



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 638

**DISTRIBUIÇÃO, COMPORTAMENTO E DEFINIÇÃO DE
VALORES DE BACKGROUND DO MERCÚRIO EM
SEDIMENTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL.**

Dissertação apresentada por:

AUGUSTO DE FARIAS SILVA RENTE

Orientador: Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter (UFPA)

Coorientador: Dr. Eduardo Duarte Marques (SGB/CPRM)

**BELÉM – PARÁ
2023**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBDSistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

R422d Rente, Augusto de Farias Silva.
Distribuição, comportamento e definição de valores de background do mercúrio em sedimentos da bacia hidrográfica do rio Tapajós, Pará, Brasil / Augusto de Farias Silva Rente. — 2023.
xiii 70 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter Coorientador(a):
Prof. Dr. Eduardo Duarte Marques Dissertação (Mestrado) -
Universidade Federal do Pará,
Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geologia e
Geoquímica, Belém, 2023.

1. Mapeamento geoquímico. 2. Mercúrio. 3. Tapajós. 4.
Amazônia. 5. Contaminação. I. Título.

CDD 551.908115



Universidade Federal do Pará.
Instituto de Geociências.
Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

GEOQUÍMICA DO MERCÚRIO EM SEDIMENTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL

Dissertação apresentada por:

AUGUSTO DE FARIAS SILVA RENTE.

**Como requisito parcial à obtenção de Grau de Mestre em Ciências na Área de
GEOLOGIA e Linha de Pesquisa GEOLOGIA.**

Data de Aprovação: 24/ 10 / 2023

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter
(Orientador – UFPA)

Prof. Roberto Dall'Agnol
(Membro – UFPA/ITV)

Prof. Jeremie Garnier
(Membro – UnB)

Dedico este trabalho aos meus grandes
heróis, Manoel e Odete.

AGRADECIMENTOS

Agradeço Primeiramente a Deus por sempre me ajudar nos momentos mais difíceis.

Sou imensamente grato a minha família, Manoel Rente, Odete Rente e meu irmão Arthur Rente que sempre estiveram do meu lado e me acompanharam em todos os momentos de minha jornada, se não fosse por vocês e por todo apoio que me deram eu jamais chegaria até aqui.

A minha prima Gabriela Miranda por me ajudar a manter o foco nos estudos e em meus objetivos de vida, assim como meus tios e tias Onete, Caludete, Ozinete, Wagner, Tom e Vange.

Ao meu querido avô Claudionor, que sempre me recebe com alegria e muito afeto em sua casa.

Aos amigos e orientadores Vinicius Kutter e Eduardo Marques, vocês foram cruciais para a minha formação acadêmica e profissional. Muito obrigado pela parceria que construímos.

Ao meu antigo orientador e amigo Dorsan dos santos Moraes, por abrir as portas da pesquisa e me iniciar no mundo científico.

A professora Aline Meiguins, por sua grande ajuda na construção desse trabalho e suas críticas construtivas e extremamente relevantes.

Ao Programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica (PPGG) do Instituto de Geociências (IG) da Universidade Federal do Pará (UFPA), que contribuiu com sua infraestrutura e com os excelentes técnicos e professores que são referência em todo o Brasil.

Ao Serviço Geológico do Brasil (SGB-CPRM) que por meio do projeto *levantamento geoquímico de baixa densidade*, possibilitou o desenvolvimento dessa pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio do CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

“A vida é uma tempestade (...) Um dia você está tomando sol e no dia seguinte o mar te lança contra as rochas. O que faz de você um homem é o que você faz quando a tempestade vem.”

O Conde de Monte Cristo, Alexandre Dumas.

RESUMO

O mapeamento geoquímico e a determinação do *background*, ajudam a identificar anomalias no ambiente e distinguir fontes naturais ou antrópicas. O mercúrio (Hg) é um elemento preocupante por ser conservativo, podendo bioacumular e biomagnificar. Na bacia do rio Tapajós, os garimpos aplicam o Hg na recuperação do ouro, esse Hg pode ser liberado para o ambiente juntamente com o Hg do solo, resultando em áreas contaminadas, associadas a supressão da florestal, expondo os solos à erosão. No estudo, realizado, foram coletadas e analisadas pelo SGB/CPRM, em 2005/2006, 343 amostras de sedimentos de rios, com uma densidade amostral de 1/135 Km². O teor de Hg nas amostras foi analisado por ICP-OES com gerador de hidretos. Os valores de Hg variaram de 0,01 a 4,46 mg.kg⁻¹, e o background geoquímico estabelecido para a área foi de 0,48 mg.kg⁻¹, próximo ao nível de efeito provável, 0,486 mg.kg⁻¹. Ao se classificar as amostras por litologias, a saber, granitoides alcalinos, granitoides cálcio alcalinos, rochas sedimentares e gnaisses e rochas vulcânicas, o mMAD mostrou os respectivos resultados, 0,69; 10,19; 0,03 e 0,77 mg.kg⁻¹ para os limiares superiores e 0,01, 0,00, 0,02 e 0,00 mg.kg⁻¹ para o limiar inferior. A classificação uso e ocupação, a saber, Pastagem e Floresta apresentaram valores de mMAD de 6,10 e 0,10 mg.kg⁻¹ respectivamente para os limiares superiores e 0,00 e 0,01 para os limiares inferiores. Ressalta-se que tal cálculo para a área de garimpos não pode ser realizado devido a porcentagem significativamente baixa de amostras a cima do limite de detecção inferior do método analítico, sugerindo altas concentrações de Hg somente em amostras pontuais. O Fator de Enriquecimento (FE) revelou um aumento significativo de mercúrio (Hg) em áreas com maior influência humana nos mapas de interpolação, identificando os oxi-hidróxidos de ferro-manganês e argilominerais como os principais componentes responsáveis pela adsorção de Hg. Os Mapas de Fator de Contaminação (FC) identificaram como contaminada as mesmas áreas que o FE apontou como enriquecidas. A região estudada é naturalmente enriquecida em Hg em relação a outros biomas, devido aos fatores: 1º geogênico, associado a erosão das rochas e o processo de intemperismo tropical, que leva à formação de duricrust e solo laterítico, fazendo com que o Hg se acumule de forma eficiente no solo; 2º o fator antrópico local, atuando na degradação do solo promovendo a conversão de florestas em pastagens e áreas de garimpo, remobilizando e dispersando o Hg. Considerando a escala de abordagem deste trabalho foi verificado maior impacto relacionado a mudança de uso do solo. Sugere-se uma abordagem mais detalhada como maior número de amostras em escala cartográfica maior para definir impactos locais.

Palavras-chave: mapeamento geoquímico; mercúrio; Tapajós; Amazônia; contaminação.

ABSTRACT

Geochemical mapping and background determination help identify anomalies in the environment and distinguish natural or anthropogenic sources. Mercury (Hg) is a worrying element because it is conservative and can bioaccumulate and biomagnify. In the watershed Tapajós River, miners apply Hg to recover gold, this Hg can be released into the environment together with Hg from the soil, resulting in contaminated areas, associated with forest suppression, exposing the soil to erosion. In the study carried out, 343 samples of river sediments were collected and analyzed by SGB/CPRM in 2005/2006, with a sampling density of 1/135 km². The Hg content in the samples was analyzed by ICP-OES with a hydride generator. Hg values ranged from 0.01 to 4.46 mg.kg⁻¹, and the geochemical background established for the area was 0.48 mg.kg⁻¹, close to the probable effect level, 0.486 mg.kg⁻¹. When classifying the samples by lithology, namely, alkaline granitoids, calcium alkaline granitoids, sedimentary rocks and gneisses and volcanic rocks, the mMAD showed the respective results, 0.69; 10.19; 0.03 and 0.77 mg.kg⁻¹ for the upper thresholds and 0.01, 0.00, 0.02 and 0.00 mg.kg⁻¹ for the lower threshold. The use and occupation classification, namely, Pasture and Forest presented mMAD values of 6.10 and 0.10 mg.kg⁻¹ respectively for the upper thresholds and 0.00 and 0.01 for the lower thresholds. It should be noted that such a calculation for the mining area cannot be carried out due to the significantly low percentage of samples above the lower detection limit of the analytical method, suggesting high concentrations of Hg only in specific samples. The Enrichment Factor (EF) revealed a significant increase in mercury (Hg) in areas with greater human influence in the interpolation maps, identifying iron-manganese oxyhydroxides and clay minerals as the main components responsible for Hg adsorption. The Contamination Factor Maps (CF) identified the same areas as contaminated that the FE identified as enriched. The studied region is naturally enriched in Hg in relation to other biomes, due to the following factors: 1° geogenic, associated with rock erosion and the process of tropical weathering, which leads to the formation of duricrust and lateritic soil, causing Hg to accumulate efficiently in the soil; 2° the local anthropic factor, acting on soil degradation, promoting the conversion of forests into pastures and mining areas, remobilizing and dispersing Hg. Considering the scale of approach of this work, a greater impact related to land use change was observed. A more detailed approach is suggested, such as a greater number of samples on a larger cartographic scale to define local impacts.

Keywords: geochemical mapping; mercury; contamination; Tapajós; Amazon. Contamination.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1- Espécies iônicas e transformações de compostos de mercúrio em solos. (1) Redução; (2) oxidação; (3) formação de compostos orgânicos; (4) hidratação; R:CH₃, CH₃CH₂, C₆H₅. Fonte: (Kabata-Pendias & Pendias 2001)..... 10
- Figura 2- Diagrama esquemático ilustrando o ciclo do Hg em condições normais, incluindo estimativas de estoques (fonte em branco) e fluxos (fonte em preto) entre reservatórios. Fonte: Grasby *et al.* (2019). 12
- Figura 3- Taxas de desmatamento Amazônia legal (Terra Brasil 2023)..... 14
- Figura 4- Mapa geológico simplificado da área de estudo. O mapa foi construído com metadados da base cartográfica do SGB/CPRM disponíveis no GEOSGB. 23
- Figura 5- (A): Bacia hidrográfica do Tapajós e suas microrregiões hidrográficas. Meta dados do Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). (B): Mapa de localização da área de estudo e dos pontos de amostragem. O mapa foi construído com metadados da base cartográfica do SGB/CPRM disponíveis no GEOSGB. 25
- Figura 6- Sub-províncias estruturais. O mapa foi construído com metadados da base cartográfica do SGB/CPRM disponíveis no geosgb. 27
- Figura 7- (A) Box-plot dos teores de Hg por litologia mg/kg. GAPPTZ - Granitoides alcalinos paleoproterozóicos, GCAPPZ - Granitoides cálcio alcalinos paleoproterozóicos, RSGP – Rochas sedimentares e gnaisses paleoproterozóicos e RVP – Rochas vulcânicas paleoproterozóicas. (B) Box-plot dos teores de Hg por tipo de uso do solo em mg/kg. MAPE – Mineração artesanal de pequena escala. A linha vermelha representa o nível de efeito provável (PEL), e a linha preta o nível médio da crosta superior (UCC) para o Hg, segundo segundo Rudnick & Gao (2003). 30
- Figura 8- (A) Box-Plot da distribuição amostral em mg/kg, a linha em preto representa a média crustal (UCC) e a linha em vermelho o Nível de Efeito Provável (PEL). (B) Mapa de distribuição superficial do Hg na área de estudo. 32
- Figura 9- (A): Expansão das áreas de MAPE em hectare de 1980 a 2020. (B): Expansão das áreas de pastagem em hectare de 1980 a 2020. (C): Correlação entre as áreas de MAPE e Pastagem. 34
- Figura 10- (A) Série temporal de distribuição das áreas de MAPE em vermelho. (B) Série temporal de distribuição das áreas de Pastagens em amarelo. Fonte: complementos Mapbiomas no Qgis. 35

Figura 11- Histórico de valorização do ouro em Oz entre 2005 e 2023. No eixo X os anos e no eixo Y os valores em Oz do ouro. Fonte: tradingview 2023.....	36
Figura 12- Fator de Enriquecimento calculado para três normalizadores, argilominerais (Al), oxihidróxidos (Fe+Mn) e fácies carbonáticas (Ca+Mg), compartmentados por: todas as amostras (A, B e C). Geologia (D, E e F). Uso e ocupação (G, H e I).	46
Figura 13- Fator de enriquecimento mediano do Hg analisados por três normalizadores.	47
Figura 14- Fator de contaminação por classificação das amostras. “Tapajós”, representa a área total sem classificação das amostras. “Unidades geológica” é a classificação por geologia. E “Uso e ocupação” a classificação por uso do solo.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Densidade amostral em relação à dimensão da malha amostral, escala do mapa e fase do mapeamento geoquímico.	7
Tabela 2- Classificação dos fatores de enriquecimento.....	21
Tabela 3- Classificação dos níveis de contaminação baseados no FC.	22
Tabela 4- Estatística descritiva para o Hg. GCAPPTZ: granitoides cálcio alcalinos paleoproterozoicos. GAPPTZ: granitoides alcalinos paleoproterozoicos. RSGP: rochas sedimentares e gnaisses paleoproterozoicos. RVP: rochas vulcânicas paleoproterozoicas. MAPE: Mineração artesanal de pequena escala.	29
Tabela 5- Dados da evolução da cobertura do solo na área de estudo de 2006 a 2020. Fonte: Mapbiomas Google engine.	34
Tabela 6- Valores de "p" para o teste de Mann-Whitney.	38
Tabela 7- Descarga de sedimentos sólidos no rio Tapajós pelos principais afluentes.	39
Tabela 8- Valores de limiar geoquímico, superior e inferior, para Hg, em sedimentos de corrente para a bacia do Tapajós, calculados por litologias, uso do solo, estimados pelos métodos Tukey Inner Fence (TIF) e Mediana \pm 2*Desvio Absoluto Mediano (mMAD). São fornecidos valores máximos e mínimos, <i>Outliers</i> em (%) para cada classificação e percentagem de amostras a cima do limite de detecção inferior (LDI). Limite superior do <i>Background</i> (LSB). Limite inferior do <i>Background</i> (LIB).....	40
Tabela 9- Valores de limiar superior geoquímico para Hg em diferentes regiões do Brasil, estimados por uma variedade de métodos: Tukey Inner Fence (TIF), Mediana \pm 2*Desvio Absoluto Mediano (mMAD) e abordagens baseadas em percentis (P75, P98 e P95)	42

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS	v
EPÍGRAFE	vi
RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	ix
LISTA DE TABELAS	xi
1 INTRODUÇÃO	1
2 JUSTIFICATIVA E PROBLEMÁTICA	3
3 OBJETIVOS	5
3.1 OBJETIVO GERAL.....	5
3.2 OBJETIVO ESPECÍFICO.....	5
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
4.1 GEODATASCIENCE	6
4.2 PROSPECÇÃO E MAPEAMENTO GEOQUÍMICO	6
4.3 MAPEAMENTO GEOQUÍMICO DE BAIXA DENSIDADE.....	7
4.4 BACKGROUND GEOQUÍMICO	8
4.5 MERCÚRIO	9
4.6 CICLO DO MERCÚRIO.....	10
4.7 APLICAÇÕES DO MERCÚRIO.....	12
4.8 CENÁRIO DO MERCÚRIO NA AMAZÔNIA	13
4.9 DINÂMICA DO MERCÚRIO NA AMAZÔNIA.....	15
5 MATERIAIS E MÉTODOS	18
5.1 LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO.....	18
5.2 ORIGEM DOS DADOS GEOQUÍMICOS.....	18
5.3 AMOSTRAGEM E ANÁLISE QUÍMICA.....	18
5.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS GEOQUÍMICOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	19
5.5 DETERMINAÇÃO DOS VALORES DE BACKGROUND GEOQUÍMICO.....	19
5.6 ÍNDICES GEOQUÍMICOS.....	20
5.7 CONSTRUÇÃO DO AMBIENTE SIG E CARTOGRAFIA GEOQUÍMICA.....	22
6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	24
6.1 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAPAJÓS	24

6.2	LOCALIZAÇÃO E CLIMA NA ÁREA DE ESTUDO	25
6.3	CENÁRIO SOCIO-ECONÔMICO.	25
6.4	GEOLOGIA REGIONAL	26
6.4.1	Província Tapajós-Parima	28
6.4.2	Domínio Tapajós	28
7	RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
7.1	SUMÁRIO ESTATÍSTICO.....	29
7.2	DISTRIBUIÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE Hg NA ÁREA DE ESTUDO E PROCESSOS NATURAIS E ANTROPOGÊNICOS ASSOCIADOS.	32
7.3	DEFINIÇÃO DO BACKGROUND GEOQUÍMICO PARA Hg NA BACIA HIDROGRÁFICA DO TAPAJÓS.....	40
7.4	UTILIZAÇÃO DOS ÍNDICES AMBIENTAIS (FATOR DE ENRIQUECIMENTO E FATOR DE CONTAMINAÇÃO) PARA A AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE IMPACTO DO Hg NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAPAJÓS	42
7.4.1	Fator de enriquecimento	42
7.4.2	Fator de contaminação	47
8	CONCLUSÃO	50
	REFERÊNCIAS	51
	APÊNDICE A	68

1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas associadas às mudanças climáticas globais, vem transformando a superfície do planeta e alterando a ciclagem biogeoquímica dos elementos (Schlesinger & Bernhardt 2013). A aceleração dos processos de ciclagem de elementos, dentre eles o mercúrio (Hg) pode colocar em risco a biota, uma vez que espécies químicas desses elementos são tóxicas aos seres vivos, além de sofrerem bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica (Gentès *et al.* 2021, Han *et al.* 2023)

O Hg quando associado a cadeias curtas de carbono apresenta sua máxima toxicidade (Almeida 2006). Devido às suas propriedades apolares e iônicas, o metilmercúrio possui facilidade para adentrar as células dos organismos vivos, acumulando-se principalmente nos tecidos musculares dos peixes (Bloom 1991).

Desde a ocorrência da intoxicação da população de Minamata, no Japão, em 1956, devido ao consumo de frutos do mar contaminados (Hirai *et al.* 2023), pesquisas têm sido conduzidas para investigar as implicações do Hg na saúde humana e no meio ambiente. Essas pesquisas abrangem temas como contaminação intrauterina em seres humanos, contaminação da fauna e flora e o enriquecimento de Hg em solos (Lechler *et al.* 2000, Roulet *et al.* 2000, Oliveira *et al.* 2002, Sampaio *et al.* 2005, Telmer *et al.* 2006, Straka *et al.* 2016, Hirai *et al.* 2023).

Devido aos efeitos nocivos do Hg, foi criada a Convenção de Minamata em 2017 (MCM 2022), assinada pelo Brasil e outros 127 países, a fim de proteger a saúde humana e ambiental, em escala global, dos efeitos adversos da exposição ao Hg.

Ainda hoje as populações indígenas e ribeirinhas da América do Sul são bastante expostas aos riscos de contaminação por Hg, devido ao elevado consumo de peixes contaminados (Mendes *et al.* 2021). Neste contexto, destaca-se a Província Mineral do Tapajós, localizada na região Amazônica, local de maior concentração de atividades de mineração artesanal de ouro em pequena escala (MAPE) do Brasil, que ganhou notoriedade histórica devido ao uso de Hg como agente de separação desse metal. Estudos indicam grandes quantidades de Hg sendo transportadas pelos rios da região através dos sedimentos produzidos por atividades garimpeira (Telmer *et al.* 2006), além de altos níveis de Hg detectados em peixes (Lino *et al.* 2019) e nas populações tradicionais (Santos-Sacramento *et al.* 2021).

Apesar de sua importância ambiental global, a região Amazônica tem enfrentado um preocupante aumento na degradação de seu ecossistema. O desmatamento desenfreado, as queimadas e MAPE têm causado impactos significativos, alterando substancialmente o

ambiente físico da região (Rocha *et al.* 2014). Essas atividades contribuem para a erosão do solo, contaminação dos corpos hídricos, assoreamento dos rios, disseminação do Hg, mudanças na paisagem e comprometimento da fauna e da flora (Kerr & Cooke 2017).

A modificação da cobertura do solo para a criação de pastagens e o estabelecimento de áreas de mineração artesanal resultam na mobilização dos metais presentes no solo e na vegetação, transferindo-os para outros compartimentos ambientais (Kerr & Cooke 2017). Em regiões de várzea, a remoção do solo resulta no carreamento de grandes quantidades de sedimentos enriquecidos em Hg para os rios, especialmente nas atividades de mineração, que representam a principal fonte de sedimentos para a rede de drenagem da região. (Telmer *et al.* 2006).

Parte significativa da população tradicional do Tapajós, composta por indígenas e ribeirinhos, tem como base de sua alimentação o consumo de peixes, que é a principal fonte de exposição humana ao metilmercúrio. Isto leva a que tal população tenha um contato frequente com esse contaminante (Fillion *et al.* 2006). Essa realidade pode trazer consigo importantes implicações para a saúde dessas comunidades e demonstra a necessidade de abordar de forma urgente os riscos associados à presença do Hg nessa região, bem como de identificar os principais pontos altos de concentração desse elemento.

Nesse contexto o mapeamento geoquímico e o estabelecimento do background geoquímico para o Hg se apresentam como ferramentas estratégicas para avaliar os desequilíbrios ambientais provocados pela exploração desordenada de recursos naturais e crescimento da ocupação humana, além de serem fundamentais para o estabelecimento de futuros planos de monitoramento dos impactos ambientais, que são essenciais para gestão ambiental adequada e manutenção de meio ambiente mais sustentável na região.

2 JUSTIFICATIVA E PROBLEMÁTICA

A geologia regional e a dinâmica ambiental contribuem para a distribuição espacial heterogênea dos metais. Apesar da composição mineral das rochas ser o principal fator que controla a abundância dos elementos químicos no solo, em grande parte da Amazônia, atividades antrópicas podem influenciar nas concentrações dos elementos nos sedimentos. O estabelecimento de centros urbanos, o desmatamento, a agricultura, as indústrias, a mineração industrial e a mineração artesanal de pequena escala são potenciais fontes geradoras de contaminação por metais (Siva Junior *et al.* 2022).

A região da Bacia Hidrográfica do Rio Tapajós (BHRT) apresenta ocorrências de minerais valiosos, tais como columbita, tantalita, cassiterita, turmalina, além de depósitos de ouro e gemas (topázio, ametista, fluorita, rutilo e diamantes). Essa riqueza provém de sua geologia complexa (Lacerda & Rosa-Costa 2008). No BHRT, se desenvolveu como atividade tradicional o garimpo de ouro, sendo criada no ano de 1983 pelo governo federal a Reserva Garimpeira do Tapajós por meio da portaria Nº 882, de 25 de julho de 1983, destinada ao aproveitamento de substâncias minerais exclusivamente por trabalhos de garimpagem, faiscação e cata, mediante a lavra garimpeira.

Atualmente, um dos principais problemas ambientais discutidos na BHRT são as altas concentrações de Hg, provenientes tanto de fontes naturais, quanto de atividades humanas (Lobo *et al.* 2015, TNC 2018). Telmer *et al.* (2006) concluíram que a principal fonte de contaminação por mercúrio na região é a perturbação e mobilização de grandes quantidades de sedimentos ricos em Hg em áreas de várzea durante as operações de mineração.

É importante ressaltar que o solo amazônico naturalmente contém altos níveis de mercúrio, oriundos de fontes naturais, como o intemperismo de rochas e deposição atmosférica. por outro lado, o desmatamento e a degradação do solo são impulsionadores do incremento de mercúrio nas águas superficiais e nos sedimentos dos rios (Galvis 2019, Siqueira 2018).

A origem do mercúrio dito natural pode ter como fonte episódios de vulcanismos e magmatismo em províncias ígneas. Grasby *et al.* (2019) expõem a origem geogênica do Hg, afirmando que anomalias desse elemento podem ser utilizadas para rastrear grandes erupções vulcânicas. No entanto, essa correlação entre vulcanismos intensos e anomalias de mercúrio ainda não está clara.

Por outro lado, a principal fonte antropogênica de Hg na região do Tapajós é a mineração artesanal de ouro. Ao se aquecer o amálgama (Au-Hg), gases tóxicos e Hg elementar são

liberados para a atmosfera, sendo o Hg volatilizado facilmente transportado na atmosfera, o que possibilita uma ampla área de precipitação. Tal processo contribui para o enriquecimento de mercúrio no ambiente superficial (Montes *et al.* 2022).

Como mencionado anteriormente, a dieta alimentar de grande parte da população ribeirinha e indígena da BHRT é baseada em consumo de pescado. O consumo dessa proteína com altas concentrações de mercúrio pode resultar em danos ao sistema nervoso e disfunção motora (Bidone *et al.* 1997, Lebel *et al.* 1998, Santos-Sacramento *et al.* 2021). Faial *et al.* (2015), em pesquisa realizada na região do Tapajós, encontraram concentrações de Hg a cima do limite de tolerância biológica recomendada pela OMS, que é de $6,00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ do total Hg no cabelo de pessoas expostas, além de constatar em pescado da região média de $0,66 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Hg, valor a cima do permitido pela ANVISA. Recentemente, este cenário de contaminação se agravou entre as comunidades indígenas Munduruku do Tapajós, tendo sido registrados valores de $23,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de Hg em cabelos da população (Basta *et al.* 2021).

Estima-se que a Província Mineral do Tapajós produziu um valor significativo de Au como commodity, tendo gerado recursos, considerando a produção histórica, desde o início das operações garimpeiras em 1958, superiores a 800t de ouro. Além do ouro, os depósitos também abrigam outros metais associados, tais como prata (Ag), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn). Apesar da importância geoeconômica, a Província Metalogenética do Tapajós permanece pouco explorada (Guimarães & Klein 2020).

O estudo geoquímico de sedimentos em sistemas lóticos nos fornece informações fundamentais da composição e distribuição espacial do material erodido, sendo possível identificar as concentrações naturais dos metais no ambiente, assim como fontes antrópicas de contaminação (Demetriades *et al.* 2018).

A maioria dos estudos geoquímicos realizados na BHRT são pontuais, e, em grande parte, relacionados à prospecção de ouro. No Brasil, são poucos os trabalhos publicados sobre mapeamento geoquímico de escala regional, podendo ser mencionados como exemplos aqueles de Licht *et al.* 2006, Salomão *et al.* 2019, 2020, 2021, Sahoo *et al.* 2019, 2020; e do projeto geoquímico de baixa densidade do Serviço Geológico do Brasil (SGB-CPRM).

3 OBJETIVOS.

3.1 OBJETIVO GERAL.

O objetivo dessa pesquisa é caracterizar a distribuição espacial e comportamento do Hg em sedimentos fluviais na BHRT, nas regiões hidrográficas do Baixo Tapajós, Alto Tapajós e Jamanxim, identificando processos naturais e antropogênicos que influenciam nessas características, além de estabelecer valores de referência (background geoquímico) através de técnicas estatísticas robustas.

3.2 OBJETIVO ESPECÍFICO.

- a) Determinar as fontes naturais e antrópicas do Hg nas regiões hidrográficas do Baixo Tapajós, Alto Tapajós e Jamanxim, com base na geologia e uso e ocupação do solo, empregando sensoriamento remoto.
- b) Definir os valores de background geoquímico para as principais litologias, ambientes dominantes no uso e ocupação do solo e área total.
- c) Formular mapas de risco de contaminação para o mercúrio com base em índices ambientais.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.

4.1 GEODATASCIENCE

O aprimoramento e desenvolvimento das técnicas estatísticas, associadas a novas plataformas de gerenciamento de banco de dados, vem transformando o modo de ver e analisar os dados geocientíficos. Dessa forma surge o termo “geodata science”, um campo interdisciplinar da ciência de dados (Zuo & Xiong 2020), que combina dados geográficos, os quais possuem uma componente espacial, com sensoriamento remoto, utilizando abordagens avançadas de ciências de dados, como aprendizado de máquina, mineração de dados e análises estatísticas para extrair padrões e tendências dos geodados e apresentar insights significativos sobre o mundo físico (Arsanjani *et al.* 2015, Longley *et al.* 2015).

A aplicação do Geodata Science abrange diversas áreas, análise de fenômenos naturais, previsão de propagação de incêndios florestais, avaliação de impacto de inundações, identificar áreas propensas a deslizamentos de terra, exploração mineral e geoquímica, gestão ambiental, logística e análise de mercados (Li & Dragicevic 2019).

4.2 PROSPECÇÃO E MAPEAMENTO GEOQUÍMICO

A prospecção geoquímica desempenha um papel fundamental na identificação de depósitos minerais. No entanto, para compreender às necessidades da sociedade contemporânea, essas técnicas vêm sendo ajustadas e sua aplicação diversificada (Licht 1998), de modo a apoiar tomadas de decisões relacionadas a questões econômicas e ambientais que envolvem exploração mineral, fabricação de matérias-primas, agricultura, silvicultura, saúde pública e animal, descarte de resíduos urbanos e industriais, bem como, uso e ocupação do solo (Darnley *et al.* 1995).

A sustentabilidade desempenha um papel fundamental em todas as disciplinas ambientais, pois o meio ambiente está intrinsecamente conectado ao desenvolvimento social e econômico. A degradação ambiental pode resultar em graves danos ao meio ambiente, portanto o desenvolvimento e a gestão sustentável de recursos ambientais a longo prazo exigem o equilíbrio de diversos fatores, envolvendo a preservação da saúde ambiental e o uso responsável dos recursos naturais (Darnley *et al.* 1995).

Nessas circunstâncias, o mapeamento geoquímico desempenha um papel significativo como uma ferramenta poderosa para a gestão ambiental e a exploração mineral. Sendo

atualmente o método mais amplamente difundido para documentar alterações nos níveis de base dos elementos químicos em materiais encontrados na superfície ou subsuperfície terrestre.

A realização do mapeamento geoquímico envolve diferentes densidades de amostras e escalas cartográficas, conforme os objetivos do projeto de pesquisa, variando entre escalas locais, regionais ou continentais, como o presente trabalho. A Tabela 1 destaca a escala e densidade amostral sugerida para cada fase do mapeamento geoquímico. O produto final do mapeamento geoquímico consiste na interpretação da variação espacial dos elementos e compostos químicos, bem como dos processos que controlam ou influenciam essa variação (Demetriades *et al.* 2018), sejam eles naturais ou antrópicos.

Tabela 1- Densidade amostral em relação à dimensão da malha amostral, escala do mapa e fase do mapeamento geoquímico.

Densidade amostral	Dimensão de grade	Escala do mapa	Fase de mapeamento geoquímico
1 amostra/10,000 Km ²	100 x 100 km	1: 10.000.000	Continental
1 amostra/6400 Km ²	80 x 80 km		
1 amostra/2500 Km ²	50 x 50 km		
1 amostra/1600 Km ²	40 x 40 km	1: 5.000.000	Regional
1 amostra/100 Km ²	10 x 10 km	1: 1.000.000	
1 amostra/1 Km ²	1 x 1 km	1: 100.000	
1 amostra/250,000 m ²	500 x 500 m	1: 50.000	Regional (ou fase de acompanhamento na exploração mineral)
1 amostra/62,500 m ²	250 x 250 m	1: 25.000	
1 amostra/10,000 m ²	100 x 100 m	1: 10.000	Local ou detalhado
1 amostra/2500 m ²	50 x 50 m	1: 5000	
1 amostra/625 m ²	25x 25 m	1: 2500	Local (ou Mineração/Fase ultra detalhada na exploração mineral)
1 amostra/100 m ²	10 x 10 m	1: 1000	
1 amostra/25 m ²	5 x 5 m	1: 500	

Fonte: (Demetriades *et al.* 2018).

4.3 MAPEAMENTO GEOQUÍMICO DE BAIXA DENSIDADE.

A busca por jazidas minerais pelo homem ocorre a mais de 5.000 anos, seja em busca de metais, gemas para adorno ou materiais para construção. Com a modernização da sociedade houve a necessidade de descoberta de novos jazimentos, a fim de sustentar as cadeias de produção. Dessa forma começaram a nascer as ciências como a Geologia. Georg Bauer, conhecido como Agrícola, citou em seu livro “De Re Metalica” de 1530, sabores sulfatado e betuminoso em águas de fonte e drenagens, que indicariam depósitos minerais próximos.

Posteriormente Giovanni de Castro fez uma associação entre espécies vegetais e depósitos minerais (Licht 1998), sendo esses os primeiros registros de indicação geoquímica para a identificação de jazimento mineral.

A aplicação da geoquímica na prospecção mineral é realizada por meio de amostragens de sedimentos de corrente, concentrados de bateia, solos e rocha, em áreas possivelmente mineralizadas, tendo como referência mapeamentos geológicos e levantamentos geofísicos embasados em sensores remotos, estudos tectônicos e petrológicos. Após a fase de reconhecimento em grandes áreas, a fase de detalhamento do estudo maior é desenvolvida em áreas cada vez menores até a localização do jazimento mineral (Martins 2009).

Hoje o mapeamento geoquímico não se delimita apenas em aplicações voltadas a prospecção mineral, podendo ser utilizado como ferramenta para documentar variações naturais nas concentrações dos elementos químicos presentes nas litologias, cobertura do solo, da rede hidrográfica superficial e até mesmo da biota, focos de poluição industrial, agrícola e doméstica, em ambientes rurais e urbanos (Calado 2016).

Quando se efetua mapeamento geoquímico voltado a regiões de dimensões continentais, não é possível seguir as diretrizes normalmente aplicadas em regiões menores, pois se faz necessária uma amostragem que seja representativa de grandes bacias de drenagem ou com grande espaçamento de forma que as amostras coletadas sejam confiáveis e representativas da área a ser estudada. Dessa forma, o mapeamento geoquímico de baixa densidade compreende os levantamentos geoquímicos baseados em amostragem de sedimentos fluviais e/ou solo executados escala regional ou continental (Licht *et al.* 2007).

4.4 BACKGROUND GEOQUÍMICO

Na superfície do planeta as concentrações dos elementos químicos se apresentam de forma variável, decorrente de seus complexos processos de formação, que propiciaram o desenvolvimento na crosta superficial de uma gama diversificada de rochas e materiais. As concentrações dos diferentes elementos são influenciadas e variam de acordo com fatores litológicos e geomorfológicos, mesmo dentro de uma área relativamente restrita (Medeiros Filho 2019).

Sendo assim, a distribuição dos elementos químicos reflete aquela das litologias presentes no ambiente, resultante do somatório de processos de movimentação dos materiais que compõem o planeta. No entanto, processos naturais como alterações hidrotermais, intemperismo e erosão, assim como processos antrópicos, uso de fertilizantes e pesticidas na

agricultura, além de gases e poeira de atividades industriais carregados pelo vento, podem alterar as concentrações geoquímicas originais (Licht 1998, Medeiros Filho 2019).

As concentrações químicas ou teores dos elementos se apresentam distintas nas formações geológicas variando em diferentes tipos de rochas ou até mesmo em uma única rocha, entre um valor máximo e mínimo, sendo razoável se considerar uma faixa de valores naturais (background), como sendo característica do ambiente deposicional ou formação geológica (Licht 1998). Tais valores de background retratariam geoquimicamente o ambiente no período de tempo em que o material foi coletado.

Essa faixa de valores naturais representa a variação geoquímica de determinado elemento em rochas, solos, sedimentos e águas, sendo de grande relevância não apenas em projetos de mineração, por permitir identificar anomalias naturais no ambiente, mas também em políticas de desenvolvimento sustentável e planejamento ambiental, por fornecer subsídios para estabelecer limites aceitáveis de concentrações de elementos químicos e avaliar a qualidade ambiental dos impactos causados por atividades humanas, como mineração, indústria e agricultura (Cabral Pinto *et al.* 2017).

4.5 MERCÚRIO

O Hg é o único elemento químico metálico conhecido que se apresenta em condições normais de pressão e temperatura na forma líquida, ocorrendo naturalmente como mercúrio metálico, sais inorgânicos e compostos orgânicos, podendo ser difundido naturalmente no ambiente por emissão vulcânica, desgaseificação da crosta terrestre e spray marinho (Almeida, 2006), sendo as principais formas de ocorrência natural desse elemento o cinábrio (HgS), que é frequentemente associado a rochas hidrotermalmente alteradas e o mercúrio metálico (Hg⁰).

Segundo Forstne & Wittmann (1983), as principais características de diferenciação do Hg em relação aos outros elementos metálicos, são além de estar no estado líquido em temperatura ambiente, seu ponto de ebulição situa-se a baixo de 650 °C e ocorre naturalmente em três estados de oxidação Hg⁰, Hg⁺ e Hg²⁺, conforme indicado na Figura 1. Este elemento em a capacidade de formar amálgamas com outros metais, sendo esta propriedade muito utilizada na purificação do ouro em áreas de MAPE. É considerado um poluente global, pois pode ser transportado via atmosfera por longas distâncias em seu ciclo. Além de poder ser convertido para formas orgânicas através do processo de metilação por bactérias no ambiente, formando compostos moleculares do tipo RHgX e RHgR', onde R e R' representam radicais orgânicos e

X uma variedade de ânions. Estes compostos podem provocar efeitos crônicos e agudos em seres vivos, além de poder bioacumular ao longo da cadeia trófica.

O mercúrio não possui nenhuma função biológica benéfica, mas causa vários efeitos nocivos na biota em todos os níveis tróficos. Apesar de o mercúrio volátil ser altamente tóxico, é na sua forma catiônica ligada a cadeias de carbono curtas que se apresenta sua máxima toxicidade (Almeida, 2006), com destaque para o metilmercúrio, cuja característica apolar e propriedade iônica facilita a entrada nas células dos seres vivos, acumulando-se principalmente no tecido muscular dos peixes (Bloom 1991).

Os distintos estados de oxidação do mercúrio apresentam diferentes aplicações na indústria, agricultura e medicina. A Interconversão dessas diferentes espécies químicas no ambiente governa o ciclo biogeoquímico desse elemento (Nriagu 1979), cf. Figura 1.

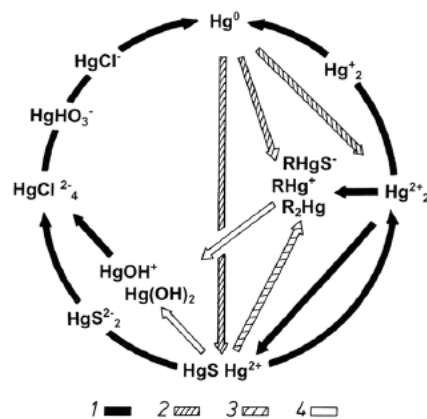


Figura 1- Espécies iônicas e transformações de compostos de mercúrio em solos. (1) Redução; (2) oxidação; (3) formação de compostos orgânicos; (4) hidratação; R:CH₃, CH₃CH₂, C₆H₅. Fonte: (Kabata-Pendias & Pendias 2001).

4.6 CICLO DO MERCÚRIO

Após os incidentes ocorrido em Minamata, no Japão, entre 1950 e 1960, onde uma fábrica de acetaldeído contaminou a baía de Minamata com resíduos de Hg, afetando peixes e frutos do mar consumidos pela população local. Este consumo de frutos do mar contaminados com Hg provocou danos neurológicos, como perda de coordenação motora, dificuldades na fala, convulsões e em casos mais graves a morte (Beckers & Rinklebe 2017) e gerou um crescente interesse dos estudiosos acerca do ciclo do mercúrio. O conhecimento da dinâmica e concentração dos elementos químicos no ambiente é de suma importância para avaliar os riscos sobre a saúde humana e a qualidade de vida (Baeyens *et al.* 1996).

O ciclo biogeoquímico do mercúrio envolve várias etapas extremamente complexas, das quais muitas ainda não foram bem compreendidas, em diferentes compartimentos ambientais, como atmosfera, solo e água, em que esse elemento passa por transporte, deposição, volatilização, reações químicas, acumulação e migração.

As principais fontes naturais desse elemento para a atmosfera são a degaseificação da crosta terrestre, erupções vulcânicas, evaporação natural de corpos aquáticos e minas de mercúrio. Na atmosfera, parte desse mercúrio elementar Hg^0 pode ser oxidado para Hg^{2+} , que é sua forma mais hidrossolúvel, facilitando sua deposição no solo e no mar (Who 1990). O tempo de permanência na atmosfera do Hg^0 podendo chegar a um ano e o Hg^{2+} a algumas semanas (Lin & Pehkonen 1999).

Ao sofrer erosão e intemperismo o solo e as rochas podem liberar pequenas quantidades de Hg^{2+} , sendo que esse fluxo de mercúrio pode aumentar devido a processos antrópicos como a mineração de mercúrio ou de outros minerais, bem como pela combustão de florestas e carvão. Enquanto circula sobre a superfície da Terra, esse mercúrio pode ser convertido entre as formas Hg^0 e Hg^{2+} . O mercúrio elementar pode ser vaporizado novamente para a atmosfera, já o mercúrio ionizado, ao ser lixiviado pode se ligar a ácidos húmicos ou fúlvicos, e até mesmo ser adsorvido no material particulado em suspensão, formando complexos e quelados (Mucci *et al.* 1995), que poderão ser transportados e depositados, de forma que os metais carreados no material em suspensão originem um acúmulo de metais em sedimentos (Azevedo 2009).

Ao chegar nos oceanos também teremos as duas formas de mercúrio Hg^0 e Hg^{2+} , na coluna d'água teremos o Hg^{2+} convertido em monometil mercúrio e dimetil mercúrio por ações de bactérias, que podem sofrer precipitação e serem incorporados ao leito oceânico. Tanto na coluna d'água quanto no sedimento de fundo podem ocorrer o processo de metilação e desmetilação e é esse balanço das reações que vai determinar se o ambiente atuará como fonte ou sumidouro de metilmercúrio. O mercúrio orgânico que permanecer na cadeia trófica (cf. Figura 2) sofrerá bioacumulação até chegar aos predadores de topo que são consumidos por humanos (Bisinoti & Jardim 2004).

4.7 APLICAÇÕES DO MERCÚRIO

A adesão do Brasil a convenção de Minamata no ano de 2013 teve como objetivo reduzir a utilização do Hg em diversas áreas de aplicação como saúde, agricultura, mineração, indústria de manufatura e cosméticos. Uma das aplicações desse elemento é na fabricação de cloro (Cl_2) e hidróxido de sódio (NaOH), em que o mercúrio atua como cátodo em uma célula eletrolítica, com sua emissão atmosférica estimada em 200 a 250 gramas de Hg por tonelada de cloro/soda fabricada (Mailman 1980, Bezerra 1991). A data limite para a aplicação de Hg nesse tipo de indústria segundo a convenção de Minamata é até o ano de 2025 (UNEP 2013).

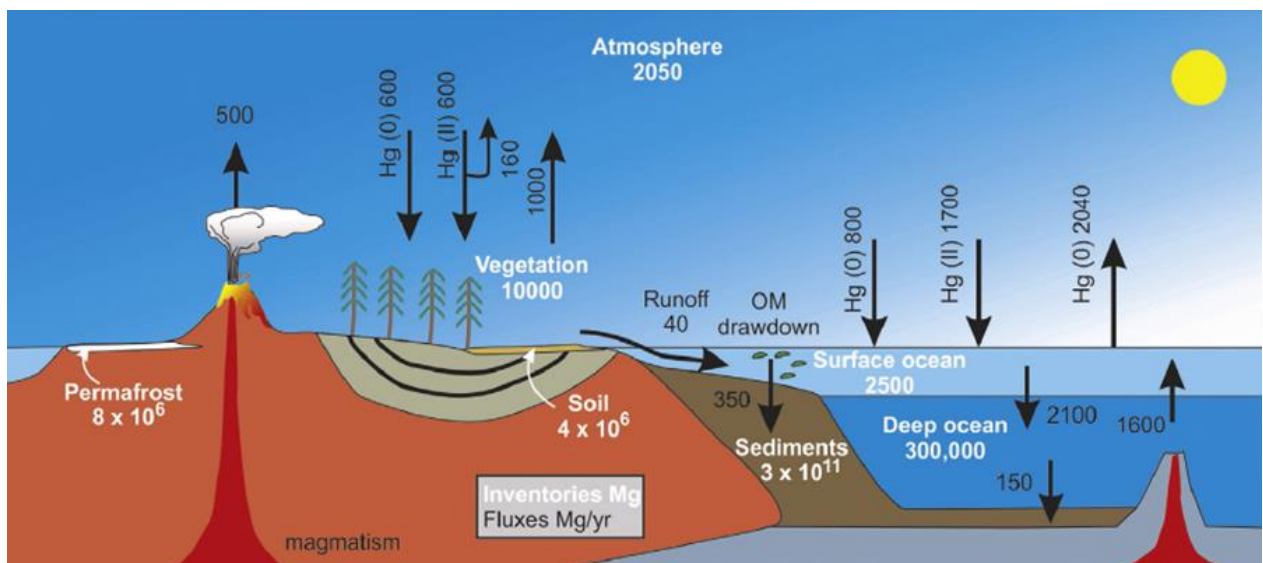


Figura 2- Diagrama esquemático ilustrando o ciclo do Hg em condições normais, incluindo estimativas de estoques (fonte em branco) e fluxos (fonte em preto) entre reservatórios. Fonte: Grasby *et al.* (2019).

Até hoje no Brasil ainda existem 4 fabricas de lâmpadas em São Paulo que utilizam vapor de Hg na fabricação de lâmpadas fluorescentes a baixa pressão, em conjunto com algum gás nobre (Governo do Brasil 2018), a previsão é que até o ano de 2025 o Brasil elimine esse tipo de produto do mercado (Brasil... 2023). Outras aplicações do Hg que já estão caindo em desuso são a utilização em fungicidas e germicidas, na odontologia em amálgamas dentários com uma liga de prata-estanho. Outras aplicações do Hg, nas quais era utilizado em pequenas quantidades, eram para a fabricação de termômetros, termostatos, detonadores, corantes, pilhas e baterias (Lee 2000, Azevedo & Chasin 2003, Alves *et al.* 2008).

O etilmercúrio é um cátion organometálico utilizado como base para o trimerosal, composto utilizado na fabricação de sombra para olhos, dermocosméticos, soluções para ouvido e lentes de contato, colírios oculares e sprays antissépticos e como conservante em vacinas (Oliveira *et al.* 2006, Damas *et al.* 2014). Sua utilização como conservante vem caindo em desuso na América do Norte e Europa, devido ao risco de os compostos orgânicos de Hg

afetarem o desenvolvimento do sistema nervoso (Oliveira *et al.* 2006, Saúde sem Dano-SSD 2014).

Outros compostos inorgânicos como o cloreto mercúrico (HgCl_2), já foram utilizados em anticépticos. O fulminato de mercúrio, $\text{Hg}(\text{CNO})_2$, era empregado como agente detonador em explosivos, em conjunto com uma solução de nitrato de Hg e álcool etílico. Já o sulfeto de mercúrio (HgS) e o óxido de mercúrio (HgO) eram usados na produção de corantes. Além disso, há registro da utilização de compostos orgânicos de Hg como diuréticos, anticépticos, germicidas, contraceptivos, alergicidas, herbicidas e antitraças (Ferreira & Appel, 1991, Azevedo & Chasin 2003).

4.8 CENÁRIO DO MERCÚRIO NA AMAZÔNIA

Quando se trata de Hg na Amazônia, três grandes bacias hidrográficas se destacam, as bacias dos rios Tapajós, Madeira e Negro. Segundo Veiga *et al.* (1994) e Lacerda (1995), esses três rios apresentam características físico-químicas extremamente distintas. O rio Tapajós é classificado como um rio de águas claras e transporta poucos sedimentos em suspensão, apresentando águas mais cristalinas (IBGE 1977). Os primeiros estudos sobre o Hg na Amazônia, se concentraram na região do Tapajós, decorrente de sua utilização na mineração de ouro, atividade que começou a se intensificar durante o período da corrida do ouro na Amazônia, em 1970 (Malm *et al.* 1995a, Malm *et al.* 1995b Malm 1998).

O rio Madeira é classificado como um rio de águas brancas e tem como principal característica as águas barrentas, com grande volume de sedimentos em suspensão (Adamy 2016). A corrida do ouro no rio Madeira se iniciou 15 anos após a do Tapajós, em 1987, no entanto já haviam registros de garimpeiros na região por volta de 1929, no vale do Guaporé durante o período colonial (Teixeira & Fonseca 1998).

O rio Negro é classificado como um rio de águas escuras, carregadas em ácidos húmicos e fúlvicos, apresentando águas mais ácidas e escassa carga sedimentar. Em contraste com os rios Madeira e Tapajós, a bacia do rio Negro ostenta uma presença tênue de atividades garimpeiras, no entanto a contaminação por Hg que aflige a população ribeirinha e os peixes, se apresenta elevada. Atualmente é atribuída à deposição atmosférica a principal rota de contaminação por Hg na bacia do rio Negro, que resulta de distintas fontes como a queima do amálgama nas áreas de MAPE na Amazônia; a incineração da floresta Amazônica.

Adicionalmente, fatores de natureza antrópica, tais como a produção de aço, fosfato e cimento, bem como a combustão de combustíveis fósseis (Adamy 2016).

Segundo Veiga *et al.* (1994) e Lacerda (1995), as principais fontes antrópicas de Hg na Amazônia são a mineração de ouro e o desmatamento. O desmatamento na Amazônia foi reduzido entre os anos de 2002 a 2012 e vem sofrendo um gradativo aumento a partir de 2013. Nos últimos 20 anos a maior área desmatada ocorreu no ano de 2004 chegando a 27.8 mil km², (Figura 3).

O problema do desmatamento na Amazônia, vai muito além da perda da biodiversidade, com ele o solo amazônico naturalmente enriquecido em Hg fica exposto às condições climáticas e intemperismo. A transfiguração da floresta em áreas de pastagem ou lavouras é o principal fator que intensifica a lixiviação de nutrientes e metais acumulados no solo, fazendo com que os elevados níveis de Hg no ambiente amazônico (Almeida *et al.* 2009), ou seja, o Hg contido no solo desmatado passe por uma forte remobilização (Almeida *et al.* 2005b).

A degradação e erosão do solo é amplamente reconhecida como uma questão ambiental crítica, dado o seu impacto significativo nos ecossistemas. (Lü *et al.* 2007, Ledermann *et al.* 2010, Haregeweyn *et al.* 2017). Apesar da degradação do solo e dos processos de erosão ocorrerem naturalmente no ambiente, as atividades humanas e, em particular, a agricultura, desempenham um papel fundamental como uma das principais causas de aceleração desse processo. (Enters & Soil 1998, Wairiu 2017). Neste contexto, a alteração no padrão de uso da terra tem sido associada ao enriquecimento dos ecossistemas aquáticos por Hg (Nevado *et al.* 2010).

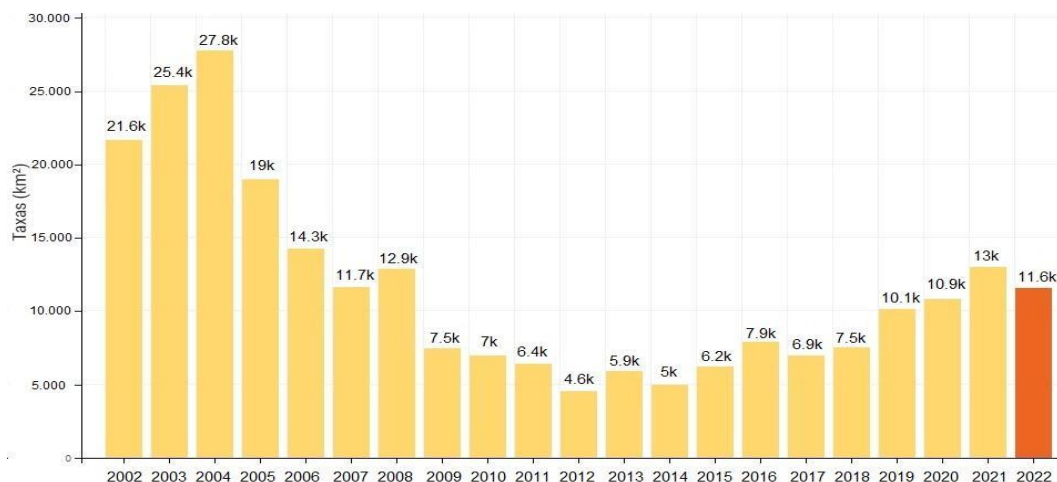


Figura 3- Taxas de desmatamento Amazônia legal (Terra Brasil 2023).

(Fostier *et al.* 2015) mostram a importância da matéria orgânica como sítios ativos de fixação de Hg no solo de florestas tropicais. Uma alternativa aos processos agrícolas tradicionais, para reduzir a erosão, degradação do solo, perda de nutrientes e exportação de Hg do solo para os cursos d'água seria a implementação dos sistemas agroflorestais que possuem a capacidade de reduzir os efeitos causados pela erosão mecânica das chuvas e variações pluviométricas, semelhante ao ambiente natural (Béliveau *et al.* 2017).

Outro condicionante preponderante sobre a distribuição do Hg na região amazônica é a mineração de ouro. No século XVIII já se tinha conhecimento da existência desse metal no Tapajós, e provavelmente ocorriam pequenas operações garimpeiras na região. No entanto, a utilização em larga escala de Hg na Amazônia começou quando houve o declínio da produção de látex, em 1958, coincidindo com a descoberta das primeiras ocorrências de ouro em grande quantidade no rio das Tropas, afluente do Tapajós, e posteriormente nos rios Crepori e Jamanxim (Kligerman *et al.* 2001), com ápice da utilização de Hg e exploração de ouro na década de 70, tendo seu principal marco o garimpo de Serra Pelada, na região de Carajás, que ficou conhecido como o maior garimpo a céu aberto do mundo (Wanderley 2015).

A questão do Hg na Amazônia continua sendo, ainda hoje, um tema relevante e que chama atenção, muito por conta dos riscos potenciais que este metal tóxico pode causar tanto a população da floresta, quanto a toda biodiversidade desse bioma. Neste sentido, Crespo-Lopez *et al.* (2021) enfatizaram a exposição de seres humanos ao metil mercúrio no Tapajós e na região amazônica; (Dórea *et al.* 2005) destacaram o consumo de peixes, em populações indígenas, piscívoras, do Tapajós, com níveis de Hg mais elevados, em comparação a outras populações; Telmer *et al.* (2006) discutiram a origem e o destino dos sedimentos e do mercúrio no rio Tapajós, Roulet *et al.* (2000b) argumentaram sobre o papel das inundações sazonais e planícies de inundações no controle da produção de metil mercúrio e o fluxos de metil mercúrio através de cadeias tróficas aquáticas e mais recentemente Sahoo *et al.* (2023) destaca o Hg na bacia do rio Itacaiúnas, na região de Carajás, em contexto onde predomina a mineração industrial e com atuação subordinada das MAPE.

4.9 DINÂMICA DO MERCÚRIO NA AMAZÔNIA.

A região amazônica é dominada por igarapés, rios, lagos e grandes planícies de inundação. A compreensão da distribuição do Hg nesses ambientes é de fundamental importância para o gerenciamento ambiental, pois estes podem atuar como fonte ou sumidouro de Hg (Bisinoti & Jardim 2004).

Os compartimentos abióticos são amplamente estudados para elucidar a atuação do Hg no ambiente, tendo como objetos de estudo a emissão de Hg para a atmosfera proveniente do solo (Almeida *et al.* 2005a), de queimadas e áreas desmatadas (Lacerda 1995), da erosão do solo como fonte de Hg que enriquece os sedimentos (Roulet *et al.* 1998) e também dos sítios de metilação em sedimentos e macrófitas aquáticas (Roulet & Lucotte 1995, Roulet *et al.* 2000).

O solo e os sedimentos são considerados reservatórios naturais de Hg, onde a adsorção e a mobilidade espacial desse elemento estão associadas a propriedades físico-químicas dos materiais ali presentes (Lacerda & Salomons 1992), como pH, potencial redox, temperatura, teor de Fe-oxihidróxido.

A degradação do solo por operações de mineração de ouro é uma das principais variáveis antrópicas responsável pelo transporte de Hg através dos rios, nas plumas de sedimentos que são geradas, aportando uma quantidade considerável de sedimentos (Telmer *et al.* 2006), como é o caso do Tapajós. As frações mais finas de sedimentos, como a argila, tendem a ser mais enriquecidas em Hg (Laperdina *et al.* 1996) devido às suas propriedades de sorção e elevada área superficial, sendo um fator relevante na mobilidade espacial do Hg no ambiente (Cesar *et al.* 2008).

Além disso, o Hg mobilizado durante a erosão do solo pode, em um curto período de tempo, resultar em concentrações elevadas a jusante da área antropizada. Como resultado, para avaliar as consequências dessa dinâmica a jusante de áreas impactadas, os estudos devem abordar tanto a erosão do solo quanto o uso de Hg proveniente da MAPE (Miserendino *et al.* 2018). Colón & López (2010) ressaltam que durante as atividades de MAPE, de 12% a 40% do Hg é liberado por evaporação para a atmosfera no processo de amalgamação, enquanto 1% a 35% é descarregado como rejeitos nos depósitos superficiais ou rios.

As planícies de inundação são importantes compartimentos ambientais atuantes na retenção de Hg (Maurice-Bourgoin *et al.* 2002). Os tapetes flutuantes de macrófitas e solos alagados apresentam grande potencial de metilação, o que os torna uma fonte considerável de MeHg altamente biodisponível no ambiente. Além disso esses biótopos possuem considerável importância ecológica e econômica uma vez que várias espécies comerciais de peixes ocupam esses ambientes durante parte do seu ciclo de vida (Guimarães *et al.* 1998).

O processo de metilação é supostamente mediado por bactérias redutoras de sulfato, enquanto a desmetilação é mediada por bactérias oxidantes de Hg (Compeau & Bartha 1985, King *et al.* 2002). Sendo assim, o potencial de metilação de um ambiente pode ser afetado pelo

pastejo e a composição do substrato bacteriano que influencia a produção de bactérias, a biomassa e a composição dos microorganismos (Van Duyl & Kop 1994).

Ao ser inibida, a fotossíntese reduz as taxas de metilação, indicando uma relação entre a comunidade bacteriana (Desrosiers *et al.* 2006), temperatura, condutividade e condição redox que podem interferir na abundância e no tipo do perifíton, que é uma das principais variáveis que influencia no processo de metilação (Guimarães *et al.* 2006). Além de espécies distintas de macrófitas, podem abrigar diferentes quantidades e tipos de perifíton, resultando em variados potenciais de metilação (Mauro *et al.* 2002).

5 MATERIAIS E MÉTODOS.

5.1 LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO.

A fundamentação teórica desta dissertação, tem como base artigos científicos, nacionais e internacionais, livros, dissertações, teses e mapas, obtidos a partir de plataformas online como periódicos CAPES, Google Acadêmico, Science direct, base literária da SGB-CPRM, além do material disponível na rede de bibliotecas da UFPA.

5.2 ORIGEM DOS DADOS GEOQUÍMICOS.

Os dados geoquímicos de sedimentos de corrente são oriundos de projetos de levantamento geoquímico realizados pelo SGB-CPRM. Os dados em questão atualmente têm acesso aberto ao público, podendo ser acessados na plataforma GeoSGB.

5.3 AMOSTRAGEM E ANÁLISE QUÍMICA.

As técnicas de amostragem e preparação de amostras descritas a baixo, segue o mesmo protocolo realizado no projeto Vazante Paracatu empreendido pela SGB-CPRM (Pinho *et al.* 2017).

Foi elaborado previamente o mapeamento dos pontos amostrais, sendo estes posteriormente corrigidos em campo, caso houvesse algum obstáculo natural impedindo a amostragem no local definido.

Após a etapa de planejamento, entre o período de 01/08/2005 e 01/01/2006, período de menor precipitação no Tapajós, foram coletadas, por técnicos do SGB-CPRM, um total de 343 amostras de sedimentos ativos de corrente, seguindo o critério das microbacias, ao longo dos rios Tapajós, Jamanxim e seus afluentes, alcançando uma densidade amostral de 1 amostra/135 km², englobando diversos tipos litológicos.

O processo de amostragem consistiu na coleta de sedimentos ativos de corrente, composta de 5 a 10 porções, distribuídas em um raio de no máximo 50 metros, até completar 1kg, para compor uma boa representatividade amostral, do material erodido da microbacia (Pinho *et al.* 2017).

Após as coletas, as amostras de sedimento de corrente foram secas a 60°C em estufa, e posteriormente realizou-se o quarteamento da amostra. Caso, houvesse a formação de torrões, os mesmos eram desagregados para evitar o “efeito pepita”. Em seguida, o sedimento foi peneirado em malhas de <80 mesh (<0,175mm) e feita pulverização para homogeneização. A

extração de metais foi realizada por digestão ácida com água Régia (3 HCl: 1 HNO₃), a uma temperatura de 95°C durante uma hora. O extrato obtido após a digestão da amostra foi filtrado e diluído em 10 mL de água ultrapura e posteriormente analisado por Espectrometria ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) para os elementos Al, Fe, Mn, Ca e Mg, associado ao sistema de gerador de hidretos para Hg.

5.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS GEOQUÍMICOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS.

O processamento dos dados geoquímicos foi conduzido utilizando o Microsoft Office 365 e o software Statistica (Statsoft, versão 9). Os métodos de processamento estatísticos utilizados foram testados e aplicados, inclusive através do sistema R, por diferentes pesquisadores, sendo recomendados para o tratamento de dados geoquímicos (Caritat *et al.* 2001, Reimann 2008, Caritat & Cooper 2016, Reimann & Caritat 2017, Reimann *et al.* 2018, Salomão *et al.* 2020)

Para as amostras cujas concentrações de Hg se apresentaram a baixo do limite de detecção inferior do método analítico (LDI), estas foram substituídas pela metade de tal valor (LDI/2). Para que a distribuição dos dados se aproxime da normalidade e o efeito de múltiplas populações de Hg fossem amenizados, foi aplicado a transformação logarítmica comum (\log_{10}).

O passo seguinte foi submeter os dados transformados a estatística básica descritiva para obter parâmetros como média, mediana, desvio padrão e variância, para a caracterização inicial dos dados. Após a caracterização inicial dos dados, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk para aferir a normalidade dos dados.

O teste Wilcoxon-Mann-Whitney (TESTE U) foi aplicado para aferir a semelhança entre os diferentes tipos de litologia e os diferentes usos e ocupação do solo. O teste U é um teste não paramétrico, ou seja, não requer que os dados obrigatoriamente apresentem uma distribuição normal. Geralmente, a distribuição dos dados de levantamento geoquímico tende a ser positiva em função dos *outliers* (Tukey 1977), independente da origem das anomalias (Aitchison 1982, Reimann *et al.* 2012).

5.5 DETERMINAÇÃO DOS VALORES DE BACKGROUND GEOQUÍMICO.

Para determinar o *background* geoquímico, foram utilizados dois métodos, a saber, mMAD (utilizando o desvio absoluto da mediana, em inglês, *median absolute deviation*) e *Tukey's Inner Fence* (TIF, mais conhecido como limiares do *box-plot*). Os métodos destacados foram amplamente aplicados, estudados e testados por diversos pesquisadores contemporâneos (Nakić *et al.* 2007, Kovač *et al.* 2013, Ander *et al.* 2013, Reimann & Caritat 2017, Reimann *et*

al. 2018, Salomão *et al.* 2019, Sahoo *et al.* 2020). Ambas as técnicas citadas foram calculadas por meio do software Statistica (Statsoft, versão 9) e Office 365.

O mMAD foi proposto como um método alternativo melhorado de Média \pm 2 Desvio Padrão (SD) e vem sendo amplamente aplicado na geoquímica de exploração para identificar valores anômalos em dados (Reimann *et al.* 2005). O método MAD é calculado conforme a Equação 1. Este método é bastante robusto, pois evita a distorção que os *outliers* podem provocar na distribuição dos dados, haja vista que *outliers* são comumente encontrados em conjuntos de dados geoquímicos (Reimann & Caritat 2017).

(1): mMAD

$$\text{MAD}(y) = 1.48 \cdot \text{mediana } |y_i - \text{medianaj } (y_j)| \therefore \text{mMAD} = 10^{(\text{mediana}(y) \pm 2 \cdot [\text{MADy]})}$$

O método TIF é baseado no uso do “whisker” superior do box-plot de Tukey (Tukey 1977), sendo calculado por $Q3 + 1,5 \text{ IQR}$ onde $Q3$ corresponde ao valor do terceiro quartil, o IQR é a faixa interquartil (valor de $Q3 - \text{valor de } Q1$). Este método depende apenas da distribuição dos dados, pois se baseia no *box-plot* para seu cálculo.

5.6 ÍNDICES GEOQUÍMICOS.

Os índices geoquímicos são métodos simples e confiáveis de se avaliar a qualidade ambiental. O solo em particular corresponde a um importa compartimento ambiental por ser receptor e depurador de elementos traço, controlando o transporte químico para a atmosfera, hidrosfera e biosfera (Meharg 2011). Dessa forma, o solo tem um papel fundamental na manutenção da homeostase ecológica ambiental.

O Fator de Enriquecimento (FE) foi calculado para indicar o possível aporte antropogênico de Hg para o sedimento. O FE foi calculado por três diferentes agentes normalizadores: 1) Al, que representa os argilominerais; 2) Fe+Mn, os hidróxidos; e 3) Ca+Mg, os carbonatos. Os elementos normalizadores foram selecionados por representarem os principais agentes de adsorção na natureza, terem afinidade com elementos-traço além de serem abundantes na crosta terrestre (Lin & Chen 1998, Latrille *et al.* 2001, Silva-Filho *et al.* 2014).

(2): Fator de enriquecimento

$$FE = \frac{(M_a/N_a)}{(M_r/N_r)}$$

Onde, FE - fator de enriquecimento; M_a - é a concentração de determinado metal na amostra analisada; N_a - é a concentração do metal normalizador na amostra; M_r - é valor de referência do metal analisado, *background*; N_r - é *background* do metal normalizador. A Tabela 2 mostra as categorias de fatores de enriquecimento que serão utilizadas (Likuku *et al.* 2013, Tavakoly Sany *et al.* 2013).

Tabela 2- Classificação dos fatores de enriquecimento.

FE	Descrição
$FE < 1$	Enriquecimento Mineral
$1 \leq FE \leq 5$	Enriquecimento Moderado
$5 \leq FE \leq 20$	Enriquecimento Significativo
$20 \leq FE \leq 40$	Enriquecimento Elevado
$FE > 40$	Enriquecimento Extremamente Elevado

Fonte: (Silva 2015).

O Fator de Contaminação (FC) é utilizado para estimar a contribuição antrópica de um metal(loide) (ex: Hg) e indicar os pontos de contaminação mais expressiva dos sedimentos. Desta forma, é possível identificar a ordem de grandeza em que o valor de referência do elemento foi excedido, indicando o enriquecimento ou o empobrecimento do elemento no sedimento de fundo. O FC é calculado pela razão entre a concentração do elemento na amostra e o *background* desse elemento na área de estudo, onde C_s é a concentração do metal poluente na amostra e C_{BG} é o valor do *background* do metal poluente calculada para a área de estudo (Hakanson 1980). A Tabela 3 apresenta os níveis de contaminação do FC.

(3): Fator de Contaminação.

$$FC = \frac{C_n}{C_{BG}}$$

Tabela 3- Classificação dos níveis de contaminação baseados no FC.

Valor	Classificação
<1	Baixa contaminação
1-3	Contaminação moderada
3-6	Contaminação considerável
>6	Alta contaminação

Fonte: (Silva 2015).

5.7 CONSTRUÇÃO DO AMBIENTE SIG E CARTOGRAFIA GEOQUÍMICA.

O ambiente de Sistema de informações geográficas (SIG) e os mapas temáticos foram confeccionados e trabalhados utilizando os softwares ArcGIS 10.5 (Esri 2016) e Quantum GIS (QGIS Development Team 2009).

Informações espaciais relacionadas as amostras foram armazenadas em um SIG. Os dados vetoriais (shapefile) e matriciais (raster) foram adequados ou convertidos para o sistema de referência geográfico (datum) SIRGAS2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas) (SIRGAS 2000, EPSG: 4989) com o objetivo de padronizar os sistemas de referência ao sistema geodésico brasileiro oficializado em 2000.

Com o objetivo de avaliar a distribuição geoquímica do Hg nos sedimentos de corrente, foi aplicada a técnica do inverso da potência das distâncias (Inverse Distance Weighting - IDW), de interpolação espacial (Lima *et al.* 2003, Cheng *et al.* 2014). Os dados interpolados foram delimitados com base nas microbacias do sistema otobacias nível 7 da Agência Nacional de Águas (ANA). A geologia simplificada da área de estudo foi obtida a partir de dados do Serviço Geológico do Brasil (SGB/CPRM). A evolução temporal da área de estudo e os dados de variação espacial de uso e ocupação de solo, assim como a delimitação dessas áreas para este estudo, foram obtidos na base de dados do Mapbiomas. De posse dessas informações, os dados foram classificados por uso e ocupação do solo, onde foram definidas três classes, através dos dados de uso do solo do MapBiomas: 1^a - pastagem, onde foram agrupadas as subclasses de agricultura e pecuária; 2^a – floresta, agrupa as subclasses, formação florestal, formação savânica, áreas úmidas naturais não florestal e formação campestre; e 3^a - Mineração artesanal de pequena escala (MAPE). Os dados também foram simplificados e classificados em 4 unidades geológicas principais (Figura 4), a saber, granitoides cálcio alcalinos paleoproterozóicos (GCAPPTZ), granitoides alcalinos paleoproterozóicos (GAPPTZ), rochas sedimentares e gnaisses paleoproterozóicos (RSGP) e rochas vulcânicas paleoproterozóicas (RVP). Dessa forma podemos analisar os dados de *background* e índices ambientais sob

diferentes perspectivas. É válido ressaltar que as unidades geológicas “rochas sedimentares” e “gnaisses paleoproterozóicos” foram consideradas uma única unidade devido à baixa expressão em área da primeira, além desta se encontrar quase inteiramente nos domínios dos gnaisses paleoproterozóicos.

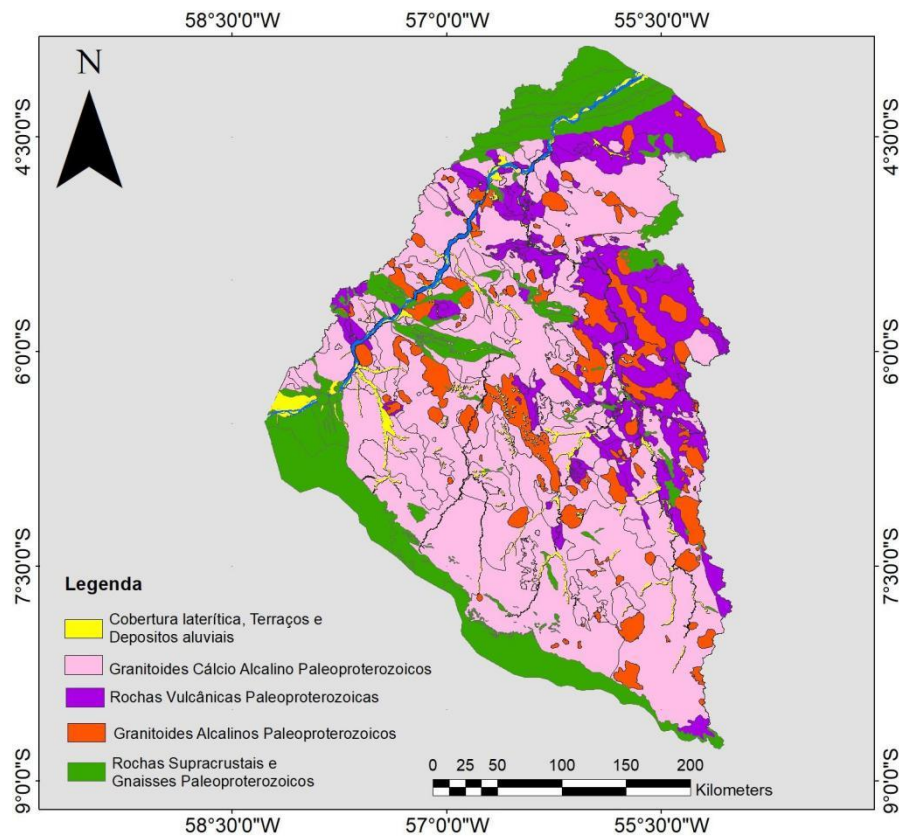


Figura 4- Mapa geológico simplificado da área de estudo. O mapa foi construído com metadados da base cartográfica do SGB/CPRM disponíveis no GEOSGB.

6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.

6.1 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAPAJÓS

A BHRT, localizada na região Norte do Brasil (Figura 5), é uma das mais importantes do país devido à sua extensão e riqueza natural, além de compor uma zona limite entre a Amazônia Oriental e Ocidental (Franco *et al.* 2021).

Abrangendo parte dos estados do Pará, Mato Grosso e Amazonas, a BHRT cobre uma área de aproximadamente 500.000 km² (Petry *et al.* 2019). Sua cabeceira está situada na porção sul do Escudo Brasil, no estado de Mato Grosso, na região referida como arco do desflorestamento, onde as fronteiras do desmatamento da Amazônia se encontram em expansão (Carvalho & Domingues 2016).

A BHRT é subdividida em cinco microrregiões hidrográficas (MRH), a MRH do rio Teles Pires com aproximadamente 141.455 km², a MRH do rio Juruena com 191.506 km², a MRH do rio Jamanxim com 58.367 km², a MRH do Alto Tapajós com 58.835, km² e a MRH do Baixo Tapajós com 43.072 km² (Figura 5A).

O rio Tapajós nasce da confluência dos rios Juruena e Teles Pires e, segundo Petry *et al.* (2019) e Alves Pereira, (2021), é um dos três principais rios de águas claras da bacia amazônica. Apresenta uma coloração que varia entre tons de verde-azulado a verde-esmeralda, além de ser notável pela sua transparência, possibilitando a visibilidade do fundo em diversos trechos. Essa característica está associada à baixa concentração de sólidos em suspensão e à composição química das águas (IBGE 1977).

Além disso, essa região da Amazônia é um importante reduto de diversidade biológica, tanto aquática quanto terrestre. O Tapajós e seus afluentes são habitats de uma grande variedade de espécies de peixes, répteis, aves e mamíferos, incluindo espécies endêmicas (WWF 2016). Além disso, a vegetação ciliar exuberante que envolve as margens do rio e seus afluentes, desempenha um papel essencial na proteção dos recursos hídricos, contribuindo para evitar a erosão das margens, filtrando sedimentos e proporcionando habitat para uma diversidade de espécies de plantas e animais (Remy *et al.* 2000, Maurice-Bourgoin *et al.* 2002, Béliveau *et al.* 2017). A região apresenta uma riqueza de vida selvagem única, evidenciando a necessidade de conservação desse valioso ecossistema.

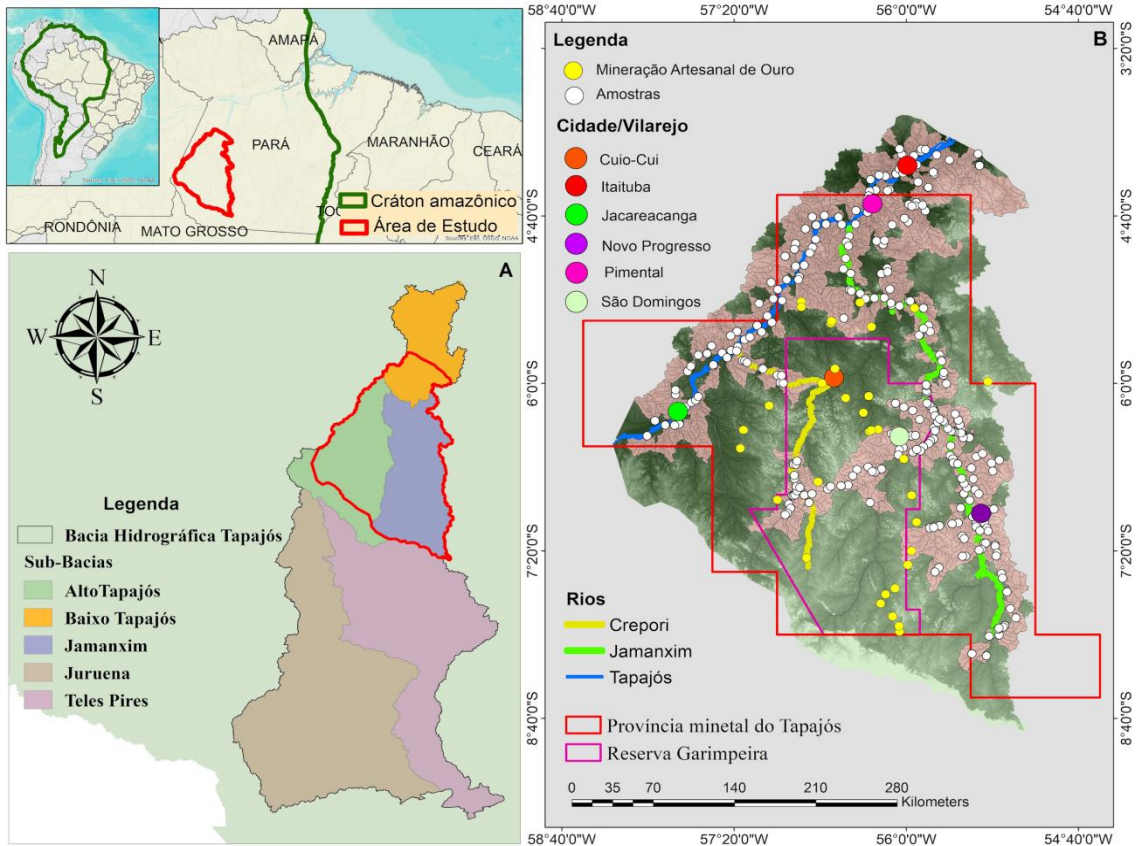


Figura 5- (A): Bacia hidrográfica do Tapajós e suas microrregiões hidrográficas. Meta dados do Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). (B): Mapa de localização da área de estudo e dos pontos de amostragem. O mapa foi construído com metadados da base cartográfica do SGB/CPRM disponíveis no GEOSGB.

6.2 LOCALIZAÇÃO E CLIMA NA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo está sendo realizado dentro da Bacia Hidrográfica do rio Tapajós no território do estado do Pará, norte do Brasil, localizada a 1000 km da capital, Belém. A área de estudo (Figura 5B), abrange aproximadamente 42.552 km², englobando o município de Trairão e parcialmente, os municípios de Itaituba, Jacareacanga, Novo Progresso e Rurópolis.

Segundo Santos *et al.* (2014) e Araujo *et al.* (2015), a região norte da BHRT apresenta um clima tropical de monção com a precipitação anual podendo chegar a 2.433 mm/ano. A cobertura vegetal é típica do bioma amazônico e varia entre floresta ombrófila densa e aberta, sendo a primeira predominante (WWF 2016).

6.3 CENÁRIO SOCIO-ECONÔMICO.

De acordo com Radar de Indicadores das Regiões de Integração do Pará - 2022, a população total estimada dos municípios que fazem parte da área de estudo é de 240.614 habitantes. As atividades econômicas que se destacam na região são a pecuária, agricultura,

comércio e serviços, extrativismo vegetal com extração de madeira, açaí, palmito, castanha-do-pará, carvão vegetal e o extrativismo mineral de diamantes, ouro, calcário, ametista, turmalina, topázio e estanho (Brito *et al.* 2014, Rosário *et al.* 2021).

A região também abriga a Reserva Garimpeira Tapajós, criada em 25 de julho de 1983 através da portaria N° 882 do Ministério de Minas e Energia. A reserva possui uma área de 28.745 km² e sua criação visou evitar conflitos entre mineradores, garimpeiros, faiscadores ou catadores, decorrentes da incompatibilidade legal de execução de trabalhos sob os regimes de autorização de pesquisa e de concessão em áreas que se apresentem tecnicamente viáveis, sendo essa área destinada exclusivamente a MAPE empregando técnicas tradicionais.

Além disso, a BHRT apresenta um grande potencial hídrico para geração de energia, tendo em toda a bacia 6 unidades hidroelétricas em construção ou operantes. Um total de 44 possíveis barragens foi identificado na bacia do Tapajós, pela Empresa de Pesquisa Energética, localizadas nos rios Tapajós, Juruena, Teles Pires, Jamanxim e seus afluentes. Os impactos mais imediatos decorrente da construção dessas usinas seriam a redução de territórios indígenas, de unidades de conservação, comunidades ribeirinhas e a perda da biodiversidade afetada pelas áreas de inundação (WWF 2016, TNC 2018).

6.4 GEOLOGIA REGIONAL

O Cratón Amazônico cobre uma área de cerca 4.000.000 km², no Brasil, sendo uma das regiões mais expressivas da Plataforma Sulamericana, estende-se ao norte para os países vizinhos, abrangendo parte dos territórios de Guiana, Guiana Francesa, Suriname, Venezuela, Colômbia e Bolívia tendo seus limites nesses países recobertos por sedimentos fanerozoicos (Queiroz 2019). Limita-se pela Faixa Araguaia a leste e pela Faixa Paraguai a sul e sudeste, geradas durante o Ciclo Orogênico Brasileiro (930–540 Ma), (Martins & Fuck 1992).

Apesar da sua reconhecida importância tectônica e metalogenética, este cráton ainda possui um dos menores níveis de conhecimento geológico em terrenos pré-cambrianos do mundo, em virtude da insuficiência de dados geológicos confiáveis de campo e conhecimentos complementares como petrologia, estrutura, geofísica, dentre outros, devido à dificuldade de acesso e da densa cobertura florestal. Neste contexto os estudos geocronológicos se sobressaem, sendo de grande valia ao auxílio da interpretação da evolução geológica da região (Cordani 2017).

Os primeiros estudos da região abordavam os escudos da Guiana e Guaporé como plataformas pré-cambrianas que evoluíram separadas por uma bacia intercratônica. Com a obtenção de mais dados e aperfeiçoamento das técnicas analíticas na década de 70, o estudo

comparativo de rochas vulcânicas e intrusivas oriundas do magmatismo ácido do Uatumã, a região norte e sul (Ramgrab & Santos 1974), revelou que, na realidade, se tratava de uma bacia intracratônica e que os escudos da Guiana e Guaporé fariam parte do mesmo sistema cratônico.

Atualmente o Cratón Amazônico é dividido em dois escudos précambrianos, os escudos Guaporé ao sul e Guiana ao norte, separados pela Bacia Sedimentar Amazônica, Paleozóica. O cratón é particionado em diversas províncias tectônicas (Figura 6) com orientação predominante para noroeste (Tassinari & Macambira 1999, Santos *et al.* 2000),

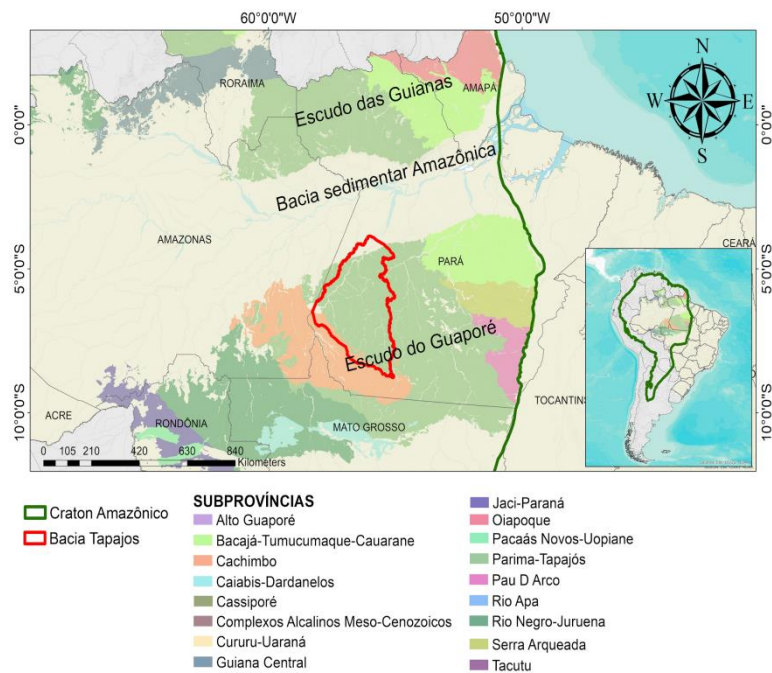


Figura 6- Sub-províncias estruturais. O mapa foi construído com metadados da base cartográfica do SGB/CPRM disponíveis no geosgb.

A partir do trabalho de (Ramgrab & Santos 1974) a evolução geológica e a compartimentação tectônica do Cratón Amazônico têm sido objeto de estudo de vários pesquisadores. Inicialmente Amaral (1974) propôs a divisão do Cratón Amazônico em três províncias: oriental, central e ocidental. Com o tempo, a obtenção de novos dados proporcionou a evolução do conhecimento regional com as linhas de pesquisa seguindo basicamente os modelos geocronológicos e geofísicos-estruturais, resultando em outros trabalhos, entre os quais se destacam: (Almeida 1978 Cordani *et al.* 1979 Almeida *et al.* 1981, Hasui *et al.* 1984, Teixeira *et al.* 1989, Costa & Hasui 1997, Tassinari & Macambira 1999, Santos *et al.* 2000 e Santos 2003).

6.4.1 Província Tapajós-Parima.

A província Tapajós-Parima localizada no Escudo Guaporé e das Guianas, é truncada pela Bacia sedimentar do Amazônica, estendendo-se desde o noroeste de Roraima até a região sudeste do Estado de Mato Grosso. Compreende as províncias auríferas Parima, Tapajós e Alta Floresta, abrangendo a parte oeste da Província Amazônia Central.

De acordo com a definição de Santos *et al.* (2000, 2004) a Província Tapajós-Parima é resultado da amalgama de arcos magmáticos insulares e de margem continental entre 2,02 e 1,88 Ga, sendo dividida nos domínios Parima e Uaimiri, localizados ao norte da Bacia do Amazonas, e nos domínios Tapajós e Peixoto Azevedo, ao sul da bacia.

6.4.2 Domínio Tapajós.

A área de estudo está inserida no domínio Tapajós que ocupa a porção central da Província Tapajós-Parima sendo limitado a leste pelo Domínio Irixi-Xingu, situado na porção meridional da Província Amazônia Central (Lacerda & Rosa-Costa 2008). Estando em grande parte incluso na Província Mineral do Tapajós, uma das maiores províncias metalogenéticas do Brasil.

O Domínio Tapajós tem uma geologia complexa sendo constituído por uma associação vulcano-plutônica intracontinental, coberturas sedimentares de rifte continental, gnaisses, diferentes gerações de granitoides e rochas vulcânicas relacionadas a possível ambiente de arco magmático, suítes plutônicas tardia pós-orogênicas, rochas gabroicas intracontinentais e raras rochas metavulcanossedimentares (Lacerda & Rosa-Costa 2008).

Este domínio está orientado preferencialmente na direção NW-SE, paralelamente as principais falhas e zonas de cisalhamento regionais, com as quais se relacionam os depósitos de ouro da região controlados por veios de quartzo, que transpõem depósitos de Au-Cu pórfiros e relacionados com intrusões, bem como depósitos epitermais relacionados a caldeiras vulcânicas. Essas falhas e zonas de cisalhamento também se justapõem a maioria das intrusões ígneas e depósitos vulcânicos (Silva *et al.* 2014).

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Foi realizada a estatística descritiva para o Hg, os dados amostrais foram agrupados em unidades geológicas e uso do solo, a estatística descritiva dos dados brutos foram resumidas na Tabela 4, juntamente com o valor médio crustal (Rudnick & Gao 2003). A estatística descritiva completa dos dados brutos e \log_{10} , para o Hg, estão na Tabela do APÊNDICE A.

Tabela 4- Estatística descritiva para o Hg. GCAPPTZ: granitoides cálcio alcalinos paleoproterozoicos. GAPPTZ: granitoides alcalinos paleoproterozoicos. RSGP: rochas sedimentares e gnaisses paleoproterozoicos. RVP: rochas vulcânicas paleoproterozoicas. MAPE: Mineração artesanal de pequena escala.

Sumário Estatístico Geral — Dados Brutos										
Variáveis	Média mg/kg	Mediana mg/kg	Mínimo mg/kg	Q1(25%)	Q3(75%)	Máximo mg/kg	Assimetria	Curtose	A cima do LDI	Contagem
GAPPTZ	0.18	0,090	0.02	0.025	0.25	0.89	2.01	4.01	100%	25
GCAPPTZ	0.30	0,115	0.01	0.025	0.36	4.46	4.38	24.68	67.08%	158
RSGP	0.11	0,025	0.01	0.025	0.05	1.70	4.86	24.21	58.49%	56
RVP	0.24	0,055	0.01	0.025	0.27	3.54	4.73	31.05	73.07%	104
Pastagem	0.25	0,100	0.01	0.025	0.32	2.07	2.46	7.08	76.57%	175
Floresta	0.16	0,030	0.01	0.025	0.15	3.54	6.66	53.91	66.98%	106
MAPE	0.35	0,025	0.03	0.025	0.37	4.46	3.69	15.10	43.54%	62
Todas as amostras	0.24	0,045	0.01	0.025	0.26	4.46	4.80	30.96	67.64%	343

O teste de Shapiro-Wilk revelou distribuição não normal ($p < 0,05$) para todos os parâmetros analisados brutos e log transformados. Segundo a literatura, raramente dados geoquímicos se apresentam distribuídos normalmente (Reimann 2008, Grunsky 2010, Lapworth *et al.* 2012). As distribuições preponderantes estão frequentemente associadas às distintas litologias rochosas presentes na área em estudo. Tais distribuições podem sofrer influência de processos secundários, como contaminação de origem antropogênica e flutuações nos teores de elementos devido a diversos fatores (como pH, tamanho de grão, oxi-hidróxidos de Fe e Mn, presença de material orgânico, entre outros). Estes processos estão sujeitos a variações locais, podendo se sobrepôr as assinaturas geoquímicas das diferentes litologias (Reimann 2008). Todos esses fatores geram as diferentes populações amostradas e contribuem para o padrão assimétrico positivo, comumente encontrado em dados que apresentam dependência espacial como dados ambientais e geoquímicos.

O *box-plot* é uma representação gráfica da distribuição dos dados, onde é possível identificar os valores discrepantes e a assimetria positiva da distribuição (Figura 7A e B). (Rudnick & Gao 2003)

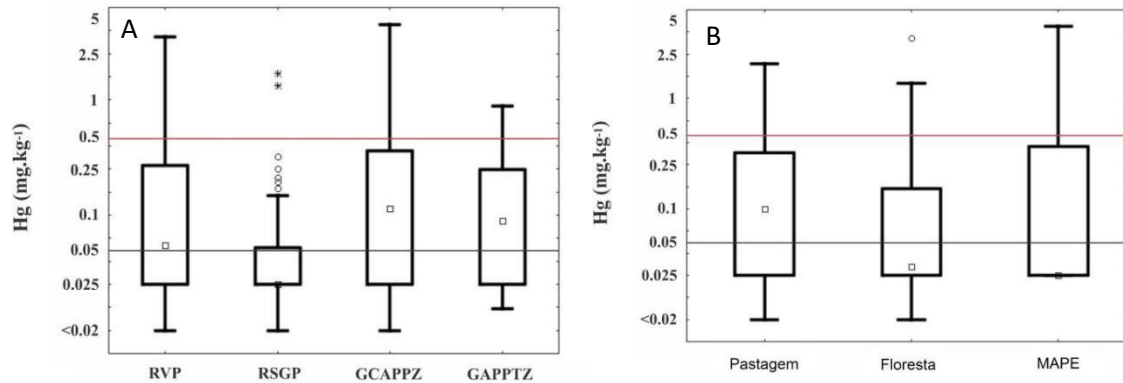


Figura 7- (A) Box-plot dos teores de Hg por litologia mg/kg. GAPPTZ - Granitoides alcalinos paleoproterozóicos, GCAPPZ - Granitoides cálcio alcalinos paleoproterozóicos, RSGP – Rochas sedimentares e gnaisses paleoproterozóicos e RVP – Rochas vulcânicas paleoproterozóicas. (B) Box-plot dos teores de Hg por tipo de uso do solo em mg/kg. MAPE – Mineração artesanal de pequena escala. A linha vermelha representa o nível de efeito provável (PEL), e a linha preta o nível médio da crosta superior (UCC) para o Hg, segundo Rudnick & Gao (2003).

A compartimentação dos dados por unidades geológicas e uso do solo foi realizada com o objetivo de caracterizar os níveis de Hg de forma mais detalhada, levando em consideração a influência do compartimento geológico e do uso do solo sobre as concentrações de Hg encontradas nos sedimentos analisados. Vale ressaltar que a delimitação dos diferentes usos do solo foi baseada nos dados de mapeamento do MapBiomas.

As medianas observadas para as unidades GAPPTZ, GCAPPZ e RVP encontram-se acima do valor assumido para a UCC por Rudnick & Gao (2003), o que já era esperado, uma vez que valores mais elevados de Hg são comumente encontrados em rochas ígneas (Albanese *et al.* 2007). Como colocado anteriormente, a origem do Hg geogênico pode ser atrelada a atividades vulcânicas, podendo ser encontrado em veios ou fraturas minerais e nas proximidades de fontes de águas termais. Normalmente os teores de Hg encontrados no ambiente natural são baixos, diferindo para cada tipo de rocha. Segundo (Prochnow 2007), o teor de Hg para granitos e basaltos está entre 0,07 a 0,09 mg/kg e para arenitos em torno de 0,03 mg/kg.

É importante ressaltar que cada unidade geológica é única devido a uma série de fatores, incluindo sua história de formação, condições ambientais e geológicas em que se desenvolveu e os processos que atuaram sobre ela ao longo do tempo, resultando em uma variabilidade nas características das rochas e minerais encontrados em diferentes locais. Isso significa que rochas

semelhantes, em diferentes unidades geológicas, podem apresentar características específicas inerentes aquelas unidades geológicas, como composição química, textura e estrutura, podendo ser diferentes devido às condições específicas em que essas rochas se formaram.

Dessa forma, o teor crustal médio (Rudnick & Gao 2003) para cada elemento presente na crosta terrestre não representaria com fidelidade os teores geoquímicos de uma unidade geológica específica ou mesmo uma área, uma vez que os teores de concentração dos elementos podem estar muito a cima ou a baixo dessa média crustal. Uma alternativa a utilização da média crustal seria a mediana dos teores aferidos nas amostras de um compartimento geológico, que serviria para representar a geoquímica daquele corpo geológico.

A cobertura florestal apresenta a segunda menor mediana, 0,03 mg/kg, com valores variando de 0,01 a 3,54 mg/kg, indicando um papel fundamental da matéria orgânica como sítio de adsorção de Hg (Almeida *et al.* 2009), além de proteger o solo contra a lixiviação e erosão (Béliveau *et al.* 2017), mantendo a estabilidade geoquímica do ambiente, propiciando a retenção do Hg no solo da floresta, retardando sua transferência para os sistemas aquáticos.

Apesar das áreas de MAPE apresentarem os maiores valores absolutos de Hg (valor máximo 4,46 mg/kg), estas mostram a menor mediana entre os usos e ocupação do solo na Bacia do Tapajós. Esta característica dos dados de Hg tem significativa influência do baixo número de amostras a cima do limite de detecção inferior (LDI; 0,01 mg/kg) do método analítico (43,54% das amostras) nas áreas de MAPE. Portanto, tal fato evidencia que as amostras coletadas dentro das áreas de garimpo propriamente ditas possuem altas concentrações de Hg, enquanto que na maioria das amostras de igarapés circunvizinhos ao garimpo, ainda que dentro da área de influência de MAPE, os valores de Hg são significativamente baixos. Em outras palavras, as maiores concentrações de Hg se encontram nas MAPE, porém, em amostras pontuais.

Já as áreas de pastagens apresentam a maior mediana (0,10 mg/kg), sugerindo que tais valores mais elevados comparados às outras duas classes estejam intimamente ligados ao processo de desmatamento, o que faz com que o Hg presente nos solos, principalmente em suas fases orgânicas, seja transferido para o ambiente superficial.

Os dados geoquímicos mostraram valores próximos de zero para o desvio padrão e o desvio absoluto mediano (MAD), indicando uma baixa dispersão dos dados geoquímicos, no entanto, o coeficiente de variação apresentou valores elevados, indicando que a distribuição dos dados estudados apresenta alta variabilidade, sugerindo um comportamento heterogêneo. Os valores de assimetria e curtose após a log-transformação se apresentaram entre -2 e $+2$ (Tabela

ANEXO A) e são considerados aceitáveis, garantindo que os dados se aproximam de uma distribuição normal (Gravetter *et al.* 2020).

7.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS CONCENTRAÇÕES DE HG NA ÁREA DE ESTUDO E PROCESSOS NATURAIS E ANTROPOGÊNICOS ASSOCIADOS.

A distribuição geoquímica do Hg na área de estudo, (Figura 8), apresenta uma enorme heterogeneidade, resultante de distintos fatores, influenciados tanto pela geologia, quanto pelos principais usos e ocupação da região estudada, tais como as áreas urbanas, áreas com práticas agropecuárias, extrativismo mineral e tipo de vegetação.

As concentrações de Hg encontradas variaram de 0,01 a 4,12 mg/kg, com mediana registrada de 0,045 mg/kg, concentração essa que se aproxima da média crustal (0,05 mg/kg) (Figura 8A). Os teores mais elevados de Hg são encontrados a sudeste da área de estudo, nas proximidades dos municípios de Novo Progresso e São Domingos, tendendo a acompanhar as áreas destinadas aos processos minerários e associadas a áreas de pastagens (Figura 8B).

Esta região é fortemente antropizada, apresentando vastas áreas de pastagem e MAPE.

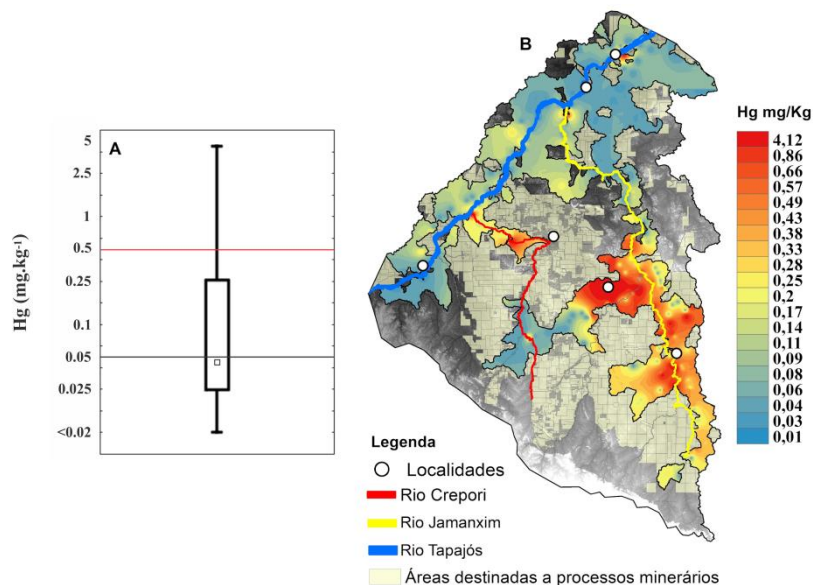


Figura 8- (A) Box-Plot da distribuição amostral em mg/kg, a linha em preto representa a média crustal (UCC) e a linha em vermelho o Nível de Efeito Provável (PEL). (B) Mapa de distribuição superficial do Hg na área de estudo.

Além de estar presente entre três dos principais domínios geológicos, a saber, GCAPPZ, GAPPTZ e RVP. Vale destacar como se dá a dinâmica de ocupação no Tapajós, num primeiro momento, se instalam os garimpeiros e madeireiros e, num segundo momento, as áreas ocupadas são desflorestadas e substituídas por pastagens. Isto faz com que haja grande

superposição entre áreas de atuação dos garimpos e de pastagens, o que provavelmente influenciaria nos altos teores de Hg nessa região.

Além disso, entre 1879 e 1912, ocorreu o ápice da exploração da borracha, que marcou o processo de expansão da ocupação da região amazônica, além de retratar o avanço ocorrido em meados do século XVIII (Rebello & Homma 2017). Na década de 60, a construção da BR-163, Cuiabá-Santarém, foi um marco alcançado no período militar para desenvolvimento e integração da região amazônica ao resto do Brasil. No entanto, os trabalhadores que foram atraídos para essa região com promessas do governo, encontraram um cenário que não correspondia às expectativas na nova área de colonização (Passos 2017).

O município de Novo Progresso é um componente fundamental desse cenário de ocupação e desenvolvimento. A economia local passou por diversas fases, tais como o período da borracha e extração de ouro e madeira; hoje em dia, sua economia é fortemente impulsionada pela agropecuária. No entanto, esse rápido processo de ocupação desordenada resultou na devastação de vastas áreas no sul do Pará, sendo os principais responsáveis por isso o setor pecuário e a exploração madeireira (Castro 2005).

Além dos fatores de ocupação humana, os processos vulcânicos e tectônicos são determinantes para a composição química das rochas e, conseqüentemente, do solo de uma dada área, uma vez que, esses processos afetam as fontes naturais primárias de Hg para o ambiente (Grasby *et al.* 2019). Na prática, a distribuição espacial do Hg parece decorrente das ações antrópicas dos garimpos (que indiretamente levam ao desenvolvimento de áreas de pastagens), que se concentram nos domínios dos GCAPPZ e também da litologia em si, que apresenta maior ocorrência de depósitos superficiais de ouro.

Através de ações e atividades humanas, há a degradação e erosão da cobertura superficial, que levam à exposição do horizonte mineral. Este pode ser subseqüentemente erodido, levando a degradação do solo e desestabilizando importantes fases minerais, principalmente os oxihidróxidos, os quais liberam Hg armazenado no solo que é transportado para os rios (Oliveira *et al.* 2002). A Tabela 5 apresenta a evolução da cobertura do solo em hectares (ha) de 2006 a 2020.

Tabela 5- Dados da evolução da cobertura do solo na área de estudo de 2006 a 2020. Fonte: Mapbiomas Google engine.

Ano	Floresta (ha)	MAPE (ha)	Pastagem (ha)
2006	104.229,14	149,90	7.749,14
2010	102.963,69	164,81	9.041,86
2016	101.699.54	380,53	10.030,33
2020	99.542,40	515,13	12.040,81

As áreas de pastagem, que representam a agricultura e pecuária, são claramente as principais formas de uso do solo na região do Tapajós, seguida das MAPE. As áreas de floresta são as que ocupam a maior cobertura, segundo os dados do Mapbiomas (Tabela 5, Figura 9 e Figura 10).

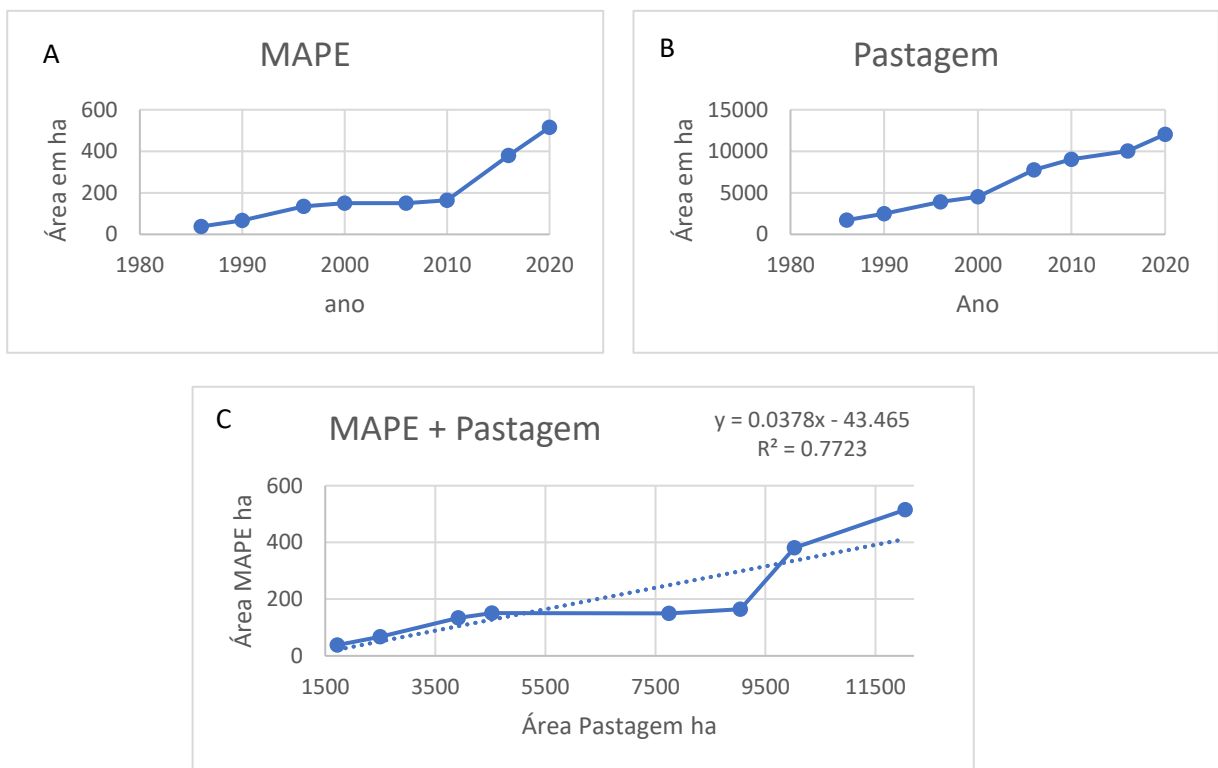


Figura 9- (A): Expansão das áreas de MAPE em hectare de 1980 a 2020. (B): Expansão das áreas de pastagem em hectare de 1980 a 2020. (C): Correlação entre as áreas de MAPE e Pastagem.

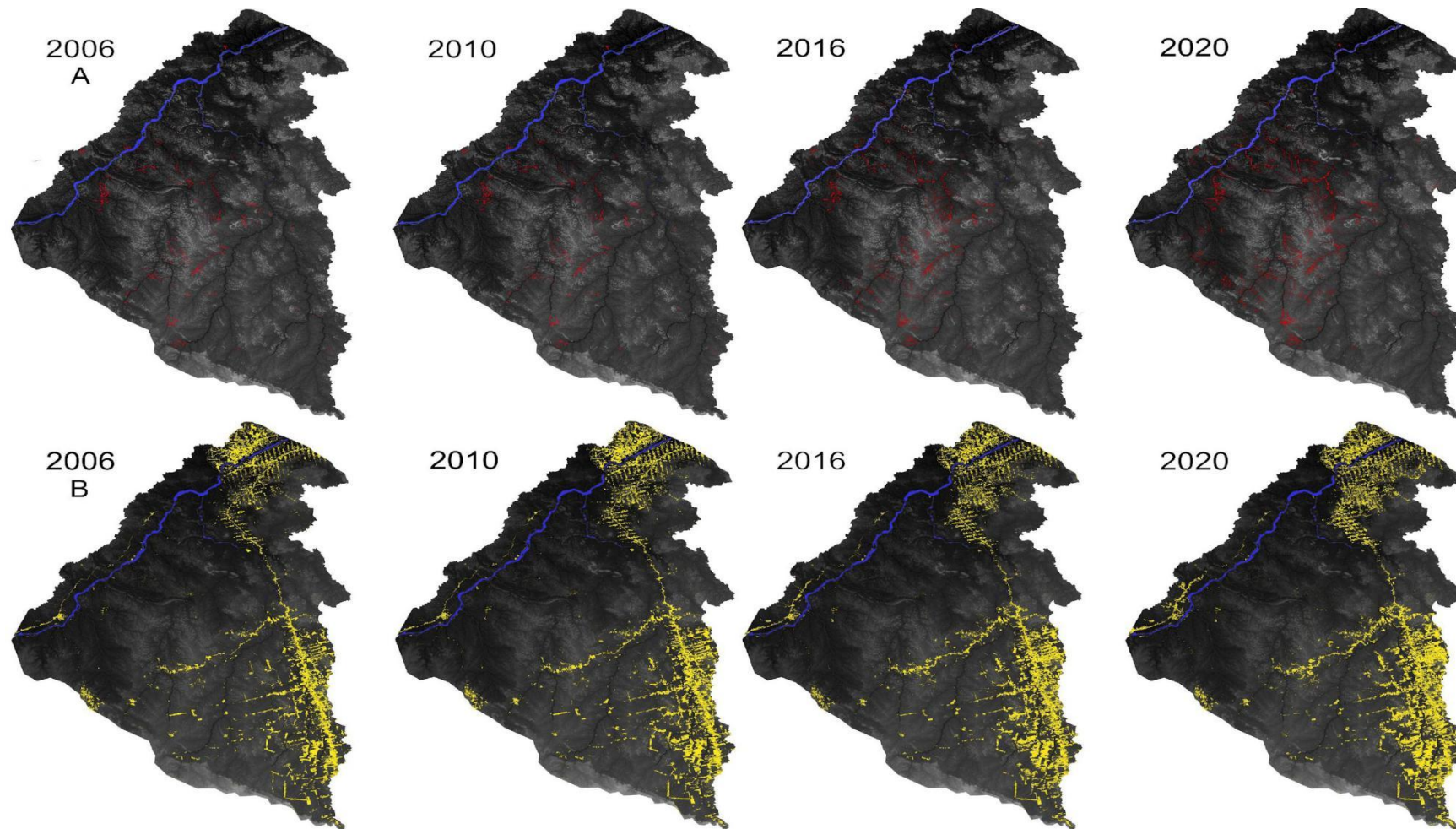


Figura 10- (A) Série temporal de distribuição das áreas de MAPE em vermelho. (B) Série temporal de distribuição das áreas de Pastagens em amarelo. Fonte: complementos Mapbiomas no Qgis.

Uma correlação entre a rápida expansão das áreas de MAPE e Pastagem, respectivamente Figuras 9A, 9B, 9C, 10A e 10B e eventos de instabilidade econômica, considerando a *commodity* ouro, é observada na região do Tapajós. A crise do *subprime* em 2011 (Kau *et al.* 2011) é representada pela valorização do ouro, segundo o gráfico da Figura 11, e coincide com o aumento abrupto da área de MAPE de 2010 para 2016 (Tabela 5 e Figura 9A). Já no período entre 2016 e 2020, o principal fator que contribuiu para a valorização do ouro foi a pandemia da COVID-19, onde é observado mais uma rápida expansão das áreas de MAPE, sendo acompanhada pela ampliação das áreas de pastagem no período analisado (Figura 9A e B). A Figura 9C Apresenta uma correlação positiva entre a expansão das áreas de MAP e pastagem. Os dados sugerem que quando há um período de estabilidade econômica, e o preço do ouro permanece sem grandes alterações, as áreas de pastagem tendem a crescer com maior intensidade e quando o valor do ouro apresenta uma alta, isso se inverte.



Figura 11- Histórico de valorização do ouro em Oz entre 2005 e 2023. No eixo X os anos e no eixo Y os valores em Oz do ouro. Fonte: (Tradingview 2023).

No ciclo evolutivo do Hg na região estudada, há a contribuição crucial da própria floresta, que desempenha um importante papel como reservatório de Hg, limitando sua dispersão no ambiente. O desmatamento em várias regiões tem impactos significativos na estabilidade dos ecossistemas, levantando preocupações sobre possíveis alterações no ciclo biogeoquímico do Hg (UNEP 2013).

O dossel florestal tem uma capacidade notável na retenção de Hg atmosférico, decorrente de sua ampla área superficial, que permite a retenção do Hg através dos estômatos (Ericksen & Gustin 2004, Zhang *et al.* 2009, Laacouri *et al.* 2013). A capacidade de acúmulo

de Hg na folhagem é proporcional a área de superfície do dossel, que acumula Hg ao longo de sua vida útil (Guentzel *et al.* 1998, Rea *et al.* 2002).

A transferência do Hg acumulado no dossel para o solo se dá de duas formas: 1) através da decomposição da serapilheira e 2) da precipitação que lava os compostos secos de Hg depositado na superfície das folhas (Rea *et al.* 1996, Fostier *et al.* 2000, Mélières *et al.* 2003, Silva-Filho *et al.* 2006, Silvério *et al.* 2009).

Dentro desse contexto, a contaminação por mercúrio está associada à alteração do uso da terra, seguida pela erosão do solo, evidenciando uma relação entre esses fatores (Nevado *et al.* 2010). A exploração e degradação do solo associado à supressão da floresta para criação de pastagens, reduzem o conteúdo orgânico do solo em ambientes tropicais (Grigal *et al.* 1994), contribuindo para a erosão e conseqüente lixiviação e transporte do Hg das coberturas superficiais para os ambientes aquáticos (Roulet *et al.* 1998). Esses fatores são responsáveis pelos elevados teores de Hg observados nas amostras de sedimentos ativo de corrente, que foram coletadas na foz dos principais rios das sub-bacias do Tapajós, em áreas mais antropizadas. Tanto as características naturais, quanto a influência antrópica contribuem para a distribuição espacial e os teores de Hg encontrados.

Ao se aplicar o teste Mann-Whitney (teste U), (Tabela 6), para o conjunto de dados de cada unidade geológica, este apresentou semelhança estatística dentre as litologias e usos do solo. Foi estabelecida similaridade estatística ($p > 0,05$) entre as medianas dos granitoides alcalinos (GAPPTZ), granitoides cálcio-alcalinos (GCAPPZ) e rochas vulcânicas (RVP). As unidades GCAPPZ e GAPPTZ apresentam as maiores medianas, 0,11 mg/kg e 0,09 mg/kg, (Tabela 4), variando de 0,01 a 4,46 mg/kg e de 0,02 a 0,89 mg/kg, respectivamente, sugerindo que esses litotipos podem ser os responsáveis pela maior parte do Hg na área de estudo. Além disso, as mineralizações de ouro são hospedadas predominantemente por granitoides (Lamarão *et al.* 2002) o que leva a uma forte influência antrópica onde essas rochas se encontram.

A unidade geológica que apresentou maior diferença estatística quando comparada com as demais foi a RSGP ($p < 0,05$). A maioria dos pontos alocados na unidade RSGP pertence as rochas sedimentares, que possuem química destoante dos litotipos das demais unidades geológicas, o que justifica o distanciamento estatístico das outras medianas de Hg.

Ao se analisar os teores de Hg do ponto de vista do uso e ocupação, o teste Mann-Whitney nos mostra a semelhança estatística de Hg para Pastagem e MAPE ($p = 0,26$) e floresta e MAPE ($p = 0,42$) (Tabela 6). A área de MAPE foi a que apresentou a maior amplitude de variação no teor de Hg (0,03 a 4,46 mg/kg) e a menor mediana (0,025 mg/kg). Por outro lado,

a área de pastagem se apresentou enriquecida em Hg, com mediana de 0,1 mg/kg, a cima do valor médio da UCC, e valores que variam de 0,01 a 2,07 mg/kg.

Tabela 6- Valores de "p" para o teste de Mann-Whitney.

Litologias/uso do solo	p-valor
GAPPTZ -GCAPPTZ	0,73
GAPPTZ-RVP	0,73
GCAPPZ-RVP	0,29
GAPPTZ-RSGP	<0,01
GCAPPZ-RSGP	<0,01
RSGP-RVP	<0,01
Pastagem-MAPE	0,26
Floresta-MAPE	0,42
Pastagem-Floresta	<0,01

Tanto as áreas de pastagem, quanto de MAPE apresentam-se como os principais fatores que influenciam a liberação do Hg do solo. No entanto, a erosão nas MAPE é intensificada devido a desagregação mecânica do solo, o que produz uma elevada carga sedimentar, os tornando possivelmente o principal responsável pela dispersão e liberação de Hg dentro da BHRT (Lobo *et al.* 2015). Além disso, o processo de desagregação do solo nas MAPE gera uma grande quantidade de material particulado e sedimento em suspensão que acaba por transportar o Hg para áreas distantes destes empreendimentos (Diniz *et al.* 2022, Hanna & Vladimir Netto 2022). O Laudo nº. 091/2018 – UTEC/DPF/SNM/PA, lavrado pela equipe pericial da Polícia Federal, realizou um levantamento direto na foz dos afluentes impactados pela atividade garimpeira, a fim de se conhecer a vazão de cada afluente do rio Tapajós e o volume de sedimentos em suspensão em cada um, realizado em parceria com a equipe do Laboratório de Biologia Ambiental da UFOPA, aponta que os garimpos lançavam à época sete milhões de toneladas de sedimentos por ano no Tapajós. (Tabela 7).

Tabela 7- Descarga de sedimentos sólidos no rio Tapajós pelos principais afluentes.

Rio Jamanxin	SST (mg/L)	29,4
	Descarga líquida (m3/s)	2.989,0
	Descarga sólida (ton/dia)	7.593,0
Rio Rato	SST (mg/L)	49,6
	Descarga líquida (m3/s)	334,0
	Descarga sólida (ton/dia)	1.433,0
Rio Bom Jardim	SST (mg/L)	376,5
	Descarga líquida (m3/s)	21,6
	Descarga sólida (ton/dia)	703,0
Rio Crepori	SST (mg/L)	105,5
	Descarga líquida (m3/s)	915,0
	Descarga sólida (ton/dia)	8.337,0
Rio Pacu	SST (mg/L)	23,2
	Descarga líquida (m3/s)	473,0
	Descarga sólida (ton/dia)	949,0
Rio das Tropas	SST (mg/L)	5,0
	Descarga líquida (m3/s)	435,0
	Descarga sólida (ton/dia)	188,0
DESCARGA SÓLIDA TOTAL POR DIA (ton/dia)		19.203,0

Fonte: (Oliveira *et al.* 2023)

Esse material em suspensão pode conter minerais como caolinita, quartzo, illita e gibbsita. Quando o material em suspensão interage com os metais dissolvidos no ambiente aquático como o Hg, esses metais podem ser adsorvidos, co-precipitados ou complexados por moléculas orgânicas ou inorgânicas presentes (Brabo 1992), podendo haver implicações significativas para a química e a mobilidade do Hg no ambiente.

Os maiores teores de Hg na área de MAPE, alguns deles ultrapassando o valor do PEL e com o maior teor atingindo uma magnitude de 10 vezes o valor desta referência (Figura 7), pode ser atribuído à intensa utilização do Hg por garimpeiros nessas áreas, que acaba por enriquecer os sedimentos durante o período seco, momento em que as amostras foram obtidas.

Brabo (1992), sugere que há o enriquecimento do solo do tapajós em mercúrio no período seco, devido à intensa atividade de mineração de ouro na região e, durante o período chuvoso, os sedimentos enriquecidos são “lavados” e transportado para outros sítios de deposição.

Apesar da conversão de solos de florestas tropicais em pastagens contribuir para o aumento da erosão (Roulet *et al.* 1998, 1999, 2000a, Oliveira *et al.* 2001), o aporte de sedimentos em áreas de pastagem para os rios é menor quando comparados aos aportes em áreas de MAPE. A instalação de pastagens em locais de floresta tropical traz como consequência o aumento nas concentrações de elementos químicos do solo, diminuição do conteúdo de matéria orgânica, com redução dos sítios ativos de fixação de Hg e aumento do pH (Moraes *et al.* 1996, Herpin *et al.* 2002, Almeida *et al.* 2009).

Essa mudança no ambiente geoquímico das pastagens, associado à sua área de ocupação, quando comparada com as áreas de floresta, gera um grande contraste entre esses ambientes, que podem ter corroborado pelo teste Mann-Whitney que indicou serem as medianas desses dois tipos de uso do solo estatisticamente diferentes.

7.3 DEFINIÇÃO DO BACKGROUND GEOQUÍMICO PARA Hg NA BACIA HIDROGRÁFICA DO TAPAJÓS.

A Tabela 8 mostra os valores obtidos a partir dos métodos mMAD e TIF, onde os resultados obtidos evidenciam a diferença entre os dois métodos. O TIF leva em consideração apenas a distribuição dos dados, sendo mais consistente quando o número real de outliers for inferior a 10%, (Reimann 2005, Reimann *et al.* 2018) o que se aplica na maioria dos casos aqui apresentados. No entanto, ele aparenta ser fortemente influenciado pela variabilidade dos dados. Em contrapartida, o mMAD, apresentando valores mais realistas para a área de estudo, por ser calculado com uma constante de 1,48 que leva a uma estimativa mais sólida do desvio padrão (Reimann *et al.* 2018), além de proporcionar uma maior robustez ao método, mostrando resultados satisfatórios quando o número de outliers ultrapassar os 15% (Reimann 2008). Por outro lado, (Correa-Burrows *et al.* 2021) ressaltam que os métodos TIF e mMAD podem gerar valores anômalos que pode ultrapassar o valor máximo aferido nas amostras, como é destacado nos resultados da Tabela 8.

Tabela 8- Valores de limiar geoquímico, superior e inferior, para Hg, em sedimentos de corrente para a bacia do Tapajós, calculados por litologias, uso do solo, estimados pelos métodos Tukey Inner Fence (TIF) e Mediana ± 2 *Desvio Absoluto Mediano (mMAD). São fornecidos valores máximos e mínimos, *Outliers* em (%) para cada classificação e percentagem de amostras a cima do limite de detecção inferior (LDI). Limite superior do *Background* (LSB). Limite inferior do *Background* (LIB)

Lito/uso	Med +2.MAD	Med- 2.MAD	TIF(LSB)	TIF(LIB)	Máximo	Mínimo	Outliers (%)	A cima do LDI
GAPPTZ	0.69	0.01	7.91	0.00	0.89	0.02	8	100%
GCAPPTZ	10.19	0.00	19.67	0.00	4.46	0.01	7.6	67.08%
RSGP	0.03	0.02	0.16	0.01	1.70	0.01	21	58.49%
RVP	0.77	0.00	9.57	0.00	3.54	0.01	10.57	73.07%
Pastagem	6.10	0.00	14.65	0.00	2.07	0.01	8	76.57%
Floresta	0.10	0.01	2.29	0.00	3.54	0.01	10.37	66.98%
MAPE	-	-	20.44	0.00	4.46	0.03	9.67	43.54%
BHRT	0.48	0.00	8.72	0.00	4.46	0.01	9.91	67.64%

Nota: Todas as concentrações são expressas em mg kg⁻¹. “**Negrito**” Valor limite a cima do máximo detectado nas amostras

Os Valores de *Background* (BG) determinados neste estudo (Tabela 8), demonstram o quanto esses valores podem variar de acordo com seu referencial, o valor de BG para toda a

área de estudo, BHRT, foi de 0.48 mg kg^{-1} , que pode ser considerado um valor genérico, já que existem diversos fatores ambientais que apresenta forte influência na distribuição do Hg no ambiente, como as unidades geológicas e o uso do solo.

O maior valor de BG encontrado para as unidades geológicas considerando o mMAD foi o de 10.19 mg.kg^{-1} para os GCAPPTZ e o menor foi de 0.03 mg kg^{-1} para as RSGP, demonstrando o quão distinto pode ser o BG para cada associação litológica. O mesmo ocorre quanto à determinação do BG para os tipos de uso do solo, o mMAD apresentou as pastagens com $6,10 \text{ mg/kg}^{-1}$, constatando o maior BG; as florestas, que representam as áreas naturais e sem influência antrópica, apresentaram o BG de $0,10 \text{ mg/kg}^{-1}$. As amostras de sedimento que representam as MAPE apresentaram uma baixa quantidade de amostras a cima do LD do método analítico, fazendo com que o cálculo do mMAD para este caso de uso e ocupação seja impossibilitado. Portanto, os valores limiares de background considerados para as MAPE nesse estudo serão aqueles obtidos pelo método TIF. Ainda assim, o limiar superior considerado para as MAPE supera 4 vezes o valor máximo de Hg para esta classe de uso e ocupação, concluindo-se que, mais uma vez, devido ao reduzido número de amostras a cima do LD, se torna impossível os cálculos de limiares, tanto para o mMAD quanto o TIF. Os valores de BG determinados neste estudo, são equiparáveis a outros encontrados em outras regiões mineralizadas do Brasil (Tabela 9).

Salomão *et al.* (2020) aplicaram os mesmos métodos para calcular o *background* na região da bacia hidrográfica do rio Itacaiúnas, localizada na Província Mineral de Carajás, o maior distrito minerador do Brasil (possuindo minas ativas de ferro, cobre, níquel e manganês), e encontrou, respectivamente, pelos métodos TIF, mMAD e percentil 75, valores de $0,56 \text{ mg/kg}$, $0,14 \text{ mg/kg}$ e $0,05 \text{ mg/kg}$ para o Hg.

Ao se comparar os valores obtidos por Salomão *et al.* (2020) e o presente trabalho (considerando a área total) é possível notar o contraste entre os valores obtidos, principalmente para o mMAD e o percentil 75. A BHRT apresenta limiar superior de $0,48 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o mMAD e $0,26 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o percentil 75, ou seja, apresenta valores mais expressivos de Hg. Tal contraste de valores de concentração de Hg pode ser atribuído ao histórico geológico com grupos distintos de rochas e de exploração mineral, apesar desses dois locais representarem duas províncias minerais importantes, a exploração da Bacia hidrográfica do rio Itacaiúnas é mais voltada para o minério de ferro enquanto a do BHRT a exploração de ouro com a aplicação do Hg, o que pode ser um fator decisivo para a diferença entre os valores de BG apresentados. Os valores de *background* de Hg para outras localidades do Brasil se encontram na Tabela 9.

Por fim, é observado que os valores calculados para o mMAD comparados com os do TIF, considerando tanto as unidades geológicas e os usos e ocupação da área de estudo quanto toda a área (todas as amostras), mostrou-se mais robusto e conservador por apresentar valores de limiares, principalmente os limiares superiores, dentro de suas distribuições estatísticas para a maioria das classes consideradas. Em outras palavras, os valores calculados são menores do que os valores de concentração máximos de cada classe, exatamente o oposto dos valores calculados para os GCAPPTZ, dentre as unidades geológicas, e a pastagem, para o uso e ocupação. Tais classes apresentam valores limiares superiores calculados maiores que o valor máximo de suas respectivas distribuições.

Tabela 9- Valores de limiar superior geoquímico para Hg em diferentes regiões do Brasil, estimados por uma variedade de métodos: Tukey Inner Fence (TIF), Mediana \pm 2*Desvio Absoluto Mediano (mMAD) e abordagens baseadas em percentis (P75, P98 e P95)

Estudos	Localidades	TIF	mMAD	75th	98th	95th
	Bacia hidrográfica do rio Itacaiúnas	0,60	0,14	0,05	0,14	0,11
	Faixa Araguaia	0,15	0,16	-	0,08	0,06
(Salomão <i>et al.</i> 2020, 2021a)	Domínio Bacajá	0,46	0,23	-	0,19	0,15
	Bacia de Carajás	0,31	0,23	-	0,14	0,11
	domínios Rio Maria – Sapucaia – Canaã dos Carajás	0,06	0,16	-	0,06	0,05
(Cetesb, 2005)	São Paulo-SP	-	-	0,05	-	-
(Silva <i>et al.</i> 2015)	Bacia hidrográfica do rio Ipojuca-PB	-	-	0,06	-	-
(Marques <i>et al.</i> 2023)	Quadrilatero Ferrifero-MG	0,24	-	0,03	-	-

Nota: Todas as concentrações são expressas em mg kg⁻¹

7.4 UTILIZAÇÃO DOS ÍNDICES AMBIENTAIS (FATOR DE ENRIQUECIMENTO E FATOR DE CONTAMINAÇÃO) PARA A AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE IMPACTO DO HG NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAPAJÓS

7.4.1 Fator de enriquecimento

Os solos tropicais úmidos são sempre relatados como ricos em Hg, decorrente das dinâmicas de transportes relacionada ao alumínio (Al) e oxihidróxidos de ferro (Fe) (Grimaldi *et al.* 2008, Guedron *et al.* 2009). Fatores naturais e antrópicos contribuíram para essa característica de regiões tropicais úmidas, como o input de Hg atmosférico oriundo tanto da desgaseificação da crosta terrestre quanto dos oceanos, emissões antrópicas, o intemperismo

intenso de rochas devido á exposição do solo oriunda da remoção da cobertura vegetal, tanto em áreas agrícolas como nas MAPEs.

Todos esses fatores resultam em solos com acúmulo de Hg (Grimaldi & Guedron 2015). Os elevados níveis de Hg, a cima da média mundial, encontrados neste estudo são compatíveis com outros relatos de pesquisas na região amazônica (Roulet & Lucotte 1995, Roulet *et al.* 1998, Lechler *et al.* 2000, Fadini & Jardim 2001, Guedron *et al.* 2009). No entanto a região do Tapajós aparenta ter um maior enriquecimento.

As interfaces inorgânicas em solos de maior relevância na adsorção de metais como o Hg, são os colóides, como as argilas, óxidos e hidróxidos metálicos como os de Fe e Mn (Hubbard 2002), além das associações carbonáticas.

A Figura 12 apresenta a espacialização dos resultados dos cálculos dos fatores de enriquecimento, segundo três diferentes normalizadores (Al, Fe+Mn e Ca+Mg). Nas Figuras 12A, 12B e 12C, não há classificação das amostras, ou seja, o background calculado para Hg e os normalizadores levam em consideração todas as amostras da área de estudo; nas Figuras 12D, 12E e 12F, as amostras foram classificadas por geologia, ou seja, o background calculado para Hg e os normalizadores foram estimados para cada unidade geológica; e as Figuras 12G, 12H e 12I foram classificadas por uso e ocupação (background calculado para Hg e os normalizadores foram baseados para cada unidade de uso e ocupação). As maiores amplitudes de valores são observadas para a classificação baseada no uso e ocupação do solo e as menores amplitudes na que considera as unidades geológicas e litologias.

As Figuras 12C, 12F e 12I apresentam o enriquecimento de Hg associado ao Ca e Mg destacando áreas de forte influência antrópica e exposição do solo, em todos os modelos gerados. Estes resultados sugerem que o intemperismo pode estar lixiviando o cálcio e magnésio de rochas máficas e do solo exposto, formando compostos que se associam ao Hg. Bergmann *et al.* (2017) ressaltam que as rochas basálticas portam percentuais significativos de macronutrientes como Ca e Mg. No entanto, há a possibilidade de uma pequena parte desses compostos carbonáticos serem originários de práticas agrícolas, em áreas de pastagem, uma vez que compostos a base desses elementos são utilizados na correção de pH de solos ácidos (Moraes *et al.* 2023). O incremento da acidez na água provoca a dissolução de carbonatos e hidróxidos, ao mesmo tempo em que amplia a dessorção de cátions metálicos dos sedimentos. Essa dinâmica ocorre devido à concorrência com íons H⁺ pela ocupação dos sítios de adsorção nos sedimentos (Forstne & Wittmann 1983).

As Figuras 12C e 12F se assemelham muito, no entanto, é perceptível um maior enriquecimento geológico na região interna do rio Crepori (Figura 12F), enquanto que a Figura 12I, destaca o maior enriquecimento associado a áreas de MAPE.

Os argilominerais e oxihidróxidos são os principais agentes de adsorção na natureza, tendo grande influência na dinâmica de metais (Lin & Chen 1998b, Latrille *et al.* 2001, Bradl 2004, Cave & Talens-Alesson 2005). Roulet *et al.* (1998), sugeriu que as concentrações e cargas de Hg nos solos do Vale do Tapajós parecem ser totalmente controladas pela mineralogia dos oxihidróxidos de Fe e Al.

Na Figura 12 é observado um forte sinal próximo a junção dos rios Tapajós e Jamanxim, tanto para Hg-Al quanto para Hg-Fe+Mn. Na localidade não foi detectado sinais de influência antrópica ou exposição do solo, seja por imagens de satélite seja nos dados do Mapbiomas, podendo indicar o acúmulo de material, enriquecido em Hg, transportado de áreas antropizadas pelo rio Jamanxim, seguido de precipitação. Outra possibilidade é que esse material enriquecido em Hg ao chegar na confluência dos rios Tapajós e Jamanxim, possa estar sofrendo um processo de barragem, devido à diferença entre a descarga desses dois rios, fazendo, então, que o Hg se acumule nessa região (Gonçalves *et al.* 2017). Esse mesmo processo pode também ter ocorrido na foz do rio Creporí.

O maior enriquecimento em Hg nos argilominerais (Figuras 12A, 12D e 12G), se apresenta em áreas dominadas pelas MAPE. O desmatamento e posterior exploração dos solos pelas MAPE acarreta grande impacto nos rios da região, provocando escoamento da água na superfície do solo, e, conseqüentemente, resulta na erosão mecânica e seletiva de materiais finos e do Hg associado à fase mineral (Roulet *et al.* 1998). Tal processo se assemelha ao caso da bacia do rio Crepori, que produz grandes quantidades de sedimentos oriundos das MAPE (Telmer *et al.* 2006, Lobo *et al.* 2015), com destaque para a foz desse rio nas Figuras 12A, 12D e 12G. Outro ponto de destaque é a região próxima a São Domingos, onde situam-se as áreas de MAPE com as maiores concentrações de Hg detectadas nesse estudo.

As Figuras 12B, 12E e 12H apresentam o enriquecimento de Hg em oxihidróxidos de Fe e Mn. A Figura 12B apresenta uma distribuição geral para a área de estudo, o que parece ter atenuado os sinais de associação do Hg com os oxihidróxidos, devido à amplitude da escala, se comparado com o modelo gerado pelas classificações das amostras por litologia (Figura 12E). O maior enriquecimento neste caso é observado na bacia do rio Crepori próximo a Cuiu-Cuiu e nas áreas de pastagem próximas a cidade de Novo Progresso. Esse efeito ocorre devido ao

valor de referência aplicado em cada modelo, ao se utilizar os valores de background de cada litologia no modelo do FE, a amplitude de escala do índice é menor e mais representativa do ambiente natural. Já na Figura 12H, com as amostras classificadas por uso e ocupação, se destaca o enriquecimento em Hg nos oxihidróxidos especificamente nas áreas de MAPE, onde se tem as concentrações mais elevadas.

Os mapas de FE dos sedimentos ativos de corrente destacam de forma convincente que a erosão e exposição do solo, associado a atividades antrópicas, desempenha um papel determinante no acréscimo das concentrações de mercúrio observadas nos sedimentos. Esse fenômeno se deve ao enriquecimento relativo dos depósitos sedimentares com partículas finas, que contêm aluminossilicatos, oxihidróxidos, carbonatos e mercúrio, sendo essas partículas transportadas na coluna de água.

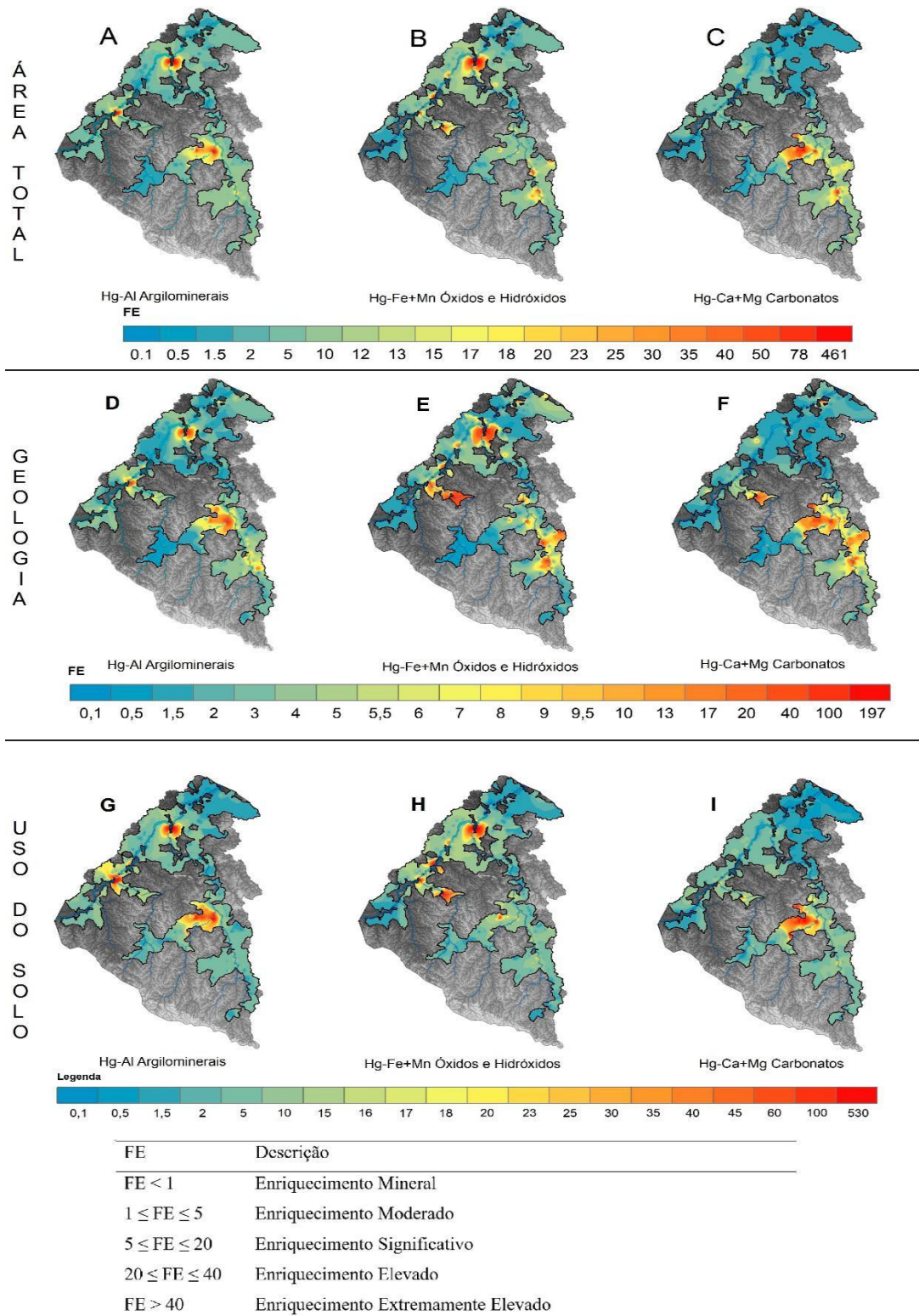


Figura 12- Fator de Enriquecimento calculado para três normalizadores, argilominerais (Al), oxihidróxidos (Fe+Mn) e fácies carbonáticas (Ca+Mg), compartimentados por: todas as amostras (A, B e C). Geologia (D, E e F). Uso e ocupação (G, H e I).

O solo amazônico é relativamente rico em Hg, como já comentado anteriormente (Siqueira *et al.* 2018, Galvis 2019). Roulet *et al.* (1998) afirmam que a geoquímica do Hg é controlada pelos agregados oxihidróxidos na fase mineral, associado aos processos de erosão seletiva e volumosa que resultam em uma grande liberação de Hg particulado das superfícies do solo.

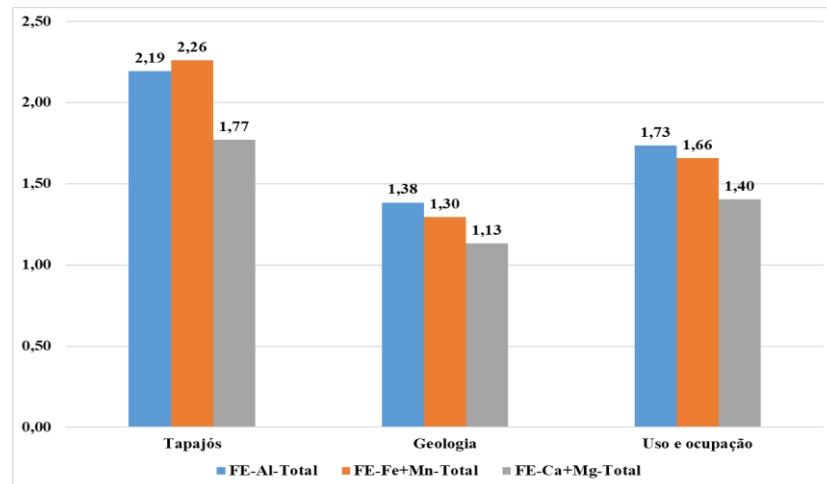


Figura 13- Fator de enriquecimento mediano do Hg analisados por três normalizadores.

É evidente na Figura 13 a mudança de proporcionalidade ao analisarmos os mesmos dados sob diferentes aspectos. Tal mudança pode estar associada ao refinamento da análise ao se realizar a classificação das amostras. De modo geral, considerando todas as amostras para o cálculo do fator de enriquecimento (discriminada como Tapajós na Figura 13), mostra o maior enriquecimento dos oxihidróxidos de Fe+Mn, sugerindo que esta fase mineral é prioritária no controle geoquímico do Hg. No entanto, ao classificarmos as amostras por geologia e uso e ocupação do solo, observa-se que o controle dos argilominerais se destaca, provavelmente pelas mudanças no uso do solo. Os resultados obtidos a partir do FE corroboram os estudos de outros autores (Roulet & Lucotte 1995, Roulet 1996, Roulet *et al.* 1998) e mostram a relevância dos oxihidróxidos e argilominerais no controle do Hg na BHRT.

7.4.2 Fator de contaminação

Os modelos gerados para o FC (Figura 14) mostram que as áreas mais impactadas são coincidentes com as áreas de maior influência antrópica, apresentando grande influência de MAPE e dominância de pastagens. Os resultados variaram de baixa contaminação a alta contaminação nas três classificações analisadas, apresentando a menor amplitude de variação do índice para os dados agrupados por compartimentos geológicos, assim como observado no FE. Considerando o cálculo do FC pelo *background* das unidades geológicas, é notado uma melhor distribuição do índice na área de estudo, evidenciando com mais clareza as áreas mais

contaminadas por Hg. Os maiores valores são mostrados pelas áreas de MAPE, sugerindo maior influência das atividades de garimpo nos maiores valores de FC comparado com as áreas de pastagens. Contudo, esse resultado não anula o fato de as áreas de pastagem terem acentuada influência na dinâmica do Hg na BHRT, como já foi discutido. Por outro lado, considerando-se o cálculo do FC pelo *background* das unidades de uso e ocupação e para todas as amostras, os modelos tendem a extrapolar para uma área maior as regiões de maior contaminação, sugerindo que uma classificação das amostras por unidade geológica seja mais adequada para representar a espacialização, tanto da contaminação quanto do enriquecimento dos sedimentos no ambiente.

Portanto, cabe destacar que tanto o FC quanto o FE mostraram os efeitos da mudança do uso do solo na liberação do Hg para o ambiente. A remoção da cobertura vegetal, promovendo a erosão de partículas enriquecidas em óxidos e Hg na região do Tapajós, representa um risco a saúde ambiental e humana. (Basta *et al.* 2021) relatam os elevados níveis de Hg em populações indígenas do Tapajós, como os Munduruku. Além disso, alguns estudos publicados correlacionam altos níveis de Hg com disfunções do sistema nervoso, perturbações emocionais e motoras como parestesia, tremor, insônia e ansiedade, em ribeirinhos de Itaituba (Costa Junior *et al.* 2017).

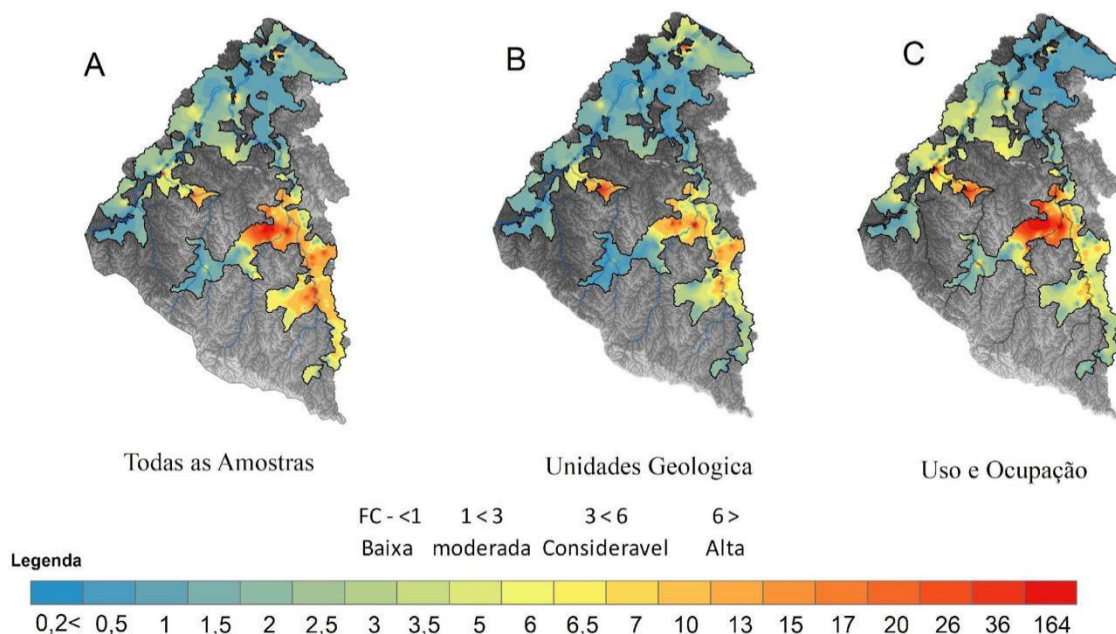


Figura 14- Fator de contaminação por classificação das amostras. “Tapajós”, representa a área total sem classificação das amostras. “Unidades geológica” é a classificação por geologia. E “Uso e ocupação” a classificação por uso do solo.

Outro estudo indica que uma causa possível de déficits somatossensoriais e dificuldade na distinção de dois pontos pode ser resultante da exposição prolongada ao mercúrio em comunidades ribeirinhas na bacia do rio Tapajós (Khoury *et al.* 2015). Outros pesquisadores consideram que altos níveis de Hg afetaram o desenvolvimento de crianças amazônicas na região do Tapajós, relatando problemas no neurodesenvolvimento, desempenho psicomotor, alterações visuais, déficits de memória e raciocínio, além de estresse oxidativo (Marques *et al.* 2015, 2016, Freitas *et al.* 2018, Feitosa-Santana *et al.* 2018).

8 CONCLUSÃO

O rio Tapajós drena a Reserva Garimpeira do Tapajós que é um dos principais locais de mineração artesanal de ouro na Amazônia. O mapeamento geoquímico de baixa densidade dos sedimentos ativos de corrente traz uma perspectiva inédita ao debate sobre o Hg nessa região, evidenciando os *hotspots* de Hg lixiviados pelas microbacias e os correlacionando diretamente com áreas de influência antrópica para os anos de 2005/2006.

O *background* calculado com base nas amostras de sedimentos de corrente coletadas nos anos de 2005 e 2006 mostrou que a região é naturalmente enriquecida em Hg, o que certamente tem correlação com seu ambiente geológico. Além do fator natural, que contribui para enriquecer os sedimentos da região com Hg, o fator antrópico local atua na degradação do solo, promovendo a conversão de florestas em pastagens e áreas de MAPE, o que resulta na remobilização e dispersão do Hg natural e antrópico para os leitos dos rios.

Os modelos gerados a partir dos índices ambientais mostraram grandes áreas contaminadas, porém, tal resultado pode ser melhor caracterizado e corroborado com estudos em trabalhos futuros. Sugere-se uma abordagem mais detalhada, como maior número de amostras em escala cartográfica maior para definir impactos locais e ter uma visão mais clara dos reais impactos causados, tanto em áreas de pastagem, quanto em áreas de mineração artesanal, que possam servir de base para propor medidas de gestão ambiental local que proporcionem um melhor desenvolvimento econômico e social da bacia do Tapajós.

REFERÊNCIAS

Adamy A. 2016. Dinâmica fluvial do rio Madeira. In: Silva R. G. da C. (ed.). *Porto Velho: cultura, natureza e território*. Porto Velho, Temática. p. 120–147.

Aitchison J. 1982. The Statistical Analysis of Compositional Data. *Journal of the Royal Statistical Society*, **44**(2): 139–177.

Albanese S., Vivo, B.de, Lima A., Cicchella D. 2007. Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania region (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, **93**(1): 21–34. DOI:10.1016/j.gexplo.2006.07.006.

Almeida F.F.M. 1978. *ectonic Map of South America*, 1:5.000.000. Explanatory Note. 23.

Almeida F.F.M., Hasui, Y., Brito Neves, B.B.de, Fuck, R.A. 1981. Brazilian structural provinces: An introduction. *Earth-Science Reviews*, **17**(1), 1–29, DOI:https://doi.org/10.1016/0012-8252(81)90003-9.

Almeida M.D., Vaisman R.M., Lacerda L.D., Almeida R., Oliveira R.C., Gomes J.P. 2005a. Fatores que Influenciam o Fluxo de Mercúrio Gasoso Total (MGT) de Solos em Porto Velho – Rondônia. In: 10º Congresso Brasileiro de Geoquímica & 2º Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul, p.1–4.

Almeida M.D., Lacerda L.D., Bastos W.R., Herrmann J.C. 2005b. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, **137**(2): 179–186, DOI:10.1016/j.envpol.2005.02.026.

Almeida M.D., Lacerda L. D., Saldanha G. C., Bastos W R. 2009. Variações nas concentrações de mercúrio em solos da reserva garimpeira do alto rio madeira. *Geochimica Brasiliensis*, **23**(1): 139–150.

Almeida R. 2006. *Análise geoestatística das concentrações de mercúrio no lago Pururuzinho- Amazônia Ocidental*. MS Dissertation, Fundação Universidade Federal de Rondônia, 83p.

Amaral G. 1974. *Geologia Pre-Cambriana da região Amazônica*. PhD Thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo, 217p.

Ander E.L., Johnson C.C., Cave M.R., Palumbo-Roe B., Nathanail C.P., Lark R.M. 2013. Methodology for the determination of normal background concentrations of contaminants in English soil. *Science of the Total Environment*, **454–455**: 604–618.

Araujo I.B., Lima A.M.M., Santos C.A. 2015. Caracterização hidrogeomorfológicas das paisagens componentes da bacia hidrográfica do rio Tapajós. *Enciclopédia Biosfera*, **11**(22): 3301–3327, DOI:10.18677/enciclopedia_biosfera_2015_046.

Arsanjani J.J., Zipf A., Mooney P., Helbich M. (ed.) 2015. *Lecture notes in geoinformation and cartography*. New York, Springer, 324.

Azevedo F.A. (ed.). 2009. *Toxicologia do mercúrio*. São Carlos, Rima, 292p.

Azevedo F.A. & Chasin A.A. M. (ed.). 2003. *Metais: gerenciamento da toxicidade*. São Paulo, Atheneu, 554.

Baeyens W., Ebinghaus R., Vasiliev O. 1996. *Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances*. 1st ed. Novosibirsk, 563p. DOI:10.1007/978-94-009-1780-4.

Basta P.C., Viana P.V.S., Vasconcellos A.C.S., Périssé A.R.S., Hofer C.B., Paiva N.S., Kempton J.W., Andrade D. Ciampi de, Oliveira R.A.A., Achatz R.W., Perini J.A., Meneses H.D.N.M., Hallwass G., Lima M.O., Jesus I.M., Santos C.C.R.D., Hacon S.S. 2021. Mercury Exposure in Mundurucu Indigenous Communities from Brazilian Amazon: Methodological Background and an Overview of the Principal Results. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **18**(17): 9222, DOI:10.3390/IJERPH18179222.

Beckers F. & Rinklebe J. 2017. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **47**(9): 693–794, DOI:10.1080/10643389.2017.1326277.

Béliveau A., Lucotte M., Davidson R., Paquet S., Mertens F., Passos C.J., Romana C.A. 2017. Reduction of soil erosion and mercury losses in agroforestry systems compared to forests and cultivated fields in the Brazilian Amazon. *Journal of Environmental Management*, **203**(1): 522–532, DOI:10.1016/j.jenvman.2017.07.037.

Bezerra J.F.M. 1991. Estimativas de cargas de mercúrio liberadas para o meio ambiente por atividades industriais: caracterização de fontes. In: Hacon S., Lacerda L.D., Pfeiffer W.C., Carvalho D. (ed.). *Riscos e consequências do uso do mercúrio*. [S.l., s.n], p. 91–109.

Bidone E.D., Castilhos Z.C., Cid de Souza T.M., Lacerda L.D. 1997. *Fish Contamination and Human Exposure to Mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: A Screening Approach*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **59**: 194-201. DOI: 10.1007/s001289900464.

Bisinoti M.C. & Jardim W.F. 2004. O comportamento do metilmercúrio (METILHg) no ambiente. *Quim. Nova*, **27**(4): 593–600.

Bloom N.S. 1991. On the chemical form of mercury in edible fish and invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**: 1010–1017. DOI: 10.1139/f92-113.

Brabo E. da S. 1992. *Contaminação por mercúrio dos rios Creporí e Marupá - bacia do Tapajós - PA*. PhD Thesis, Universidade Federal do Pará (UFPA), 126p.

Bradl H.B. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soil constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, **277**(1): 1–18, DOI:10.1016/j.jcis.2004.04.005.

Brasil quer eliminar lâmpadas com mercúrio até 2025. *GI*. 2023. Economia Época Negócios. Disponível em: <https://epocanegocios.globo.com/economia/noticia/2023/06/brasil-quer-eliminar-lampadas-com-mercúrio-ate-2025.ghml>. Acessado em: 26/06/2023.

Brito M.T.A., Sulva R.B., Pena H.W.A. 2014. Análise da dinâmica da estrutura produtiva do município de Itaituba, Pará-Amazônia-Brasil. *Revista Acadêmica de Economia*, Pará, **194**. Disponível em: <https://www.eumed.net/cursecon/ecolat/br/14/economia-itaituba.html>.

Cabral Pinto, M.M.S., Silva, M.M.V.G., Ferreira da Silva, E.A., Dinis, P.A. and Rocha, F. 2017. Transfer processes of potentially toxic elements (PTE) from rocks to soils and the origin of PTE in soils: A case study on the island of Santiago (Cape Verde). *Journal of Geochemical Exploration*, **183**: 140–151, DOI:10.1016/j.gexplo.2017.06.004.

Calado B.O. 2016. *Atlas geoquímico do Estado do Ceará, Projeto Levantamento Geoquímico de baixa densidade do Estado do Ceará*. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/18059>. Acesso em: 22/02/2023.

Caritat P. & Cooper M. 2016. A continental-scale geochemical atlas for resource exploration and environmental management: the national geochemical survey of Australia. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, **16**(1): 3–13, DOI:10.1144/geochem2014-322.

Caritat P., Reimann C., Bogatyrev I., Chekushin V., Finne T. E., Halleraker J. H., Kashulina G., Niskavaara H., Pavlov V., Åyräs M. 2001. Regional distribution of Al, B, Ba, Ca, K, La, Mg, Mn, Na, P, Rb, Si, Sr, Th, U and Y in terrestrial moss within a 188,000 km² area of the central Barents region: influence of geology, seaspray and human activity. *Applied Geochemistry*, **16** : 137-159.

Carvalho T.S. & Domingues E.P. 2016. Projeção de um cenário econômico e de desmatamento para a Amazônia Legal Brasileira entre 2006 e 2030. *Nova Economia*, **26**(2): 585–621, DOI:10.1590/0103-6351/2665.

Castro E. 2005. Dinâmica socioeconômica e desmatamento na Amazônia. *Novos Cadernos NAEA*, **8**(2): 5–40.

Cave K. & Talens-Alessen, F.I. 2005. Comparative effect of Mn(II) and Fe(III) as activators and inhibitors of the adsorption of other heavy metals on calcite. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **268**: 19–23, DOI:10.1016/j.colsurfa.2005.04.042.

Cesar R.G., Egler R.G., Polivanov H., Rodrigues A. P. C., Fernandes V. A., Teixeira N. S., Castilhos Z. C. 2008. Potencial de mobilidade espacial da contaminação por mercúrio em solos e sedimentos fluviais em antiga área de garimpo de ouro em Descoberto, Minas Gerais, Brasil. In: 5º Seminário Latino Americano de Geografia Física, Santa Maria. *Resumo expandido*.

Cetesb. 2005. *Decisão da Diretoria N° 195/2005*. Valores orientadores para solos e águas subterrâneas do Estado de São Paulo. 195/2005. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/18/2014/12/tabela_valores_2005.pdf. Acesso em: 15/11/2023.

Cheng Z., Xie X., Yao W., Feng J., Zhang Q., Fang, J. 2014. Multi-element geochemical mapping in Southern China. *Journal of Geochemical Exploration*, **139**: 183–192, DOI:10.1016/J.GEXPLO.2013.06.003.

Colón P. & López V. 2010. *Mercury in Artisanal and Small Scale Gold Mining: identifying strategies to reduce environmental contamination In Southern Ecuador*. PhD Thesis, University of British Columbia, Columbia, 200p.

Compeau G.C. & Bartha R. 1985. Sulfate-Reducing Bacteria: Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, **50**(2): 498–502, DOI:10.1128/aem.50.2.498-502.1985.

Cordani U.G. 2017. História geológica do Craton Amazônico. *In: 17º Simpósio de Geologia da Amazônia, Belém. Resumos expandidos*, Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/320258453_HISTORIA_GEOLOGICA_DO_CRATON_AMAZONICO. Acessado em: 05/01/2023.

Cordani U.G., Tassinari C.C.G., Teixeira W., Basei M.A.S., Kawashita K. 1979. Evolução tectônica da Amazônia com base nos dados geocronológicos *In: 2º Congresso Geológico Chileno, Arica. Resumos expandidos. Disponível em: https://repositorio.usp.br/bitstreams/384bc258-c218-43a8-a671-064e26ae9425*. Acessado em 05/01/2023.

Correa-Burrows J.P., Navarrete-Calvo Á., Valenzuela-Díaz M.J., Zapata-Aguiló V.A., Montserrat S., Navarro-Valdivia L., McPhee J., Caraballo M.A. 2021. The role of local geochemical and mineralogical backgrounds as essential information to build efficient sediment quality guidelines at high-mountainous hydrothermally-altered basins (Mapocho basin, Chile). *Science of the Total Environment*, **785**. DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.147266.

Costa J.B.S. & Hasui Y. 1997. Evolução geológica da Amazônia. *In: Costa M. L. da & Angélica R. S. Contribuições à geologia da Amazônia*. Belém, SBG, v.5, p.15–90.

Costa Junior J.M.F., Lima A.A. da S., Rodrigues Junior D., Khoury E.D.T., Souza, G.da S., Silveira L.C.de L., Pinheiro M.D.C.N. 2017. Manifestações emocionais e motoras de ribeirinhos expostos ao mercúrio na Amazônia. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, **20**(2): 212–224, DOI:10.1590/1980-5497201700020003.

Crespo-Lopez M. E., Augusto-Oliveira M., Lopes-Araújo A., Santos-Sacramento L., Yuki Takeda P., Macchi B. M., Nascimento J. L. M., Maia C. S. F., Lima R. R., Arrifano GP. 2021. Mercury: What can we learn from the Amazon? *Environment International*, **146**. DOI:10.1016/j.envint.2020.106223.

Damas G.B., Bertoldo B., Costa, L.T. 2014. Mercúrio: da Antiguidade aos Dias Atuais. *Revista Virtual de Química*, **6**(4): 1010–1020, DOI:10.5935/1984-6835.20140063.

Darnley A.G., Gustavsson N., Tauchid M. 1995. A global geochemical database for environmental and resource management : recommendations for international geochemical mapping . *Final Report of IGCP Project 259*. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000101010>. Acessado em: 01/05/2023

Durão Júnior W. A. & Windmüller C.C. 2008. A questão do mercúrio em lâmpadas fluorescentes. *Química Nova na Escola*, p.15–19.

Demetriades A., Smith D., Wang, X. 2018. General concepts of geochemical mapping at global, regional, and local scales for mineral exploration and environmental purposes. *Geochimica Brasiliensis*, **32**(2): 136–179, DOI:10.21715/gb2358-2812.2018322136.

Desrosiers M., Planas D., Mucci, A. 2006. Mercury Methylation in the Epilithon of Boreal Shield Aquatic Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, **40**(5): 1540–1546, DOI:10.1021/es0508828.

- Diniz C., Marinho R., Luiz C., Pedro W., Julia S., Marcos R., Tasso A. 2022. *Nota técnica sobre os Sedimentos em Suspensão na Bacia do Tapajós*. Mapbiomas. (Relatório técnico). Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Nota%20T%C3%A9cnica/Nota_T%C3%A9cnica_-_Sedimentos_Rio_Tapaj%C3%B3s-5.pdf. Acesso em: 24/06/2023
- Dórea J.G., Souza J.R.de, Rodrigues P., Ferrari Í., Barbosa, A.C. 2005. Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Munduruku and Kayabi Indians of Amazonia. *Environmental Research*, **97**(2), 209–219, DOI:10.1016/j.envres.2004.04.007.
- Enters T. 1998. *Methods for the economic assessment of the on- and off-Site impacts of soil erosion*. Bangko, International Board for Soil Research and Management, 75p. (Issues in Sustainable Land Management n.º. 2).
- Ericksen J.A. & Gustin M.S. 2004. Foliar exchange of mercury as a function of soil and air mercury concentrations. *Science of the Total Environment*, **324**(1–3): 271–279, DOI:10.1016/j.scitotenv.2003.10.034.
- Fadini P.S. & Jardim W.F. 2001. Is the Negro River Basin Amazon impacted by naturally occurring mercury? *The Science of the Total Environment*, **275**: 71-82.
- Feitosa-Santana C., Souza G. da S., Sirius E.V.P., Rodrigues A.R., Cortes M.I.T., Silveira L.C. de L., Ventura D.F. 2018. Color vision impairment with low-level methylmercury exposure of an Amazonian population – Brazil. *NeuroToxicology*, **66**: 179–184. DOI:10.1016/j.neuro.2018.01.010.
- Ferreira R.C.H. & Appel L.E. 1991. Fontes e usos de mercúrio No Brasil. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq, 32 p. (Estudos e Documentos).
- Fillion M., Mergler D., Sousa Passos C.J., Larribe F., Lemire M., Guimarães J.R.D. 2006. A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon. *Environmental Health*, **5** (29). DOI:10.1186/1476-069X-5-29.
- Freitas J.S., Lacerda E. M.C. B., Martins I. C. V.S., Rodrigues Jr. D., Bonci D. M. O., Cortes M. I. T., Corvelo T.C. O., Ventura D. F., Silveira L. C.L. Pinheiro C. N. M., Souza G. S. 2018. Cross-sectional study to assess the association of color vision with mercury hair concentration in children from Brazilian Amazonian riverine communities. *NeuroToxicology*, **65**: 60–67, DOI:10.1016/j.neuro.2018.02.006.
- Forstne U. & Wittmann G.T.W. (ed.). 1983. *Metal pollution in the aquatic environment*. Heidelberg, Springer Berlin, 488p.
- Fostier A. H., Forti M. C., Guimarães J. R., Melfi A. J. Boulet R., Espirito Santo C. M., Krug, F. J. 2000. Mercury Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). *The Science of the Total Environment*, **201**: 201-211.
- Fostier A.H., Melendez-Perez J.J., Richter L. 2015. Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest. *Environmental Pollution*, **206**: 605–610, DOI:10.1016/j.envpol.2015.08.010.
- Franco V. dos S., Lima A.M.M. de, Souza E.B., Sodré G.R.C., Santos D.C. 2021. Os múltiplos usos da água na bacia do tapajós na Amazônia Brasileira. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **12**(9): 562–581, DOI:10.6008/cbpc2179-6858.2021.009.0044.

Galvis S.R. 2019. The Amazon biome in the face of mercury contamination an overview of mercury trade, science, and policy in the Amazonian Countries. *WWF Gaia Amaz*, **168**.

Gentès S., Löhrer B., Legeay A., Mazel A. F., Anschutz P., Charbonnier C., Tessier E., Maury-Brachet, R. 2021. Drivers of variability in mercury and methylmercury bioaccumulation and biomagnification in temperate freshwater lakes. *Chemosphere*, **267**. DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.128890.

Gonçalves E.D., Pessoa F.C.L., Neves R.R., Rodrigues R.S.S., Sousa A.C.S.R. 2017. Identificação de Regiões Homogêneas e Análise de Regressão Múltipla para Regionalização de Vazão na Bacia Hidrográfica do rio Tapajós. *Revista Brasileira de Cartografia*, **69**(9): 1641–1654.

Governo do Brasil. 2018. *Instituições se articulam para implementar Convenção de Minamata sobre o Mercúrio no Brasil* — Fundacentro. Disponível em: <https://www.gov.br/fundacentro/pt-br/comunicacao/noticias/noticias/2018/12/instituicoes-se-articulam-para-implementar-convencao-de-minamata-sobre-o-mercúrio-no-brasil>. Acessado em: 23/06/2023.

Grasby S.E., Them T.R., Chen Z., Yin R., Ardakani O.H. 2019. Mercury as a proxy for volcanic emissions in the geologic record. *Earth-Science Reviews*, **196**. DOI:10.1016/j.earscirev.2019.102880.

Gravetter F.J., Wallnau L.B., Forzano L.-A.B., Witnauer J.E. (10^a ed.). 2020. *Essentials of Statistics for the Behavioral Sciences*, EUA, Cengage Learning, 690p.

Grigal D.F., Nater E., Homann P.S. 1994. Spatial distribution pattern of Hg in an East Central Minnesota Landscape. In: Watras C. J. & Huckabee J. W. (eds). *Mercury pollution: integration and synthesis*. Raton, Boca, p. 305–312.

Grimaldi C., Grimaldi M. Guedron S. 2008. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. *Science of the Total Environment*, **401**: 121–129, DOI:10.1016/j.scitotenv.2008.04.001.

Grimaldi M., Guédron S., Grimaldi C. 2015. Impact of gold mining on mercury contamination and soil degradation in Amazonian ecosystems of French Guiana. *CABI Books*. CABI. DOI: 10.1079/9781780642109.0095.

Grunsky E.C. 2010. The interpretation of geochemical survey data. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, **10**(1): 27–74, DOI:10.1144/1467-7873/09-210.

Guedron S., Grangeon S., Lanson B., Grimaldi M. 2009. Mercury speciation in a tropical soil association; Consequence of gold mining on Hg distribution in French Guiana. *Geoderma*, **153**(3–4), 331–346, DOI:10.1016/j.geoderma.2009.08.017.

Guentzel J.L., Landing W.M., Gill G.A., Pollman C.D. 1998. Mercury and Major Ions in Rainfall, Throughfall, and Foliage from the Florida Everglades. *The Science of the Total Environment*, **213**: 43-51.

Guimaraes J.R.D., Meili M., Malm O., Brito E.M. de S. 1998. Hg Methylation in Sediments and Floating Meadows of a Tropical Lake in the Pantanal Floodplain, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **213**: 175-213

- Guimarães S.B. & Klein E.L. 2020. Geochemical and isotopic constraints on the host rocks of the magmatic-hydrothermal Coringa gold-silver (Cu–Pb–Zn) deposit of the Tapajós mineral province, amazonian craton, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, **103**. DOI:10.1016/j.jsames.2020.102726.
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, **14**(8): 975–1001, DOI:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).
- Han Y., Jiang Y., Xiong X., Sui X., Zhu R., Feng X., Li K., Jia Y., Chen, Y. 2023. Mercury biomagnification at higher rates than the global average in aquatic ecosystems of the Qinghai-Tibet Plateau. *Journal of Hazardous Materials*, **453**. DOI:10.1016/j.jhazmat.2023.131408.
- Hanna W. & Vladimir Netto. 2022. Garimpo e desmatamento causaram mudança de cor da água de rio em Alter do Chão. *GI*, Acesso em: <https://g1.globo.com/natureza/noticia/2022/02/17/garimpo-e-desmatamento-causaram-mudanca-de-cor-de-agua-de-rio-em-alter-do-chao-diz-pf.ghtml>. Acessado em: 24/06/2023
- Haregeweyn N., Tsunekawa A., Poesen J., Tsubo M., Meshesha D. T., Fenta A. A., Nyssen J., Adgo E. 2017. Comprehensive assessment of soil erosion risk for better land use planning in river basins: Case study of the Upper Blue Nile River. *Science of the Total Environment*, **574**: 95–108, DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.09.019.
- Hasui Y., Haralyi N.L.E., Schobbenhaus C. 1984. Elementos geofísicos e geológicos da região Amazônia: subsídios para o modelo geotectônico. In: 2º Simposium Amazônico, Manaus. *Anais[...]*, p.129-147.
- Herpin U., Cerri C. C., Conceição Santana Carvalho M., Markert B., Enzweiler J., Friese K., Breulmann G. 2002. Biogeochemical dynamics following land use change from forest to pasture in a humid tropical area (Rondônia, Brazil): a multi-element approach by means of XRF-spectroscopy. *The Science of the Total Environment*, **286**: 97-109
- Hirai T., Abe O., Nakamura M., Inui S., Uetani H., Ueda M., Azuma M. 2023. Brain structural changes in patients with chronic methylmercury poisoning in Minamata. *Brain Research*, **1805**, DOI:10.1016/j.brainres.2023.148278.
- Hubbard A.T. (ed.). 2002. *Encyclopedia of surface and colloid science*. New York, Taylor & Francis, 1446p.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE. 1977. *Geografia do Brasil: região Norte*. Rio de Janeiro, SERGRAF-IBGE, p.467.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H. 2001. *Trace elements in soils and plants*. Raton, Boca, CRC Press. p. 403.
- Kau J.B., Keenan D.C., Lyubimov C., Carlos Slawson V. 2011. Subprime mortgage default. *Journal of Urban Economics*, **70**(2–3): 75–87, DOI:10.1016/j.jue.2011.05.001.
- Kerr J.G. & Cooke C.A. 2017. Erosion of the Alberta badlands produces highly variable and elevated heavy metal concentrations in the Red Deer River, Alberta. *Science of the Total Environment*, **596–597**: 427–436, DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.04.037.

- Khoury E.D.T., Da Silva Souza G., Costa C.A.da, Araújo A.A.K.de, Oliveira, C.S.B.de, Silveira, L.C.Lde, Pinheiro M.C. N. de L. 2015. Somatosensory psychophysical losses in inhabitants of riverside communities of the Tapajós River Basin, Amazon, Brazil: Exposure to methylmercury is possibly involved. *PLoS ONE*, **10**(12). DOI:10.1371/journal.pone.0144625.
- King J.K., Harmon S.M., Fu T.T., Gladden J.B. 2002. Mercury removal, methylmercury formation, and sulfate-reducing bacteria profiles in wetland mesocosms. *Chemosphere*, **46**(6): 859–870, DOI:[https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00135-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00135-7).
- Kligerman D.C., La Rovere E.L., Costa M.A. 2001. Management challenges on small-scale gold mining activities in Brazil. *Environmental Research*, **87**(3): 181–198, DOI:10.1006/enrs.2001.4301.
- Kovač Z., Nakić Z., Posavec K., Parlov J. 2013. Ambient Background Concentrations of Chemical Parameters in Groundwater of Samobor Aquifer. In: Waters in Sensitive & Protected Areas, Zagreb. *Resumo expandido*. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/305316845_AMBIENT_BACKGROUND_CONCENTRATIONS_OF_CHEMICAL_PARAMETERS_IN_GROUNDWATER_OF_SAMOBOR_AQUIFER. Acessado em: 04/01/2023.
- Laacouri A., Nater E.A., Kolka R.K. 2013. Distribution and uptake dynamics of mercury in leaves of common deciduous tree species in Minnesota, U.S.A. *Environmental Science and Technology*, **47**(18): 10462–10470, DOI:10.1021/es401357z.
- Lacerda L.D. 1995. Amazon mercury emission. *Nature*, **374**: 20–21.
- Lacerda L.D. & Salomons W. 1992. *Mercúrio na Amazônia: uma bomba relógio química?* Rio de Janeiro, CTEM/CNPQ, 49p.
- Lacerda M. & Rosa-Costa L.T. 2008. *Geologia e recursos minerais do Estado do Pará*: Texto explicativo do mapa geológico e de recursos minerais do Estado do Pará: Escala 1:1.000.000. Belém, CPRM-Serviço Geológico do Brasil, 329p.
- Lamarão C.N., Dall’agnol R., Lafon J.-M., Lima, E.F. 2002. Geology, geochemistry, and Pb²⁺/Pb zircon geochronology of the Paleoproterozoic magmatism of Vila Riozinho, Tapajós Gold Province, Amazonian craton, Brazil. *Precambrian Research*, **119**(1–4): 189–223.
- Laperdina T. G., Melnikova M. V., Khvostova T. E. 1996. Mercury contamination of the environment due to gold mining in Zabaikalye. In: Baeyens W., Ebinghaus R., Vasiliev O. (ed.) *Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, p. 415–427.
- Lapworth D. K., nights K., Key R. J., ohnson C. A., yoade E. A., dekanmi M. A., risekola T. O., kunlola O., Backman B. E., klund M., Everett P., Lister R., Ridgway J., Watts M., Kemp S., Pitfield P. 2012. Geochemical mapping using stream sediments in west-central Nigeria: Implications for environmental studies and mineral exploration in West Africa. *Applied Geochemistry*, **27**(6): 1035–1052, DOI:10.1016/j.apgeochem.2012.02.023.
- Latrille C., Elsass F., Van Oort F., Denaix L. 2001. Physical speciation of trace metals in Fe-Mn concretions from a rendzic lithosol developed on Sinemurian limestones France. *Geoderma*, **100**: 127-146.

- Lebel J., Mergler D., Branches F., Lucotte M., Amorim M., Larribe F., Dolbec J. 1998. Neurotoxic Effects of Low-Level Methylmercury Contamination in the Amazonian Basin. *Environmental Research*, **79**: 20-32.
- Lechler P.J., Miller J.R., Lacerda L.D., Vinson D., Bonzongo J.-C., Lyons W.B., Warwick J.J. 2000. Elevated Mercury Concentrations in Soils, Sediments, Water, and Fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: A Function of Natural Enrichments?. *The Science of the Total Environment*, **260**: 87-96.
- Ledermann T., Herweg K., Liniger H.P., Schneider F., Hurni H., Prasuhn V. 2010. Applying erosion damage mapping to assess and quantify off-site effects of soil erosion in Switzerland. *Land Degradation and Development*, **21**(4): 353–366, DOI:10.1002/ldr.1008.
- Lee J.D. 2000. (5^a ed.). *Química: Inorgânica Não Tão Concisa*, São Paulo, E. Blücher, 544p.
- Licht A.O.B., Xuejing X., quin Z., Miyazawa M., Ferreira F., Plawiak R. 2006. Average Reference Values of Geochemical and Geophysical Variables in Stream Sediments and Soils, State of Paraná, Brazil. *Boletim Paranaense de Geociências*, **58**, 59-87.
- Licht O. 1998. *Prospecção geoquímica - princípios, técnicas e métodos*. Rio de Janeiro, CPRM, 239p. DOI:10.13140/RG.2.1.3359.0485.
- Licht O.A.B., Mello C.S.B., Silva C.R. 2007. *Prospecção geoquímica de depósitos minerais metálicos, não-metálicos, óleo e gás*. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Geoquímica: CPRM, 780p.
- Likuku A. Sello, B. Mmolawa K., Kabelo Gaboutloeloe G. 2013. Assessment of Heavy Metal Enrichment and Degree of Contamination around the Copper-Nickel Mine in the Selebi Phikwe Region, Eastern Botswana. *Environment and Ecology Research*, **1**(2): 32–40, DOI:10.13189/eer.2013.010202.
- Lima A., Vivo B., Cicchella D., Cortini M., Albanese S. 2003. Multifractal IDW interpolation and fractal filtering method in environmental studies: an application on regional stream sediments of (Italy), Campania region. *Applied Geochemistry*, **18**(12): 1853–1865, DOI:10.1016/S0883-2927(03)00083-0.
- Lin C.-J. & Pehkonen S.O. 1999. The chemistry of atmospheric mercury: a review. *Atmospheric Environment*, **33**(13): 2067–2079, DOI:https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00387-2.
- Lin J.-G. & Chen S.-Y. 1998a. The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. *Environment International*, **24**(3): 345–352, DOI:https://doi.org/10.1016/S0160-4120(98)00012-9.
- Lin J.-G. & Chen S.-Y. 1998b. The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. *Environment International*, **24**(3): 345-352.
- Lino A.S., Kasper D., Guida Y.S., Thomaz J.R., Malm O. 2019. Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, **235**: 690–700, DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.06.212.

Lob F.L., Costa, M.P.F., Novo E.M.L.M. 2015. Time-series analysis of Landsat-MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. *Remote Sensing of Environment*, **157**: 170–184, DOI:10.1016/j.rse.2014.04.030.

Longley P.A., Goodchild M.F., Maguire D.J., Rhind D.W., Singleton A., Longley P. 2015. *Geographic information science & systems*. 4^a ed. [S.l.], Wiley, 522p.

Lü Y., Fu B., Chen L., Liu G., Wei W. 2007. Nutrient transport associated with water erosion: Progress and prospect. *Progress in Physical Geography*, **31**(6): 607–620, DOI:10.1177/0309133307087085.

Mailman R.B. 1980. Heavy metals. In: Guthrie F. E., Perry J. J. *Introduction to environmental toxicology*. 1^a ed. New York, Elsevier. 484p.

Malm O., Castroa M.B., Bastosa W.R., Branches F.J.P., Guimaresa J.R.D., Z., Fob C.E., Pfeiffer W.C. 1995a. An Assessment of Hg Pollution in Different Goldmining Areas, Amazon Brazil. *The Science of the Total Environment*, **175**: 127-140.

Malm O., Branches F. J., Akagi H., Castro M. B., Pfeiffer W. C., Harada M., Bastos, W. R., Kato H. 1995b. Mercury and Methylmercury in Fish and Human Hair from the Tapajós River Basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **175**: 141-150

Malm O. 1998. Gold Mining as a Source of Mercury Exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, **77**: 73-78.

Marques E.D., Castro C.C., de Assis Barros R., Lombello J.C., Marinho M.de S., Araújo J.C.S. Santos E.A.M. 2023. Geochemical mapping by stream sediments of the NW portion of Quadrilátero Ferrífero, Brazil: Application of the exploratory data analysis (EDA) and a proposal for generation of new gold targets in Pitangui gold district. *Journal of Geochemical Exploration*, **250**. DOI:10.1016/j.gexplo.2023.107232.

Marques R.C., Bernardi J.V.E., Abreu L., Dórea, J.G. 2015. Neurodevelopment Outcomes in Children Exposed to Organic Mercury from Multiple Sources in a Tin-Ore Mine Environment in Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **68**(3), 432–441, DOI:10.1007/s00244-014-0103-x.

Marques R.C., Bernardi J.V.E., Cunha M.P.L., Dórea J.G. 2016. Impact of organic mercury exposure and home delivery on neurodevelopment of Amazonian children. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **219**(6): 498–502, DOI:10.1016/j.ijheh.2016.05.002.

Martins A.J.M. 2009. Geoquímica no Brasil: base de dados existentes e necessidades futuras de aquisição. In: *Projeto de assistência técnica ao setor de engenharia*. Rio de Janeiro, MME. p.1-48 (estudo Geoquímico).

Martins M.P. & Fuck R.A. 1992. Neoproterozoic Crustal Accretion in Central Brazil. *Geology*, **20**(4): 375-379.

Maurice-Bourgoin L., Aalto R., Guyot J.L. 2002. Sediment-Associated Mercury Distribution within a Major Amazon Tributary: Century-Scale Contamination History and Importance of Flood Plain Accumulation. In: *International Symposium Held at Alice Springs, Australia. Anais[...]*. p 161-168.

Mauro J., Guimarães J., Hintelmann H., Watras C., Haack E., Coelho-Souza S. 2002. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water – comparative studies with stable and radio-mercury additions. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **374**(6): 983–989, DOI:10.1007/s00216-002-1534-1.

MCM. 2022. Minamata Convention on Mercury. Disponível em: <https://mercuryconvention.org/en>. Acessado em: 25/06/2023

Medeiros filho C. A. 2019. *Fundamentos de estatística e aplicações à prospecção geoquímica e estudos ambientais*. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2020/12/02/notas-sobre-anomalias-geoquimicas-geogenicas-antropogenicas-e-valores-orientadores-ambientais/>. Acessado em: 10/01/2023.

Meharg A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. 4th edition. By A. Kabata-Pendias. Boca Raton, FL, USA: CRC Press/Taylor & Francis Group (2010), pp. 548, US\$159.95. ISBN 9781420093681. *Experimental Agriculture*, **47**: 739. DOI:10.1017/S0014479711000743.

Mélières M.A., Pourchet M., Charles-Dominique P., Gaucher, P. 2003. Mercury in canopy leaves of French Guiana in remote areas. *Science of the Total Environment*, **311**(1–3): 261–267, DOI:10.1016/S0048-9697(03)00142-6.

Mendes V. A., Carvalho D. P.de, Almeida R.de, Recktenvald M. C. do N., Pedrosa O. P., de Sousa-Filho I. F., Dórea J. G., Bastos W. R. 2021. Mercury in blood, hair, and feces from subsistence fish-eating riverines of the Madeira River Basin (Western Amazon). *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, **67**. DOI:10.1016/j.jtemb.2021.126773.

Miserendino R.A., Guimarães J.R.D., Schudel G., Ghosh S., Godoy J., Silbergeld E. K., Lees P. S. J. Bergquist B. A. 2018. 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.

Montes C. da S., Ferreira M.A.P., Giarrizzo T., Amado L.L., Rocha R.M. 2022. The legacy of artisanal gold mining and its impact on fish health from Tapajós Amazonian region: A multi-biomarker approach. *Chemosphere*, **287**. DOI:10.1016/j.chemosphere.2021.132263.

Moraes F., Moreira S., Peixoto D., Silva J.R., Macedo J., Silva M. S., Silva B., Sanchez P., Nunes M. 2023. Lime incorporation up to 40 cm deep increases root growth and crop yield in highly weathered tropical soils. *European Journal of Agronomy*, **144**. DOI: 10.1016/j.eja.2023.126763.

Moraes J.F.L.de, Volkoff B., Cerri C.C., Bemoux M. 1996. Soil Properties under Amazon Forest and Changes Due to Pasture Installation in Rondonia, Brazil. *Geoderma*, **70**: 63-71.

Mucci A., Montgomery S., Lucotte M., Plourde Y., Pichet P., Tra H. Van. 1995. Mercury remobilization from flooded soils in a hydroelectric reservoir of northern Quebec, La Grande-2: results of a soil resuspension experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**(11): 2507–2517, DOI:10.1139/f95-841.

Nakić Z., Posavec K., Bačani, A. 2007. A visual basic spreadsheet macro for geochemical background analysis. *Ground Water*, **45**(5): 642–647, DOI:10.1111/j.1745-6584.2007.00325.x.

Nevado B.J.J., Martín-Doimeadios R.R.C., Bernardo G.F.J., Moreno J.M., Herculano A.M., 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, DOI:10.1016/j.envint.2010.03.011.

Nriagu J.O. 1979. *The Biogeochemistry of mercury in the environment*. Nriagu, California, Elsevier, 696p.

Oliveira C.H., Rebecchi M., Quagliara P.C. 2006. Sensibilidade ao timerosal e seu uso em colírios no Brasil. *Revista Brasileira de Alergia e Imunopatologia*, **29**(1): 26-29.

Oliveira R.M., Guetta M., Oviedo A., Costa M.O., Cerqueira A.B., Giovanelli R., Balbuena R.A. 2023. *Nota Técnica n.º 01/2023: competência para o licenciamento ambiental de atividades de garimpo de Ouro Aluvionar*. Brasília, DF, Instituto socioambiental. 1-53p (Licenciamento Ambiental).

Oliveira S.M.B., Larizzatti J.H., Favaro D. I. T. 2002. Comportamento do mercúrio e outros elementos-traço em solos lateríticos da província aurífera do Tapajós. *Geochimica Brasiliensis*, **16**(1): 23.

Passos M.M. dos. 2017. BR-163, de Cuiabá a Santarém: o papel dos agentes e sujeitos no ordenamento do território e na implementação de políticas públicas BR-163, from Cuiabá to Santarém: the role of agents and subjects in the territorial planning and implementation of public policies. *Ci. & Tróp*, **41**(1): 139–164.

Pereira C.A. et al. 2021. *Análise das normativas e conhecimento dos ribeirinhos sobre o acesso a água doce, pesca e recursos associados na bacia do rio Tapajós*. E-book. [S.l.], The Nature Conservancy. (Projeto Águas do Tapajós).

Petry, P., Higgins, J., Caeneiro A., Rodrigues S., Harrison D., Bara P., Vale R., Garcia E. 2019. *Conservação da bacia do tapajós uma visão de sustentabilidade*. São Paulo, TNC, 21p (Conservação e meio ambiente)

Pinho J.M.M., Féboli W.L., Signorelli N., Tuller M.P., Brito D.C., Baptista M.C., Silva R.N. 2017. *Geologia e recursos minerais das folhas: Cabeceira Grande, Unaí, Ribeirão Arrojado, Serra da Aldeia, Serra da Tiririca, Paracatu, Guarda-Mor, Arrenegado, Coromandel, Lagamar, Monte Carmelo e Patos de Minas*. Belo Horizonte, CPRM, p 239-263.

Prochnow E.A. 2007. *Controles Geológicos, Mineralógicos e Geoquímicos Para as Ocorrências de Mercúrio Na Província Cuprífera Do Rio Grande Do Sul*. MS Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 98p.

Queiroz L.C. 2019. *Geração de cenários retrospectivos para o mapeamento de regiões potenciais para mineralizações auríferas na região do Distrito Juma, Sudeste Amazonas*. MS Dissertation, Universidade de Brasília, Brasília, 95p.

Radar de Indicadores das Regiões de Integração do Pará. 2022. Disponível em: <https://fapespa.pa.gov.br/sistemas/radar2022/tabelas/11-tapajos/tabela-1-populacao-area-territorial-km2-e-densidade-demografica-2021-ri-tapajos.htm>, Acesso em: 31/08/2023.

Ramgrab, G.E. & Santos J.O.S. 1974. Grupo Uatumã. In: 28º Congresso da Sociedade Brasileira de Geologia, Porto Alegre, *Anais*[...], p 87-95.

- Rea A.W., Keeler G.J. & Scherbatskoy T. 1996. The deposition of mercury in throughfall and litterfall in the lake champlain watershed: A short-term study. *Atmospheric Environment*, **30**(19): 3257-3263.
- Rea A.W. Lindberg S.E., Scherbatskoy T., Keeler G.J. 2002. Mercury accumulation in Foliage over Time in Two Northern Mixed-Hardwood Forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, **133**: 49-67.
- Rebello F.K. & Homma A.K.O. 2017. *História da colonização do Nordeste paraense: uma reflexão para o futuro da Amazônia*. Belém, Edufra, p. 144-148.
- Reimann C. 2005. Geochemical mapping: technique or art?. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, **5**(4): 359–370, DOI:10.1144/1467-7873/03-051.
- Reimann C. 2008. *Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R*. West Sussex, John Wiley & Sons Ltd, 359p.
- Reimann C. & Caritat, P.de. 2017. Establishing geochemical background variation and threshold values for 59 elements in Australian surface soil. *Science of the Total Environment*, **578**: 633–648, DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.11.010.
- Reimann C., Filzmoser P., Garrett R.G. 2005. Background and threshold: Critical comparison of methods of determination. *Science of the Total Environment*, **346**: 1–16, DOI:10.1016/j.scitotenv.2004.11.023.
- Reimann C., Filzmoser P., Fabian K., Hron K., Birke M., Demetriades A., Dinelli E., Ladenberger A. GEMAS Project Team. 2012. The concept of compositional data analysis in practice - Total major element concentrations in agricultural and grazing land soils of Europe. *Science of the Total Environment*, **426**: 196–210, DOI:10.1016/j.scitotenv.2012.02.032.
- Reimann C., Fabian K., Birke M., Filzmoser P., Demetriades A., Négrel P., Oorts, K., Matschullat J., Caritat P.de. 2018. GEMAS: Establishing geochemical background and threshold for 53 chemical elements in European agricultural soil. *Applied Geochemistry*, **88**: 302–318, DOI:10.1016/j.apgeochem.2017.01.021. (The GEMAS Project Team).
- Remy J., Guimaraes D., Roulet M., Lucotte M., Mergler D. 2000. Mercury Methylation along a Lakeforest Transect in the Tapajos River Floodplain, Brazilian Amazon: Seasonal and Vertical Variations. *The Science of the Total Environment*, **261**: 91-98
- Rocha E., Renata A., Olivieri D., Rego F., Fernandes C. 2014. Atividade mineradora gera riqueza e impactos negativos nas comunidades e no meio ambiente. In: Fernandes F. R. C. A., Renata C. J. A., Eliane R. *Recursos minerais e comunidade: impactos humanos, socioambientais e econômicos*. CETEM, p. 1-12
- Rosário R.R. do, Barbosa M.T., Carneiro F. da S., Costa M. do S.S. 2021. Uso e ocupação do solo do município de novo progresso no Estado do Pará-Brasil. *Research, Society and Development*, **10**(1). DOI:10.33448/rsd-v10i1.12060.
- Roulet M. & Lucotte M. 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, and Soil Pollution* 1995 **80**:1, **80**(1): 1079–1088, DOI:10.1007/BF01189768.

Roulet M., Lucotte M., Saint-Aubin A., Tran S., Rhéault I., Farella N., Silva E.de J. da, Dezencourt J., Passos C. J.S., Soares G.S, Guimarães J. R., Mergler D., Amorim M. 1998. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **223**: 1–24.

Roulet M., Lucotte M., Guimaraes J.R.D., Rheault I., Canadá C. 2000. Methylmercury in Water, Seston, and Epiphyton of an Amazonian River and Its Floodplain, Tapajos River, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **261**: 43-59.

Roulet M, Lucotte M., Reault I., Tran F., Farella N., Canuel R., Mergler D, A. M. 1996. Mercury in Amazonian soils: accumulation and release. *In*: 4th International Symposium on the Geochemistry of the Earth's Surface, Leeds. *Anais[...]*. p. 22–28.

Rudnick R.L. & Gao S. 2003. 3.01 - Composition of the Continental Crust. *In*: Holland, H. D. and Turekian, K. K. (eds). *Treatise on Geochemistry*. New York, Elsevier, p. 1–64., DOI:<https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/03016-4>.

Sahoo P. K., Dall'Agnol R., Salomão G. N., da Silva Ferreira Junior J., Silva M. S.da, Martins G. C., Souza Filho P. W. M.e, Powell M. A., Maurity C. W., Angelica R. S., Costa M. F.da, Siqueira J. O. 2020. Source and background threshold values of potentially toxic elements in soils by multivariate statistics and GIS-based mapping: a high density sampling survey in the Parauapebas basin, Brazilian Amazon. *Environmental Geochemistry and Health*, **42**(1): 255–282, DOI:10.1007/s10653-019-00345-z.

Sahoo P. K., Dall'Agnol R., Deus S. do C. R. de, Salomão G. N., Guimarães J. T.F., Angelica R. S., Ramos S. J., Costa M.F.da, Siqueira J.O.de. 2023. Mercury in multimedia system of Itacaiúnas Basin, Brazilian Amazon: An integrated approach to understand its distribution, origin, and ecological risk. *Environmental Research*, **232**(1): 115-107, DOI:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115107>.

Salomão G.N., Figueiredo M.A., Dall'Agnol R., Sahoo P.K., de Medeiros Filho C.A., da Costa M.F., Angélica R.S. 2019. Geochemical mapping and background concentrations of iron and potentially toxic elements in active stream sediments from Carajás, Brazil – implication for risk assessment. *Journal of South American Earth Sciences*, **92**: 151–166, DOI:10.1016/j.jsames.2019.03.014.

Salomão G., Dall'Agnol R., Sahoo P., Angélica R., Medeiros Filho C., Ferreira Júnior J., Silva M.S. da, Souza Filho P., Nascimento Junior W., Costa M., Guilherme L., Siqueira J., 2020. Geochemical mapping in stream sediments of the Carajás Mineral Province: Background values for the Itacaiúnas River watershed, Brazil. *Applied Geochemistry*, **118**. DOI:10.1016/j.apgeochem.2020.104608.

Salomão G.N., Dall'Agnol R., Angélica R.S., Sahoo P.K., Wang X. 2021a. Geochemical mapping in stream sediments of the Carajás Mineral Province, part 2: Multi-element geochemical signatures using Compositional Data Analysis (CoDA). *Journal of South American Earth Sciences*, **110**.DOI:10.1016/j.jsames.2021.103361.

Salomão G.N., Farias D. de L., Sahoo P.K., Dall'agnol R., Sarkar D. 2021b. Integrated geochemical assessment of soils and stream sediments to evaluate source-sink relationships and background

variations in the parauapebas river basin, eastern amazon. *Soil Systems*, **5**(1): DOI:10.3390/SOILSYSTEMS5010021.

Sampaio D., Lucotte M., Roulet M., Poirier H., Mergler, D., Santos E.O., Crossa M. 2005. Trophic Structure and Bioaccumulation of Mercury in Fish of Three Natural Lakes of the Brazilian Amazon. *Water, Air, and Soil Pollution*, **165**(1): 77–94, DOI:10.1007/s11270-005-4811-8.

Santos C. A.dos, Serrão E. A. O., Gonçalves L. de J. M., Wanzeler R. T. S., Lima A. M. M. de. 2014. Zoneamento da distribuição da precipitação pluviométrica na bacia hidrográfica do Rio Tapajós. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/2911>. Acesso em: 15/11/2023.

Santos J.O.S. 2003. Geotectônica Do Escudo Das Guianas e Brasil-Central. In: Bizzi L. A., Schobbenhaus C., Vidotti R. M. e Gonçalves J. H. *Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil*. Brasília,DF, CPRM. p.169-266.

Santos J.O.S., Hartmann L.A., Gaudette H.E., Groves D.I., Mcnaughton N.J., Fletcher I.R. 2000. A New Understanding of the Provinces of the Amazon Craton Based on Integration of Field Mapping and U-Pb and Sm-Nd Geochronology. *Gondwana Research*, **3**(4), 453–488. DOI:[https://doi.org/10.1016/S1342-937X\(05\)70755-3](https://doi.org/10.1016/S1342-937X(05)70755-3).

Santos J.O.S., Van Breemen O.B., Groves D.I., Hartmann L.A., Almeida M.E., McNaughton N.J., Fletcher I.R. 2004. Timing and evolution of multiple Paleoproterozoic magmatic arcs in the Tapajós Domain, Amazon Craton: Constraints from SHRIMP and TIMS zircon, baddeleyite and titanite U-Pb geochronology. *Precambrian Research*, **131**(1–2), 73–109, DOI:10.1016/j.precamres.2004.01.002.

Santos-Sacramento L., Arrifano G. P., Lopes-Araújo A., Augusto-Oliveira M., Albuquerque-Santos R., Takeda P. Y., Souza-Monteiro J. R., Macchi B. M., do Nascimento J. L. M., Lima R. R., Crespo-Lopez M. E. 2021. Human neurotoxicity of mercury in the Amazon: a scoping review with insights and critical considerations. *Ecotoxicology and Environmental Safet*, **208**: 100–110, DProvíncias Tectônicas BrasiOI:<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111686>.

Saúde sem Dano-SSD. 2014. *O Mercúrio nas vacinas: postura do SSD sobre o uso de Timerosal em vacinas*. Disponível em: <https://saudesemdano.org/america-latina/temas/mercurio-nas-vacinas>. Acesso em: 25/01/2023

Schlesinger W.H. & Bernhardt E.S. 2013. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. 3ª ed. New York, Elsevier. DOI:10.1016/C2010-0-66291-2.

Silva M.da G., Rocha Neto M.B. da, Jost H., Kuyumjian R.M. 2014. *Metalogênese das províncias tectônicas brasileiras*. Belo Horizonte, CPRM, 611p.

Silva G. S., Bisinoti M.C., Fadini P.S., Magarelli G., Jardim W.F., Fostier A.H. 2009. Major Aspects of the Mercury Cycle in the Negro River Basin, Amazon, *J. Braz. Chem. Soc*, **20**(6): 1127-1134.

Silva R.P.B.da. 2015. *Avaliação da qualidade das águas e sedimentos da sub-bacia do rio Bariguri, região metropolitana de Curitiba - PR*. MS. Dissertation, Universidade em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba 87p.

Silva Y.J.A.B.da, Nascimento C.W.A.do, Cantalice J.R.B., Silva Y.J.A.B.da, Cruz C.M.C.A. 2015. Watershed-scale assessment of background concentrations and guidance values for heavy metals in

soils from a semiarid and coastal zone of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**(9): DOI:10.1007/s10661-015-4782-1.

Silva-Filho E. V., Machado W., Oliveira R.R., Sella S.M., Lacerda L.D. 2006. Mercury deposition through litterfall in an Atlantic Forest at Ilha Grande, Southeast Brazil. *Chemosphere*, **65**(11): 2477–2484, DOI:10.1016/j.chemosphere.2006.04.053.

Silva-Filho E. V., Marques E.D., Vilaça M., Gomes O.V.O., Sanders C.J., Kutter V.T. 2014. Distribution of trace metals in stream sediments along the Trans-Amazonian Federal Highway, Pará State, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, **54**: 182–195, DOI:10.1016/j.jsames.2014.04.011.

Silva Junior E. C., Wadt L. H de O., Silva K. E.da, Lima R. M. B.de, Batista K. D., Guedes M. C., Oliveira Junior R. C.de, Reis, A. R.dos, Lopes G., Broadley M. R., Young S. D., Guilherme L. R. G. 2022. Geochemistry of selenium, barium, and iodine in representative soils of the Brazilian Amazon rainforest. *Science of the Total Environment*, **828**. DOI:10.1016/j.scitotenv.2022.154426.

Siqueira G.W., Aprile F., Irion G., Braga E.S. 2018. Mercury in the Amazon basin: Human influence or natural geological pattern? *Journal of South American Earth Sciences*, **86**: 193–199, DOI:10.1016/j.jsames.2018.06.017.

Straka E., Ellinger I., Balthasar C., Scheinast M., Schatz J., Szattler T., Bleichert S., Saleh L., Knöfler M., Zeisler H., Hengstschläger M., Rosner M., Salzer H., Gundacker C. 2016. Mercury toxicokinetics of the healthy human term placenta involve amino acid transporters and ABC transporters. *Toxicology*, **340**: 34–42, DOI:10.1016/j.tox.2015.12.005.

Tassinari C.C.G. & Macambira M.J.B. 1999. Geochronological provinces of the Amazonian Craton. *International Union of Geological Sciences*, **22**(3): 174–182, DOI:10.18814/epiiugs/1999/v22i3/004.

Tavakoly Sany S.B., Salleh A., Rezayi M., Saadati N., Narimany L., Tehrani G.M. 2013. Distribution and contamination of heavy metal in the coastal sediments of Port Klang, Selangor, Malaysia. *Water, Air, and Soil Pollution*, **224**(4). DOI:10.1007/s11270-013-1476-6.

Teixeira M.A.D. & Fonseca D.R.da. 1998. *História regional: (Rondônia)*. Rondônia, 240p.

Teixeira W., Tassinari C.C.G., Cordani U.G., Kawashita K. 1989. A review of the geochronology of the Amazonian Craton: Tectonic implications. *Precambrian Research*, **42**(3): 213–227, DOI:https://doi.org/10.1016/0301-9268(89)90012-0.

Telmer K., Costa M., Angélica R.S., Araujo E.S., Maurice Y. 2006. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: Ground- and space-based evidence. *Journal of Environmental Management*, **81**(2): 101-11

Terra Brasil. 2023. *Taxas de desmatamento Amazônia legal*. Disponível em: http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates. Acesso em: 07/08/2022.

Tradingview. 2023. *Ouro/Dólar Americano*. Disponível em: <https://br.tradingview.com/chart/gnptyceD/?symbol=OANDA%3AXAUUSD>. Acesso em: 21/11/2023

Tukey John W. 1977. *Exploratory data analysis*. [S.l.]. Addison-Wesley Publishing Company, Menlo Park, Addison-Wesley Publishing Company, 711p.

Van Duyl F.C. & Kop A.J. 1994, Bacterial production in North Sea sediments: clues to seasonal and spatial variations: *Marine Biology*, v. 120, p. 323–337, doi:10.1007/BF00349694.

APÊNDICE A

ESTATÍSTICA BÁSICA PARA A, USO DO SOLO, GEOLOGIA E ÁREA DE ESTUDO. GAPPTZ- GRANITOIDES ALCALINOS PALEOPROTEROZÓICOS, GCAPPTZ- GRANITOIDES CÁLCIO ALCALINOS PALEOPROTEROZÓICOS, RSGP- ROCHAS SEDIMENTARES E GNAISSE PALEOPROTEROZÓICOS E RVP – ROCHAS VULCÂNIAS PALEOPROTEROZOICAS.

	<i>Pastagem-Hg (mg/kg)</i>	<i>Pastagem-Hg-Log</i>	<i>Floresta-Hg (mg/kg)</i>	<i>Hg__LOG_Floresta</i>	<i>Garimpo-Hg (mg/kg)</i>	<i>Hg__LOG_garimpo</i>
Média	0.25	-0.99	0.16	-1.22	0.35	-1.09
Erro padrão	0.03	0.05	0.04	0.05	0.10	0.09
Mediana	0.10	-1.00	0.03	-1.52	0.03	-1.60
Modo	0.03	-1.60	0.03	-1.60	0.03	-1.60
Desvio padrão	0.35	0.61	0.39	0.54	0.78	0.70
Variância da amostra	0.12	0.37	0.15	0.30	0.60	0.48
Curtose	7.08	-1.27	53.91	0.01	15.10	-0.51
Assimetria	2.46	0.23	6.66	0.86	3.69	0.96
Intervalo	2.06	2.32	3.53	2.55	4.44	2.25
Mínimo	0.01	-2.00	0.01	-2.00	0.03	-1.60
Máximo	2.07	0.32	3.54	0.55	4.46	0.65
Soma	43.80	-173.87	17.23	-128.87	21.93	-67.51
Coefficiente de Variação %	140.79	-61.26	240.96	-44.68	219.76	-63.92
Contagem	175	175	106	106	62	62

	<i>GAPPTZ-Hg (mg/kg)</i>	<i>GAPPTZ-Hg (LOG)</i>	<i>GCAPPTZ-Hg (mg/kg)</i>	<i>GCAPPTZ-Hg LOG</i>	<i>RSGP-Hg (mg/kg)</i>	<i>RSGP-Hg LOG</i>
Média	0.18	-1.06	0.30	-0.98	0.11	-1.38
Erro padrão	0.05	0.11	0.04	0.05	0.04	0.06
Mediana	0.09	-1.05	0.11	-0.94	0.03	-1.60
Modo	0.03	-1.60	0.03	-1.60	0.03	-1.60
Desvio padrão	0.23	0.54	0.56	0.63	0.28	0.47
Variância da amostra	0.05	0.30	0.31	0.40	0.08	0.22
Curtose	4.01	-1.34	24.68	-1.03	24.21	2.97
Assimetria	2.01	0.29	4.38	0.40	4.86	1.73
Intervalo	0.87	1.76	4.45	2.65	1.69	2.23
Mínimo	0.02	-1.81	0.01	-2.00	0.01	-2.00
Máximo	0.89	-0.05	4.46	0.65	1.70	0.23
Soma	4.51	-26.42	47.46	-154.88	6.03	-77.50
Coefficiente de Variação %	125.53	-51.55	185.75	-64.40	262.00	-33.72
Contagem	25	25	158	158	56	56

	<i>RVP-Hg (mg/kg)</i>	<i>RVP-Hg LOG</i>	<i>Todas as amostras-Hg (mg/kg)</i>	<i>Todas as amostras-Hg Log</i>
Média	0.24	-1.07	0.24	-1.08
Erro padrão	0.04	0.06	0.03	0.03
Mediana	0.06	-1.26	0.05	-1.34
Modo	0.03	-1.60	0.03	-1.60
Desvio padrão	0.44	0.62	0.47	0.61
Variância da amostra	0.19	0.39	0.22	0.38
Curtose	31.05	-0.99	30.96	-0.85
Assimetria	4.73	0.48	4.80	0.58
Intervalo	3.53	2.55	4.45	2.65
Mínimo	0.01	-2.00	0.01	-2.00
Máximo	3.54	0.55	4.46	0.65
Soma	24.96	-111.46	82.96	-370.25
Coeficiente de Variação %	183.14	-58.02	194.94	-56.73
Contagem	104	104	343	343



Ministério da Educação
Universidade Federal do Pará
Sistema de Bibliotecas

DECLARAÇÃO DE AUTORIA

Autor: Augusto de farias silva rente _____

CPF: 010.390.372.-08 _____ Matrícula: 202101770015 _____

Telefone (91_) 998154863 _____ e-mail: augusto.rente@ig.ufpa.br _____

Curso/Programa: Programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica _____

Orientador: Vinicius Tavares Kütter _____

Coorientador: Eduardo Duarte Marques _____

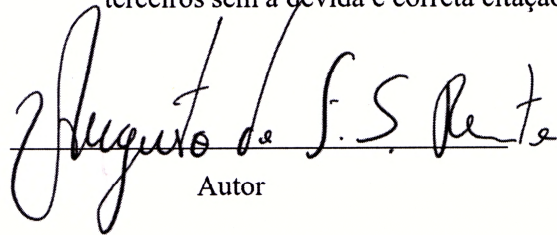
Data da Defesa: 24/10/2023 _____

Título/Subtítulo: Distribuição, comportamento e definição de valores de background do mercúrio em sedimentos da bacia hidrográfica do rio Tapajós, Pará, Brasil _____

Tipo do documento: () TCC¹ () TCCE² (x) Dissertação () Tese () Artigo Científico
() Livro () Capítulo de livro () Outro: _____

Declaro que, para os devidos fins, o presente trabalho é de minha autoria e que estou ciente:

- Dos Artigos 297 a 299 do Código Penal, Decreto-Lei n. 2.848 de 7 de dezembro de 1940;
- Da Lei n. 9.610, de 19 de fevereiro de 1998, que dispõe sobre os Direitos Autorais;
- Do Regimento Interno da Universidade Federal do Pará;
- Da lei 12.527 de novembro de 2011, que trata da Lei de Acesso à Informação;
- Da utilização da licença pública internacional *Creative Commons 4.0*;
- Que plágio consiste na reprodução de obra alheia e submissão da mesma como trabalho próprio ou na inclusão, em trabalho próprio, de ideias, textos, tabelas ou ilustrações transcritos de obras de terceiros sem a devida e correta citação referencial.


Autor

Belém, 30 de novembro de 2023
Local e Data

¹ Trabalho de Conclusão de Curso

² Trabalho de Conclusão de Especialização



SISTEMA DE BIBLIOTECAS DA UFPA – SIBI
BIBLIOTECA GEÓLOGO RAIMUNDO MONTENEGRO GARCIA DE
MONTALVÃO

Termo de Autorização e Declaração de Distribuição não exclusiva para Publicação Digital no Repositório
Institucional da UFPA

IDENTIFICAÇÃO DO AUTOR E DA OBRA

Autor*: augusto de farias silva Rente

RG: 5931962 CPF: 010.390.372-08 E-mail: augusto.rente@outlook.com fone: (91) 998154863

Vínculo com a UFPA: Instituto de Geociências Unidade: Programa de pós-graduação em Geologia e Geoquímica

Tipo do documento: () Tese () Dissertação () Livro () Capítulo de Livro () Artigo de Periódico () Trabalho de Evento (X) Outro. Especifique: Dissertação de Mestrado

Título do Documento: Distribuição, comportamento e definição de valores de background do mercúrio em sedimentos da bacia hidrográfica do rio Tapajós, Pará, Brasil

Se Tese ou Dissertação: Data da Defesa: 24/10/2023 Área do Conhecimento: Geologia

Agência de Fomento: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico -CNPq

Programa de Pós-Graduação em: Geologia e Geoquímica

*Para cada autor, uma autorização preenchida e assinada.

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO EXCLUSIVA

O referido autor:

a) Declara que o documento entregue é seu trabalho original, e que detém o direito de conceder os direitos contidos nesta licença. Declara também que a entrega do documento não infringe, tanto quanto lhe é possível saber, os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade.

b) Se o documento entregue contém material do qual não detém os direitos de autor, declara que obteve autorização do detentor dos direitos de autor para conceder à Universidade Federal do Pará os direitos requeridos por esta licença, e que esse material cujos direitos são de terceiros, está claramente identificado e reconhecido no texto ou conteúdo entregue.

Se o documento entregue é baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não a Universidade Federal do Pará, declara que cumpriu quaisquer obrigações exigidas pelo respectivo contrato ou acordo.

TERMO DE AUTORIZAÇÃO

Na qualidade de titular dos direitos de autor da publicação, autorizo a UFPA a disponibilizar de acordo com a licença pública *Creative Commons* Licença 3.0 *Unported*, e de acordo com a Lei nº9610/98, o texto integral da obra citada, conforme permissões abaixo por mim assinaladas, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a partir desta data.

Permitir o uso comercial da obra?

() Sim (x) Não

Permitir modificações em sua obra? Se Sim, contanto que compartilhem pela mesma licença.

() Sim (x) Não

O documento está sujeito ao registro de patente?

() Sim (x) Não

A partir de qual data o documento poderá ser disponibilizado no Repositório Institucional da UFPA: 15 /12 /2023

A obra continua protegida por Direito Autoral e/ou por outras leis aplicáveis. É proibido qualquer uso da obra que não o autorizado sob esta licença ou pela legislação autoral.

Este formulário deve ser encaminhado a **Biblioteca Central da UFPA** junto com a versão digital do documento

Belém, 29 de Novembro de 2023

Local

data

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos do Autor