadzu). Para a análise de metano, 1 mL de gás do espaço livre foi retirado utilizando uma seringa hermética e analisado por cromatografia gasosa. As concentrações de metano foram medidas utilizando um cromatógrafo gasoso Varian Star 3400 (Varian Co.) equipado com um detector de ionização de chama (FID) operado a 200 °C, temperatura do injetor de 120 °C e uma coluna Poropak Q de 1 m

(60/100 mesh) mantida a 65 °C, com N₂ utilizado como gás de arraste.

As concentrações de Hg total (THg) foram obtidas de Almeida et al. (2014), enquanto os dados para Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn foram derivados de Carvalho et al. (2018). Resumidamente, as amostras de sedimento para determinação de THg foram digeridas a 80 °C usando uma mistura de HCl:HNO₃ (3:1, v/v), com adição de KMnO₄ (5%, v/v) para oxidar o Hg. O Hg total nas amostras filtradas foi quantificado por espectrometria de absorção atômica de vapor frio (CVAAS; FIMS-400, PerkinElmer). Os elementos principais e traços foram extraídos usando uma digestão ácida sequencial com HNO₃, H₂O₂ e HCl a 80 °C por 16 h (U.S. EPA, 1996). Após a digestão, as amostras foram ressuspensas em HCl 0,1 N, filtradas e analisadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama (AAS, SavantAA, GBC Scientific). A acurácia de ambos os métodos analíticos foi avaliada usando o material de referência certificado EnviroMAT SS-2 (SCP Science), com taxas de recuperação variando de 80 a 120%.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

A análise de agrupamento hierárquico (HCA) foi aplicada às variáveis para identificar grupos de elementos que covariam consistentemente, indicando controles geoquímicos comuns. O método de agrupamento por pares não ponderado com média aritmética (UPGMA), baseado na distância euclidiana, foi usado como critério de ligação. O coeficiente de correlação cofenética (ccc) foi usado como métrica de validação para os resultados do agrupamento hierárquico. O número ideal de clusters foi determinado pela maximização da largura média da silhueta, calculada a partir da matriz de distância, fornecendo um critério objetivo para definir a estrutura final do agrupamento (função silhouette, pacote cluster). Todas as variáveis foram padronizadas como escores z antes da análise multivariada. Além disso, as associações bivariadas entre as variáveis foram avaliadas usando a correlação de Spearman, considerando um nível de significância de $p < 0,05$. Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R (R Core Team, 2025).

2.4 ANÁLISE GEOESTATÍSTICA

A krigagem ordinária foi aplicada para avaliar a distribuição espacial de elementos químicos no Lago Puruzinho. Este método de interpolação geoestatística

assume uma média local constante, porém desconhecida, e estima valores em locais não amostrados com base na estrutura de autocorrelação espacial dos dados descrita pelo variograma (Yamamoto e Landim, 2013). Variogramas experimentais foram calculados para quantificar a dependência espacial, e modelos teóricos foram ajustados para derivar parâmetros-chave, incluindo o efeito pepita (C_0), o patamar ($C_0 + C$) e a amplitude (a). A razão pepita/platô foi usada para avaliar o grau de dependência espacial, permitindo a identificação da contribuição relativa da variabilidade espacial estruturada versus a variabilidade em microescala. Uma razão $<25\%$ indica forte dependência espacial, entre 25 e 75% indica dependência espacial moderada e $>75\%$ indica fraca dependência espacial (Cambardella et al., 1994).

Primeiramente, avaliamos a distribuição espacial combinada dos analitos agrupados de acordo com a análise de agrupamento hierárquico. Para isso, as concentrações foram convertidas em escores z e um valor composto para cada unidade de amostragem foi obtido pela média dos valores padronizados dentro de cada cluster. Posteriormente, a krigagem ordinária foi aplicada ao Hg e às principais variáveis que controlam sua distribuição espacial, com o objetivo de identificar potenciais preditores espaciais de Hg em escala local. Todos os variogramas foram ajustados usando o modelo estável. A validação cruzada foi realizada usando a abordagem jackknifing, fornecendo valores de erro absoluto médio (MAE) e erro quadrático médio (RMSE) para cada modelo (Arétouyap et al., 2016).

A congruência espacial entre THg, TOC e CH_4 foi quantificada usando uma abordagem de concordância categórica pixel a pixel. Cada raster foi classificado em oito classes de quantis, representando posições espaciais relativas dos valores mais baixos aos mais altos dentro de cada superfície. Para cada comparação par a par, tabelas de contingência foram construídas cruzando as classes de quantis pixel a pixel. Pixels com diferença zero indicaram concordância espacial perfeita, enquanto diferenças absolutas crescentes indicaram discrepância espacial progressivamente maior. A concordância espacial foi quantificada como concordância exata, definida como a proporção de pixels atribuídos à mesma classe de quantis em ambos os rasters; e concordância relaxada, definida como a proporção de pixels que diferem em no máximo uma classe de quantis, levando em consideração a incerteza espacial e as transições espaciais graduais inerentes às

superfícies interpoladas. As análises geoestatísticas foram realizadas utilizando o ArcMap 10.8 (Esri, Redlands, CA, EUA), e o processamento dos dados raster para a avaliação da congruência espacial foi conduzido em R (R Core Team, 2025).

3. RESULTADOS

3.1 Estrutura multivariada e agrupamento geoquímico

A análise de agrupamento hierárquico identificou quatro grupos de variáveis estatisticamente robustos em nosso conjunto de dados, com um alto coeficiente de correlação cofenética indicando uma forte concordância entre a estrutura do dendrograma e a matriz de distância original ($ccc = 0,970$). O primeiro grupo compreendeu Hg, metano (CH_4) e carbono orgânico total (COT); o segundo incluiu Fe, Mn, Cu e Cr, enquanto Pb e Zn formaram grupos independentes (Figura 2; Figura S1). Esse padrão de agrupamento foi corroborado por associações intragrupo fortes e estatisticamente significativas, conforme indicado pelos coeficientes de correlação de Spearman (Figura 3b), confirmando a coerência dos agrupamentos de variáveis identificados pela análise hierárquica.

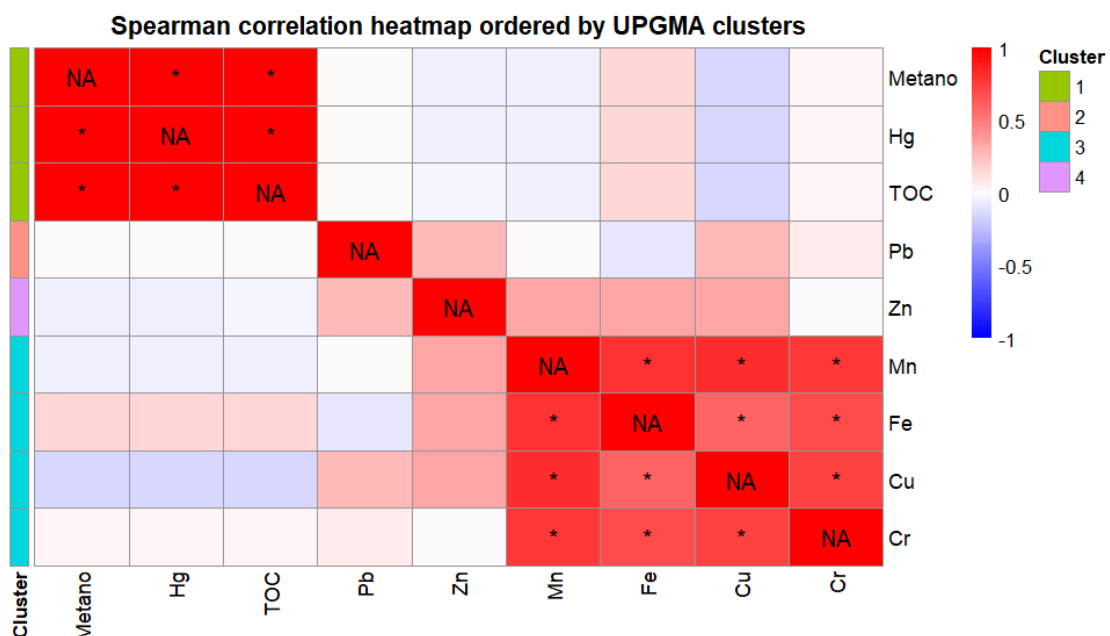


Figura 2. Análise de agrupamento hierárquico, com os agrupamentos indicados por cores no lado esquerdo da figura, e um mapa de calor das correlações de classificação de Spearman. O dendrograma resultante da análise de agrupamento é

mostrado na Figura S1.

3.2 Estrutura espacial dos agrupamentos geoquímicos

As análises geoestatísticas revelaram contrastes marcantes na organização espacial dos principais agrupamentos geoquímicos, expressos tanto em padrões interpolados quanto em parâmetros de variograma. O Agrupamento 1 (Hg, COT e CH₄) exibiu um gradiente longitudinal bem definido, com valores mais altos na porção central do lago e valores mais baixos em direção às suas margens (Figura 3a). A razão pepita-patamar (0,289) indica dependência espacial moderada, com variabilidade estruturada prevalecendo sobre a variabilidade em microescala, enquanto o curto alcance (0,030) reflete a continuidade espacial operando em escala local.

O Agrupamento 2 (Cr, Cu, Fe e Mn) apresentou valores mais altos em áreas mais próximas ao canal que conecta o lago ao Rio Madeira, diminuindo em direção à porção distal do sistema (Figura 3b). A baixa relação entre o valor pepita e o patamar (0,159) reflete uma forte dependência espacial e alta continuidade espacial, com uma amplitude de 0,062, indicando controle por processos estruturados que operam em escalas compatíveis com o projeto de amostragem. O Cluster 4 (Zn) apresentou um padrão espacial semelhante (Figura 3d), mas uma relação entre o valor pepita e o patamar mais alta (0,648), sugerindo uma maior contribuição da variabilidade não estruturada e uma amplitude maior (0,620).

Em contraste, o Cluster 3 (Pb) exibiu uma relação entre o valor pepita e o patamar de 1, indicando a ausência de dependência espacial detectável. Esse comportamento foi refletido no mapa interpolado (Figura 3c), que mostra heterogeneidade espacial pronunciada e transições espaciais abruptas. Os resultados da validação cruzada indicaram um desempenho satisfatório do modelo entre os clusters, com valores de erro absoluto médio (MAE) variando de -0,011 a 0,066 e valores de erro quadrático médio (RMSE) variando de 0,941 a 1,128. As concentrações absolutas, os parâmetros do variograma e os resultados da validação cruzada dos modelos foram apresentados na Tabela 1 e na Figura S1.

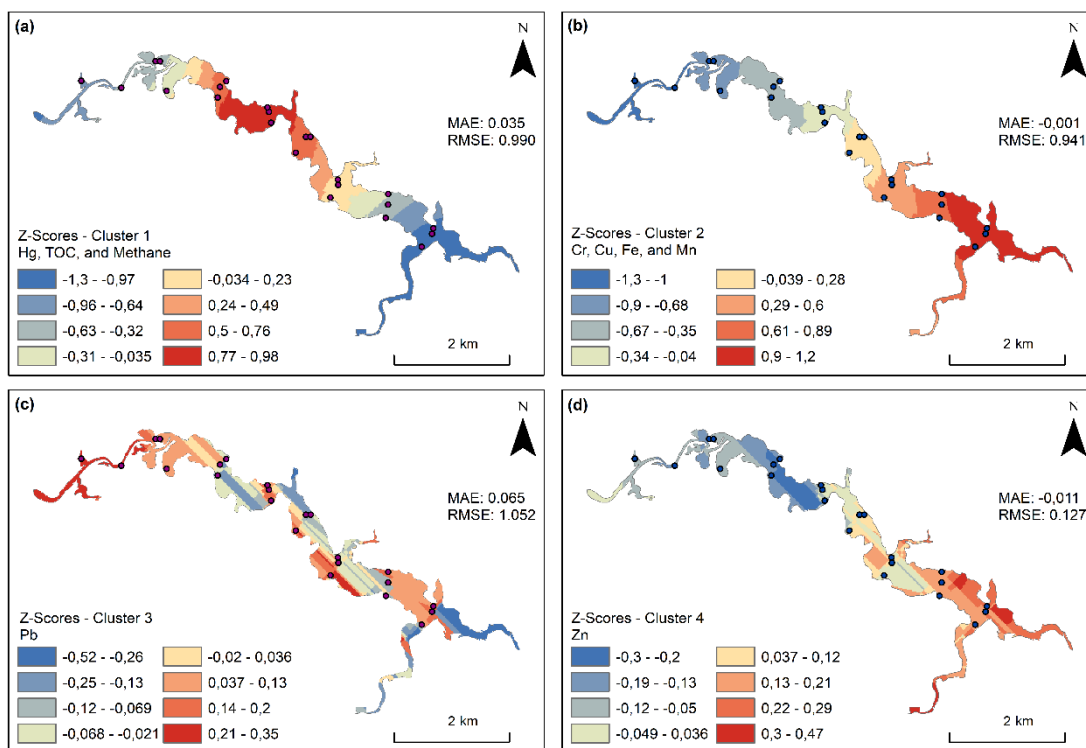


Figura 3. Krigagem ordinária das variáveis agrupadas de acordo com a análise de cluster hierárquica: (a) Cluster 1 — Hg, COT e metano; (b) Cluster 2 — Cr, Cu, Fe e Mn; (c) Cluster 3 — Pb; e (d) Cluster 4 — Zn. MAE: erro absoluto médio. RMSE: raiz do erro quadrático médio.

3.3 Metano e carbono orgânico como preditores espaciais de mercúrio

A krigagem ordinária das concentrações de mercúrio total (THg) revelou um gradiente espacial bem definido ao longo do Lago Puruzinho, com valores mais altos concentrados nos setores centrais e concentrações mais baixas em direção às margens da área de estudo (Figura 4a), reforçando o padrão espacial identificado pela análise de agrupamento (Figura 2a).

A análise de congruência espacial pixel a pixel mostrou forte similaridade entre os padrões espaciais de Hg e COT, com concordância exata em mais de 72% da área, onde ambas as variáveis foram classificadas na mesma classe de quantil (Figura 4b). A comparação entre Hg e CH₄ indicou congruência espacial ainda maior (Figura 4c), com 92% dos pixels atribuídos à mesma classe de quantil. Quando a

concordância relaxada foi considerada (diferença máxima de uma classe de quantil), a concordância atingiu 100% entre as variáveis. Os parâmetros do variograma e os resultados da validação cruzada para os modelos geoestatísticos são apresentados na Tabela 1.

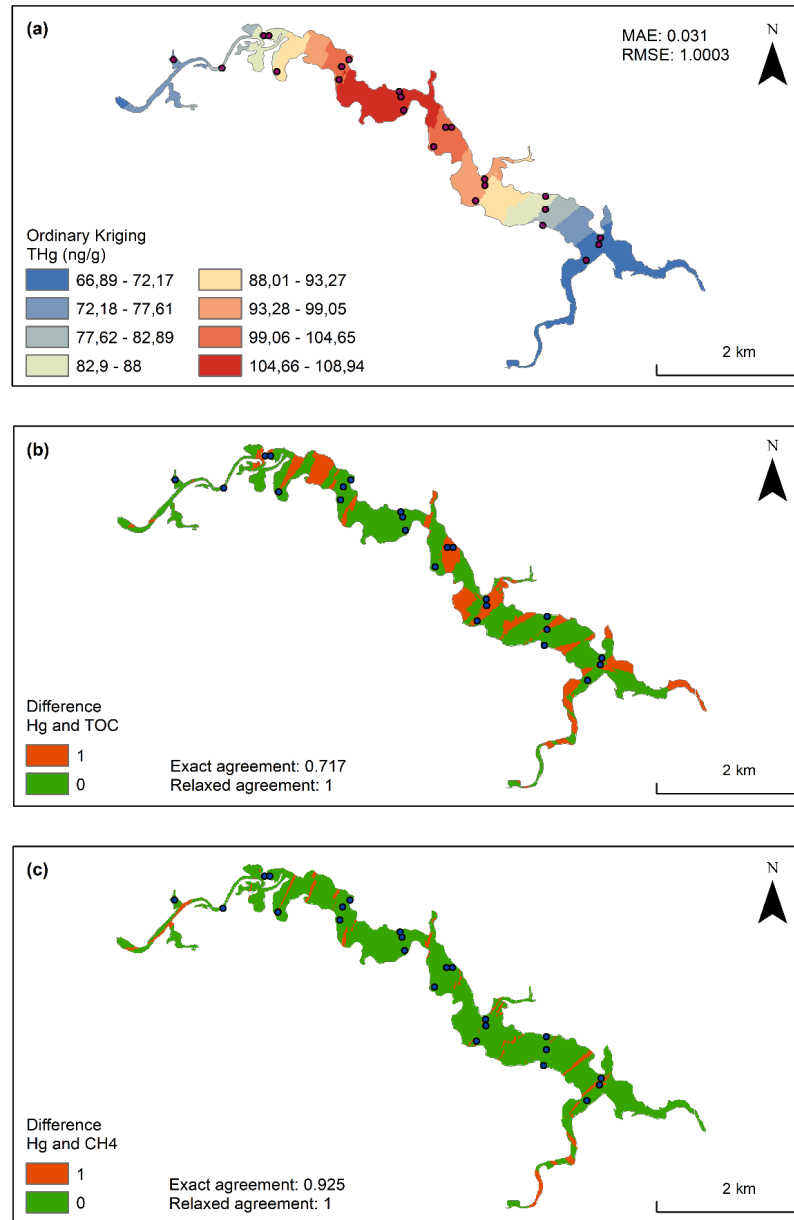


Figura 4. (a) Krigagem ordinária das concentrações de Hg e congruência espacial com (b) carbono orgânico total (COT) e (c) metano (CH₄). MAE: erro absoluto médio. RMSE: raiz do erro quadrático médio.

4. DISCUSSÃO

As estruturas espaciais contrastantes observadas entre os agrupamentos geoquímicos enfatizam o papel central da conectividade hidrológica e das vias de transporte de sedimentos no controle da distribuição dos elementos. Os elementos associados aos óxidos de Fe-Mn (Agrupamento 2) apresentaram forte dependência espacial e concentrações elevadas próximas ao canal que conecta o lago ao Rio Madeira. Esse padrão pode ser atribuído ao fenômeno localmente conhecido como repiquete, caracterizado pela mistura hidrológica episódica entre as águas brancas do Rio Madeira e as águas pretas do lago durante a estação chuvosa (Almeida et al., 2014). Ferro, Mn, Cr, Cu e Zn estão predominantemente ligados a fases minerais e partículas em suspensão grossas ou densas, que são fornecidas por aportes laterais do Rio Madeira (Costa-Júnior et al., 2025). Durante as cheias sazonais, essas partículas são depositadas rapidamente perto da interface canal-lago à medida que a velocidade do fluxo diminui, levando a concentrações mais elevadas nos setores proximais do lago (Szabó et al., 2020).

Em contraste, o Hg mostra uma afinidade acentuada por partículas finas, ricas em matéria orgânica e frações coloidais, que permanecem mais tempo em suspensão e são advectadas mais para o interior do lago (Pestana et al., 2019). De fato, a forte associação multivariada e a alta congruência espacial entre Hg, COT e CH₄ indicam que o acúmulo de Hg está intimamente ligado a zonas centrais de baixa energia caracterizadas por maior deposição de matéria orgânica, como demonstrado anteriormente por Almeida et al. (2014). A matéria orgânica fornece abundantes sítios de ligação para o Hg através de grupos funcionais de enxofre reduzido, promovendo sua retenção em sedimentos (Manceau et al., 2015), enquanto simultaneamente cria condições redox favoráveis para processos microbianos anaeróbicos, incluindo a metanogênese (Frindte et al., 2015; Fan et al., 2017).

Assim, a coerência espacial entre Hg e CH₄ provavelmente reflete um controle comum pela qualidade da matéria orgânica e processos diagenéticos iniciais, em vez de uma interação mecânica direta. No entanto, a concordância espacial relaxada quase completa destaca microambientes ricos em matéria orgânica e redutores como zonas preferenciais para o acúmulo e transformação de

Hg. O Lago Puruzinho é um sistema típico de planície de inundação de águas pretas, com alta variação sazonal do nível da água, condições ácidas (pH 4,7–6,7), baixo teor de oxigênio dissolvido (2,7–6,5 mg L⁻¹) e sedimentos de fundo ricos em matéria orgânica (3,5–18%) (Almeida et al., 2014). Um estudo anterior realizado no mesmo lago documentou uma forte estratificação vertical de oxigênio dissolvido durante os períodos de cheia, mostrando uma diminuição progressiva nas concentrações de oxigênio com a profundidade, chegando finalmente à anoxia completa perto do fundo (Azevedo-Silva, 2011). A estratificação química do oxigênio dissolvido foi observada a uma profundidade média de 4,56m, dentro de uma coluna d'água que variava de 8,5 a 12,2m. Da mesma forma, Almeida (2006) relatou condições anóxicas abaixo de 3,2m no Lago Puruzinho durante a mesma fase hidrológica. Essas observações indicam que as condições anóxicas são recorrentes durante inundações, favorecendo o desenvolvimento de processos microbianos anaeróbicos em sedimentos superficiais.

As substâncias húmicas exibem uma gama de propriedades ecologicamente e geoquimicamente relevantes, incluindo absorção de luz, complexação com metais-traço e poluentes orgânicos, adsorção superficial, agregação e reatividade fotoquímica (Lonborg e Sondergaard, 2009). Em ambientes de planícies de inundação, concentrações elevadas de Hg natural são promovidas pela entrada de matéria orgânica lábil e rica em substâncias húmicas durante as cheias, em combinação com condições ácidas e intensa atividade metanogênica, que coletivamente aumentam a retenção e transformação de Hg nos sedimentos (Bisinoti et al., 2007). De forma consistente, um estudo realizado em um lago de águas pretas no sul do Brasil relatou altas concentrações de metano nos sedimentos, fortemente correlacionadas com os níveis de nutrientes e a entrada de matéria orgânica alóctone (Furlanetto et al., 2012). De fato, estudos comparativos demonstraram concentrações de Hg significativamente maiores em compartimentos ambientais e biológicos de ecossistemas de águas pretas em comparação com ecossistemas de águas claras e águas brancas (Bisinoti et al., 2007; Maia et al., 2009; Vieira et al., 2018; Paiva et al., 2025).

É importante notar que o Hg apresenta um claro desacoplamento de elementos primariamente controlados pelo transporte lateral do Rio Madeira, apesar do longo histórico de mineração na bacia, que abrange várias décadas (Reuther et

al., 1994; Lacerda et al., 2012; Pestana et al., 2022). Essa descoberta sugere que, embora a mineração tenha contribuído substancialmente para o reservatório regional de Hg, a retenção e redistribuição de Hg no Lago Puruzinho são predominantemente governadas por controles biogeoquímicos locais, em vez de aportes hidrológicos diretos. Essa interpretação é consistente com as descobertas de Horbe et al. (2019), baseadas em concentrações de Hg em rochas e sedimentos da Amazônia Ocidental, indicando que a influência da mineração artesanal de ouro geralmente se restringe a escalas locais, particularmente em grandes sistemas fluviais caracterizados por alta vazão e intenso transporte de partículas. Além disso, a falta de associação entre Hg e óxidos de Fe-Mn, embora aparentemente contra-intuitiva, reforça o papel dominante da matéria orgânica no controle da distribuição espacial de Hg neste sistema, contrastando com outros ambientes de água doce neotropicais (Roulet et al., 2000; Maia et al., 2009; Quintarelli et al., 2024). Assim, este resultado reforça a importância da matéria orgânica no controle da distribuição espacial de Hg em nossa área de estudo.

A estrutura espacial fraca ou ausente do Pb sugere controle por processos localizados, como heterogeneidade pontual do sedimento ou remobilização pós-deposicional, que não são espacialmente resolvidos na escala de amostragem. Na planície de inundação do rio Araguaia (Brasil central), as concentrações de Pb em sedimentos lacustres também exibiram uma distribuição espacial quase aleatória (razão pepita-soleira: 0,92); no entanto, anomalias locais foram atribuídas a práticas inadequadas de saneamento e gestão de resíduos sólidos (Monteiro et al., 2025). No lago Puruzinho, esse comportamento é consistente com a presença de pequenas comunidades ribeirinhas dispersas que carecem de tratamento de esgoto e gestão adequada de resíduos sólidos, apesar da ausência de grandes centros urbanos. Além disso, a deposição atmosférica de longo alcance (Correia et al., 2003) e a afinidade do Pb pela matéria orgânica (Monteiro et al., 2023) também podem contribuir para seu acúmulo heterogêneo em sedimentos.

As concentrações totais de Hg e elementos-traço nos sedimentos estavam geralmente abaixo dos limites de segurança estabelecidos pela legislação nacional (Almeida et al., 2014; Carvalho et al., 2018). No entanto, baixas concentrações nos sedimentos não implicam necessariamente baixo risco ecológico

ou para a saúde humana. No Lago Puruzinho, as concentrações de Hg nos peixes são relativamente altas, resultando em estimativas de ingestão alimentar humana por meio do consumo de peixe acima dos limites de ingestão toleráveis (Oliveira et al., 2010; Azevedo et al., 2022; Cabral et al., 2025). Padrões de exposição semelhantes foram relatados para outros elementos potencialmente tóxicos, como Cr (Nascimento et al., 2022) e Pb (Azevedo et al., 2023), indicando que mesmo concentrações ambientais moderadas podem se traduzir em exposição humana elevada. Esse padrão é particularmente notável dada a ausência de fontes locais substanciais de Pb e sua distribuição espacial aleatória por todo o lago. Essas descobertas ressaltam a necessidade de estratégias integradas de gestão ambiental que considerem explicitamente os controles biogeoquímicos sobre a biodisponibilidade, bioacumulação e biomagnificação de metais, protegendo, assim, de forma mais eficaz a integridade do ecossistema e a saúde pública.

5. CONCLUSÃO

Nossos resultados demonstram que a distribuição espacial do mercúrio (Hg) nos sedimentos de fundo do Lago Puruzinho é predominantemente governada por controles biogeoquímicos, e não apenas pelo transporte hidrológico. O comportamento do Hg está intimamente ligado à degradação da matéria orgânica e à dinâmica redox, com o metano (CH₄) emergindo como um indicador integrativo chave de condições fortemente redutoras. O forte acoplamento multivariado e a alta congruência espacial entre Hg, carbono orgânico total (COT) e CH₄ identificam os setores centrais de baixa energia do lago como zonas preferenciais para a retenção de Hg, caracterizadas por acúmulo acentuado de matéria orgânica e intensa atividade diagenética inicial dominada por processos microbianos anaeróbios, particularmente a metanogênese. Em contraste, as distribuições espaciais de outros elementos-traço refletem principalmente a conectividade hidrológica e as vias de transporte de sedimentos, reforçando o desacoplamento entre o ciclo do Hg e os controles litogênicos ou dominados por minerais neste sistema.

Ao avaliar explicitamente a atividade metanogênica por meio das concentrações de metano nos sedimentos, este estudo fornece uma estrutura mais mecanicista para interpretar os padrões de acúmulo de Hg em lagos de planícies aluviais da Amazônia e destaca o metano como um indicador robusto de

microambientes ricos em matéria orgânica e fortemente redutores que favorecem a retenção e transformação de Hg. Pesquisas futuras devem explorar como as variações nas fontes de matéria orgânica, na disponibilidade de nutrientes e na sazonalidade hidrológica modulam esses processos biogeoquímicos. Tais esforços serão essenciais para avançar em uma compreensão integrada e baseada em processos do ciclo do Hg em sistemas de planícies aluviais sujeitos a dinâmicas sazonais pronunciadas e pressões ambientais crescentes.

Material Suplementar Capítulo 2

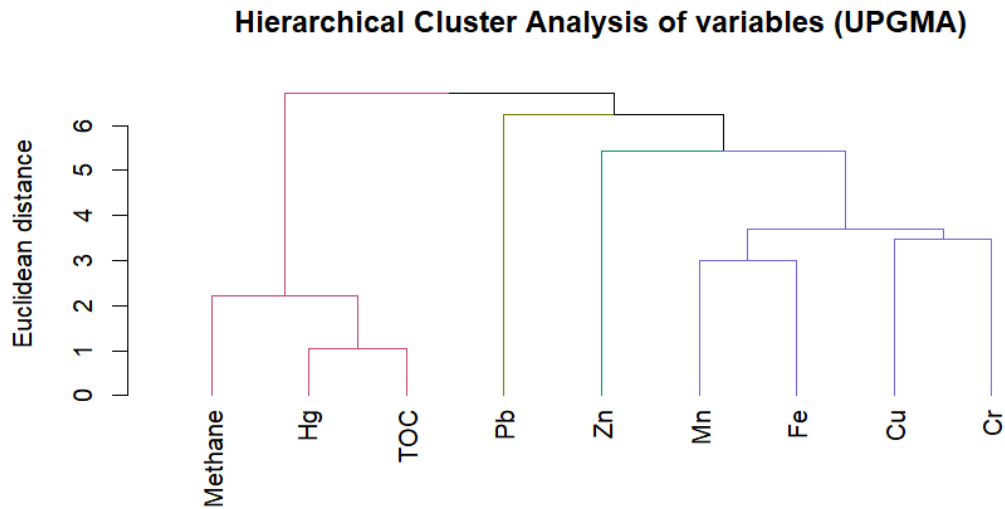


Figura S1. Dendrograma resultante da análise de agrupamento hierárquico usando o método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).

Variable	Variogram					Cross-validation	
	C_0	C	$C_0 + C$	$C_0:(C_0 + C)$	Range	MAE	RMSE
Mercury	140.372	365.249	505.621	0.278	0.032	0.031	1.004
TOC	19.154	70.481	89.635	0.214	0.035	0.033	0.973
Methane	5.668	6.741	12.410	0.457	0.027	0.026	0.094
Cluster 1	0.411	1.009	1.419	0.289	0.030	0.031	0.990
Cluster 2	0.246	1.296	1.542	0.159	0.062	-0.004	0.941
Cluster 3	1.000	0.000	1.000	1.000	0.062	0.066	1.052
Cluster 4	0.847	0.460	1.307	0.648	0.620	-0.011	1.128

Tabela 1. Parâmetros do variograma e validação cruzada. TOC: Carbono orgânico total. Nugget: C_0 . C: Nível parcial: C. Nível: $C_0 + C$. Dependência espacial: $C_0:(C_0 + C)$; MAE: Erro Absoluto Médio; RMSE: Raiz do Erro Quadrático Médio.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, S.E.; Grimshaw, H.M.; Parkinson, J.A. & Quarmby, C. 1974. Chemical analysis of ecological material, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 565p.
- Almeida, R., 2006. Análise geoestatística das concentrações de mercúrio no Lago Puruzinho - Amazônia ocidental, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho. 80f.
- Almeida, M. G., & Souza, C. M. M. (2008). Distribuição espacial de mercúrio total e elementar e suas interações com carbono orgânico, área superficial e distribuição granulométrica em sedimentos superficiais da bacia inferior do Rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 22(3).
- Almeida R.D., Bernardi J.V., Oliveira R.C., Carvalho D.P., Manzatto A.G., Lacerda L.D., Bastos W.R. (2014). Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*. ;44:99-105.
- Augusto, L. G. S., Gurgel, I. G. D., Neto, H. F. C., de Melo, C. H., & Costa, A. M. (2012). The global and national context regarding the challenges involved in ensuring adequate access to water for human consumption. *Ciência & saúde coletiva*, 17(6), 1511.
- Anaya, B. W., Román, G. Y., Solorzano, C. A., Durango, V. J., Soto, B. J., & Negrete, M. J. (2022). Metilmercurio (MeHg) en los peces más consumidos en un municipio de la Mojana, Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 25(2).
- Araujo, B. F., Almeida, M. G. D., Rangel, T. P., & Rezende, C. E. D. (2015). Distribuição e fracionamento do hg em sedimentos do rio Paraíba do Sul–RJ, Brasil. *Química Nova*, 38(1), 30-36.
- Araujo, B. F., Hintelmann, H., Dimock, B., de Lima Sobrinho, R., Bernardes, M. C., de Almeida, M. G., ... & 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.
- Araujo, E. C. G., Sanquetta, C. R., Dalla Corte, A. P., Pelissari, A. L., Orso, G. A., & Silva, T. C. (2023). Global review and state-of-the-art of biomass

- and carbon stock in the Amazon. *Journal of Environmental Management*, 331, 117251.
- Aráoz, H. M. (2020). *Mineração, genealogia do desastre: o extrativismo na América como origem da modernidade*. Editora Elefante.
- Azevedo, L. S., Almeida, M. G., Bastos, W. R., Suzuki, M. S., Recktenvald, M. C. N. N., Bastos, M. T. S., ... & De Souza, C. M. M. (2017). Organotropism of methylmercury in fish of the southeastern of Brazil. *Chemosphere*, 185, 746-753.
- Azevedo, S. M., do Nascimento, L. S., de Oliveira Silva, L., de Almeida, M. G., Azevedo, L. S., Constantino, W. D., ... & Pestana, I. A. (2023). Flood pulse as a driving force of Pb variation in four fish guilds from Puruzinho Lake (western Amazon). *Environmental Science and Pollution Research*, 30(13), 38728-38737.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., da Costa Nery, A. F., 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.
- Balzino, M., Seccatore, J., Marin, T., De Tomi, G., & Veiga, M. M. (2015). Gold losses and mercury recovery in artisanal gold mining on the Madeira River, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 102, 370-377.
- Bastos, W. R., Gomes, J. P. O., Oliveira, R. C., Almeida, R., Nascimento, E. L., Bernardi, J. V. E., ... & 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.
- Berky, A. J., Ryde, I. T., Feingold, B., Ortiz, E. J., Wyatt, L. H., Weinhouse, C., ... & Pan, W. K. (2019). Predictors of mitochondrial DNA copy number and damage in a mercury-exposed rural Peruvian population near artisanal and small-scale gold mining: An exploratory study. *Environmental and molecular mutagenesis*, 60(2), 197-210.
- Bernardi, J. V. E., Fowler, H. G., & Landim, P. M. B. (2001). Um estudo de impacto ambiental utilizando análises estatísticas espacial e multivariada. *Holos Environment*, 1(2), 162-172.
- Bernardi JV, Neira MP, Manzatto AG, De Holanda IB, De Almeida R, Bastos WR, Dórea JG, Landim PM, Vieira LC. (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*. 31-46.
- Bonotto, D. M., Vergott, M., & Silveira, E. D. (2006). The role of organic matter on the adsorption of mercury in sediments from Amazon lakes, Brazil.
- Bonotto, D. M., Wijesiri, B., Vergotti, M., da Silveira, E. G., & Goonetilleke, A. (2018). Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Bayesian Network approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 166, 354-358.
- Brabo, E. S., Angélica, R. S., Silva, A. P., Faial, K. R. F., Mascarenhas, A. F. S., Santos, E. C. O., ... & Loureiro, E. C. B. (2003). Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes of Acre State in Brazilian Amazon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 147, 61-77.
- 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. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 454, de 1º de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília: MMA, 2012.
- Bravo, A. G., Loizeau, J. L., Ancey, L., Ungureanu, V. G., & Dominik, J. (2009). Historical record of mercury contamination in sediments from the Babeni Reservoir in the Olt River, Romania. *Environmental Science and Pollution Research*, 16, 66-75.
- CABRAL, Cássio da Silva. Selênio e mercúrio em guildas tróficas de peixes em um lago da Amazônia Ocidental (Puruzinho, Humaitá-AM). 2023. Dissertação de Mestrado Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, Fundação Universidade Federal De Rondônia Núcleo De Ciências Exatas e da Terra - UNIR, Porto Velho, RO, 2023.
- Carvalho, D. P. D., Almeida, R. D., Manzatto, Â. G., Freitas, O. B. D., & Bastos, W. R. (2018). Dynamics of metals in lacustrine sediments: case study of the Madeira River, Amazon region. *RBRH*, 23, e 21.

- Carvalho, R. L., Resende, A. F., Barlow, J., França, F. M., Moura, M. R., Maciel, R., ... & Daly, D. (2023). Pervasive gaps in Amazonian ecological research. *Current Biology*, 33(16), 3495-3504.
- Carvalho, V. S., Felix, C. S., da Silva Junior, J. B., de Oliveira, O. M., de Andrade, J. B., & Ferreira, S. L. (2023). Determination and evaluation of the ecological risk of mercury in different granulometric fractions of sediments from a public supply river in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 192, 115083.
- Castello, L., McGrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., ... & Arantes, C. C. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation letters*, 6(4), 217-229.
- Cesar, R., Egler, S., Polivanov, H., Castilhos, Z., & Rodrigues, A. P. (2011). Mercury, copper and zinc contamination in soils and fluvial sediments from an abandoned gold mining area in southern Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 64(1), 211-222.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. (2003). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life—Mercury—Inorganic mercury and methylmercury Cesar, R., Egler, S., Polivanov, H., Castilhos, Z., & Rodrigues, A. P. (2011). Mercury, copper and zinc contamination in soils and fluvial sediments from an abandoned gold mining area in southern Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 64, 211-222.
- Chiarini, T., Oliveira, V. P., & do Couto e Silva Neto, F. C. (2014). Spatial distribution of scientific activities: An exploratory analysis of Brazil, 2000–10. *Science and Public Policy*, 41(5), 625-640.
- Coelho, S. S.A., Guimaraes, J.R., Mauro, J.B., Miranda, M.R., Azevedo, S.M. (2006). Mercury methylation and bacterial activity associated to tropical phytoplankton. *Science of the Total Environment*, 1;364(1-3):188-99.
- Correia, R. R., Miranda M. R., Guimarães J. R. (2012). Mercury methylation and the microbial consortium in periphyton of tropical macrophytes: effect of different inhibitors. *Environmental research*, 1;112:86-91.
- Costa-Júnior, W. A., de Almeida, R., de Sousa-Filho, I. F., de Carvalho, D. P., de Lacerda, L. D., & Bastos, W. R. (2025). Seasonal dynamics of trace elements in water and sediments (suspension and bottom) in the Madeira

- River Basin, Western Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(4), 407.
- Coutinho, L. M. (2006). O conceito de bioma. *Acta botanica brasílica*, 20, 13-23.
- Coutinho, L. (2016). *Biomass brasileiros*. Oficina de Textos.
- Crespo L. M. E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Takeda, P. Y., de Matos Macchi, B., ... & Arrifano, G. P. (2021). Mercury: What can we learn from the Amazon?. *Environment international*, 146, 106223.
- Doğan, S. N., & Kumbur, H. (2010). Metals (Hg, Pb, Cu, and Zn) bioaccumulation in sediment, fish, and human scalp hair: a case study from the city of Mersin along the southern coast of Turkey. *Biological trace element research*, 136, 55-70.
- Domagalski, J. (2001). Mercury and methylmercury in water and sediment of the Sacramento River Basin, California. *Applied Geochemistry*, 16(15), 1677-1691.
- Esteves, F. D. A., & Camargo, A. F. M. (2011). Sedimentos límnicos. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 339-354.
- Fassbender, H.W. 1973. Simulate P-Bestimmung in N-Kjeldahl Ausfischlung von Bodenproben. *Die Phosphorsäure*, 30: 44-53.
- 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.
- 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, 1-7.
- Fisher, J. A., Schneider, L., Fostier, A. H., Guerrero, S., Guimarães, J. R. D., Labuschagne, C., ... & Walters, C. (2023). A synthesis of mercury research in the Southern Hemisphere, part 2: Anthropogenic perturbations. *Ambio*, 52(5), 918-937.
- Fitzgerald, W. F., Engstrom, D. R., Mason, R. P., & Nater, E. A. (1998). The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environmental science & technology*, 32(1), 1-7.
- Fonseca, C. R., & Venticinque, E. M. (2018). Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspectives in*

ecology and conservation, 16(2), 61-67.

- Garcia, O. E., Loredó, J., Covelli, S., Esbrí, J. M., Millán, R., & Higuera, P. (2017). Trace metal pollution in freshwater sediments of the world's largest mercury mining district: sources, spatial distribution, and environmental implications. *Journal of Soils and Sediments*, 17(7), 1893-1904.
- Gerson, JR, Szponar, N., Zambrano, AA, Bergquist, B., Broadbent, E., Driscoll, CT, ... & Bernhardt, ES (2022). As florestas amazônicas capturam altos níveis de poluição atmosférica por mercúrio proveniente da mineração artesanal de ouro. *Comunicações da natureza*, 13 (1), 559.
- Gilmour, C.C., Henry, E.A. and Mitchell, R. (1992). Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.* 2281 – 2287.
- 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), 101.
- Gomes, V. M., dos Santos, A., Zara, L. F., Ramos, D. D., Forti, J. C., Ramos, D. D., & Santos, F. A. (2019). Study on mercury methylation in the Amazonian rivers in flooded areas for hydroelectric use. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-11.
- 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.
- Guédron, S., Tisserand, D., Garambois, S., Spadini, L., Molton, F., Bounvilay, B., ... & Polya, D. A. (2014). Baseline investigation of (methyl) mercury in waters, soils, sediments and key foodstuffs in the Lower Mekong Basin: The rapidly developing city of Vientiane (Lao PDR). *Journal of Geochemical Exploration*, 143, 96-102.
- Hamelin, S., Amyot, M., Barkay, T., Wang, Y., & Planas, D. (2011). Methanogens: principal methylators of mercury in lake periphyton. *Environmental science & technology*, 45(18), 7693-7700.

- Hashmi, M. Z., Yu, C., Shen, H., Duan, D., Shen, C., Lou, L., & Chen, Y. (2013). Risk assessment of heavy metals pollution in agricultural soils of siling reservoir watershed in Zhejiang province, China. *BioMed research international*.
- Hsu, L. C., Huang, C. Y., Chuang, Y. H., Chen, H. W., Chan, Y. T., Teah, H. Y., ... & Tzou, Y. M. (2016). Accumulation of heavy metals and trace elements in fluvial sediments received effluents from traditional and semiconductor industries. *Scientific reports*, 6(1), 34250.
- Hua, Z., Yinghui, J., Tao, Y., Min, W., Guangxun, S., & Mingjun, D. (2016). Heavy Metal Concentrations and Risk Assessment of Sediments and Surface Water of the Gan River, China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(4).
- Hylander, L. D., Gröhn, J., Tropp, M., Vikström, A., Wolpher, H., e Silva, E. D. C., ... & Oliveira, L. J. (2006). Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of environmental management*, 81(2), 155-166.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2003. Projeto Radam, Brasil. Levantamento de Recursos Naturais: Folha SB. 20 Purus, Rio de Janeiro, 16f.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2024. *IBGE define bioma predominante em cada município brasileiro para fins estatísticos*. Agência de Notícias IBGE. <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/40519-ibge-define-bioma-predominante-em-cada-municipio-brasileiro-para-fins-estatisticos>.
- Ignatavičius, G., Unsal, M. H., Busher, P., Wołkowicz, S., Satkūnas, J., Šulijienė, G., & Valskys, V. (2022). Geochemistry of mercury in soils and water sediments. *AIMS environmental science*, 9(3), 261-281.
- Ji, Y., Angel, R., Klose, M., Claus, P., Marotta, H., Pinho, L., ... & Conrad, R. (2016). Structure and function of methanogenic microbial communities in sediments of Amazonian lakes with different water types. *Environmental microbiology*, 18(12), 5082-5100.
- Johnson, W. P., Swanson N., Black B., Rudd A., Carling G., Fernandez D. P., Luft J., Van L. J., Marvin, P. M. (2015) Total-and methyl-mercury

- concentrations and methylation rates across the freshwater to hypersaline continuum of the Great Salt Lake, Utah, USA. *Science of the Total Environment*, 489-500.
- Júnior, J. S., Tomasella, J., & Rodriguez, D. A. (2015). Impacts of future climatic and land cover changes on the hydrological regime of the Madeira River basin. *Climatic change*, 129(1-2), 117-129.
- Kamman, N. C., Chalmers, A., Clair, T. A., Major, A., Moore, R. B., Norton, S. A., & Shanley, J. B. (2005). Factors influencing mercury in freshwater surface sediments of northeastern North America. *Ecotoxicology*, 14, 101-111.
- Kehrig, H. A., Malm, O., Palermo, E. F., Seixas, T. G., Baêta, A. P., & Moreira, I. (2011). Bioconcentration and biomagnification of methylmercury in Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Quimica Nova*, 34, 377-384.
- Kolarova, N., & Napiórkowski, P. (2021). Trace elements in aquatic environment. Origin, distribution, assessment and toxicity effect for the aquatic biota. *Ecology & Hydrobiology*, 21(4), 655-668.
- Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Sidhu, G. P. S., Bali, A. S., Bhardwaj, R., ... & Cerda, A. (2019). Pollution assessment of heavy metals in soils of India and ecological risk assessment: A state-of-the-art. *Chemosphere*, 216, 449-462.
- Lacerda, L. D. (1997). Evolution of mercury contamination in Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 97, 247-255
- Lacerda, L. D., Almeida, R., & Bastos, W. R. (2024). A 35-Year Record (1987–2022) of Hg Concentrations in Two of the Fish Species Most Consumed by People Living in the Upper Madeira River Basin, Brazilian Amazon Region. *Toxics*, 12(2), 144.
- Landim, P.M.B. Sturaro, J.R. & Monteiro, R. C. (2002). Exemplos de aplicação da cokrigagem. Departamento de Geologia Aplicada DGA/IGCE, Universidade Estadual Paulista UNESP/Rio Claro, Laboratório Geomatemática, Texto Didático 09, 17 pp.
- 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.
- Latrubesse, E. M., Arima, E., Ferreira, M. E., Nogueira, S. H., Wittmann, F.,

- Dias, M. S., ... & Bayer, M. (2019). Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 1(9), e77.
- Lavoie, R. A., Amyot, M., & Lapierre, J. F. (2019). Global meta-analysis on the relationship between mercury and dissolved organic carbon in freshwater environments. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(6), 1508-1523.
- Lechler P.J.; Miller J.R.; Lacerda L.D.; Bonzongo D.J.C.; Lyons W.B.; Warwick J.J. (2000). Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *Science of the Total Environment*, 260: 87-96.
- Li, Q., Ji, H., Qin, F., Tang, L., Guo, X., & Feng, J. (2014). Sources and the distribution of heavy metals in the particle size of soil polluted by gold mining upstream of Miyun Reservoir, Beijing: implications for assessing the potential risks. *Environmental monitoring and assessment*, 186, 6605-6626.
- Lima, C. A. I., de Almeida, M. G., Pestana, I. A., Bastos, W. R., do Nascimento 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, 578-592.
- Liu, Z., Wang, J., Xie, J., Yao, D., Yang, S., & Ge, J. (2023). Interactions among heavy metals and methane-metabolizing microorganisms and their effects on methane emissions in Dajiuhe peatland. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(13), 37415-37426.
- Laune, R. D., Jugsujinda, A., Devai, I., & Patrick Jr, W. H. (2004). Relationship of sediment redox conditions to methyl mercury in surface sediment of Louisiana Lakes. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 39(8), 1925-1933.
- Lacerda, L. D., Almeida, R., & Bastos, W. R. (2024). A 35-Year Record (1987–2022) of Hg Concentrations in Two of the Fish Species Most Consumed by People Living in the Upper Madeira River Basin, Brazilian Amazon Region. *Toxics*, 12(2), 144.
- Macalady, J. L., Mack, E. E., Nelson, D. C., & Scow, K. M. (2000). Sediment

- microbial community structure and mercury methylation in mercury-polluted Clear Lake, California. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(4), 1479-1488.
- Martoredjo, I., Calvão Santos, L. B., Vilhena, J. C. E., Rodrigues, A. B. L., de Almeida, A., Sousa Passos, C. J., & Florentino, A. C. (2024). Trends in Mercury Contamination Distribution among Human and Animal Populations in the Amazon Region. *Toxics*, 12(3), 204.
- Melack, J. M. (1984). Amazon floodplain lakes: Shape, fetch, and stratification: With 3 figures and 1 table in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 22(2), 1278-1282.
- Miserendino, R. A., Guimarães, J. R. D., Schudel, G., Ghosh, S., Godoy, J. M., Silbergeld, E. K., ... & 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.
- Microsoft Corporation. Excel Online. Versão disponível em: <https://office.live.com/start/Excel.aspx>. Acesso em: 6 dez. 2024.
- Mills, R. B., Paterson, A. M., Lean, D. R., Smol, J. P., Mierle, G., & Blais, J. M. (2009). Dissecting the spatial scales of mercury accumulation in Ontario lake sediment. *Environmental pollution*, 157(11), 2949-2956.
- Mirlean, N., Larned, S. T., Nikora, V., & Kütter, V. T. (2005). Mercúrio em lagos e peixes de lagos em um gradiente de conservação industrial no Brasil. *Quimiosfera*, 60(2), 226-236.
- Miserendino, A. R., Guimarães, J. R. D., Schudel, G., Ghosh, S., Godoy, J. M., Silbergeld, E. K., ... & 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.
- Molinier, M., Guyot, J. L., Oliveira, E. D., Guimarães, V., & Chaves, A. (1994). *Hidrologia da bacia do rio Amazonas*.
- Monteiro, L. C., Vieira, L. C. G., Bernardi, J. V. E., de Castro Moraes, L., Rodrigues, Y. O. S., de Souza, J. P. R., ... & Dórea, J. G. (2023). Ecological risk of mercury in bottom sediments and spatial correlation

- with land use in Neotropical savanna floodplain lakes, Araguaia River, Central Brazil. *Environmental Research*, 238, 117231.
- Monteiro, L. C., Vieira, L. C. G., Bernardi, J. V. E., Bastos, W. R., de Souza, J. P. R., do Nascimento Recktenvald, M. C. N., ... & de Souza, J. R. (2024). Local and landscape factors influencing mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of the Araguaia River floodplain, Central Brazil. *Science of the Total Environment*, 908, 168336.
- Monteiro, L. C., Fernandes, I. O., Maciel, E. S. F., Rodrigues, Y. O. S., de Souza, J. P. R., Oliveira, S. F. B., & Bernardi, J. V. E. (2021). Mercúrio nos sedimentos aquáticos e sua distribuição espacial em solos superficiais no bioma Cerrado: estudo de caso no Distrito Federal, Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 12(6), 461-471.
- Muller, G. (1979). Heavy Metals in the Sediment of the Rhine-Changes Seity. *Umschau in Wissenschaft und Technik* 79: 778-783.
- Mota Neri, D. (2023). Terrorismo de barragens: estratégias de despossessão produzidas pela mineração de ferro em Minas Gerais (Doctoral dissertation, [sn]).
- Nevado, J. B., Martín-Doimeadios, R. R., Bernardo, F. G., Moreno, M. J., Herculano, A. M., Do Nascimento, J. L. M., & Crespo-López, M. E. (2010). Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environment international*, 36(6), 593-608.
- Nyholt, K., Timothy, D., Jardine, F., Villamarín, C. M., Jacobi, J. E., Hawes, J. V., Campos, S., Srayko, S., & William, E. M. (2022). High rates of mercury biomagnification in fish from Amazonian floodplain-lake food webs. *Science of The Total Environment*, 833, 0048-9697.
- 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, 116-140.
- Oestreicher, J. S., Lucotte, M., Moingt, M., Bélanger, É., Rozon, C., Davidson, R., ... & 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, 11-30.

- Oliveira, K. F., Lacerda, L. D., Peres, T. F., Bezerra, M. F., & da Silva Dias, F. J. (2015). Emission factor and balance of mercury in fish farms in an artificial reservoir in NE Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 18278-18287.
- 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.
- Oliveira, U., Soares-Filho, B. S., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., De Carvalho, C. J., Silva, D. P., ... & Santos, A. J. (2017). Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific reports*, 7(1), 9141.
- 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.
- Owens, P. N., Batalla, R. J., Collins, A. J., Gomez, B., Hicks, D. M., Horowitz, A. J., ... & Trustrum, N. A. (2005). Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River research and applications*, 21(7), 693-717.
- Palma, P., Ledo, L., & Alvarenga, P. (2015). Assessment of trace element pollution and its environmental risk to freshwater sediments influenced by anthropogenic contributions: The case study of Alqueva reservoir (Guadiana Basin). *Catena*, 128, 174-184.
- 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., ... & Zuanon, J. (2021). Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68, 445-452.
- Pestana, I. A., Azevedo, L. S., Bastos, W. R., & de Souza, C. M. M. (2019). The impact of hydroelectric dams on mercury dynamics in South America: A review. *Chemosphere*, 219, 546-556.
- Pestana, I. A., Almeida, M. G., Bastos, W. R., & Souza, C. M. (2019). Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western

- Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Science of the Total Environment*, 656, 388-399.
- Pestana, M. H. D., & Formoso, M. L. L. (2003). Mercury contamination in Lavras do Sul, south Brazil: a legacy from past and recent gold mining. *Science of the total environment*, 307(1-3), 125-140.
- Pestana, M. H. D., Lechler, P., Formoso, M. L. L., & Miller, J. (2000). Mercury in sediments from gold and copper exploitation areas in the Camaqua River Basin, Southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 13(6), 537-547.
- Pfeiffer, W. C., Malm, O., Souza, C. M. M., de Lacerda, L. D., Silveira, E. G., & Bastos, W. R. (1991). Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 38(3-4), 239-245.
- Plawiak, R. A. B., de FIGUEIREDO, B. R., & Licht, O. A. B. (2006). OCORRÊNCIA DE MERCÚRIO EM ROCHAS, SOLOE SEDIMENTO FLUVIAL NA BACIA DO RIO IGUAÇU, ESTADO DO PARANÁ, BRASIL. *Geosciences= Geociências*, 25(4), 437-447.
- Pinto, M. L. D. C., Dórea, J. G., Bernardi, J. V. E., & Gomes, L. F. (2019). Mapping the evolution of mercury (Hg) research in the Amazon (1991–2017): A scientometric analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(7), 1111.
- 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.
- Power EA, Chapman PM. Assessing sediment quality. In *Sediment toxicity assessment* (2018) May 4, 1-18. CRC Press.
- Ravichandran, M. (2004). Interactions between mercury and dissolved organic matter—a review. *Chemosphere*, 55(3), 319-331.
- 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.
- Remor, M. B., Sampaio, S. C., Model, K. J., Falco, T. D., & Prudente, V. H. (2018). Mercury in the sediment of Pelotas river basin, Brazil. *Engenharia*

- Agrícola, 38(1), 117-123.
- Remor, M. B., Sampaio, S. C., Rosa, D. M., Model, K. J., Paloschi, C. L., & Conceição, F. G. D. (2018). Mercury in the sediment of the upper parnaíba river. *Engenharia Agrícola*, 38(5), 760-767.
- Reuther, R. (1994). Mercury accumulation in sediment and fish from rivers affected by alluvial gold mining in the brazilian Madeira river basin, Amazon. *Environmental monitoring and assessment*, 32(3), 239-258.
- Rezende, P. S., Moura, P. A., Durão Jr, W. A., Nascentes, C. C., Windmüller, C. C., & Costa, L. M. (2011). Arsenic and mercury mobility in Brazilian sediments from the São Francisco River Basin. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 22, 910-918.
- Rivera Jr, N. A., Bippus, P. M., & Hsu-Kim, H. (2019). Reatividade relativa e biodisponibilidade de mercúrio sorvido ou coprecipitado com sulfetos de ferro envelhecidos. *Ciência e tecnologia ambiental*, 53(13), 7391-7399.
- Rhodes, P. V., de Lena, J. C., Santolin, C. V. A., da Silva Pinto, T., Mendes, L. A., & Windmüller, C. C. (2018). Speciation and quantification of Hg in sediments contaminated by artisanal gold mining in the Gualaxo do Norte River, Minas Gerais, SE, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 190, 1-11.
- Rodrigues, Y. O., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., Bernardi, J. V. E., Monteiro, L. C., de Souza, J. P. R., ... & de Souza, J. R. (2022). Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environmental Research*, 205, 112513.
- Rodrigues, Y. O. S., Bernardi, J. E., Monteiro, L. C., de Almeida, R., Manzatto, Â., Bastos, W. R., ... & Rodrigues, E. V. (2024). The Amazon Rainforest in Mercury Sequestration: Spatial Autocorrelation of Total Mercury in Surface Soils from a Nature Reserve. Available at SSRN 4653656.
- Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Tran, S., Rhéault, I., Farella, N., ... & 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.
- Santolin, C. V., Ciminelli, V. S., Nascentes, C. C., & Windmüller, 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.
- Santos, M. V. S., da Silva Júnior, J. B., de Carvalho, C. E. V., dos Santos Vergílio, C., Hadlich, G. M., de Santana, C. O., & de Jesus, T. B. (2020). Geochemical evaluation of potentially toxic elements determined in surface sediment collected in an area under the influence of gold mining. *Marine pollution bulletin*, 158, 111384.
- Saroop, S., & Tamchos, S. (2021). Monitoring and impact assessment approaches for heavy metals. In *Heavy metals in the environment* (pp. 57-86). Elsevier.
- Schneider, L., Fisher, J. A., Diéguez, M. C., Fostier, A. H., Guimaraes, J. R., Leaner, J. J., & Mason, R. (2023). A synthesis of mercury research in the Southern Hemisphere, part 1: Natural processes. *Ambio*, 52(5), 897-917.
- Selin, N. E. (2009). Global biogeochemical cycling of mercury: a review. *Annual review of environment and resources*, 34, 43-63.
- Silva, F. L., Moitas, M. L., Júnior, I. B., & Cunha-Santino, M. B. (2016). Qualidade dos sedimentos do rio Monjolinho: índice de geoacumulação. *Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente*, 4(1), 79-87.
- Si, Y., Zou, Y., Liu, X., Si, X., Mao, J. Mercury methylation coupled to iron reduction by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Chemosphere*. 2015 Mar 1;122:206-12.
- Siqueira, G. W., & Aprile, F. M. (2012). Distribuição de mercúrio total em sedimentos da plataforma continental Amazônica: Brasil. *Acta amazonica*, 42, 259-268.
- Skalak, K. J., & Pizzuto, J. (2014). Reconstructing suspended sediment mercury contamination of a steep, gravel-bed river using reservoir theory. *Environmental Geosciences*, 21(1), 17-35.
- Slowey, A. J., & Brown Jr, G. E. (2007). Transformações de mercúrio, ferro e enxofre durante a dissolução redutiva de oxihidróxido de ferro por sulfeto. *Geochimica e Cosmochimica Acta*, 71(4), 877-894.
- Soares, M. B., Rodrigues, R. R., Péres, L. O., Cerri, C. E. P., & Alleoni, L. R. F. (2024). Impact of climatic seasons on the dynamics of carbon, nitrogen and mercury in soils of Brazilian biomes affected by gold mining. *Science of the Total Environment*, 954, 176279.

- Sousa, E. da S., Rocha, R., Palheta, D. da C., & Queiroz, J. C. B. (2019). Evaluation on the risk of contamination by mercury and classification of areas at foz of river Tapajós, Pará, Brazil. *International Journal of Advanced Engineering Research and Science*, 6(9).
- Souza, E. da S., de Oliveira Lima, M., de Oliveira, P. C., & Sano, E. E. (2012). Avaliações da concentração de mercúrio total em solo e material particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alter do Chão, com auxílio de técnicas de sensoriamento remoto. *Novos Cadernos NAEA*, 15(2).
- Tendaupenyu, P., Matawa, F., & Magadza, C. H. D. (2018). Spatial distribution of surface sediment nutrients of a subtropical hypereutrophic lake: Lake Chivero, Zimbabwe. *Environmental nanotechnology, monitoring & management*, 10, 399-408.
- Tinôco, A. A. P., Azevedo, I. C. D. A. D. D., Marques, E. A. G., Munteer, A. H., Martins, C. D. P., Nascentes, R., ... & Natalino, R. (2010). Evaluation of mercury contamination in Descoberto, MG. *Engenharia Sanitaria E Ambiental*, 15, 305-314.
- Tundisi, JG e Tundisi, TM (2016). *Limnologia . Oficina de textos*.
- Udodenko, Y. G., Komov, V. T., & Zakonnov, V. V. (2018). Total mercury in surficial bottom sediments of Volga River's reservoirs in Central Russia. *Environmental Earth Sciences*, 77, 1-10.
- 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.
- United Nations Environment Programme (UNEP). *Minamata convention on mercury*. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 2013 Apr 16.
- Vdović, N., Lučić, M., Mikac, N., & Bačić, N. (2021). Partitioning of metal contaminants between bulk and fine-grained fraction in freshwater sediments: a critical appraisal. *Minerals*, 11(6), 603.
- Warner, K. A., Roden, E. E., & Bonzongo, J. C. (2003). Microbial mercury transformation in anoxic freshwater sediments under iron-reducing and other electron-accepting conditions. *Environmental science & technology*, 37(10), 2159-2165.

- Wedepohl, K. H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 59(7), 1217-1232.
- Windmoeller, C. C., Santos, R. C., Athayde, M., & Palmieri, H. E. L. (2007). Distribution and speciation of mercury in sediments from gold mining sites in iron quadrangle (minas gerais). *Quimica Nova*, 30, 1088-1094.
- Xu, X., Zhao, J., Li, Y., Fan, Y., Zhu, N., Gao, Y., ... & Li, Y. F. (2016). Demethylation of methylmercury in growing rice plants: an evidence of self-detoxification. *Environmental Pollution*, 210, 113-120.
- Yamamoto, J. K., & Landim, P. M. B. (2013). *Geoestatística: conceitos e aplicações*. Oficina de textos
- Yoshino, K., Yamada, K., Tanaka, M., Tada, Y., Kanaya, G., Henmi, Y., & Yamamoto, M. (2022). Subtidal benthic communities in Minamata Bay, Japan, approximately 30 years after mercury pollution remediation involving dredging disturbance. *Ecological Research*, 37(1), 137-150.
- Zahir, F., Rizwi, S. J., Haq, S. K., & Khan, R. H. (2005). Low dose mercury toxicity and human health. *Environmental toxicology and pharmacology*, 20(2), 351-360.201
- Zheng, N. A., Wang, Q., Liang, Z., & Zheng, D. (2008). Characterization of heavy metal concentrations in the sediments of three freshwater rivers in Huludao City, Northeast China. *Environmental pollution*, 154(1), 135-142.
- Zillioux EJ, Porcella DB, Benoit JM. Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 1993 Dec;12(12):2245-64.

ANEXO 1

Material Suplementar referente ao capítulo 1 informações e dados extraídos dos artigos selecionados para revisão.

Região / Corpo hídrico	Tipo de ambiente	Pontos avaliados	Período inicial – média de Hg (ng·g ⁻¹)
Lagos associados ao Rio Madeira (AM/RO)	Lagos – sedimentos superficiais	9 lagos	2006 – 91,3
Lagos Lavras, Jaques e Hilário (RS)	Lagos – sedimentos superficiais	3 lagos	2000 – 86,96
Rio Paraíba do Sul (RJ)	Ambiente fluvial – sedimentos	Trechos fluviais	2000 – 49,9
Rio Pomba (RJ)	Ambiente fluvial – sedimentos	Trechos fluviais	2000 – 31,2
Rio Dois Rios (RJ)	Ambiente fluvial – sedimentos	Trechos fluviais	2000 – 49,9
Lago Cuniã (RO)	Lago – sedimentos superficiais	1 lago	2001–2003 – 98,13

Período final – média de Hg (ng·g ⁻¹)	Tendência observada	Referência
2018 – 87,0	Média geral com leve diminuição; 4 lagos com aumento, 3 com diminuição e 2 sem variação	Bonotto et al. (2006; 2018)
2003 – 160,16	Aumento superior a 100% em todos os lagos	Pestana et al. (2000) Pestana & Formoso (2003)
2006 – 56,10	Aumento nas amostras mais recentes	Almeida e Souza (2008); Araújo et al. (2015)
2013 – 45,0	Aumento da concentração média	Almeida e Souza (2008); Azevedo et al. (2017)
2013 – 35,0	Diminuição da concentração média	Almeida e Souza (2008); Azevedo et al. (2017)
2019 – 103,50	Valores semelhantes entre os períodos, com leve aumento	Bastos et al. (2006); Gomes et al. (2020)

N	N (Artigo)	Autores	Título	Ano de publicação	Ano de coleta	Par de coordenadas	Estado
1	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
2	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
3	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
4	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
5	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
6	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
7	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
8	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
9	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
10	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
11	1	Rezende, PS; Moura	Arsenic and Mercury Mobility in Brazilian Sediments from the Sao Fr	2011	2007/2008	Estimado	MG
12	2	Brabo, ES; Angelica,	Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and	2003	1998/1999	Estimado	AC
13	2	Brabo, ES; Angelica,	Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and	2003	1998/1999	Estimado	AC
14	2	Brabo, ES; Angelica,	Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and	2003	1998/1999	Estimado	AC
15	2	Brabo, ES; Angelica,	Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and	2003	1998/1999	Estimado	AC
16	2	Brabo, ES; Angelica,	Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and	2003	1998/1999	Estimado	AC
17	2	Brabo, ES; Angelica,	Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and	2003	1998/1999	Estimado	AC
18	2	Brabo, ES; Angelica,	Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and	2003	1998/1999	Estimado	AC
19	3	Mascarenhas, A.F.S.	Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material pa	2004	1998	Estimado	AC
20	3	Mascarenhas, A.F.S.	Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material pa	2004	1998	Estimado	AC
21	4	Cesar, R., Colonese,	Distribuição de mercúrio, cobre, chumbo, zinco e níquel em sedimer	2011	2009	Estimado	RJ
22	5	Araujo, B.F., Gomes	Distribuição e fracionamento do Hg EM sedimentos do rio Paraíba d	2015	2006	Informado	RJ
23	6	Almeida, M.G., Souza	Distribuição espacial de mercúrio total e elementar e suas interaçõe	2008	2000	Estimado	RJ
24	7	Gomes, D.F., Moreir	Dynamics of (total and methyl) mercury in sediment, fish, and croco	2020	2019	Informado	RO
25	8	Oestreicher, J.S., Lu	Environmental and Anthropogenic Factors Influencing Mercury Dyna	2017	2009	Estimado	PA
26	8	Oestreicher, J.S., Lu	Environmental and Anthropogenic Factors Influencing Mercury Dyna	2017	2009	Estimado	PA
27	8	Oestreicher, J.S., Lu	Environmental and Anthropogenic Factors Influencing Mercury Dyna	2017	2009	Estimado	PA

28	8	Oestreicher, J.S., Lu	Environmental and Anthropogenic Factors Influencing Mercury Dyna	2017	2009	Estimado	PA
29	9	Portela, J.F., Rodrigu	Evaluation of Total Mercury in Sediments of the Descoberto River En	2020	2018	Informado	DF
30	10	Almeida, R. de, Berr	Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzin	2014	2004/2005	Informado	AM
31	11	Remor, M.B., Sampa	Geochemistry of the Upper Paraná River floodplain: study of the Gar	2015	2011	Informado	PR
32	11	Remor, M.B., Sampa	Geochemistry of the Upper Paraná River floodplain: study of the Gar	2015	2011	Informado	PR
33	12	Oliveira, C.A.S., Kas	Influence of environmental conditions on the mercury levels of the s	2021	2015	Estimado	AM
34	13	Monteiro, L.C., Fern	Mercúrio nos sedimentos aquáticos e sua distribuição espacial em se	2021	2019	Informado	DF
35	14	Leady, B.S., Gottgen	Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in tv	2001	-	Informado	MT
36	14	Leady, B.S., Gottgen	Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in tv	2001	-	Informado	MT
37	15	Sousa, W.P., De Carv	Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North	2004	-	Estimado	RJ
38	15	Sousa, W.P., De Carv	Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North	2004	-	Estimado	RJ
39	15	Sousa, W.P., De Carv	Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North	2004	-	Estimado	RJ
40	15	Sousa, W.P., De Carv	Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North	2004	-	Estimado	RJ
41	15	Sousa, W.P., De Carv	Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North	2004	-	Estimado	RJ
42	15	Sousa, W.P., De Carv	Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North	2004	-	Estimado	RJ
43	16	Souza, V., Wasserm	Mercury distribution in sediments of a shallow tropical reservoir in B	2014	2011	Estimado	RJ
44	17	Varejao, EVV; Bellat	Mercury fractionation in stream sediments from the Quadrilatero Fe	2009	2006	Estimado	MG
45	18	Castro, N.S.S. de, Br	Mercury in fish and sediment of Purus River, Acre State, Amazon	2016	2013	Estimado	AC
46	19	Mirlean, N., Larned,	Mercury in lakes and lake fishes on a conservation-industry gradient	2005	2002/2003	Estimado	RS
47	19	Mirlean, N., Larned,	Mercury in lakes and lake fishes on a conservation-industry gradient	2005	2002/2004	Estimado	RS
48	19	Mirlean, N., Larned,	Mercury in lakes and lake fishes on a conservation-industry gradient	2005	2002/2005	Estimado	RS
49	20	Bastos, W.R., Gome	Mercury in the environment and riverside population in the Madeira	2006	2001/2003	Estimado	RO
50	20	Bastos, W.R., Gome	Mercury in the environment and riverside population in the Madeira	2006	2001/2003	Estimado	RO
51	20	Bastos, W.R., Gome	Mercury in the environment and riverside population in the Madeira	2006	2001/2003	Estimado	RO
52	20	Bastos, W.R., Gome	Mercury in the environment and riverside population in the Madeira	2006	2001/2003	Estimado	RO
53	20	Bastos, W.R., Gome	Mercury in the environment and riverside population in the Madeira	2006	2001/2003	Estimado	RO
54	20	Bastos, W.R., Gome	Mercury in the environment and riverside population in the Madeira	2006	2001/2003	Estimado	RO
55	20	Bastos, W.R., Gome	Mercury in the environment and riverside population in the Madeira	2006	2001/2003	Estimado	RO
56	21	Remor, M.B., Sampa	Mercury in the sediment of Pelotas River basin, Brazil	2018	2014	Estimado	RS
57	22	Remor, M.B., Sampa	Mercury in the sediment of the Upper Parnaíba River	2018	2014	Estimado	PI

58	23	Miserendino, R.A., C	Mercury Pollution in Amapá, Brazil: Mercury Amalgamation in Artisa	2018	1996/2010	Informado	AP
59	23	Miserendino, R.A., C	Mercury Pollution in Amapá, Brazil: Mercury Amalgamation in Artisa	2018	1996/2010	Informado	AP
60	23	Miserendino, R.A., C	Mercury Pollution in Amapá, Brazil: Mercury Amalgamation in Artisa	2018	1996/2010	Informado	AP
61	24	Araujo, B.F., Hinteln	Mercury speciation and Hg stable isotope ratios in sediments from A	2018	2011	Informado	AM
62	24	Araujo, B.F., Hinteln	Mercury speciation and Hg stable isotope ratios in sediments from A	2018	2011	Informado	AM
63	24	Araujo, B.F., Hinteln	Mercury speciation and Hg stable isotope ratios in sediments from A	2018	2011	Informado	AM
64	24	Araujo, B.F., Hinteln	Mercury speciation and Hg stable isotope ratios in sediments from A	2018	2011	Informado	PA
65	25	Cesar, R; Egler, S; Po	Mercury, copper and zinc contamination in soils and fluvial sediment	2010	2007	Informado	MG
66	26	Plawiak, R.A.B., De	Ocorrência de mercúrio em rochas, solo e sedimento fluvial na bacia	2006	1998	Estimado	PR
67	27	Mendes, LA; de Len	Quantification of methylmercury and geochemistry of mercury in se	2016	2014/2015	Informado	MG
68	27	Mendes, LA; de Len	Quantification of methylmercury and geochemistry of mercury in se	2016	2014/2015	Informado	MG
69	28	Rhodes, VD; de Len	Speciation and quantification of Hg in sediments contaminated by ar	2018	2012	Estimado	MG
70	29	Lino, A.S., Kasper, D	Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton a	2019	2013/2014	Estimado	PA
71	30	Gomes, VM; dos Sa	Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded A	2019	-	Informado	AM
72	30	Gomes, VM; dos Sa	Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded A	2019	-	Informado	RO
73	30	Gomes, VM; dos Sa	Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded A	2019	-	Informado	TO
74	31	Furlan, N; Quinaglia	Benthic fish blood as a biomarker for recent exposure to mercury	2018	2009	Informado	SP
75	31	Furlan, N; Quinaglia	Benthic fish blood as a biomarker for recent exposure to mercury	2018	2009	Informado	SP
76	31	Furlan, N; Quinaglia	Benthic fish blood as a biomarker for recent exposure to mercury	2018	2009	Informado	SP
77	32	Azevedo, LS; Almeid	Organotropism of methylmercury in fish of the southeastern of Braz	2017	2013	Informado	RJ
78	32	Azevedo, LS; Almeid	Organotropism of methylmercury in fish of the southeastern of Braz	2017	2013	Informado	RJ
79	32	Azevedo, LS; Almeid	Organotropism of methylmercury in fish of the southeastern of Braz	2017	2013	Informado	RJ
80	33	Oliveira, KF; Lacerda	Emission factor and balance of mercury in fish farms in an artificial r	2015	-	Informado	CE
81	34	Tomazelli, AC; Marti	Mercury distribution in medium-size rivers and reservoirs of the Sao	2007	2001/2002	Estimado	SP
82	34	Tomazelli, AC; Marti	Mercury distribution in medium-size rivers and reservoirs of the Sao	2007	2001/2002	Estimado	SP
83	34	Tomazelli, AC; Marti	Mercury distribution in medium-size rivers and reservoirs of the Sao	2007	2001/2002	Estimado	SP
84	34	Tomazelli, AC; Marti	Mercury distribution in medium-size rivers and reservoirs of the Sao	2007	2001/2002	Estimado	SP
85	34	Tomazelli, AC; Marti	Mercury distribution in medium-size rivers and reservoirs of the Sao	2007	2001/2002	Estimado	SP
86	34	Tomazelli, AC; Marti	Mercury distribution in medium-size rivers and reservoirs of the Sao	2007	2001/2002	Estimado	SP
87	35	Salomão, M.S.M.B.,	Heavy metals in tropical small catchments in the state of São Paulo, t	2003	2002	Estimado	SP

88	35	Salomão, M.S.M.B.,	Heavy metals in tropical small catchments in the state of São Paulo,	2003	2002	Estimado	SP
89	35	Salomão, M.S.M.B.,	Heavy metals in tropical small catchments in the state of São Paulo,	2003	2002	Estimado	SP
90	36	Hylander, LD; Grohr	Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir	2006	1999/2002	Informado	MT
91	37	Fostier, AH; Falotico	Impact of anthropogenic activity on the Hg concentrations in the Pir	2005	1995/1997	Estimado	SP
92	38	Bonotto, DM; da Sil	Preference ratios for mercury and other chemical elements in the M	2003	1996	Estimado	RO
93	39	Pestana, MHD; Forn	Mercury contamination in Lavras do Sul, south Brazil: a legacy from	2003	1992/1996	Estimado	RS
94	39	Pestana, MHD; Forn	Mercury contamination in Lavras do Sul, south Brazil: a legacy from	2003	1992/1996	Estimado	RS
95	39	Pestana, MHD; Forn	Mercury contamination in Lavras do Sul, south Brazil: a legacy from	2003	1992/1996	Estimado	RS
96	39	Pestana, MHD; Forn	Mercury contamination in Lavras do Sul, south Brazil: a legacy from	2003	1992/1996	Estimado	RS
97	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
98	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
99	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
100	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
101	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
102	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
103	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
104	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
105	40	Bonotto, DM; Wijes	Assessing mercury pollution in Amazon River tributaries using a Baye	2018	-	Estimado	RO
106	41	Tinoco, AAP; de Aze	Evaluation of mercury contamination in Descoberto, MG	2010	2007	Informado	MG
107	41	Tinoco, AAP; de Aze	Evaluation of mercury contamination in Descoberto, MG	2010	2007	Informado	MG
108	41	Tinoco, AAP; de Aze	Evaluation of mercury contamination in Descoberto, MG	2010	2007	Informado	MG
109	42	Reuther, R.	Mercury accumulation in sediment and fish from rivers affected by a	1994	1991	Estimado	RO
110	42	Reuther, R.	Mercury accumulation in sediment and fish from rivers affected by a	1994	1991	Estimado	RO
111	42	Reuther, R.	Mercury accumulation in sediment and fish from rivers affected by a	1994	1991	Estimado	RO
112	43	Windmoller, CC; Sar	Distribution and speciation of mercury in sediments from gold minin	2007	-	Informado	MG
113	43	Windmoller, CC; Sar	Distribution and speciation of mercury in sediments from gold minin	2007	-	Informado	MG
114	43	Windmoller, CC; Sar	Distribution and speciation of mercury in sediments from gold minin	2007	-	Informado	MG
115	43	Windmoller, CC; Sar	Distribution and speciation of mercury in sediments from gold minin	2007	-	Informado	MG
116	44	Borges, AC; Montes	Integrated use of histological and ultrastructural biomarkers for asse	2018	2011/2012	Informado	PA
117	45	Baptista-Salazar, C;	Insights into the factors influencing mercury concentrations in tropic	2021	2015/2017	Estimado	PA

118	45	Baptista-Salazar, C;	Insights into the factors influencing mercury concentrations in tropic	2021	2015/2017	Estimado	MG
119	45	Baptista-Salazar, C;	Insights into the factors influencing mercury concentrations in tropic	2021	2015/2017	Estimado	MG
120	45	Baptista-Salazar, C;	Insights into the factors influencing mercury concentrations in tropic	2021	2015/2017	Estimado	RJ
121	46	Aula, I; Braunschwe	The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucu	1995	1990/1991	Informado	PA
122	47	Vieira, M; Bernardi,	Distribution and availability of mercury and methylmercury in differe	2018	2009/2012	Estimado	RO
123	48	Parente, C.E.T., Lino	First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and se	2021	2019	Informado	MG
124	49	Noronha Filho, FA; C	Acúmulo de mercúrio em sedimentos de fundo da reserva biológica	2021	2019	Informado	PA
125	50	Pestana, MHD; Lech	Mercury in sediments from gold and copper exploitation areas in the	2000	1996	Estimado	RS
126	50	Pestana, MHD; Lech	Mercury in sediments from gold and copper exploitation areas in the	2000	1996	Estimado	RS
127	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
128	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
129	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
130	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
131	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
132	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
133	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
134	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
135	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
136	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
137	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
138	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
139	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
140	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
141	51	Santolin, C.V.A., Cim	Distribution and environmental impact evaluation of metals in sedim	2015	2011	Estimado	MG
142	52	de Carvalho, VS; Fel	Ecological risk of mercury in different granulometric fractions of sedim	2023	2018/2019	Estimado	BA
143	53	Rodrigues, KFS; Smi	Metals in water, sediment, and the tissues of seven important fish speci	2022	2019	Informado	SP
144	54	Santos, MVS; da Silv	Highly toxic elements determined in surface sediment collected in an area	2020	2013	Informado	BA
145	55	Tonhá, MS; Araújo,	and Brazilian river: A combined application of Zn isotopes, geochemical	2021	2017	Informado	RJ
146	56	Monteiro, LC; Vieira	Mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of	2024	2022	Informado	GO
147	56	Monteiro, LC; Vieira	Mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of	2024	2022	Informado	GO

148	56	Monteiro, LC; Vieira	cury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of	2024	2022	Informado	GO
149	56	Monteiro, LC; Vieira	cury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of	2024	2022	Informado	GO
150	56	Monteiro, LC; Vieira	cury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of	2024	2022	Informado	GO
151	56	Monteiro, LC; Vieira	cury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of	2024	2022	Informado	GO
152	56	Monteiro, LC; Vieira	cury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of	2024	2022	Informado	GO
153	57	Dorea, JG; Monteiro	on mercury in sediments and macrophytes from a natural lake in the	2023	2012/2019	Informado	DF
154	58	Oliveira, CAD; Kasp	conditions on the mercury levels of the sediment along the Balbina F	2021	2015	Estimado	AM
155	59	Portela, JF; de Souza	al Mercury in Sediments of the Descoberto River Environmental Prote	2020	2017/2018	Informado	DF
156	59	Portela, JF; de Souza	al Mercury in Sediments of the Descoberto River Environmental Prote	2020	2017/2018	Informado	DF
157	60	Vieira, CD; Oliveira,	ent profiles in a hydroelectric power plant reservoir in the Paraiba do	2022	2020	Informado	RJ
158	61	Jacques, PD; Viglio,	nical Analysis in the Yanomami Indigenous Land, Mucajá River Basin,	2023	2022	Informado	RO
159	62	Gomes, DF; Moreira	diment, fish, and crocodiles in an Amazonian Lake and risk assessmer	2020	2018/2019	Informado	RO
160	63	Fernandes, V. A.	obre em solos e sedimentos fluviais de corrente em antiga área de ga	2008	2006/2007	Estimado	MG
161	64	Enilson da Silva Sou	erial particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alte	2012	-	Informado	PA
162	64	Enilson da Silva Sou	erial particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alte	2012	-	Informado	PA
163	64	Enilson da Silva Sou	erial particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alte	2012	-	Informado	PA
164	64	Enilson da Silva Sou	erial particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alte	2012	-	Informado	PA
165	64	Enilson da Silva Sou	erial particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alte	2012	-	Informado	PA
166	64	Enilson da Silva Sou	erial particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alte	2012	-	Informado	PA

Obs	Tipo de ambiente	Local	Bacia Hidrográfica	Latitude	Longitude	Mineração	Potenciais fontes de poluição	Parâmetros avaliados	Profundidade
as aproxim	River	Abaeté	rio São Francisco	-18,60932389	-45,82830826	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	Stream	Entre Ribeiros	rio São Francisco	-16,95420051	-46,32429343	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	Stream	Escurinho	rio São Francisco	-17,35636262	-46,9780605	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	River	Escuro	rio São Francisco	-17,51477186	-46,61335708	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	River	Paracatu	rio São Francisco	-17,09231448	-45,60731409	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	River	Paraopeba	rio São Francisco	-19,86962616	-44,34356956	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	River	Preto	rio São Francisco	-22,09086008	-43,82849768	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	Stream	Rico	rio São Francisco	-17,32833471	-46,75051496	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	River	São Francisco	rio São Francisco	-19,91098059	-48,76659863	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	River	Velhas	rio São Francisco	-18,77983808	-44,15813857	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
as aproxim	River	Verde Grande	rio São Francisco	-16,6395882	-43,72107915	1	/Indústria/Agropecuária	NA	Superficial
s geográficas	River	Acre	rio Acre	-9,975427006	-67,80492743	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
s geográficas	River	Caeté	rio Acre	-9,335871911	-69,38033721	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
s geográficas	River	Iaco	rio Acre	-10,29603615	-69,55722529	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
s geográficas	River	Iquiri	rio Acre	-9,521835074	-66,92080085	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
s geográficas	River	Macaúã	rio Acre	-9,882057401	-69,4408379	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
s geográficas	River	Purus	rio Acre	-8,837666722	-69,2560159	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
s geográficas	River	tributários do rio Acre	rio Acre	-9,957370208	-67,77828371	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
das geográficas	River	Acre	rio Acre	-9,987898265	-67,81792714	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
das geográficas	River	tributários do rio Acre	rio Acre	-9,958462544	-67,78616693	0	atual e desmatamento	DS, temperatura	Superficial
ais nos sedimentos	River	ribeirão e tributários do rio Piabanha	rio Piabanha	-22,31129696	-43,13102768	0	Rejeitos industriais	DS, COT e MO (sedimentos)	Superficial
os correspondentes	River	Porção Fluvial	rio Paraíba do Sul	-21,7489	-41,2319	1	Mineração na bacia e uso do solo	DS, COT e MO (sedimentos), e granulação	Superficial
Coordenadas em seções	River	Muriaé	rio Paraíba do Sul	-21,21636269	-41,92933593	1	Mineração na bacia e uso do solo	DS, COT e MO (sedimentos), e granulação	Superficial
ções em seções	Lake	Cuniã	rio Madeira	-8,31973	-63,50053	1	de mineração no Rio	temperatura (água), morfometria	Superficial
o temporária	Lake	Araipá	rio Tapajós	-4,020135812	-55,56431255	0	Desmatamento	morfometria	Superficial
o temporária	Lake	Boententa	rio Tapajós	-4,016474248	-55,56814175	0	Desmatamento	morfometria	Superficial
o temporária	Lake	Brasília	rio Tapajós	-3,948485635	-55,58140507	0	Desmatamento	morfometria	Superficial

o tempora	Lake	Ipanema	rio Tapajós	-2,416326424	-54,72630056	0	Desmatamento	morfometria (Superficial
	Reservoir	Descoberto	rio Descoberto	-15,749607	-48,204311	0	ntes urbanos e fertiliza	VM, análises	Superficial
cial e pulso	Lake	Puruzinho	rio Madeira	-7,367951	-63,05661	0	NA	profundidade	Superficial
Core	Lake	Lagoa Garças	rio Paraná	-22,725068	-53,219227	1	mineração de ouro, ag	Outros metais	Superficial
Core	Lake	Lagoa Patos	rio Paraná	-22,944443	-53,640528	1	mineração de ouro, ag	Outros metais	Superficial
	Reservoir	Balbina	rio Uatumã	-1,579125	-59,725467	0	Represamento	MO, granulom	Superficial
	Stream	Riachos	anhão/rio São Bart	-15,5582	-47,606223	0	Rodovias	NA	Superficial
mento (cor	Lake	de inundação de	rio Cuiaba	-17,8364	-57,5391	0	NA	NA	Superficial
mento (cor	Lake	Região de Poconé	rio Cuiaba	-16,3167	-56,5333	1	Mineração	NA	Superficial
las de acor	Lake	Açú	rio Muriaé	-21,91821309	-40,98249476	0	NA	NA	Superficial
las de acor	Lake	Campelo	rio Muriaé	-21,67463135	-41,19346173	0	zação, pastagem e agri	NA	Superficial
las de acor	Lake	Cima	rio Muriaé	-21,76722511	-41,51696116	0	NA	NA	Superficial
las de acor	Lake	Feia	rio Muriaé	-21,97912228	-41,38112218	0	Urbanização	NA	Superficial
las de acor	Lake	Grussai	rio Muriaé	-21,70186569	-41,03030254	0	zação, efluentes dome	NA	Superficial
las de acor	Lake	Iquipari	rio Muriaé	-21,74901482	-41,02980151	0	NA	NA	Superficial
as aproxim	Reservoir	Jaturbaíba	rio São João	-22,61305386	-42,27499879	0	gricultura e urbanizaçã	e N (sediment	Superficial
acionamen	River	Carmo	Rio Carmo	-20,36262452	-43,39338208	1	Mineração de ouro	água), pH, MO	Superficial
ordo com c	River	Purus	rio Purus	-8,837798231	-69,25589186	0	NA	NA	Superficial
	Lake	Flores	Vargem das flores	-32,484877	-52,511915	0	NA	H, Ec, OD, TSS (Superficial
	Lake	em nome_Industria	lagoa Mirim no Bra	-31,77425	-52,252367	0	Industrial	H, Ec, OD, TSS (Superficial
	Lake	m nome_Suburbana	lagoa Mirim no Bra	-32,13253	-52,177996	0	Urbano	H, Ec, OD, TSS (Superficial
	Lake	Acará	rio Madeira	-6,374928	-62,468639	0	NA	NA	Superficial
	Lake	Matupirizinho	rio Madeira	-5,544319	-61,125344	0	NA	NA	Superficial
	Lake	Mergulhão	rio Madeira	-6,172049	-62,19286	0	NA	NA	Superficial
	Lake	Paraíso	rio Madeira	-7,517273	-62,897927	0	NA	NA	Superficial
	Lake	Preto	rio Madeira	-3,165447	-57,887887	0	NA	NA	Superficial
	Lake	Puruzinho	rio Madeira	-7,367951	-63,05661	0	NA	NA	Superficial
	Lake	Santo Antônio	rio Madeira	-6,787676	-62,382911	0	NA	NA	Superficial
	River	Pelotas	rio Pelotas	-28,257204	-50,71042	0	NA	utros metais, T	Superficial
	River	Parnaíba	rio Parnaíba	-9,100615	-45,926057	1	zação, mineração, agri	utros metais, T	Superficial

	River	al Grande e Tortugas,	entre o rio Xing	-1,521814625	-50,88046942	1	Mineração de ouro	sedimento), LU	Superficial
Core	Lake	Duas Bocas	as, entre o rio Xing	-1,533326857	-50,86666655	0	Desmatamento	sedimento), LU	Superficial
Core	Lake	Pracuúba	as, entre o rio Xing	-1,743527662	-50,79452142	0	NA	sedimento), LU	Superficial
	Lake	Cabaliana	rio Negro	-3,324819	-60,824319	0	NA	c e temperatur	Superficial
	Lake	Canaçari	rio Madeira	-2,961826	-58,251546	0	NA	c e temperatur	Superficial
	Lake	Janauaca	rio Negro	-3,384115	-60,284639	0	NA	temperatura (á	Superficial
	Lake	Curuai	rio Tapajós	-2,24865367	-55,56077451	0	NA	c e temperatur	Superficial
	Stream	Rico	rio Paraíba do Sul	-21,46380345	-42,96920238	1	Mineração de ouro	e outros meta	Superficial
ordo com c	River	Iguaçu	rio Iguaçu	-25,69841614	-52,39105916	0	NA	X, OM (sedime	Superficial
	Stream	Gramma	rio Paraíba do Sul	-21,41190256	-42,9343232	1	Mineração de ouro	OM, CHN, Stot	Superficial
	Stream	Rico	rio Paraíba do Sul	-21,46382314	-42,96919772	1	Mineração de ouro	OM, CHN, Stot	Superficial
mineração	River	Gualaxo do Norte	o Gualaxo do Nort	-20,26867987	-43,29553901	1	Mineração de ouro	CHN, OM, razã	Superficial
a cadeia tre	River	Tapajós	rio Tapajós	-2,52232615	-55,03659034	1	ção de ouro e desmata	urbidez e OD (á	Superficial
nundadas	River	Negro	rio Negro	-1,311776447	-62,08069636	0	ragem/usina hidrelétr	D (água) e TOC	Superficial
nundadas	River	Madeira	rio Madeira	-9,262209805	-64,65680292	0	ragem/usina hidrelétr	D (água) e TOC	Superficial
nundadas	River	Tocantins	rio Tocantins	-13,38997391	-48,14671001	0	ragem/usina hidrelétr	D (água) e TOC	Superficial
co em peix	River	Grande	rio Tietê	-23,740838	-46,399211	0	entes industriais e urb	nto) e dados cli	Superficial
co em peix	Reservoir	Billings	rio Tietê	-23,821784	-46,627361	0	entes industriais e urb	nto) e dados cli	Superficial
co em peix	Reservoir	rio Grande	rio Tietê	-23,736508	-46,421877	0	entes industriais e urb	nto) e dados cli	Superficial
das de acor	River	Paraíba do Sul	rio Paraíba do Sul	-21,66649274	-42,08273909	0	urbanos e efluentes in	material parti	Superficial
das de acor	River	Pomba	rio Paraíba do Sul	-21,581	-42,1403	0	urbanos e efluentes in	material parti	Superficial
das de acor	River	Dois Rios	rio Paraíba do Sul	-21,7374	-41,932	0	urbanos e efluentes in	to e material p	Superficial
	Reservoir	Castanhão	rio Jaguaribe	-5,496645576	-38,44628987	0	Aquicultura	em suspensão	Superficial
	River	Rio Piracicaba	do Alto Paranapar	-22,6979371	-47,67074713	0	agricultura	peixes e bivalve	Superficial
nadas de ac	River	Peixe	Rio do Peixe	-21,9626226	-50,89336315	0	Pastagem e agricultura	peixes e bivalve	Superficial
nadas de ac	River	Aguapeí	Rio Aguapeí	-21,61347058	-50,66120718	0	Pastagem e agricultura	peixes e bivalve	Superficial
nadas de ac	River	José dos Dourado	S. José dos Dourad	-20,49234669	-50,23293213	0	Pastagem e agricultura	peixes e bivalve	Superficial
nadas de ac	River	Mogi-Guaçu	Rio Mogi-Guaçu	-21,08160861	-48,17389848	0	Agricultura e pastagem	peixes e bivalve	Superficial
nadas de ac	River	Piracicaba	Rio Piracicaba	-22,69673631	-47,67141202	0	Agricultura e pastagem	peixes e bivalve	Superficial
ro do parq	River	Vassununga	Rio Bebedouro	-21,724941	-47,582434	0	NA	metais (sedim	Superficial

queimadas de	River	Intervalos	Rio Paraná	-24,2875	-48,4142	0	NA	metais (sedim	Superficial
queimadas de	River	Morro do Diabo	Rio Paraná	-22,51909	-52,3127	0	NA	metais (sedim	Superficial
	Reservoir	Lago Manso	rio Manso	-14,82330363	-55,66734782	0	NA	ratira da água e	Superficial
geográficas	River	ocia do rio Piracicaba	rio Piracicaba	-22,69740317	-47,63492618	0	tes industriais e domé	-	Superficial
	River	cachoiras de Teot	rio Madeira	-8,832538526	-63,96705822	0	NA	etros da água. C	Superficial
ordo com c	Stream	Lavras	rio Camaquã	-30,83039418	-53,93219364	1	Mineração	NA	Superficial
ordo com c	Stream	Jaques	rio Camaquã	-30,76711936	-53,82695675	1	Mineração	NA	Superficial
ordo com c	Stream	Hilário	rio Camaquã	-30,75213699	-53,81901782	1	Mineração	NA	Superficial
ordo com c	Stream	Cerro Rico	rio Camaquã	-30,78588752	-53,80530801	1	Mineração	NA	Superficial
	Lake	Samuel	rio Madeira	-8,740924988	-63,42476712	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Paca	rio Madeira	-8,467038597	-63,50413133	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Demarcação	rio Madeira	-8,17705756	-62,77468485	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Brasileira	rio Madeira	-8,460351096	-63,49368608	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Conceição	rio Madeira	-8,049831288	-62,94577592	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Araçá	rio Madeira	-8,448253105	-63,51291645	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Tucunaré	rio Madeira	-8,386526095	-63,41742024	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Santa Catarina	rio Madeira	-8,032067023	-62,9179686	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Lake	Nazaré	rio Madeira	-8,163713894	-63,30713013	0	NA	gânico (sedime	Superficial
	Stream	Gramma	ribeirão Grama	-21,412122	-42,934731	1	Mineração	NA	Superficial
	Stream	Rico	ribeirão Grama	-21,457838	-42,954723	1	Mineração	NA	Superficial
	Stream	Ronca	ribeirão Grama	-21,423915	-42,932424	1	Mineração	NA	Superficial
	River	Jamari	rio Madeira	-8,960318633	-63,2894975	1	Mineração	OD, temperat	Superficial
	River	Mutum-Parana	rio Madeira	-9,618771651	-64,93941446	1	Mineração	OD, temperat	Superficial
	River	Madeira	rio Madeira	-9,583917021	-64,93216246	1	Mineração	OD, temperat	Superficial
Mineração	Stream	Monsenhor Horta,	Rio Doce	-20,349361	-43,30875	1	pH, MO, granulometria e raio		Superficial
Mineração	Stream	Antônio Pereira	Rio Doce	-20,294306	-43,481611	1	pH, MO, granulometria e raio		Superficial
Mineração	Stream	Furquim	Rio Doce	-20,358972	-43,202999	1	pH, MO, granulometria e raio		Superficial
Mineração	Stream	Bandeirantes	Rio Doce	-20,351472	-43,349528	1	pH, MO, granulometria e raio		Superficial
	River	Itacaiúnas	rio Itacaiunas	-5,917775	-50,59048	1	Mineração	, OD, temperat	Superficial
	Reservoir	Curuá-Una	rio Curuá-Uma	-28,6326	-54,355555	1	ção, queimadas, desma	metria dos reser	Superficial

	Reservoir	Furnas	rio Grande	-21,090303	-45,96385	0	tura, lançamento de re	metria dos reser	Superficial
	Reservoir	Chapéu D'Uvas	rio Paraibuna	-21,585818	-43,533268	0	mento e efluentes don	metria dos reser	Superficial
	Reservoir	Funil	rio Paraíba do Sul	-22,565171	-44,601718	0	triais, agropecuaria, d	metria dos reser	Superficial
	Reservoir	Tucuruí	rio Tocantins	-3,828711992	-49,64747714	1	Mineração	NA	Superficial
	River	Madeira	rio Madeira	-9,497900003	-64,81373249	0	ófico e parâmetros fís	pH (água)	Superficial
	River	Paraopeba	rio São Francisco	-20,1357299	-44,21316433	1	Mineração	NA	Superficial
	River	Trombetas	rio Trombetas	-1,757931857	-55,87540404	1	Mineração	NA	Superficial
ordo com c	River	Rio Camaquã	Rio Camaquã	-30,96969212	-53,41620354	1	altura, mineração e pec	COT, pH e Eh	Superficial
ordo com c	Stream	João Dias	Rio Camaquã	-30,96245009	-53,41476748	1	altura, mineração e pec	COT, pH e Eh	Superficial
ordo com c	Stream	Tumiritinga	Rio Doce	-18,9827242	-41,64046696	1	ção. indústria, agrope	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	governador Valadar	Rio Doce	-18,89187853	-41,96846878	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	rio corrente grande	Rio Doce	-18,80352321	-42,76156464	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Ipatinga	Rio Doce	-19,46537225	-42,5549945	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Coronel Fabriciano	Rio Doce	-19,5184526	-42,62632932	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Raul Soares	Rio Doce	-20,10153401	-42,45623804	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	João Monlevade	Rio Doce	-19,8261964	-43,1250331	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Nova Era	Rio Doce	-19,76546173	-43,03420006	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Rio Casca	Rio Doce	-20,2259493	-42,65049878	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Rio do Carmo	Rio Doce	-20,34411631	-43,25899997	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Ponte Nova	Rio Doce	-20,40803512	-42,8964356	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Piranga	Rio Doce	-20,68844312	-43,30141175	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Rio Xopotó	Rio Doce	-21,111011	-42,802523	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Rio Piracicaba	Rio Doce	-19,9268798	-43,16628461	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
ordo com c	Stream	Rio Doce	Rio Doce	-20,24828507	-42,88559579	1	indústria, pecuária e	COT, pH	Superficial
	river	rio Joanes	rio Joanes	-12,8677808	-38,29067231	0	urbano, indústria	fator de risco e	Superficial
processo de	river	rio sorocaba	rio sorocaba	-23,47667	-47,44111	0	Urbano	esados em pei	Superficial
	river	rio Itapicuru-Mirim	Rio Itapicuru	-11,203889	-40,486667	1	a de garimpo Au e esg	nicas: FE,IGeo,FI	Superficial
	river	araíba do Sul e Gu	araíba do Sul e Gu	-23,41526	-45,61173	0	atividades industriais	edimento e SPM	Superficial
positivame	lake	Araguaia	Tocantins-Araguaia	-12,615	-50,670278	0	uso do solo e ocorrê	õn, água e sedi	Superficial
positivame	lake	água limpa	Tocantins-Araguaia	-15,076944	-51,403889	0	uso do solo e ocorrê	õn, água e sedi	Superficial

positivame	lake	Vermelho	Tocantins-Araguaia	-15,003333	-51,123889	0	uso do solo e ocorrê	on, água e sedi	Superficial
positivame	lake	Peixe	Tocantins-Araguaia	-14,274722	-50,765278	0	uso do solo e ocorrê	on, água e sedi	Superficial
positivame	lake	crixás	Tocantins-Araguaia	-13,431111	-50,618056	0	uso do solo e ocorrê	on, água e sedi	Superficial
positivame	lake	crystalino	Tocantins-Araguaia	-12,787778	-50,715278	0	uso do solo e ocorrê	on, água e sedi	Superficial
positivame	lake	Mortes	Tocantins-Araguaia	-12,119167	-50,825556	0	uso do solo e ocorrê	on, água e sedi	Superficial
	lake	lagoa bonita	Rio São Francisco	-15,58139	-47,69333	0	propecuárias e tráfego	to e macrófitas	Superficial
de mineraç	reservoir	ervatório de Balbi	Rio Uatumã	-1,7232121	-59,65867	0	na, árvores mortas ala	e da água e sec	Superficial
todos os tr	stream	Tributários	Rio Descoberto	-15,711	-48,152	0	agrícola, desmatamere	da água e sec	Superficial
	reservoir	Ambiental do Rio D	Rio Descoberto	-15,711	-48,152	0	agrícola, desmatamere	da água e sec	Superficial
das amostr	reservoir	Vigário	Rio Guandu	-22,645028	-43,877111	0	hidrelétrica	e da água e sec	Superficial
s pontos fo	stream	Rio Mucajaí	Rio Branco	-2,75834	-62,30224	1	garimpo ilegal Au	e da água e sec	Superficial
s de metilm	lake	lago Cuniã	Rio madeira	-8,22106	-62,76496	1	histórico de mineraçã	ento, peixes e	Superficial
o artigo usa	stream	córrego rico	Rio Paraíba do Sul	-21,398173	-42,919291	1	área de garimpo	olo e sediment	Superficial
lter do chã	stream	Igarapé do Juá	Rio Amazonas	-2,445361111	-54,78725	1	rimpo e desmatamena	l particulado e	Superficial
lter do chã	lake	Lago do Juá	Rio Amazonas	-2,43211111	-54,78063889	1	rimpo e desmatamena	l particulado e	Superficial
lter do chã	lake	Lago do Itaparí	Rio Amazonas	-2,4455	-54,90019444	1	rimpo e desmatamena	l particulado e	Superficial
lter do chã	lake	Lago Ponta do Tauá	Rio Amazonas	-2,48477778	-54,97172222	1	rimpo e desmatamena	l particulado e	Superficial
lter do chã	lake	erde caminho das	Rio Amazonas	-2,52005556	-54,93058333	1	rimpo e desmatamena	l particulado e	Superficial
lter do chã	lake	Lago verde caranaza	Rio Amazonas	-2,52183333	-54,93047222	1	rimpo e desmatamena	l particulado e	Superficial

Secagem	Granulometria (µm)	[HgT] Média/Mediana ng.g-1	[HgT] Mín	[HgT] Máx	[HgT] DP	Bioma	Igeo	Nível de contaminação	Região
Seco ao ar	63	63,00	-	-	1,0	Cerrado	2,88	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar	63	207,00	-	-	7,0	Cerrado	3,39	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	63	52,00	-	-	1,0	Cerrado	2,79	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar	63	69,00	-	-	1,0	Cerrado	2,91	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar	63	118,50	-	-	48,8	Cerrado	3,15	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	63	70,00	-	-	1,7	Cerrado	2,92	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar	63	70,00	-	-	9,9	Mata Atlântica	2,92	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar	63	2040,00	-	-	60,0	Mata Atlântica	4,39	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	63	90,25	-	-	14,8	Mata Atlântica	3,03	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	63	83,00	-	-	34,2	Cerrado	2,99	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar	63	154,00	-	-	5,0	Cerrado	3,26	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	68	46,00	8,0	184,0	32,0	Amazônia	2,74	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	68	34,00	25,0	43,0	8,0	Amazônia	2,61	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	68	26,00	1,0	37,0	9,0	Amazônia	2,49	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	68	86,00	72,0	97,0	9,0	Amazônia	3,01	Contaminação forte	Norte
Seco ao ar	68	33,00	30,0	36,0	3,0	Amazônia	2,59	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	68	23,00	12,0	37,0	8,0	Amazônia	2,44	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	68	46,00	9,0	78,0	17,0	Amazônia	2,74	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	68	58,00	18,0	184,0	41,0	Amazônia	2,84	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	68	48,00	27,0	78,0	17,0	Amazônia	2,76	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	75	221,00	89,0	484,0	107,0	Mata Atlântica	3,42	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	2000	56,10	22,2	158,3	57,0	Mata Atlântica	2,82	Contaminação moderada	Sudeste
Liofilização	2000	36,90	24,2	56,6	55,2	Mata Atlântica	2,64	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (40°C	75	103,50	51,0	140,0	9,9	Amazônia	3,09	Contaminação forte	Norte
Liofilização	NA	217,00	-	-	26,0	Amazônia	3,41	Contaminação forte	Norte
Liofilização	NA	153,00	-	-	37,0	Amazônia	3,26	Contaminação forte	Norte
Liofilização	NA	142,00	-	-	43,0	Amazônia	3,23	Contaminação forte	Norte

Liofilização	NA	200,00	-	-	24,0	Amazônia	3,38	Contaminação forte	Norte
Seco ao ar	63	80,00	-	-	40,0	Cerrado	2,98	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (40°C	75	77,70	32,2	146,4	9,2	Amazônia	2,97	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	63	55,00	36,0	67,0	-	Mata Atlântica	2,82	Contaminação moderada	Sul
Seco ao ar	63	78,00	25,0	125,0	-	Mata Atlântica	2,97	Contaminação moderada	Sul
stufa (40°C	2000	144,00	12,0	307,0	100,0	Amazônia	3,23	Contaminação forte	Norte
stufa (50°C	73	41,46	16,1	96,8	28,0	Cerrado	2,69	Contaminação moderada	Centro-Oeste
Seco ao ar	NA	29,10			0,7	Pantanal	2,54	Contaminação moderada	Centro-Oeste
Seco ao ar	NA	45,50			5,5	Pantanal	2,73	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (40°C	1000	47,00				Mata Atlântica	2,75	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (40°C	1000	213,00				Mata Atlântica	3,40	Contaminação forte	Sudeste
stufa (40°C	1000	158,00				Mata Atlântica	3,27	Contaminação forte	Sudeste
stufa (40°C	1000	92,00				Mata Atlântica	3,04	Contaminação forte	Sudeste
stufa (40°C	1000	45,00				Mata Atlântica	2,73	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (40°C	1000	16,00				Mata Atlântica	2,28	Contaminação moderada	Sudeste
Liofilização	63	148,00				Mata Atlântica	3,25	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	63	376,60			227,3	Mata Atlântica	3,65	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	53	50,00			12	Amazônia	2,77	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	63	53,80			9,4	Pampa	2,81	Contaminação moderada	Sul
Seco ao ar	63	56,30			3,4	Pampa	2,83	Contaminação moderada	Sul
Seco ao ar	63	46,10			12,1	Pampa	2,74	Contaminação moderada	Sul
stufa (40°C	74	45,11			9,6	Amazônia	2,73	Contaminação moderada	Norte
stufa (40°C	74	59,93			19,4	Amazônia	2,85	Contaminação moderada	Norte
stufa (40°C	74	90,64			15,9	Amazônia	3,03	Contaminação forte	Norte
stufa (40°C	74	49,21			12,9	Amazônia	2,77	Contaminação moderada	Norte
stufa (40°C	74	61,50			5,9	Amazônia	2,86	Contaminação moderada	Norte
stufa (40°C	74	53,00			9,0	Amazônia	2,80	Contaminação moderada	Norte
stufa (40°C	74	60,34			9,0	Amazônia	2,86	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	63	48,70				Mata Atlântica	2,76	Contaminação moderada	Sul
Seco ao ar	63	13,40				Cerrado	2,20	Contaminação moderada	Nordeste

Liofilização	74	167,40				Amazônia	3,30	Contaminação forte	Norte
Liofilização	74	255,50				Amazônia	3,48	Contaminação forte	Norte
Liofilização	74	139,00				Amazônia	3,22	Contaminação forte	Norte
Liofilização	NA	109,00				Amazônia	3,11	Contaminação forte	Norte
Liofilização	NA	69,00				Amazônia	2,91	Contaminação moderada	Norte
Liofilização	NA	90,00				Amazônia	3,03	Contaminação forte	Norte
Liofilização	NA	76,00				Amazônia	2,96	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	75	461,27			543,0	Mata Atlântica	3,74	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	177	37,00			18,0	Mata Atlântica	2,64	Contaminação moderada	Sul
Liofilização	2000	50,75	41,0	73,0	14,9	Mata Atlântica	2,78	Contaminação moderada	Sudeste
Liofilização	2000	102,48	36,0	266,0	84,7	Mata Atlântica	3,09	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	63	531,00	212,0	1207,0	333,0	Mata Atlântica	3,80	Contaminação forte	Sudeste
stufa (40°C	74	74,00	19,0	155,0	32,0	Amazônia	2,94	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	2000	84,59			0,2	Amazônia	3,00	Contaminação forte	Norte
Seco ao ar	2000	79,75			0,2	Amazônia	2,98	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	2000	41,53			0,1	Amazônia	2,69	Contaminação moderada	Norte
Refrigerado	2000	1230,00	110,0	2620,0		Mata Atlântica	4,17	Contaminação forte	Sudeste
Refrigerado	2000	550,00	310,0	790,0		Mata Atlântica	3,82	Contaminação forte	Sudeste
Refrigerado	2000	190,00	100,0	270,0		Mata Atlântica	3,35	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	50,00			10,8	Mata Atlântica	2,77	Contaminação moderada	Sudeste
Liofilização	63	45,00			5,0	Mata Atlântica	2,73	Contaminação moderada	Sudeste
Liofilização	63	35,00			2,0	Mata Atlântica	2,62	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (60°C	NA	22,56	2,9	54,2	14,4	Caatinga	2,43	Contaminação moderada	Nordeste
Liofilização	63	127,00	60,0	328,0	80,0	Cerrado	3,18	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	239,00	88,0	685,0	190,0	Mata Atlântica	3,45	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	93,00	25,0	209,0	66,0	Mata Atlântica	3,04	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	107,00	22,0	242,0	75,0	Mata Atlântica	3,11	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	139,00	60,0	221,0	55,0	Mata Atlântica	3,22	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	184,00	80,0	233,0	70,0	Mata Atlântica	3,34	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	75,00				Cerrado	2,95	Contaminação moderada	Sudeste

Liofilização	63	104,00	89,0	120,0	15,0	Mata Atlântica	3,09	Contaminação forte	Sudeste
Liofilização	63	86,00	80,0	92,0	8,0	Mata Atlântica	3,01	Contaminação forte	Sudeste
stufa (50°C	74	25,40	19,3	33,6	6,4	Cerrado	2,48	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (60°C	< 1	73,00	15,0	314,0	68,0	Mata Atlântica	2,94	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (60°C	74	53,80	36,5	135,7		Amazônia	2,81	Contaminação moderada	Norte
Seco ao ar	63	182,00	31,0	467,0	61,1	Pampa	3,34	Contaminação forte	Sul
Seco ao ar	63	173,00	65,0	324,0	48,1	Pampa	3,31	Contaminação forte	Sul
Seco ao ar	63	125,50	43,0	280,0	29,0	Pampa	3,17	Contaminação forte	Sul
Seco ao ar	63	87,00	48,0	140,0	33,0	Pampa	3,02	Contaminação forte	Sul
-	NA	157,00				Amazônia	3,27	Contaminação forte	Norte
-	NA	118,00				Amazônia	3,15	Contaminação forte	Norte
-	NA	112,00				Amazônia	3,12	Contaminação forte	Norte
-	NA	99,00				Amazônia	3,07	Contaminação forte	Norte
-	NA	59,00				Amazônia	2,85	Contaminação moderada	Norte
-	NA	54,00				Amazônia	2,81	Contaminação moderada	Norte
-	NA	50,00				Amazônia	2,77	Contaminação moderada	Norte
-	NA	50,00				Amazônia	2,77	Contaminação moderada	Norte
-	NA	34,00				Amazônia	2,61	Contaminação moderada	Norte
-	NA	263,33	200,0	370,0	70,3	Mata Atlântica	3,50	Contaminação forte	Sudeste
-	NA	273,64	130	420	107,2	Mata Atlântica	3,51	Contaminação forte	Sudeste
-	NA	420,00	310,0	610,0	102,4	Mata Atlântica	3,70	Contaminação forte	Sudeste
stufa (105°C	74	97,37	20,0	270,0	64,5	Amazônia	3,06	Contaminação forte	Norte
stufa (105°C	75	1702,86	130,0	3730,0	1136,1	Amazônia	4,31	Contaminação forte	Norte
stufa (105°C	76	1705,88	130,0	9820,0	2544,4	Amazônia	4,31	Contaminação forte	Norte
Seco ao ar		204,44	60,0	470,0	141,7	Mata Atlântica	3,39	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar		512,22	90,0	1100,0	397,4	Mata Atlântica	3,79	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar		82,86	50,0	180,0	46,1	Mata Atlântica	2,99	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar		66,00	40,0	110,0	27,0	Mata Atlântica	2,90	Contaminação moderada	Sudeste
NA	NA	71,50	66	77	3,9	Amazônia	2,93	Contaminação moderada	Norte
stufa (40°C	72	157,50	98	192	41,0	Amazônia	3,27	Contaminação forte	Norte

stufa (40°C)	72	47,67	39	61	11,7	Cerrado	2,75	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (40°C)	72	117,80	104	137	12,2	Mata Atlântica	3,15	Contaminação forte	Sudeste
stufa (40°C)	72	130,86	86	151	21,6	Mata Atlântica	3,19	Contaminação forte	Sudeste
NA	NA	66,83	12	130	45,0	Amazônia	2,90	Contaminação moderada	Norte
NA	NA	61,44	-	-	26,9	Amazônia	2,86	Contaminação moderada	Norte
stufa (40°C)	74	90,00	10	240	20,0	Cerrado	3,03	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	53	206,40	145,7	250,3		Amazônia	3,39	Contaminação forte	Norte
Seco ao ar	63	48,50	25	63	14,60	Pampa	2,76	Contaminação moderada	Sul
Seco ao ar	63	84,30	53	139	31,00	Pampa	3,00	Contaminação forte	Sul
Seco ao ar	62	117,00			18,00	Mata Atlântica	3,14	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	140,00			4,00	Mata Atlântica	3,22	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	82,00			1,00	Mata Atlântica	2,99	Contaminação moderada	Sudeste
Seco ao ar	62	185,00			1,00	Mata Atlântica	3,34	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	156,00			5,00	Mata Atlântica	3,27	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	150,00			12,00	Mata Atlântica	3,25	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	188,00			9,00	Mata Atlântica	3,35	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	243,00			24,00	Mata Atlântica	3,46	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	100,00			1,00	Mata Atlântica	3,08	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	364,00			2,00	Mata Atlântica	3,64	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	188,00			14,00	Mata Atlântica	3,35	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	159,00			6,00	Mata Atlântica	3,28	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	108,00			1,00	Mata Atlântica	3,11	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	153,00			33,00	Mata Atlântica	3,26	Contaminação forte	Sudeste
Seco ao ar	62	149,50			39,50	Mata Atlântica	3,25	Contaminação forte	Sudeste
seco ao ar	63	338,00	131	502	109,00	Mata Atlântica	3,60	Contaminação forte	Nordeste
stufa (40°C)		44,00			18,00	Mata Atlântica	2,72	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (60°C)	75	390,00	32	44	5,00	Caatinga	3,67	Contaminação forte	Nordeste
seco ao ar	63	224,00	14	36	117,00	Mata Atlântica	3,43	Contaminação forte	Sudeste
stufa (50°C)	2000	38,40	10,4	67,2	11,90	Cerrado	2,66	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (50°C)	2000	62,00	49,2	78,1	14,70	Cerrado	2,87	Contaminação moderada	Centro-Oeste

stufa (50°C)	2000	44,10	28,7	6	9,40	Cerrado	2,72	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (50°C)	2000	53,30	20,8	71,7	16,40	Cerrado	2,80	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (50°C)	2000	50,20	30,6	62,8	17,20	Cerrado	2,78	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (50°C)	2000	51,20	19,3	106,9	25,40	Cerrado	2,78	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (50°C)	2000	44,10	19,6	82,3	17,20	Cerrado	2,72	Contaminação moderada	Centro-Oeste
stufa (60°C)	20	188,90	129,1	318,2	70,20	Cerrado	3,35	Contaminação forte	Centro-Oeste
stufa (40°C)	2000	144,00	12	307	106,00	Amazônia	3,23	Contaminação forte	Norte
seco ao ar	63	30,00	1	18	2,00	Cerrado	2,55	Contaminação moderada	Centro-Oeste
seco ao ar	63	80,00	0,01	18	4,00	Cerrado	2,98	Contaminação moderada	Centro-Oeste
liofilizadas		48,67	43,4	53,3	4,90	Mata Atlântica	2,76	Contaminação moderada	Sudeste
stufa (50°C)		132,00	21	1136	372,00	Amazônia	3,20	Contaminação forte	Norte
stufa (40°C)	75	104,30	51	14	30,60	Amazônia	3,09	Contaminação forte	Norte
		136,90	78	237	58,90	Mata Atlântica	3,21	Contaminação forte	Sudeste
seco ao ar	2000	101,60	93	117	9,80	Amazônia	3,08	Contaminação forte	Norte
seco ao ar	2000	114,80	84	199	47,80	Amazônia	3,14	Contaminação forte	Norte
seco ao ar	2000	177,60	120	269	61,30	Amazônia	3,33	Contaminação forte	Norte
seco ao ar	2000	38,00	24	59	15,20	Amazônia	2,66	Contaminação moderada	Norte
seco ao ar	2000	163,00	102	238	60,00	Amazônia	3,29	Contaminação forte	Norte
seco ao ar	2000	152,80	111	234	49,60	Amazônia	3,26	Contaminação forte	Norte