



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



CLÁVIO MOMO ZIEMNICZAK

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL E METILMERCÚRIO EM SOLO, SEDIMENTO E
PEIXES DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU - RO**

Ji-Paraná

2019

CLÁVIO MOMO ZIEMNICZAK

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL E METILMERCÚRIO EM SOLO, SEDIMENTO E
PEIXES DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU - RO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Fundação Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná, como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Profa. Dra. Elisabete Lourdes do Nascimento

Ji-Paraná

2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



TÍTULO: CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL E METILMERCÚRIO EM SOLO,
SEDIMENTO E PEIXES DA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU - RO

AUTOR: CLÁVIO MOMO ZIEMNICZAK

O presente Trabalho de Conclusão de Curso foi defendido como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e aprovado pelo Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná, no dia 08 de julho de 2019.

Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos
Universidade Federal de Rondônia

Profa. Dra. Beatriz Machado Gomes
Universidade Federal de Rondônia

Profa. Dra. Elisabete Lourdes Nascimento
Universidade Federal de Rondônia

Ji-Paraná, 08 de julho de 2019.

Dedico esta monografia aos meus pais e meus tios Mari e Antônio que juntos tornaram possível esta conquista. Serei eternamente grato a vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que pela sua infinita bondade me permitiu chegar até aqui. Agradeço aos meus pais CLAUDIR e MARLENE pela compreensão e o carinho incondicional que sempre tiveram para comigo, pelos exemplos dados, e que certamente replicarei em minha família. Obrigado mãe pelas orações que todos os dias a senhora a intencionou a mim, pelo sorriso de cada chegada e pela lágrima de cada partida, que por anos, toda semana se repetia. Agradeço imensamente aos meus tios/padrinhos MARI e ANTÔNIO, que me acolheram como filho em sua casa e que sem vocês este momento muito possivelmente não se realizaria, não há palavras pra expressar o quão grato eu sou a vocês. Agradeço aos meus irmãos JONAS e HENRIQUE, que apesar de nossas diferenças nunca nos afastemos e que Deus sempre abençoe a nossa união. Agradeço a minha namorada ELZIANE, pelo amor, carinho e compreensão que sempre demonstrou, por ter sido meu alicerce quando tudo desmoronava, agradeço por me permitir fazer parte da sua vida e dos seus planos. Agradeço a minha orientadora ELISABETE, por ter propiciado este momento, por ter sido a melhor orientadora mesmo quando eu não mereci. Obrigado professora, pela oportunidade a mim concedida, por ter proporcionado momentos únicos na minha vida que jamais esquecerei, obrigado pela compreensão para comigo, pelos ensinamentos e exemplos dados. Agradeço ao professor WANDERLEY e a professora BEATRIZ por aceitarem o convite de fazerem parte desse desafio, muito obrigado pela compreensão e pelos conhecimentos transmitidos. Agradeço de maneira especial ao professor WANDERLEY, por ter tornado esse trabalho possível, pelo carinho e atenção com que fui recebido nas duas oportunidades em que precisei quando estive em Porto Velho para fazer as análises. Agradeço aos integrantes do Laboratório de Biogeoquímica em especial a CRISTINA, o WALKIMAR e o CÁSSIO, que não mediram esforços para ajudar, sou muito grato a todos. Agradeço ao ICMBio pela logística e amparo, de maneira especial ao JOÃO PAULO que esteve em todas as coletas auxiliando com a sua sapiência, muito obrigado João pela preocupação e responsabilidade que teve com a equipe em cada ida a campo. Agradeço aos pilotos dos barcos que nos conduzia nas coletas, principalmente ao JUCELINO, que tornava as tarefas de campo menos árdua com a sua experiência. Agradeço ao professor IGOR DAVID DA COSTA por ceder os utensílios de pesca e na identificação dos peixes coletados. Sou muito grato a KEYTT KELLY que voluntariamente se fez presente em campo em três das quatro coletas, tornando nossa tarefa menos penosa. Agradeço ao JOAQUIM pelo auxílio em campo e no laboratório, assim como o LUIZ que esteve conosco durante a segunda análise em Porto Velho. Sou grato aos amigos do Lablim, pelos bons momentos que passamos no laboratório, de modo particular à JOSILENA

que prontamente aceitou ir a campo conosco na última coleta, muito obrigado Josi. Por fim, agradeço a amizade e companheirismo dos amigos que fiz no curso, em especial a ALINE FRANCISCO, THIAGO DIAS, GABRIEL FREIRE, YVES DIAS, RAMOM RODRIGUES e DECAUÍTA. De maneira geral, agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos órgãos financiadores: Grupo de Pesquisas em Águas Superficiais e Subterrâneas-GPEASS/Universidade Federal de Rondônia - UNIR.

Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang Pfiffer/ Universidade Federal de Rondônia - UNIR

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade-ICMBio/Rebio Jaru.

RESUMO

Sendo o mercúrio um metal pesado e capaz de causar diversos danos ao meio, objetivou-se com este estudo analisar as concentrações de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (MeHg) nas seguintes matrizes ambientais da Reserva Biológica do Jaru (Ji-Paraná, RO): solo e sedimento de fundo de seis rios e tecidos de peixe. Para tanto, foram realizadas quatro coletas, março, junho e novembro de 2017 e fevereiro de 2018 em nove pontos amostrais, quatro no Rio Tarumã e um no Igarapé Grande o qual está inserido no interior da UC, e quatro nos limites geográficos desta, Rio Machado, Igarapé Azul, Rio Jaru e Rio Anari. O solo foi coletado com auxílio de uma cavadeira e o material coletado embalado em sacos plásticos, o sedimento com uso de Draga de Eckman e também embalado em sacos plásticos e mantido resfriado. Os peixes foram capturados com redes, retirados o músculo e o fígado que foram envoltos em papel alumínio, armazenado em sacos plásticos e mantidos congelados. A quantificação das concentrações de HgT foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS-400, Perkin Elmer). Para o MeHg a determinação foi realizada no Cromatógrafo Gasoso Acoplado ao Espectrofotômetro de Fluorescência Atômica (CG-AFS, Brooks Rand). As concentrações encontradas para HgT no solo variaram de 0,04 a 0,16 mg/kg, estando abaixo do preconizado pela CONAMA 420/2009 (0,5 mg/kg), e para MeHg a variação foi de 0,06 a 2,93 µg/kg. No sedimento a concentração de HgT variou de 0,05 a 0,13 mg/kg. Tais valores estão abaixo do *background* referido para rios amazônicos não contaminados que é de 0,05 a 0,28 mg/kg. O metilmercúrio no sedimento variou de 0,16 a 1,49 (µg/kg), os valores para metilmercúrio não diferiram estatisticamente entre os pontos externos e internos à Unidade de Conservação (p valor = 0,911), apesar das concentrações nos pontos internos serem maiores, sugerindo uma possível influência da floresta através da entrada de matéria orgânica. Entre os peixes as maiores concentrações de HgT foram encontradas no fígado e para o MeHg as maiores no músculo. A concentração mediana de Hg-T (0,73 mg/kg) e MeHg (0,57 mg/kg) no músculo entre o grupo dos carnívoros ficou acima do limite preconizado pela Organização Mundial da Saúde (0,5 mg/kg). A comparação entre o grupo de peixes onívoros e carnívoros evidenciou a bioacumulação e a biomagnificação nos peixes da Rebio Jaru. Sugere-se novos estudos na bacia do Rio Machado nessa temática, haja visto a importante fonte de pescado que este representa para a região. Os valores de mercúrio encontrados no Igarapé Grande (P8), incitam para que novos estudos sejam realizados nessa área, de modo a certificar a origem do Hg encontrado nas diferentes matrizes ambientais, investigando melhor a origem do Hg já que há indícios de garimpagem próximo a nascente desse igarapé.

Palavras-chave: Unidade de Conservação; Hg; MeHg; Amazônia.

ABSTRACT

As mercury is a heavy metal and capable of causing several damages to the environment, the objective of this study was to analyze the concentrations of total mercury (THg) and methylmercury (MeHg) in the following environmental matrices of the Jaru Biological Reserve (Ji-Paraná, RO): soil and bottom sediment of six rivers and fish tissues. Four collections were carried out in March, June and November of 2017 and February of 2018 in nine sampling points, four in the Tarumã river and one in the Igarapé Grande, which is located inside the CU, and four in the geographic boundaries of this one, Machado river, Igarapé Azul, Jaru river and Anari river. The soil was collected with the aid of a digger and the collected material packed in plastic bags, the sediment using Eckman's Draga and also packed in plastic bags and kept cooled. The fish were caught with nets, removed muscle and liver lined wrapped in foil, stored in plastic bags and kept frozen. The quantification of HgT concentrations was performed by atomic absorption spectrophotometry coupled to the cold vapor generator (FIMS-400, Perkin Elmer). For the MeHg the determination was performed on the Gas Chromatograph Coupled to the Atomic Fluorescence Spectrophotometer (CG-AFS, Brooks Rand). The concentrations found for HgT in the soil ranged from 0,04 to 0,16 mg/kg, being below that recommended by CONAMA 420/2009 (0,5 mg/kg), and for MeHg the variation was 0,06 to 2,93 µg/kg. In the sediment the concentration of THg ranged from 0,05 to 0,13 mg/kg. These values are below the background reported for uncontaminated Amazonian rivers which is 0,05 to 0,28 mg/kg. Methylmercury in the sediment ranged from 0,16 to 1,49 (µg/kg), the values for methylmercury did not differ statistically between the external and internal points of the Conservation Unit (p value = 0.911), although the concentrations at the internal points were suggesting a possible influence of the forest through the entrance of organic matter. Among the fish, the highest concentrations of THg were found in the liver and the MeHg were the highest in the muscle. The mean concentration of THg (0,73 mg/kg) and MeHg (0,57 mg/kg) in the muscle among the carnivores was above the limit recommended by the World Health Organization (0,5 mg/kg). The comparison between the group of omnivorous and carnivorous fish evidenced bioaccumulation and biomagnification in Rebio Jaru fish. Further studies are suggested in the Machado river basin in this theme, since there is an important source of fish that this represents for the region. The mercury values found in the Igarapé Grande (P8), encourage new studies to be carried out in this area, in order to certify the origin of the Hg found in the different environmental matrices, investigating better the origin of Hg since there are indications of near-source of this stream.

Keywords: Conservation Unit; Hg; MeHg; Amazon.

“O que prevemos raramente ocorre; o que menos esperamos geralmente acontece.” (Benjamin Disraeli)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Especiação do mercúrio em ambientes aquáticos	20
Figura 2 - Localização da reserva biológica do Jaru no Estado de Rondônia.....	24
Figura 3 - Coleta de solo.	26
Figura 4 - Coleta de sedimento.	27
Figura 5 - Pontos de coletas	28
Figura 6 - Amostra de músculo (A) e fígado (B)	29
Figura 7 - Paisagem de solo e sedimento	30
Figura 8 – Digestão química das amostras de peixe.	31
Figura 9 – Determinação da concentração no espectrofotômetro de absorção atômica por vapor frio (FIMS-400).	32
Figura 10 - Cromatógrafo gasoso acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica.....	33
Figura 11 - Mapa dos pontos amostrados e suas respectivas concentrações médias de HgT no solo.	36
Figura 12 - <i>Box plot</i> representando as concentrações de HgT (mg/kg) no solo entre pontos externos e internos da Rebio Jaru	38
Figura 13 - <i>Box plot</i> representando as concentrações de MeHg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) no solo entre pontos externos e internos da Rebio Jaru.	39
Figura 14 - <i>Box plot</i> representando as concentrações de Hg-T (mg/kg) no solo entre o ponto 8 e demais pontos amostrados.....	41
Figura 15 – Mapa dos pontos amostrados e suas respectivas concentrações médias de HgT no sedimento.	43
Figura 16 – Mapa dos pontos amostrados e suas respectivas concentrações médias de MeHg no sedimento.	44
Figura 17 – <i>Box plot</i> representando a concentração de HgT em amostras de sedimento entre dois grupos de pontos amostrais.	46
Figura 18 – <i>Box plot</i> representando a concentração de MeHg em amostras de sedimento entre dois grupos de pontos amostrais.	47
Figura 19 - <i>Box plot</i> representando as concentrações de Hg-T (mg/kg) no sedimento entre o ponto 8 e demais pontos amostrados.....	48
Figura 20 - <i>Box plot</i> representando as concentrações de MeHg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) no sedimento entre o ponto 8 e demais pontos amostrados.....	49
Figura 21 - <i>Box plot</i> representando as concentrações de Hg-T e MeHg em músculo de peixes onívoros e carnívoros.	52
Figura 22 - <i>Box plot</i> representando as concentrações de Hg-T e MeHg em fígado de peixes onívoros e carnívoros.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Localização dos pontos de coleta das amostras de solo e sedimento.	25
Tabela 2. Percentuais (%) de recuperação de Hg-T e MeHg.	34
Tabela 3. Concentrações de HgT e MeHg em amostras de solos da Rebio Jaru.....	35
Tabela 1. Estatística descritiva da concentração de MeHg no solo.....	35
Tabela 5. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) em amostras de solo separados em pontos amostrais externos e internos da Rebio Jaru.	38
Tabela 6. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) em amostras de solo separados do P8 e demais pontos amostrais da Rebio Jaru.	40
Tabela 7. Concentrações de HgT e MeHg em amostras de sedimento da Rebio Jaru.	42
Tabela 8. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) e MeHg (µg/kg) em amostras de sedimento separados em pontos amostrais externos e internos da Rebio Jaru.....	45
Tabela 9. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) e MeHg (µg/kg) em amostras de sedimento do P8 e demais pontos amostrais da Rebio Jaru.	48
Tabela 10. Concentração média de HgT e MeHg em músculo e fígado entre espécies de peixes.	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

HgT – Mercúrio total

MeHg – Metilmercúrio

Hg⁺² – Íon mercúrio

Hg⁰ – Mercúrio metálico

(3HCl:1HNO₃) – Água régia

(HNO₃) – Ácido nítrico

(HONH₃Cl+NaCl) – Cloridrato de hidroxilimina

(H₂O₂) – Peróxido de hidrogênio

(KMnO₄) – Permanganato de potássio

(KOH) – Hidróxido de potássio

(CH₃OH) – Metanol

°C – Grau Celcius

% - Porcentagem

mg/kg – Miligrama por quilograma

µg/kg – Micrograma por quilograma

g - Grama

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

UC – Unidade de Conservação

Rebio Jaru – Reserva Biológica do Jaru

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

OMS – Organização Mundial da Saúde

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 A EXTRAÇÃO DE OURO NA AMAZÔNIA	17
2.2 ESTUDOS SOBRE MERCÚRIO NA AMAZÔNIA	18
2.3 PRINCIPAIS FONTES DE EMISSÃO DE MERCÚRIO NO AMBIENTE	19
2.4 PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO MERCÚRIO	19
2.5 METILMERCÚRIO	20
2.6 CONSEQUENCIAS AO MEIO AMBIENTE E A SAÚDE DA POPULAÇÃO	21
2.7 IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS PROTEGIDAS	23
3 METODOLOGIA	24
3.2 COLETA E TRIAGEM DAS AMOSTRAS	25
3.2.1 Solo	25
3.2.2 Sedimento	26
3.2.3 Peixes	29
3.3 CONTROLE DE QUALIDADE ANALÍTICO	29
3.4 ABERTURA QUÍMICA DAS AMOSTRAS	29
3.4.1 Hg_{tem} solo e sedimento	29
3.4.2 Hg_{tem} peixes	31
3.4.3 MeHg_{em} solo, sedimento e peixes	32
3.5 ORGANIZAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS	33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1 CONTROLE DE QUALIDADE ANALÍTICO	33
4.1 Hg_T e MeHg NO SOLO	34
4.1.2 Comparação entre valores obtidos no solo	37
4.1.3 Comparação entre o ponto P8 e os demais pontos	40
4.2 Hg_T E MeHg NO SEDIMENTO	41
4.2.1 Comparação entre valores obtidos no sedimento	45
4.2.2 Comparação entre o P8 e os demais pontos	47
4.3 Hg_T E MeHg EM PEIXES	49
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	55
5.1 RECOMENDAÇÕES	56

6 REFERÊNCIAS

57

7 APÊNDICE

66

1.INTRODUÇÃO

As Unidades de Conservação (UCs) no Brasil, têm se mostrado cada vez mais importantes no sentido de preservação dos recursos naturais e dos serviços ambientais por elas prestados, frente ao desmatamento e demais danos antrópicos causados ao meio. Neste contexto está inserido a Reserva Biológica do Jaru - Rebio Jaru, uma UC de proteção integral.

De maneira geral, a reserva apresenta bom estado de conservação, entretanto, de acordo com o Plano de Manejo da Rebio Jaru (ICMBIO, 2010), próximo à área da nascente de alguns igarapés que compõe a bacia hidrográfica do rio Tarumã, há relatos de atividades antrópicas, como a presença de serrarias e de garimpos de ouro clandestinos.

Como parte das atividades de mineração de ouro na Amazônia, o mercúrio (Hg) é usado para formar a amálgama no processo de separação do ouro. Estima-se que 80% seja liberado para a atmosfera, o restante no solo e rios durante as diferentes fases da extração do ouro (LACERDA & PFEIFFER, 1992). Portanto, tais indícios apontam para uma possível contaminação do ambiente por este metal.

A discussão se a principal fonte de contaminação por Hg é natural ou antropogênica na Amazônia é clássica e de longa data. De qualquer forma, a soma dessas duas fontes, resultam em um imenso volume de Hg, que é parcialmente transportado pelo fluxo dos rios associado a sedimentos (SIQUEIRA et al, 2018). Alguns autores sugerem que o solo da região amazônica teria concentrações naturalmente elevadas de Hg, sendo esta uma possível explicação aos níveis encontrados em peixes na Amazônia (AKAGI & NAGANUMA, 2000; WASSERMAN et al., 2003). Sua principal fonte de disponibilização antrópica, ocorre através da mineração de ouro (LACERDA & SOLOMONS, 1992; VILLAS BOAS, 1997; FADINI et al., 2001; DOREA & BARBOSA, 2004), o transporte atmosférico (HACON et al., 1997; ARTAXO et al., 2000) e o desflorestamento (ALMEIDA et al., 2006; RICHTER, 2015).

O Hg é tóxico para microrganismos. Podendo ser absorvido pelos organismos aquáticos diretamente da água, através de alimentos ou da própria ingestão de sedimentos (AZEVEDO 2003). Por ser bioacumulativo e pela capacidade de fazer parte da cadeia trófica desde os níveis mais inferiores, o mercúrio pode afetar toda a biota que compartilha daquele ecossistema, podendo vir a ocasionar também, a contaminação de seres humanos que por ventura venham a consumir pescados advindos de fontes que direta ou indiretamente estejam contaminadas (ARRIFANO, 2018; VEIRA, 2018).

Diante da problemática exposta, o objetivo deste estudo foi analisar a concentração de mercúrio total (HgT) e metil mercúrio (MeHg) no solo, sedimento e peixes da Reserva Biológica do Jaru.

Este estudo teve como objetivos específicos:

- a) Analisar a concentração de mercúrio total e metilmercúrio no solo e comparar os resultados obtidos com a Resolução CONAMA 420/2009;
- b) Comparar as concentrações de metilmercúrio e mercúrio total no sedimento com outros estudos desenvolvidos na bacia amazônica em áreas não impactadas;
- c) Comparar os resultados obtidos em solo e sedimento entre pontos amostrais externos e internos à Reserva Biológica do Jaru, a fim de se identificar uma possível influência antrópica;
- d) Comparar os resultados dos demais pontos com um ponto que se encontra em uma área que pode estar sendo influenciada por garimpo;
- e) Analisar a concentração de metilmercúrio e mercúrio total em músculo e fígado de peixes da Reserva Biológica do Jaru.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A EXTRAÇÃO DE OURO NA AMAZÔNIA

A extração de ouro na Amazônia ao longo da história sempre esteve ativa, porém, a partir da década de 1970, se deu a principal corrida do ouro na Amazônia, tendo como marco o garimpo de Serra Pelada no estado do Pará, conhecido como o maior garimpo a céu aberto do mundo (WANDERLEY, 2015). A quem diga que o garimpo de Serra Pelada foi a segunda maior concentração de trabalho humano, depois das pirâmides do Egito, mobilizando mais de 80 mil homens (KOTSCHO, 1984).

De acordo com Wanderley (2015), em termos proporcionais este fenômeno pode, em parte, ser comparável à corrida do ouro em Minas Gerais no século XVIII ou com as mais famosas corridas do século XIX na Califórnia, na Austrália ou na África do Sul. Hammond et al (2007), demonstraram que o crescimento da mineração de ouro na Amazônia, na época, portou-se como a maior do mundo, superior inclusive ao conjunto dos países subsaarianos.

Paralelo a este cenário, no sudoeste amazônico, também ocorreu extração de ouro em larga escala. Localizada no Alto rio Madeira próximo à fronteira do Brasil com a Bolívia, no Estado de Rondônia, em uma região autorizada e delimitada pelas portarias do Ministério de

Minas e Energia (N^{os} 1345 de 1979 e 1034 de 1980) e denominada Reserva Garimpeira do rio Madeira, abrangendo uma área de 192 km². A produção oficial de ouro no período entre 1979 e 1995, segundo a Secretaria da Receita Federal de Rondônia, foi de 51,5 toneladas, após essa data não se tem registro oficial.

2.2 ESTUDOS SOBRE MERCÚRIO NA AMAZÔNIA

A mineração de ouro e o desmatamento estão entre as principais causas de emissão antrópica de Hg para a atmosfera na Amazônia (VEIGA et al., 1994; LACERDA e MARINS, 1997; CORDEIRO et al., 2002; ALMEIDA et al., 2005). Estas são atividades corriqueiras na região amazônica, porém de acordo com Malm, (1998) e Akagi e Naganuma, (2000), em algumas bacias hidrográficas estas ações estão intrinsecamente ligadas a concentração de mercúrio no ecossistema.

Conforme Almeida (2006), estudos relacionados ao mercúrio na região amazônica enfocam em três grandes sub bacias inseridas na bacia amazônica, que são: sub bacia do rio Tapajós, do rio Madeira e do rio Negro. Sendo os primeiros realizados na sub bacia do rio Madeira (LACERDA et al 1987; MARTINELLI et al 1988) e Tapajós (SANTOS et al., 1995; MALM et al., 1995; MALM et al., 1998) devido a utilização de Hg desde o século XVIII, com significativo aumento de seu uso a partir da década de 70 com a corrida do ouro na Amazônia (WANDERLEY, 2015).

Trabalho realizado por Fadini e Jardim (2001) na sub bacia do Rio Negro deram uma nova conotação a relação entre garimpagem de ouro e concentração de Hg no ambiente. Em seus estudos os autores encontraram teores relativamente elevados nas matrizes ambientais analisadas, afirmando pela primeira vez a possibilidade da existência de mercúrio natural nos solos do norte da Amazônia, uma vez que até então não havia registros de garimpagem de ouro naquela região.

Estudos relacionados a distribuição do mercúrio na sub bacia do Rio Madeira passaram a ser realizados a partir do final dos anos 80, dentre estes trabalhos destacam: Lacerda et al. (1987); Martinelli et al. (1988) e Pfeiffer et al (1989). A bacia do Rio Madeira teve seu período de exploração maior entre o final da década de 70 a meados de 90. Porém, há registros que por volta do ano de 1929, houve exploração de ouro no vale do Guaporé, na bacia do rio Corumbiara (TEIXEIRA & RIBEIRO, 2002).

Atualmente a exploração de ouro no rio Madeira se restringe a mineração informal de subsistência, onde a maioria dos garimpeiros dividem sazonalmente o garimpo com o extrativismo florestal e a agricultura familiar ou mesmo os que atuam como subempregados urbanos em parte do ano (COELHO et al. 2017).

2.3 PRINCIPAIS FONTES DE EMISSÃO DE MERCÚRIO NO AMBIENTE

As fontes de emissão de mercúrio para a biosfera podem ser divididas por duas formas, a de origem natural e antrópica. Entre as fontes naturais destacam-se: emissão por vulcões, degaseificação da crosta terrestre e *spray* marinho (ALMEIDA, 2006). Os processos antropogênicos que mais contribuem para a emissão de mercúrio no ambiente são: Queima de combustíveis fósseis, indústrias de cloro-soda, indústrias de celulose, termômetros, uso na medicina, na extração de ouro, indústrias siderúrgicas e lixiviação dos solos pelo processo de uso na agricultura (LACERDA & MARINS, 1997). Sendo a atividade de mineração de ouro e o desmatamento os principais contribuidores de emissão e liberação de Hg na Amazônia (VEIGA et al., 1994; LACERDA, 1997).

2.4 PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO MERCÚRIO

O mercúrio se apresenta em uma variedade de estados físicos e químicos. Além de seu estado elementar Hg^0 , o mercúrio existe na forma íon +1 mercúrio (I) e na forma +2 mercúrio (II); estados em que o átomo do mercúrio perdeu um e dois elétrons, respectivamente (ALMEIDA, 2006). Deste modo, os compostos químicos do (mercúrio) (II) são muito mais estáveis com relação aqueles do (mercúrio) (I) (EHC, 1976 *apud* ALMEIDA, 2006).

O mercúrio é um dos metais pesados mais voláteis e seu vapor é altamente tóxico. Porém, é na forma catiônica e também quando ligados a cadeias curtas de átomos de carbono é que se encontra sua forma mais tóxica. O mecanismo de ação tóxica se deve a forte afinidade dos cátions pelo enxofre. Assim, os grupos sulfidríla – SH, que ocorrem nas enzimas que controlam a velocidade das reações metabólicas de importância crítica no corpo humano, ligam-se rapidamente aos cátions de metais pesados como o mercúrio, afetando a ação da enzima como um todo, não podendo atuar com normalidade e em consequência atua negativamente para a saúde humana (MICARONI et al. 2000; COLIN, 2004; ALMEIDA, 2006).

Porém a toxicidade do mercúrio varia muito de acordo com a sua forma química. Um exemplo disso é o mercúrio orgânico (metilmercúrio e dimetilmercúrio) e o vapor de mercúrio

(Hg^0), que possuem forte toxicidade no sistema nervoso central (CLARKSON, 2006 e BERNHOFT, 2012). Enquanto que a toxicidade renal e gastrointestinal tem forte relação com mercúrio inorgânico solúvel, por exemplo o cloreto de mercúrio (HgCl_2) e ao cloreto mercurioso (Hg_2Cl_2) (LIU et al, 2008).

2.5 METILMERCÚRIO

A metilação do mercúrio passou a receber mais atenção após a descoberta de que o metilmercúrio presente em elevados níveis em organismos aquáticos não provinha de nenhuma entrada de compostos organo mercuriais nestes ambientes (ROBINSON e TUOVINEN, 1984). Em estudos realizados por Jensen e Jernelov (1969), os autores concluíram que a presença de metilmercúrio nos peixes era proveniente da metilação biótica do mercúrio inorgânico. A Figura 1 ilustra o processo de metilação do mercúrio por via biótica.

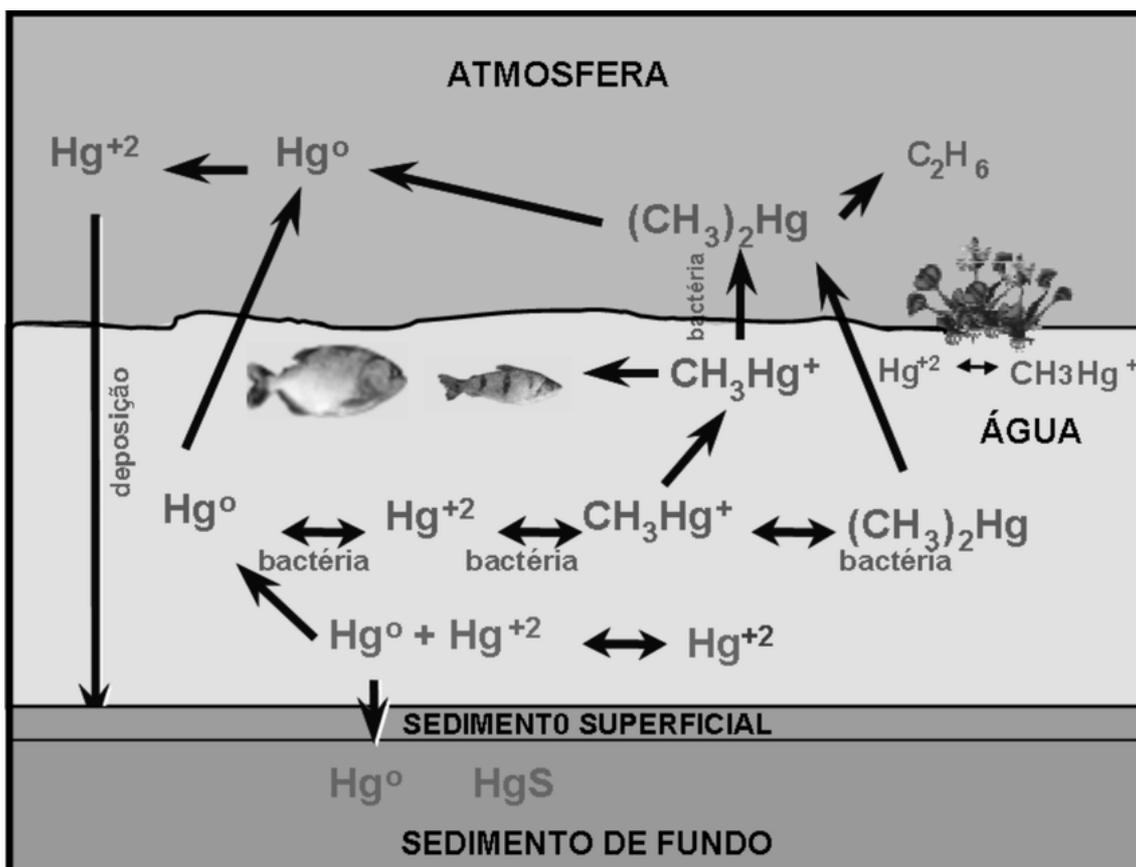


Figura 1- Especiação do mercúrio em ambientes aquáticos

Fonte: Miranda et al 2007.

A metilação do mercúrio ocorre da seguinte forma: os ânions são mais capazes de formar ligações covalentes com os íons nitrato, óxido ou sulfato, o íon mercúrico Hg^{2+}

formando moléculas covalentes em vez de sólidos iônicos. Assim o ânion metila, CH_3^- com Hg^{2+} forma um composto covalente dando lugar ao dimetilmercúrio ($\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$), um líquido molecular volátil. O processo de formação do dimetilmercúrio ocorre em sedimentos de rios e lagos, especialmente em condições anaeróbicas, quando bactérias e microrganismos convertem Hg^{2+} em $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$ (ALMEIDA 2006). O agente ativo do processo de metilação é um constituinte comum dos microrganismos; um derivado da vitamina B12 com um ânion CH_3^- ligado a um cobalto, chamado metilcobalamina (AZEVEDO, 2003; COLIN, 2004; MIRANDA et al 2007).

A formação de metil pode ocorrer no solo, sedimento e na água e depende de diversos fatores. Na água sua formação está condicionada pela quantidade de oxigênio dissolvido, o pH da água ou do sedimento, presença de enxofre e de partículas de argila ou matéria orgânica (SOUSA, 2015). De acordo com Miranda (2007), a eficiência da metilação biótica do mercúrio depende mais de que se haja condições ambientais favoráveis a atividade microbiana do que a quantidade total de mercúrio no ambiente.

2.6 CONSEQUÊNCIAS AO MEIO AMBIENTE E A SAÚDE DA POPULAÇÃO

Um fator muito importante do impacto ambiental causado pelo mercúrio é sua capacidade bioacumulativa ao longo da cadeia alimentar, magnificando-se, ou seja, sua concentração aumenta conforme aumenta o nível trófico da espécie (UNEP, 2002).

De acordo com Lacerda e Malm (2008), a poluição das águas por mercúrio se dá especialmente à possibilidade de metilação por bactérias da sua forma inorgânica Hg^{2+} e à complexação com compostos orgânicos dissolvidos à água; e segundo Wang e Wang (2019), essas reações tendem a ocorrer mais em sedimentos de oceanos e rios. Devido à sua natureza lipofílica, o MeHg rapidamente bioacumula e biomagnifica dentro dos diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar aquática (TSHUMAH-MUTINGWENDE, 2019). Sendo os compostos etil e metilmercúrio os que mais contribuem para intoxicação em seres humanos em decorrência do consumo de pescados (AZEVEDO, 2003).

O Hg causa danos a toda a cadeia trófica desde os níveis mais inferiores. Em estudo realizado em zooplâncton por Fisher e Hooke (2002), os autores observaram uma diminuição na capacidade reprodutiva com um decréscimo da ordem de 75%, sendo produzido menos ovos e afetando também a incubação dos mesmos, aparentemente tais efeitos estão relacionados ao acúmulo de mercúrio nos ovários.

A toxicidade do HgT e MeHg em indivíduos e populações de peixes ainda não está totalmente esclarecida, embora alguns estudos demonstrem efeitos fisiológicos e neurológicos em peixes amazônicos (TANAN et al., 2006; MELA et al., 2007; NETO et al., 2008). Estando também relacionados a alterações endócrinas e reprodutivas, lesões histopatológicas, e há efeitos adversos sobre o desenvolvimento larval (WHO, 1990). Em trabalho realizado por Voccia et al., (1994), os autores relatam que a capacidade fagocítica de leucócitos como macrófagos e granulócitos que atuam no rim cefálico de *Oncorhynchus mykiss* foram inibidos após exposição destas espécies de peixes à concentrações sub-letais de Hg (0,5 µg/kg), muito provável devido a citotoxicidade do mercúrio.

O mercúrio passou a ter maior relevância no que se refere a contaminação ambiental e danos à saúde pública após o incidente ocorrido na Baía de Minamata no Japão na década 50 (AZEVEDO, 2003). Na ocasião a contaminação ambiental ocorreu devido a despejos de subprodutos de uma empresa química diretamente na baía. Posteriormente a contaminação do ambiente aquático, a população local sofreu drasticamente, por ter como base alimentar o pescado, onde foram relatados 2.520 casos de intoxicação, dos quais 1.043 vieram a óbitos (HARADA, 1995).

Embora a toxicidade do mercúrio varia de acordo com seus compostos, é na sua forma orgânica que este se apresenta de maneira mais tóxica, não só para o ser humano, mas também para toda a biota. Devido ao radical orgânico e sua característica de lipossolubilidade, esta espécie tem facilidade para atravessar tecidos animais, podendo causar danos severos ao sistema nervoso central (MICARONI et al. 2000).

Estudos relatam que exposição aguda ao metilmercúrio pode provocar instabilidade emocional, confusão mental, fadiga, distúrbios psiquiátricos, perda de peso, dificuldades de concentração, amnésia, taquicardia, delírios, incoordenação motora, surdez, ataxia, tonturas, parestesia, tremor muscular, constrição do campo visual, coma e morte (EKINO, 2007; MURATA, 2007). No entanto a exposição crônica é caracterizada, por fraqueza muscular, diminuição da atenção e da memória, ansiedade, insensibilidade nas extremidades, irritabilidade, depressão, disartria, insônia, distúrbios de coordenação e equilíbrio, aumento do risco para doença cardiovascular e sinais motores que simulam esclerose lateral amiotrófica (OMS, 1980; CHUU et al, 2007; CHANG, 2008).

A Organização Mundial da Saúde estipula um limite de segurança de 0,5 mg/kg de Hg Total. Em contrapartida, no Brasil, com relação ao consumo, a Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária, considera como limite 0,5 mg/kg de Hg para peixes não predadores e 1,0 mg/kg para predadores (BRASIL, 2013).

2.7 IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS PROTEGIDAS

A conservação da biodiversidade no Brasil passa por diversos impasses, onde interesses econômicos, a expansão industrial e uso excessivo de recursos naturais, alterações no clima, aumento da população humana são incompatíveis com os interesses conservacionistas (FREITAS 2010, COSTA-PEREIRA et al. 2013).

De acordo com Bastos (2015), a ocupação no entorno das unidades de conservação causa uma série de impactos devido a fragmentação florestal, tendendo a aumentar conforme avançam para seus limites. Contudo, tem-se áreas protegidas altamente pressionadas por impactos ambientais e socioeconômicos em seu entorno, na qual esta se encontra inserida.

No estado de Rondônia há exemplos de impactos negativos em unidades de conservação, como ocorre na Floresta Nacional do Jamari, onde conforme Fernandes (2007), 42% da vegetação no entorno da unidade de conservação já teria sido desmatada. E segundo Gomes (2011), essa UC sofreu impactos internamente decorrentes de atividades mineradoras, sobretudo decorrente da exploração mineral de cassiterita.

Barros e Barbosa (2015) abordaram impactos ambientais causados à Reserva Biológica do Gurupi localizada na Mesorregião Oeste do Maranhão, os autores relataram que a UC passa por constantes agressões ambientais, nas quais destacaram entre outras, as queimadas e o desmatamento, no qual invasores através de ações criminosas, extraem, roubam e ateiam fogo na Unidade de Conservação.

Vários autores atribuem os impactos ambientais negativos gerados externa e internamente às Unidades de Conservação, como sendo a deficiência na fiscalização, a defasagem no quadro de funcionários dos órgãos responsáveis e o nível insatisfatório do manejo (FONSECA et al., 1997; BROCKELMAN e GRIFFITHS, 2002; SOUZA et al., 2005; BARROS e BARBOSA, 2015).

3 METODOLOGIA

A área de estudo se encontra na Reserva Biológica do Jaru – Rebio Jaru no estado de Rondônia, a qual está sob responsabilidade do órgão federal Instituto Chico Mendes de Proteção da Biodiversidade (ICMBio). Esta unidade de conservação está inserida dentro dos limites geográficos dos municípios de Jí-Paraná (59,75%), Vale do Anarí (37,18%) e Machadinho D'Oeste (1,57%). Localiza-se a leste do Estado de Rondônia (FIGURA 2). Distante aproximadamente 80 km ao norte do núcleo urbano do município de Jí-Paraná, entre as latitudes 09°19'52" e 10°11'46" S e longitudes 61°35'40" e 61°52'48" O. Tendo sua altitude variando entre 120 e 150 m do nível do mar (CULF et al., 1996).

Ressalta-se que esta pesquisa foi registrada no Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBio sob o número: 57521-1.

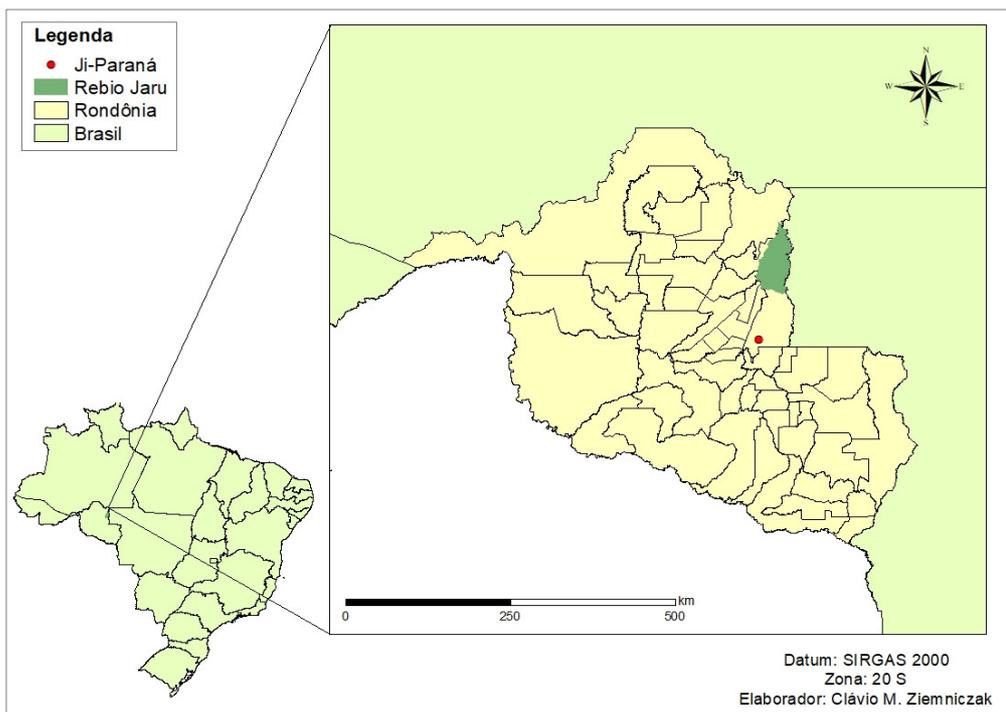


Figura 2 - Localização da reserva biológica do Jaru no Estado de Rondônia.

De acordo com Juárez et al, (2007) o solo é caracterizado predominantemente como podzólico vermelho-amarelo. Conforme o Plano de Manejo, a UC apresenta cobertura vegetal características de terra firme com altura média do dossel de 35 m.

O clima que predomina no estado de Rondônia é o equatorial quente e úmido com três meses secos, apresentando índices pluviométricos anuais variando de 1843,8 a 2008,2 mm para

a região estudada (FRANCA, 2015). Com períodos sazonais divididos em 4 estações: úmida (jan-mar), úmida-seca (abr-jun), seca (jul-set) e seca-úmida (out-dez) (FISCH et al, 2007).

A temperatura média é de 25 °C, com umidade relativa média de 82% (ANDRADE et al 2009). Na estação seca são encontrados os maiores valores para temperatura do ar, sendo o mês de setembro o mês com as maiores médias, $26,5 \pm 0,38$ °C (GOMES, 2015).

3.2 COLETA E TRIAGEM DAS AMOSTRAS

Para obtenção dos dados referentes a este estudo, foram realizadas quatro coletas em um período que compreendeu os meses de março (estação-úmida), junho (estação úmida-seca) e novembro (estação seca-úmida) de 2017 e fevereiro (estação úmida) de 2018.

3.2.1 Solo

As coletas de solo foram realizadas em nove pontos amostrais, localizadas às margens do Igarapé Azul, rio Jaru, rio Anarí, rio Machado (2 pontos amostrais); e quatro pontos no interior da UC, sendo três no rio Tarumã e um no Igarapé Grande. A tabela 01 apresenta informações sobre os pontos de coleta de solo e a figura 5 mostra a distribuição espacial dos mesmos.

Tabela 2. Localização dos pontos de coleta das amostras de solo e sedimento.

Pontos	Local	Solo		Sedimento	
		Latitude	Longitude	Latitude	Longitude
P1	Igarapé Azul	10°12'22,9"	61°51'47,9"	10°12'23,6"	61°51'47,6"
P2	Rio Jaru	10°04'06,1"	61°58'36,5"	10° 04' 04,5"	61°58'35,9"
P3	Rio Anarí	09°47'32,4"	61°57'03,2"	09°47'30,2"	61°57'03,7"
P4	Rio Machado	09°26'47,3"	61°41'47,8"	09°26'29"	61°41'51,0"
P5	Rio Machado	09°25'53,5"	61°40'53,2"	09°25'51,8"	61°40'55,3"
P6	Rio Tarumã	09°27'34,1"	61°40'14,1"	09°27'34,1"	61°40'13,4"
P7	Rio Tarumã	09°32'11,5"	61°40'14,3"	09°32'13,4"	61°40'14,9"
P8	Igarapé Grande	09°34'36,4"	61°36'07,3"	09°34'34,3"	61°36'08,1"
P9	Rio Tarumã	09°35'13,8"	61°36'28,3"	09°35'17,6"	61°36'28"

O solo foi coletado próximo aos respectivos pontos de coletas de sedimento a uma distância média de 100 metros das margens dos rios a fim de se evitar a influência direta dos mesmos. Ressalta-se que durante as coletas, as margens selecionadas (esquerda ou direita), foi

a que possuía melhor acesso, visto que em alguns períodos algumas áreas encontravam-se alagadas. Entretanto, na maioria dos pontos a coleta foi sempre realizada na mesma margem, esquerda ou direita. Com o auxílio de uma cavadeira articulada, foi descartada uma camada superficial de 5 cm e coletado os 20 cm subsequentes. O material coletado foi armazenado em sacos plásticos para posterior preparo para as análises (Figura 3).

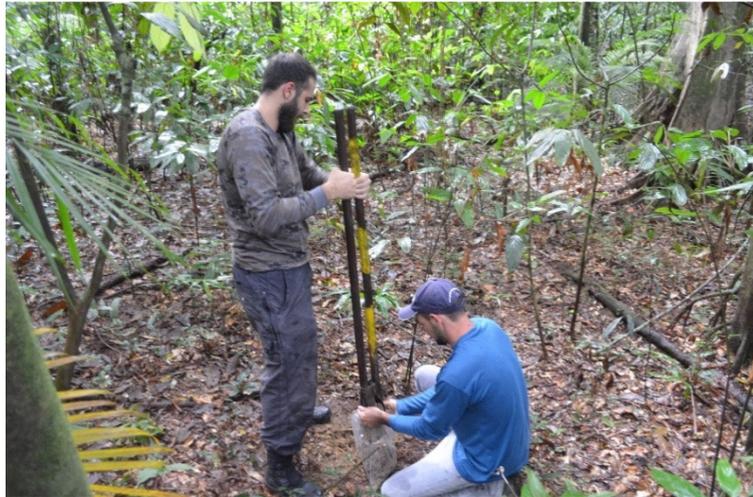


Figura 3 - Coleta de solo.

Fonte: O autor

3.2.2 Sedimento de fundo

O sedimento foi coletado com uso de uma draga de Eckman (Figura 4). Os rios amostrados foram: Igarapé Azul (P1), rio Jaru (P2), rio Anarí (P3), rio Machado (P4), rio Machado/Foz Tarumã (P5), rio Tarumã (P6), rio Tarumã (P7), Igarapé Grande (P8) e rio Tarumã (P9) (Tabela 1 e Figura 4). Após a coleta, as amostras de sedimento foram armazenadas em sacos plásticos devidamente identificadas e acondicionadas em caixas térmicas, sendo mantidas resfriadas até o preparo da mesma para análise.



Figura 4 - Coleta de sedimento.

Fonte: O autor.

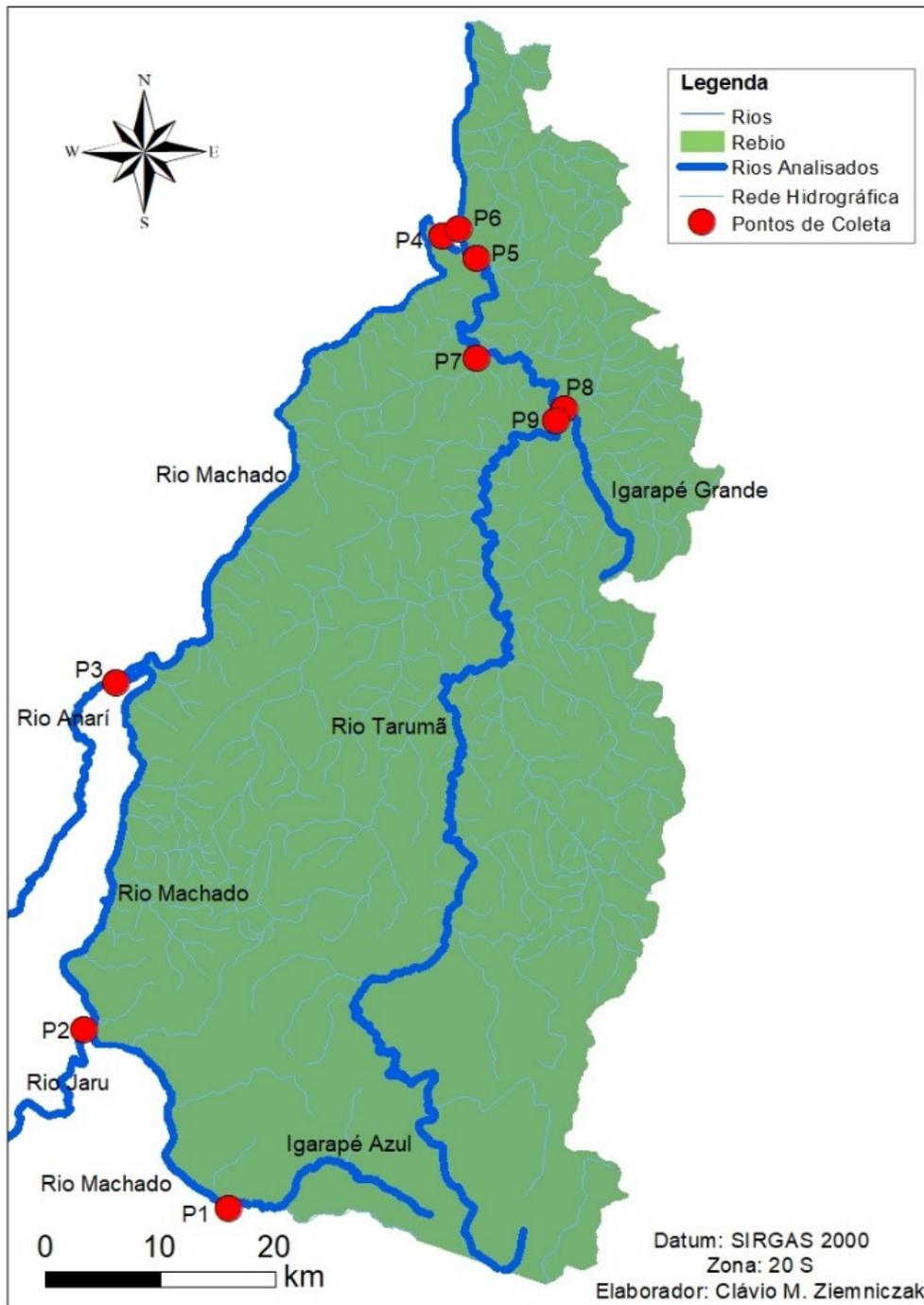


Figura 5 - Pontos de coletas
Fonte: O autor

Ressalta-se que para as coletas de solo e sedimento foram selecionados cinco pontos (P1 ao P5) inseridos nos limites da reserva, os quais podem ser influenciados por atividades antrópicas fora da reserva, e quatro pontos (P6 ao P9), inseridos na bacia do rio Tarumã, que possui quase que toda sua área inserida na Rebio Jarú.

3.2.3 Peixes

Os peixes foram coletados em apenas um ponto, no ponto 7, situado no rio Tarumã no interior da Rebio. Para a captura dos peixes, foram utilizadas redes com malhas de diferentes tamanhos (60 a 200 mm) a fim de se obter maior número de espécies.

Em campo foi retirado uma amostra de tecido muscular e do fígado (Figura 6), sendo estas envoltas separadamente em papel alumínio e armazenadas em sacos plásticos, identificadas e acondicionadas sob resfriamento. As amostras foram mantidas congeladas até o momento das análises.



Figura 6 - Amostra de músculo (A) e fígado (B) de peixes.

3.3 CONTROLE DE QUALIDADE ANALÍTICO

Toda a vidraria utilizada nas análises passaram por um rigoroso processo de limpeza e descontaminação, que consistiu em: i) lavagem com detergente neutro e enxágue em água corrente, ii) enxágue em água destilada, iii) descontaminação em solução de ácido nítrico (HNO_3) a 5% por 24 horas, iv) novamente enxaguados com água destilada e posto para secar em estufa a 40 °C por 24 horas.

3.4 ABERTURA QUÍMICA DAS AMOSTRAS

3.4.1 HgT em solo e sedimento

Após a coleta as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Limnologia e Microbiologia – LABLIM, na Universidade Federal de Rondônia – UNIR, campus de Ji-

Paraná. No laboratório as amostras de solo e sedimento passaram por um processo de peneiramento úmido com água destilada em uma peneira de 200 *mesh* ou 0,075mm. A fração peneirada foi disposta em cadinhos de porcelana e seca em estufa a uma temperatura de 60 °C. Após completa secagem, as amostras foram maceradas e levadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Wolfgang C. Pfeiffer– UNIR, campus de Porto Velho.

Pesou-se 0,5g (peso seco) de solo e sedimento em tubos de ensaio (FIGURA 7). As análises foram realizadas em duplicata. Paralelamente a cada análise foram pesadas amostras certificadas, cuja as concentrações de mercúrio são conhecidas.

A abertura química das amostras foi adaptada ao procedimento descrito por Bastos et al. (1998), no qual consiste em adicionar 5mL de água régia ($3\text{HCl}:1\text{HNO}_3$) e leva-se ao bloco digestor por 30 minutos a 70 °C. Em seguida, adicionou-se 6mL de Solução de Permanganato de Potássio 5% sendo as amostras colocadas no bloco digestor por mais 30 minutos. Após as amostras atingirem temperatura ambiente, foram envoltas em filme de PVC e deixadas em repouso por 12 horas. No dia seguinte, a neutralização foi realizada adicionando-se 0,5mL de cloridrato de hidroxilamina ($\text{HONH}_2\text{Cl}+\text{NaCl}$), levadas ao vortex de modo a manter uma mistura homogênea da amostra. Em seguida as amostras foram filtradas em papel filtro (Whatman 44) e aferidas com água Milli-q a um volume final de 12mL. A quantificação das concentrações de mercúrio foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS-400, Perkin Elmer).



Figura 7 - Pesagem de solo e sedimento.

Fonte: O autor

3.4.2 HgTem peixes

Pesou-se aproximadamente 400mg de músculo e 200mg de fígado (peso úmido) em duplicata, posteriormente adicionou-se 0,5mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Em seguida foram adicionados 4mL de solução sulfonítrica ($HNO_3:H_2SO_4$). As amostras foram levadas ao bloco digestor por 30 minutos a 70 °C. Após atingirem temperatura ambiente, adicionou-se 5mL de solução de permanganato ($KMnO_4$) a 5%, posteriormente as amostras foram mantidas por mais 20 minutos a 70 °C (Figura 8). Em seguida, as amostras foram deixadas em repouso por 24 horas.

Após este período, foram adicionados 5mL de hidroxilamina, agitadas no vortex, transferidas para tubos *falcon* e aferidas com água milli-Q à um volume final de 14mL. A quantificação das concentrações de mercúrio foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS-400, Perkin Elmer) (Figura 9).



Figura 8 – Digestão química das amostras de peixe.

Fonte: O autor.

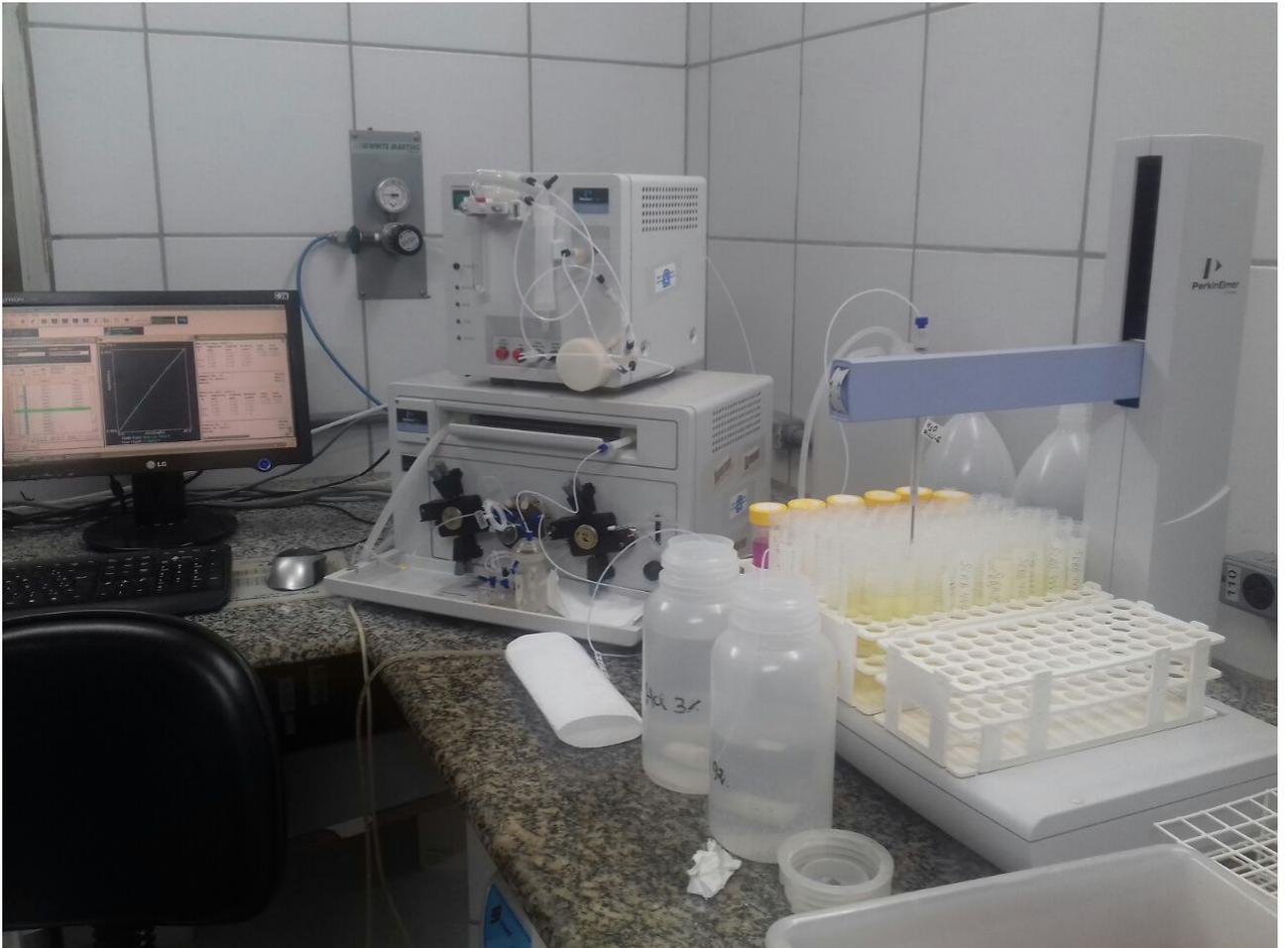


Figura 9 - Determinação da concentração no espectrofotômetro de absorção atômica por vapor frio (FIMS-400).

Fonte: O autor

3.4.3 MeHg em solo, sedimento e peixes

Para a determinação de metilmercúrio das amostras de peixes (músculo e fígado) pesou-se aproximadamente 0,05g (peso úmido). Já para amostras de solo e sedimento pesou-se 0,5g em tubo de *teflon*. Posteriormente adicionou-se 3mL de hidróxido de potássio (KOH) a 25% em meio metanol (CH_3OH), em seguida as amostras foram levadas à estufa por um período de 4 horas a 68°C para os peixes e 6 horas para as amostras de solo e sedimento, sendo agitadas a cada hora durante o período em que se encontravam na estufa. Transcorrido o tempo, as amostras foram envoltas em papel alumínio e acondicionadas em ambiente escuro por 48 horas para evitar a degradação do MeHg (PICHET et al., 1999).

A determinação de MeHg foi realizada no Cromatógrafo Gasoso Acoplado ao Espectrofotômetro de Fluorescência Atômica (CG-AFS, Brooks Rand)(FIGURA 10).



Figura 10 - Cromatógrafo gasoso acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica.
Fonte: Leidiane Caroline Lauthartte.

3.5 ORGANIZAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS

Os resultados obtidos neste trabalho foram submetidos ao teste de Ryan-Joiner (similar ao teste de Shapiro-Wilk), a fim de se avaliar a normalidade dos dados, no qual a maioria não atendeu a essa premissa. Optou-se então pelo teste não-paramétrico de Mann-Whitney para comparação entre os pontos amostrados. Foi considerado o nível de significância de 5% e intervalo de confiança de 95%. Para todas as análises foram utilizados o programa estatístico Minitab 18, versão para estudante, e o Excel 2013.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CONTROLE DE QUALIDADE ANALÍTICO

Para verificação e a acurácia do método utilizado, foram analisadas amostras certificadas com concentrações de Hg e MeHg, apresentando valores acima de 93% (Tabela 2). Tais resultados validam a técnica utilizada, garantindo a exatidão analítica e a confiabilidade nos resultados.

Tabela 3. Percentuais (%) de recuperação de Hg-T e MeHg.

Certificadas	Hg-T Solo e Sedimento	
SS-2	97	
SS-2	110	
	MeHg Solo e Sedimento	
IAEA 356	95	
IAEA 356	127	
	Hg-T Peixe	MeHg Peixe
<i>Tuna fish</i>	108	93
<i>Tuna fish</i>	122	119

4.1 HgT e MeHg NO SOLO

O solo apresenta grande capacidade de reter o mercúrio, devido sua forte ligação ao carbono, sendo os solos argilosos aparentemente terem uma maior capacidade, podendo acumulá-lo por muitos anos. Após entrar no sistema terrestre, parte do mercúrio pode ser volatilizado, voltando para a atmosfera e parte pode ser rapidamente complexado em material orgânico (BISINOTI et al, 2004; LINHARES et al, 2012).

A distribuição e a dinâmica de compostos organometálicos em solos amazônicos estão fortemente relacionadas à matéria orgânica e em seus mais variados estágios de decomposição, sendo os processos organogeoquímicos os principais reguladores da mobilização e exportação do mercúrio dos solos para os sistemas aquáticos (ZEIDEMANN, 1998; DO VALLE et al., 2005; BARDY et al., 2010; SOUSA et al., 2015).

No Brasil a legislação ambiental vigente para concentração de mercúrio e demais metais pesados no solo é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA 420/2009. Todos os valores de HgT no solo encontrados neste estudo foram menores que o limite de prevenção preconizado pela resolução, que é de 0,5 mg/kg, (Tabela 3).

Tabela 4. Concentrações de HgT e MeHg em amostras de solos da Rebio Jaru.

	1ª Coleta (úmido)			2ª Coleta (úmido-seco)			3ª Coleta (seco-úmido)			4ª Coleta (úmido)		
	HgT	MeHg	%	HgT	MeHg	%	HgT	MeHg	%	HgT	MeHg	%
P1	0,10	0,64	0,62	0,11	1,00	0,92	0,09	0,18	0,21	0,14	0,49	0,36
P2	0,07	0,18	0,24	0,10	0,15	0,15	0,13	0,46	0,36	0,12	0,66	0,55
P3	0,11	0,42	0,37	0,12	0,41	0,35	0,15	0,34	0,24	0,13	1,05	0,79
P4	0,04	0,06	0,16	0,08	0,42	0,52	0,09	0,58	0,66	0,09	0,39	0,42
P5	0,15	0,45	0,31	0,13	0,71	0,54	0,13	0,99	0,75	0,11	0,65	0,60
P6	0,16	0,37	0,23	0,11	0,62	0,58	0,12	2,93	2,46	0,11	0,50	0,46
P7	0,07	0,21	0,31	0,08	0,27	0,33	0,11	1,3	1,14	0,08	0,34	0,45
P8	0,14	1,14	0,80	0,11	0,43	0,40	0,14	0,4	0,28	0,16	0,82	0,52
P9	0,08	0,16	0,21	0,10	0,11	0,11	0,10	0,33	0,32	0,09	0,40	0,46

P - ponto amostral; HgT (mg/kg); MeHg ($\mu\text{g}/\text{kg}$); % (relação de MeHg/HgT).

As concentrações de HgT encontradas em amostras de solo deste estudo variaram de 0,04 a 0,16 mg/kg e média de $0,11 \pm 0,03$. Estes valores estão próximos aos encontrados em solos de outras regiões do Brasil, tais como a Bacia do rio Tocantins com concentrações variando de 0,08 a 0,12 mg/kg (Aula et al., 1994); bacia do rio Tapajós com teores de 0,04 a 0,10 mg/kg (ROULET et al, 1998); Alta Floresta em Mato Grosso com concentrações de 0,02 a 0,18 mg/kg (LACERDA et al 2004); Sub bacia do rio Corumbiara em Rondônia com intervalo de 0,03 a 0,11 mg/kg (HERMANN, 2009).

A Figura 11 mostra a média aritmética das 4 coletas realizadas para HgT no solo em cada ponto analisado.

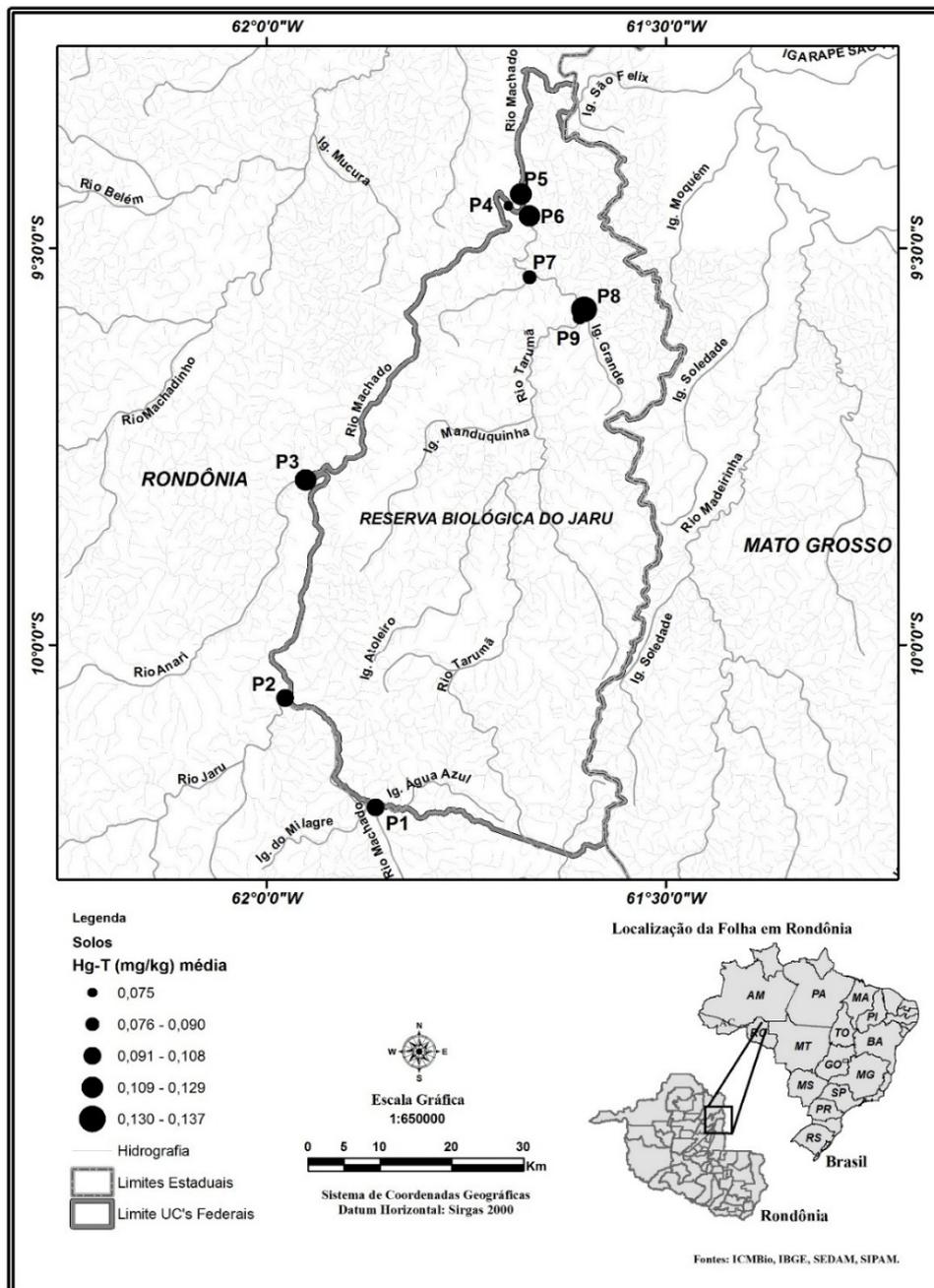


Figura 11 - Mapa dos pontos amostrados e suas respectivas concentrações médias de HgT no solo.

A menor média entre as coletas foi encontrada no P4 (0,08 mg/kg) e a maior no P8 (0,14 mg/kg). As concentrações e o transporte do mercúrio no solo dependem de fatores físico-químicos do contaminante e do local, tais como, tipo de solo, heterogeneidade do solo e teor de umidade (REIS, 2014). No entanto, a diferença entre a mínima e a máxima média obtida, pode estar relacionado a topografia do local amostrado, no qual o P4 se encontra em uma área de terreno acidentado, e segundo Lacerda et al., (2004) a lixiviação desempenha um importante papel na mobilização do Hg no solo.

Em relação a concentração de metilmercúrio em solos, vale ressaltar que ainda não há legislação que determine valores de prevenção para este. Neste estudo as concentrações para MeHg nessa matriz variou de 0,06 a 2,93 $\mu\text{g}/\text{kg}$ e média de $0,57 \pm 0,50$. Porém tais valores encontrados são superiores aos obtidos por Qiu et al (2005), que analisaram solos sem influência direta de mineração na China, onde encontraram concentrações que variaram de 0,15 a 0,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$; e Oliveira (2018), que analisou solos de uma terra indígena no sul do estado de Rondônia, onde obteve concentração média de 0,37 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

A Tabela 4 ilustra os pontos amostrados e a respectivas médias para MeHg entre os mesmos.

Tabela 5. Estatística descritiva da concentração de MeHg no solo.

Pontos	N	Mínima ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Máxima ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Média ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
P1	4	0,18	1,00	0,58
P2	4	0,15	0,66	0,36
P3	4	0,34	1,05	0,55
P4	4	0,06	0,58	0,36
P5	4	0,45	0,99	0,70
P6	4	0,37	2,93	1,10
P7	4	0,21	1,30	0,53
P8	4	0,40	1,14	0,70
P9	4	0,11	0,40	0,25

N - número amostral.

A menor média foi obtida no P9 com 0,25 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) e a maior no P6 com 1,10 ($\mu\text{g}/\text{kg}$).

4.1.2 Comparação entre valores obtidos no solo

Em trabalho realizado por Lacerda et al (2004) em Alta Floresta no Mato Grosso, os autores compararam a diferença na concentração de mercúrio em solos de floresta e pastagem, onde verificaram diferença significativa entre os grupos, evidenciando os maiores valores em áreas florestadas.

Mesmo que os pontos amostrais do presente trabalho não estejam localizados inteiramente em áreas de pastagens ou agrícolas, buscou-se por meio de comparação dividi-los em dois grupos, a fim de verificar se há diferença estatística nas concentrações de HgT e MeHg, sendo um grupo com pontos que estejam inseridos na unidade de conservação – internos (P6, P7, P8 e P9), e outro com pontos que de alguma forma recebem maiores interferências antrópicas – externos (P1, P2, P3, P4 e P5). Para tanto foi realizado o teste estatístico Mann-Whitney, onde constatou-se não haver diferença estatística entre os dois grupos, tanto para

mercúrio total quanto para metilmercúrio (Hg-T p valor =0,811; W = 378; MeHg p valor = 0,911; W = 366). A estatística descritiva de mercúrio total e metilmercúrio no solo estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) em amostras de solo separados em pontos amostrais externos e internos da Rebio Jaru.

	Pontos externos		Pontos Internos	
	Hg-T (mg/kg)	MeHg (μ g/kg)	Hg-T (mg/kg)	MeHg (μ g/kg)
N	20	20	16	16
M	0,11	0,63	0,11	0,65
DP	0,03	0,35	0,03	0,36
Max.	0,15	1,24	0,16	1,49
Mín.	0,04	0,16	0,07	0,23
Med.	0,11	0,59	0,11	0,61

N, número de amostras; M, média; DP, desvio padrão; Max, máxima; Mín, mínima; Med, mediana

O fato de não haver diferença significativa entre os valores encontrados, possivelmente se deve ao fato de que os pontos considerados impactados, possuem vegetação nativa parcialmente preservada ou em recuperação como é o caso do P1 e P2. A comparação entre as concentrações estão apresentadas nas Figuras 12 e 13.

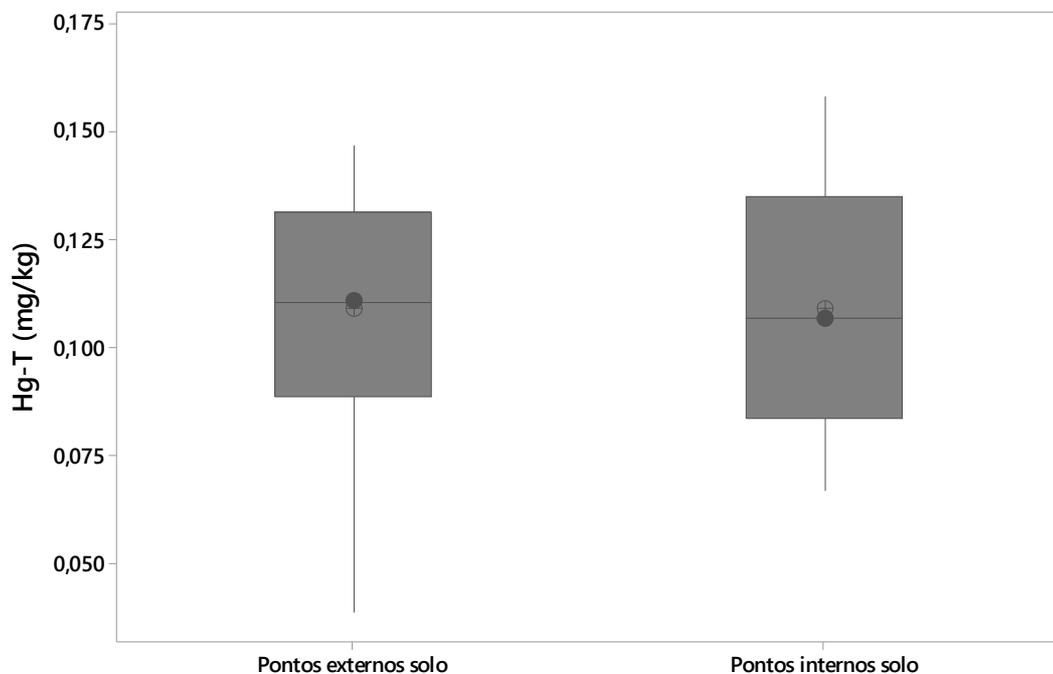


Figura 12 - Box plot representando as concentrações de HgT (mg/kg) no solo entre pontos externos e internos da Rebio Jaru.

Observando a figura 13 percebe-se a proximidade da média e da mediana entre os grupos analisados, portanto, é possível que haja um fator em comum influenciando nas concentrações de HgT no solo da Rebio Jaru.

De acordo com Chen et al. (2019), o mercúrio na sua forma elementar gasosa (Hg^0) pode ser transportado por muito tempo e a longas distâncias. E na Amazônia o mercúrio tem no transporte atmosférico seu principal caminho. Sendo o vapor de mercúrio facilmente absorvido pelas folhas das plantas, sendo possível que ele siga os mesmos caminhos dos nutrientes (LACERDA e PFEIFFER, 1992).

Desta forma a floresta estaria agindo não como uma fonte, mas um compartimento que esteja acumulando o mercúrio, em que a quantidade acumulada depende do histórico de deposição e da dinâmica deste elemento no solo (ZEIDEMANN, 1998). Essa é uma possível hipótese para as concentrações encontradas neste estudo.

Entretanto, vale ressaltar também a possibilidade destas concentrações constituírem uma característica natural do solo, como já descrito por (FORSBERG et al, 1999; JARDIM e FADINI, 2001).

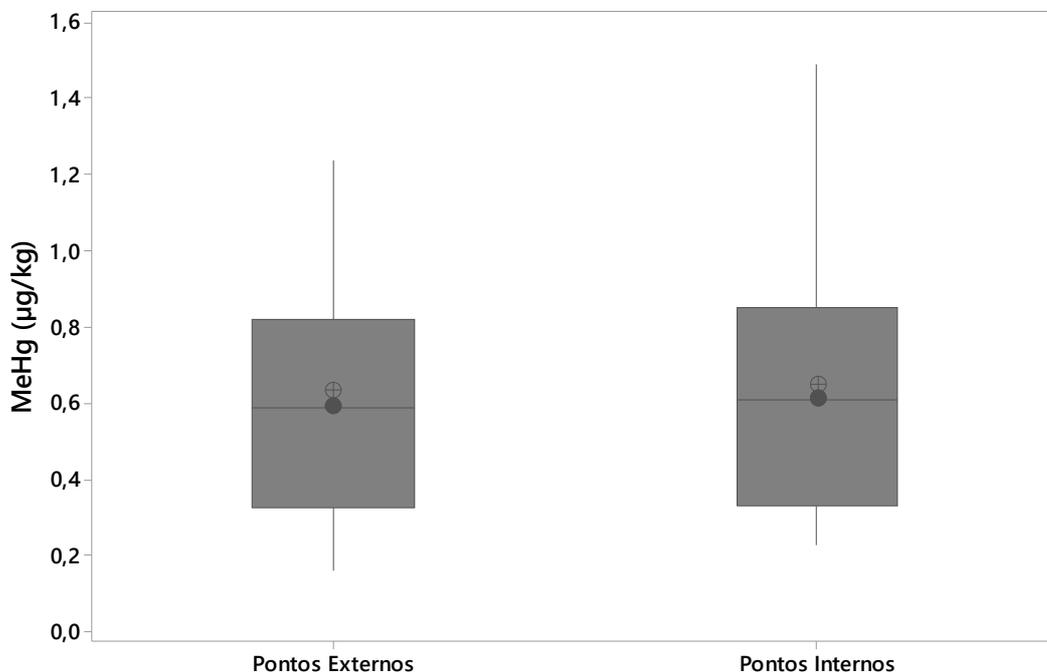


Figura 13 - *Box plot* representando as concentrações de MeHg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) no solo entre pontos externos e internos da Rebio Jaru.

Conforme a Figura 13, as concentrações de MeHg não diferiram estatisticamente, entre os grupos avaliados, dada a possível semelhança e condições ambientais entre eles.

4.1.3 Comparação entre o ponto P8 e os demais pontos

Como já mencionado neste texto, há indícios de garimpagem de ouro nos limites da Rebio Jaru, em um dos afluentes do rio Tarumã, no caso, o Igarapé Grande. Diante disto, decidiu-se amostrar um ponto próximo a foz deste igarapé (P8) a fim de verificar se estaria havendo algum tipo de contaminação proveniente de mineração. De acordo com a figura 11 é possível observar que este ponto apresentou a maior concentração média para mercúrio total.

De modo a verificar se a diferença foi significativa, foi realizado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney entre os valores encontrados neste ponto e os demais pontos amostrados. A estatística descritiva está apresentada na Tabela 6.

Tabela 6. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) em amostras de solo separados do P8 e demais pontos amostrais da Rebio Jaru.

	P8	Demais pontos
	Hg-T (mg/kg)	Hg-T (mg/kg)
N	4	32
M	0,137	0,105
DP	0,021	0,026
Max.	0,158	0,156
Mín.	0,107	0,039
Med.	0,141	0,106

N, número de amostras; M, média; DP, desvio padrão; Max, máxima; Mín, mínima; Med, mediana

Conforme o teste realizado, os valores diferiram significativamente (p valor = 0,032 e W = 549). A Figura 14 demonstra a variação da concentração de Hg-T no solo.

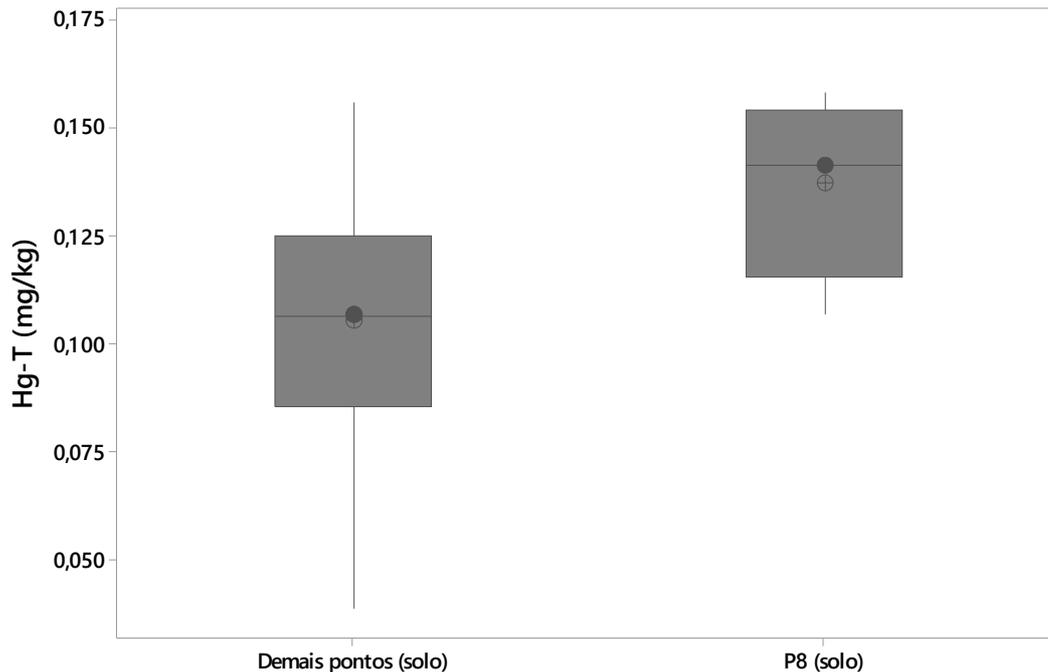


Figura 14 - *Box plot* representando as concentrações de Hg-T (mg/kg) no solo entre o ponto 8 e demais pontos amostrados.

Porém, não é possível afirmar que esteja havendo interferência antrópica direta, com relação ao ponto que apresentou a concentração mais elevada, uma vez que o local amostrado está em condições ambientais naturais, podendo outros fatores interferirem neste resultado. É provável que o solo do P8 apresente condições físico-químicas que favoreçam a uma maior concentração de Hg. No entanto, os valores obtidos corroboram para que haja mais estudos nesse local de modo a elucidar possíveis lacunas.

4.2 HgT E MeHg NO SEDIMENTO

De acordo com França (2017), o mercúrio em ambiente aquático ocorre predominantemente como Hg^{+2} (íon mercúrio) que pode ser adsorvido ao material particulado e precipitar no sedimento ou pode através de processos bióticos e abióticos ser convertido em metilmercúrio, aumentando assim, a sua biodisponibilidade.

O mercúrio é tóxico à biota em qualquer de suas formas químicas, porém, é na sua forma orgânica como o MeHg que se encontra sua forma mais tóxica, devido a sua maior facilidade de bioacumular nos organismos e biomagnificar ao longo da cadeia trófica (FRANÇA, 2017).

De acordo com Brito et al., (2017), as águas amazônicas representam o principal compartimento ambiental para a produção e bioacumulação de MeHg. Portanto, de acordo com Marins et al., (1998) e Alonso et al., (2000), determinar a concentração de Hg no sedimento é uma das formas mais utilizadas para se avaliar o grau de contaminação de um sistema aquático. As concentrações de HgT e MeHg no sedimento obtidas nesse estudo, estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7. Concentrações de HgT e MeHg em amostras de sedimento da Rebio Jaru.

	1ª Coleta (úmido)			2ª Coleta (úmido-seco)			3ª Coleta (seco-úmido)			4ª Coleta (úmido)		
	HgT	MeHg	%	HgT	MeHg	%	HgT	MeHg	%	HgT	MeHg	%
P1	0,07	0,83	1,14	0,07	0,56	0,77	0,10	0,45	0,46	0,10	1,22	1,24
P2	0,05	0,32	0,60	0,06	0,22	0,34	0,08	0,65	0,86	0,10	1,19	1,16
P3	0,09	0,42	0,50	0,06	0,16	0,26	0,08	0,33	0,41	0,11	0,62	0,56
P4	0,05	0,49	0,99	0,09	0,80	0,94	0,08	0,27	0,34	0,06	1,24	1,94
P5	0,07	0,30	0,46	0,05	0,80	1,74	0,08	0,70	0,89	0,05	1,10	2,23
P6	0,08	0,56	0,72	0,07	0,39	0,58	0,07	0,23	0,32	0,09	0,98	1,09
P7	0,05	0,27	0,50	0,07	0,68	1,02	0,05	0,26	0,53	0,11	1,49	1,33
P8	0,10	0,81	0,84	0,07	0,71	0,98	0,11	0,73	0,66	0,13	1,20	0,95
P9	0,07	0,87	1,23	0,08	0,36	0,45	0,07	0,32	0,44	0,07	0,52	0,80

P - ponto amostral; HgT (mg/kg); MeHg ($\mu\text{g}/\text{kg}$); % (relação de MeHg/HgT).

Conforme Lacerda et al (1994), 85% do estoque total de mercúrio na biota de água doces está na fração de metilmercúrio. No entanto, de acordo com Bisinoti (2004) a porcentagem encontrada no sedimento varia de 0,1 a 1,5% do estoque de HgT, tais valores corroboram aos encontrados nesse trabalho (Tabela 7).

As concentrações de HgT encontradas no sedimento variaram de 0,05 a 0,13mg/kg e média de $0,08 \pm 0,02$. Tais valores estão abaixo do *background* referido para rios amazônicos não contaminados que é de 0,05 a 0,28 mg/kg (Siqueira & Aprile, 2012), próximas às concentrações encontradas no rio Acre no estado do Acre com média de 0,05 mg/kg (Mascarenhas et al., 2004), e acima de valores registrados no rio Tapajós no estado do Pará que foram na ordem de 0,04 mg/kg (FRANÇA, 2015). De acordo com Lacerda e Pfeiffer (1992), em rios contaminados por mercúrio a concentração pode variar de 0,5 a 4,0 mg/kg podendo chegar a 19,8 mg/kg.

A média aritmética obtida para HgT no sedimento em cada ponto está apresentada na Figura 15. A maior média foi observada no P8 com 0,10 mg/kg e a menor no P5 com 0,06 mg/kg.

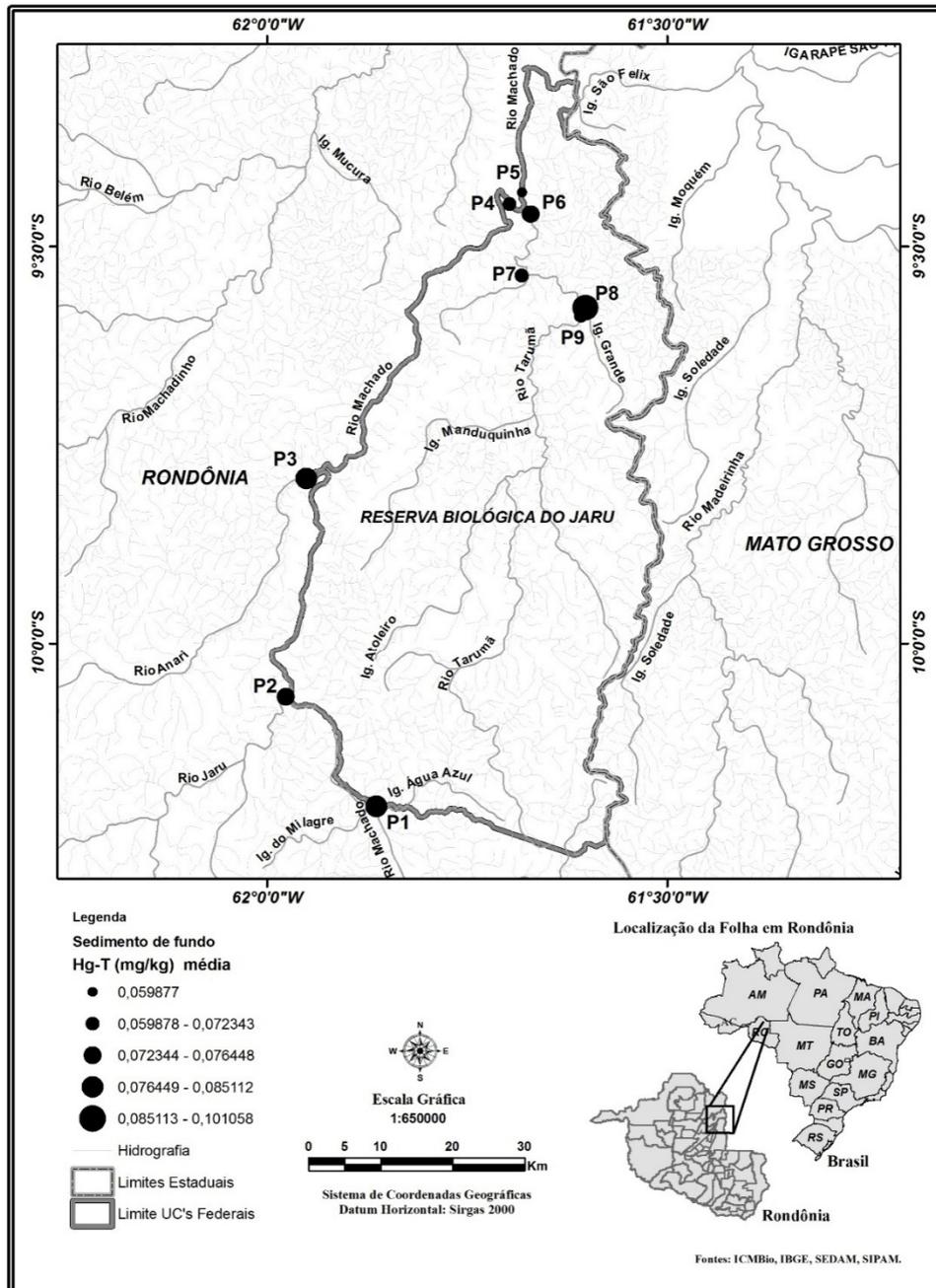


Figura 15 – Mapa dos pontos amostrados e suas respectivas concentrações médias de HgT no sedimento.

O Brasil ainda não possui legislação que limita valores de mercúrio em sedimento, porém, de acordo com a United States Environmental Protection Agency (USEPA 2003), considera que a concentração de HgT em sedimentos não poluídos deve estar abaixo de 1,00 mg/kg. Portanto, todos os valores encontrados para mercúrio total no sedimento da Rebio Jarú estão abaixo do valor de referência preconizado por esta agência.

A Figura 16 ilustra a média aritmética obtida para MeHg no sedimento.

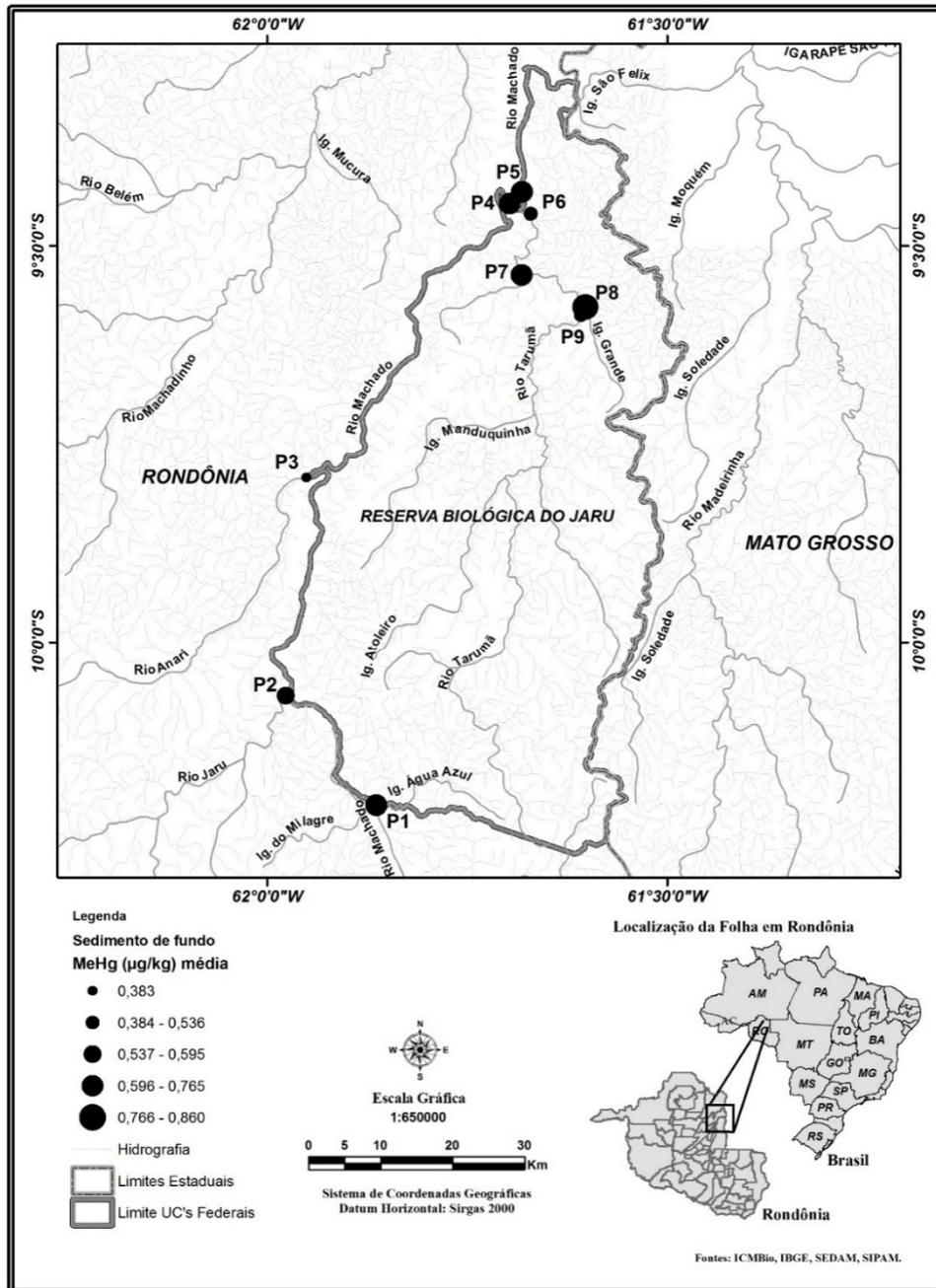


Figura 16 – Mapa dos pontos amostrados e suas respectivas concentrações médias de MeHg no sedimento.

A maior média obtida para MeHg no sedimento foi encontrada também no P8 com $0,86 \mu\text{g}/\text{kg}$ e a menor concentração no P3 com $0,38 \mu\text{g}/\text{kg}$. Tais pontos representam os extremos no que se refere ao estado de preservação dos mesmos, onde o primeiro, o Igarapé Grande está localizado no interior da UC e o segundo, o rio Anarí antes de desaguar no rio Machado atravessa áreas de fazenda, tendo suas margens comprometidas. Isso pode ter refletido nos

valores encontrados, haja visto que além de fatores físico-químicos, para que haja a metilação biótica, depende-se também do aporte de matéria orgânica no sistema (GILMOUR et al., 1992; HERCULANO et al., 2006). Neste caso, este fator tende a ocorrer mais na área de floresta.

No que se refere ao metilmercúrio no sedimento, os valores encontrados neste estudo variaram de 0,16 a 1,49 $\mu\text{g/kg}$ e média de $0,64 \pm 0,35 \mu\text{g/kg}$. Bisinoti (2005), obteve média semelhante para sedimentos do rio Caurés, afluente do rio Negro, sendo de 0,65 ($\mu\text{g/kg}$); tais valores são próximos aos encontrados por França (2017), no Lago Janauacá, Amazonas, com variação de 0,20 a 0,56 ($\mu\text{g/kg}$). Ressalta-se que para fim de comparação, buscou-se como referências áreas não impactadas.

4.2.1 Comparação entre valores obtidos no sedimento

Como já mencionado, alguns pontos amostrais apesar de estarem inseridos nos limites da Rebio Jaru, têm seus corpos hídricos permeando por áreas antropizadas, como é o caso do Igarapé Azul (P1), rio Jaru (P2), rio Anarí (P3) e rio Machado (P4 e P5).

Partindo da premissa que o sedimento seja carregado de acordo com a dinâmica das águas, e com ele possa ocorrer o transporte de metais como o Hg, buscou-se verificar a possível interferência externa nas concentrações de HgT e MeHg no sedimento. Para tanto foi realizado o teste Mann-Whitney entre os pontos coletados, sendo classificados em dois grupos: Pontos externos e Pontos internos. Na tabela 8, encontra-se a estatística descritiva das concentrações de mercúrio total e metilmercúrio.

Tabela 8. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) e MeHg ($\mu\text{g/kg}$) em amostras de sedimento separados em pontos amostrais externos e internos da Rebio Jaru.

	Pontos externos		Pontos Internos	
	Hg-T (mg/kg)	MeHg ($\mu\text{g/kg}$)	Hg-T (mg/kg)	MeHg ($\mu\text{g/kg}$)
N	20	20	16	16
M	0,08	0,08	0,08	0,09
DP	0,02	0,35	0,02	0,36
Max.	0,11	1,24	0,13	1,49
Mín.	0,05	0,16	0,05	0,23
Med.	0,07	0,59	0,07	0,61

N, número de amostras; M, média; DP, desvio padrão; Max, máxima; Mín, mínima; Med, mediana

Não ocorreram diferenças significativas entre as concentrações de mercúrio total (p valor = 0,556; Mann Whitney $W = 351$) e metilmercúrio no sedimento (p valor = 0,911; Mann Whitney $W = 366$) entre os dois grupos analisados. Porém, vale ressaltar que os pontos internos

à Rebio Jaru apresentaram valores maiores tanto para HgT quanto para MeHg que os pontos em que o sedimento advém de locais com incidência antrópica (FIGURAS 17 e 18).

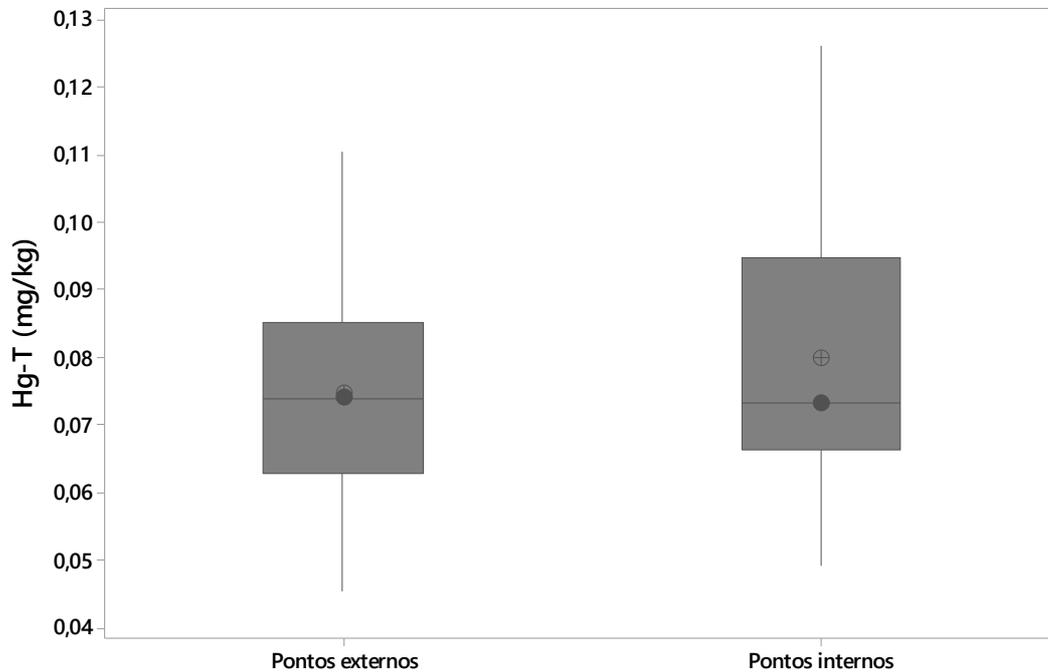


Figura 17 – *Box plot* representando a concentração de HgT em amostras de sedimento entre dois grupos de pontos amostrais.

Uma possível explicação para que o HgT tenha apresentado concentrações mais elevadas nos pontos internos relaciona-se ao fato de que a floresta esteja contribuindo com o aporte desse metal, uma vez que o mercúrio possui tempo de residência na atmosfera relativamente longo, podendo ser transportado via deposição atmosférica seca e/ou úmida (OLIVEIRA, 2007). E através da lixiviação do solo naturalmente impactado, possa alterar a concentração do Hg no sedimento (NASCIMENTO, 2008).

As concentrações de MeHg apresentaram amplitudes semelhantes (Figura 18) aos valores do Hg-T.

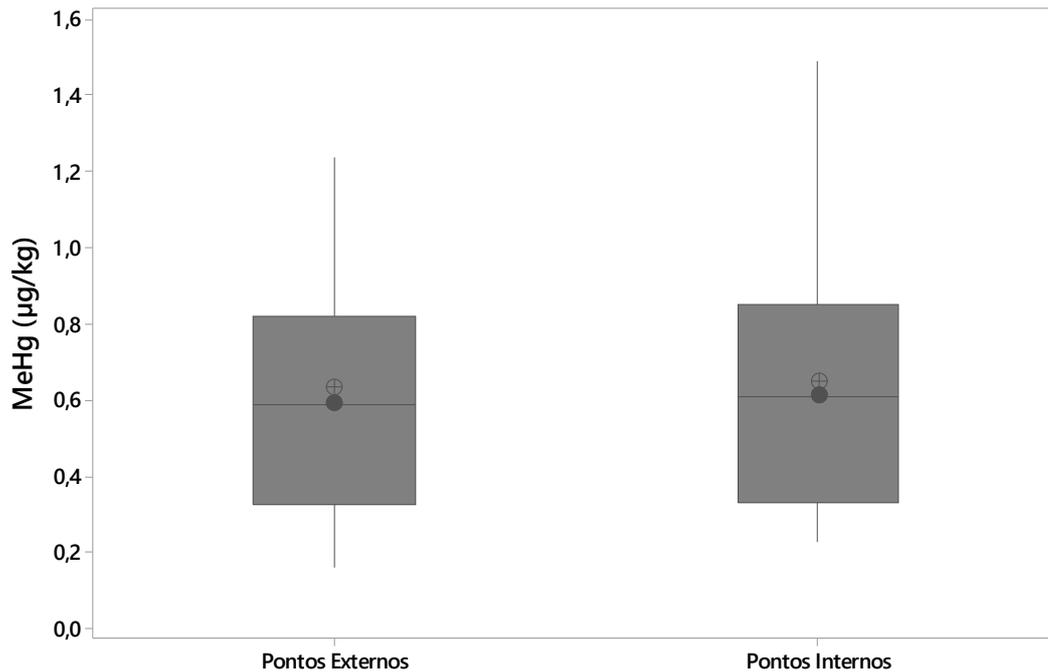


Figura 18 – *Box plot* representando a concentração de MeHg em amostras de sedimento entre dois grupos de pontos amostrais.

O fato da concentração de metilmercúrio ser maior nos pontos internos, pode estar atrelado a fatores físico-químicos (Bisinoti e Jardim, 2004), e a uma contribuição maior de matéria orgânica advinda da floresta, o que favorece o crescimento bacteriano e conseqüentemente a metilação do mercúrio (Kasper, 2014), haja vista que o rio Tarumã e o Igarapé Grande encontram-se em uma área com um nível de preservação maior que onde estão inseridos os pontos externos.

Tal comparação permite afirmar que provavelmente as concentrações encontradas sejam de origem autóctone e de característica natural para os padrões amazônicos de áreas não impactadas, sendo assim, não evidenciando fontes pontuais de contaminação.

4.2.2 Comparação entre o P8 e os demais pontos

Assim como para as amostras de solo, foi realizado teste estatístico entre o P8 e os demais pontos, porém, como este ponto se mostrou com a maior média aritmética tanto para HgT quanto para MeHg no sedimento, fez-se necessário averiguar também se havia diferença entre as concentrações de metilmercúrio.

A estatística descritiva entre os grupos analisados está apresentada na tabela 8.

Tabela 9. Estatística descritiva para concentrações de HgT (mg/kg) e MeHg ($\mu\text{g/kg}$) em amostras de sedimento do P8 e demais pontos amostrais da Rebio Jaru.

	P8		Demais pontos	
	HgT (mg/kg)	MeHg ($\mu\text{g/kg}$)	HgT (mg/kg)	MeHg ($\mu\text{g/kg}$)
N	4	4	32	32
M	0,10	0,86	0,07	0,61
DP	0,02	0,23	0,02	0,35
Max.	0,13	1,20	0,11	1,49
Mín.	0,07	0,71	0,05	0,16
Med.	0,10	0,77	0,07	0,53

N, número de amostras; M, média; DP, desvio padrão; Max, máxima; Mín, mínima; Med, mediana

Houve diferença significativa para o HgT entre os pontos avaliados, de acordo com o teste de Man-Whitney (p valor = 0,041; $W = 551$), mas não para MeHg (p valor = 0,102; $W = 559$). Tal resultado pode estar atrelado a uma possível fonte pontual de contaminação, por haver rumores de que haja garimpo ilegal próximo a nascente deste igarapé (P8). Os valores estão ilustrados na Figura 19 para Hg-T e Figura 20 para MeHg.

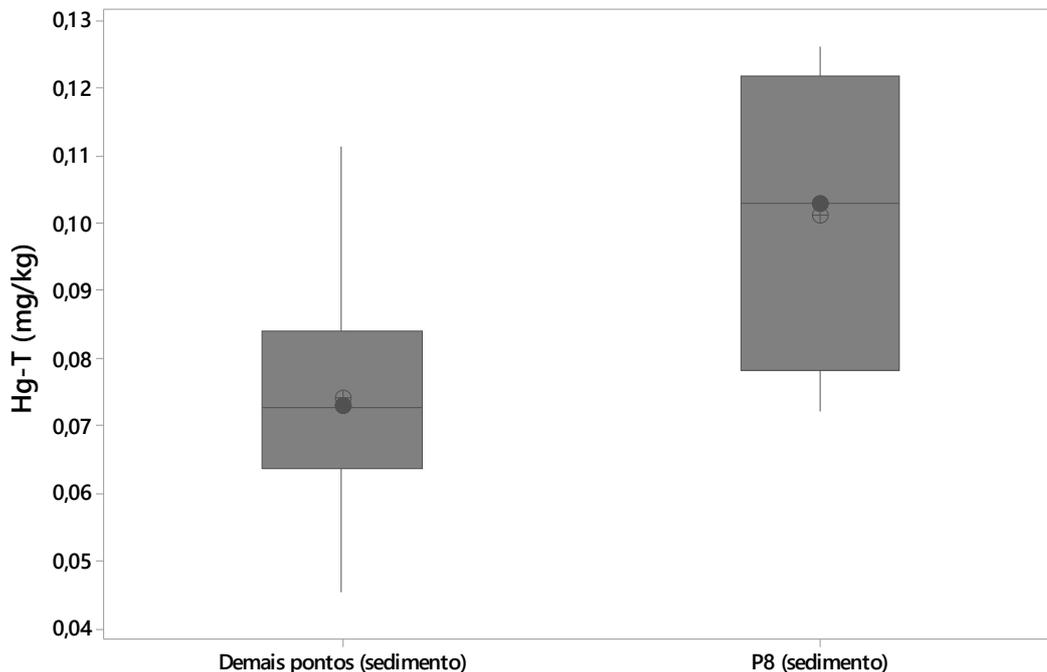


Figura 19 - Box plot representando as concentrações de Hg-T (mg/kg) no sedimento entre o ponto 8 e demais pontos amostrados.

Sousa (2015), relata que solos argilosos tem grande capacidade de estocar HgT e matéria orgânica, e que aliado a hidromorfismo desempenham importante papel na mobilização e exportação de mercúrio para o sistema fluvial amazônico. Partículas finas enriquecidas em

Hg provavelmente se instalam em áreas de fluxo não turbulentas e são incorporadas ao sedimento (NIANE et al., 2019). Sendo assim, esta também pode ser uma possível causa para os valores encontrados, devido ao ponto apresentar tais características, e a concentração de HgT no solo neste ponto também ter apresentado a maior média entre os pontos amostrados.

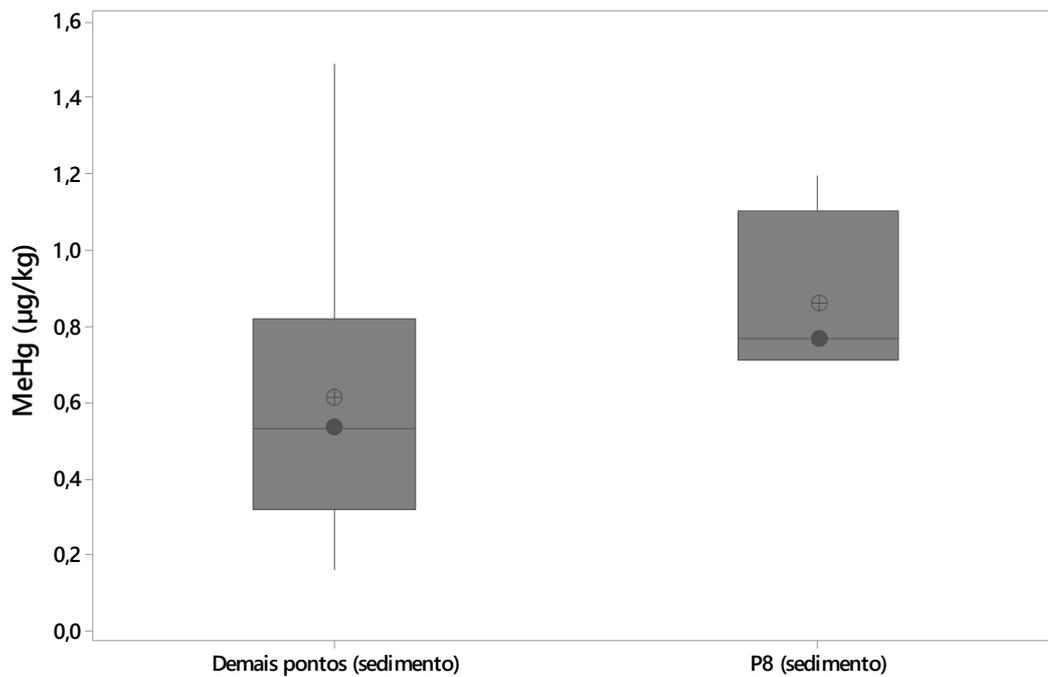


Figura 20 - *Box plot* representando as concentrações de MeHg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) no sedimento entre o ponto 8 e demais pontos amostrados.

De acordo com Kasper (2014), estas particularidades mencionadas anteriormente, podem dar condições favoráveis para aumento microbiano no sedimento, e conseqüentemente a metilação do mercúrio, fato que pode ser observado pela concentração de MeHg neste ponto ter apresentado os maiores valores para média e mediana (Figura 20).

4.3 HgT E MeHg EM PEIXES

Foram capturados um total de 55 espécimes de peixes, porém, os resultados aqui apresentados são referentes a 31 exemplares de 11 espécies diferentes. Análises de 24 espécimes serão refeitas.

Além de parâmetros físico-químicos que regulam a biodisponibilidade do mercúrio na base da cadeia alimentar, os hábitos alimentares são considerados os principais fatores da amplificação do mercúrio em peixes amazônicos (DÓREA et al., 2006; BASTOS et al., 2008).

Representados por dois grandes processos, a bioacumulação e a biomagnificação (CABANA et al., 1994).

Deste modo, os peixes foram agrupados de acordo com os hábitos alimentares das espécies. A tabela 10 demonstra o número de indivíduos de cada espécie, bem como as concentrações médias de HgT e MeHg no músculo e no fígado dos mesmos.

Tabela 10. Concentração média de HgT e MeHg em músculo e fígado entre espécies de peixes.

	Espécie	N	Nome popular	Músculo			Fígado		
				HgT (mg/kg)	MeHg (mg/kg)	% MeHg	HgT (mg/kg)	MeHg (mg/kg)	% MeHg
Carnívoros	<i>Hydrolycus armatus</i>	6	Cachorra	0,61	0,50	81,4	1,06	0,26	24,2
	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1	Cachara	1,70	1,62	95,0	2,33	0,34	14,6
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	6	Piranha preta	0,74	0,47	63,4	1,42	0,76	53,6
	<i>Boulengerella cuvieri</i>	6	Bicuda	0,88	0,62	70,6	0,10	0,21	21,3
Onívoros	<i>Pimelodus ornatus</i>	1	Mandi Prata	0,59	0,46	77,4	1,27	0,15	11,7
	<i>Myloplus rubripinnis</i>	1	Pacu	0,04	0,02	42,5	0,02	0,002	11,1
	<i>Brycon amazonicus</i>	5	Matrinxã	0,22	0,12	52,7	0,18	0,06	30,6
	<i>Plasgioscion squamosissimus</i>	1	Pescada	0,25	0,02	6,1	0,43	0,13	29,9
	<i>Leporinus fridericci</i>	2	Piau	0,18	0,04	21,9	0,19	0,02	8,4
	<i>Ageneiosus brevifilis</i>	1	Mandubé	0,79	0,32	40,1	1,56	0,20	12,6
	<i>Prochilodus nigricans</i>	1	Curimba	0,10	0,08	82,8	2,06	0,03	1,5

N - número amostral; % (relação de MeHg/HgT).

Os carnívoros representaram 61,3% das espécimes analisadas e os onívoros 38,7%. Entre os Onívoros a menor concentração de HgT no músculo foi observada na espécie *Myloplus rubripinnis* de 0,04 mg/kg e a maior na *Ageneiosus brevifilis* 0,79 mg/kg. No fígado, o menor valor para esse grupo foi de 0,02 mg/kg e o maior 2,06 mg/kg, respectivamente nas espécies *Myloplus rubripinnis* e *Prochilodus nigricans*.

Entre os onívoros, a menor concentração para metilmercúrio no músculo foi observada na espécie *Plasgioscion squamosissimus* com 0,02 e a maior na *Pimelodus ornatos* 0,46 mg/kg. No fígado, a menor concentração de metilmercúrio foi encontrada na espécie *Myloplus rubripinnis* e a maior na *Ageneiosus brevifilis*, com 0,002 e 0,20 mg/kg respectivamente.

No grupo dos carnívoros foram encontrados os maiores valores tanto para metilmercúrio quanto para mercúrio total nas duas matrizes analisadas. Para o HgT no músculo a menor concentração foi obtida na espécie *Serrasalmus rhombeus* com 0,11 mg/kg e a maior na *Pseudoplatystoma fasciatum* 1,70 mg/kg. A menor concentração encontrada para HgT no fígado foi na espécie *Serrasalmus rhombeus* com 0,40 mg/kg sendo a maior observada na *Pseudoplatystoma fasciatum* 2,33 mg/kg. Vale ressaltar que a menor concentração aqui relatada, pertence a um indivíduo de um total de apenas três espécimes entre os carnívoros analisados que apresentaram concentração abaixo do que é preconizado pela Organização Mundial da Saúde - OMS (0,5 mg/kg) no que se refere ao consumo humano de pescados.

O MeHg no músculo entre o grupo dos carnívoros apresentou valor mínimo e máximo de 0,37 e 1,62 mg/kg nas espécies *Hydrolycus armatus* e *Pseudoplatystoma fasciatum*, respectivamente. No fígado a concentração mínima de metilmercúrio foi observada na espécie *Boulengerella cuvieri* com 0,08 mg/kg e a maior na *Serrasalmus rhombeus* com 1,47 mg/kg.

Não houve diferença significativa nas concentrações de mercúrio total (p valor = 0,341; $W = 131$) e metilmercúrio (p valor = 0,237; $W = 171$) entre músculo e fígado no grupo dos onívoros, no entanto, a mediana se mostrou maior para HgT no fígado (0,24 mg/kg) e maior para MeHg no músculo (0,07 mg/kg).

No grupo dos carnívoros a diferença foi significativa para as concentrações de HgT ($p = 0,026$; $W = 287$) e MeHg ($p = 0,009$; $W = 460$) no músculo e fígado. Encontrando-se as maiores concentrações para HgT no fígado com a mediana de 1,11 mg/kg (Figura 23), e para MeHg foi observado os maiores valores no músculo, sendo a mediana de 0,57 mg/kg. De maneira geral os resultados para os carnívoros excederam o preconizado (OMS,1991), conforme ilustram as Figuras 21 e 22.

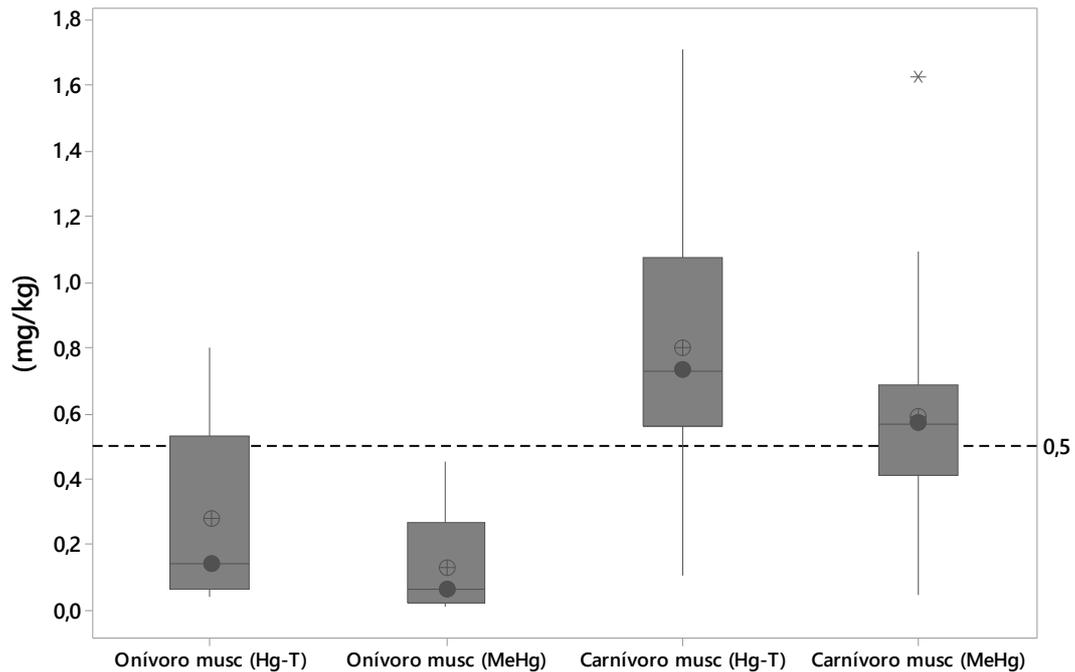


Figura 121 - Box plot representando as concentrações de Hg-T e MeHg em músculo de peixes onívoros e carnívoros.

Portanto, as maiores concentrações de MeHg foram encontradas no músculo dos dois grupos avaliados, isso de acordo com Power et al. (2002), se deve a sua baixa taxa de degradação e excreção. Conforme Kalisinsnska et al. (2017), a concentração de MeHg no músculo pode ser maior que 80% do HgT, podendo variar conforme o nível trófico da espécie. Este valor está próximo ao que foi encontrado neste estudo, $54,9\% \pm 30,56$ para os onívoros, e $74\% \pm 21,8\%$ para o grupo dos carnívoros.

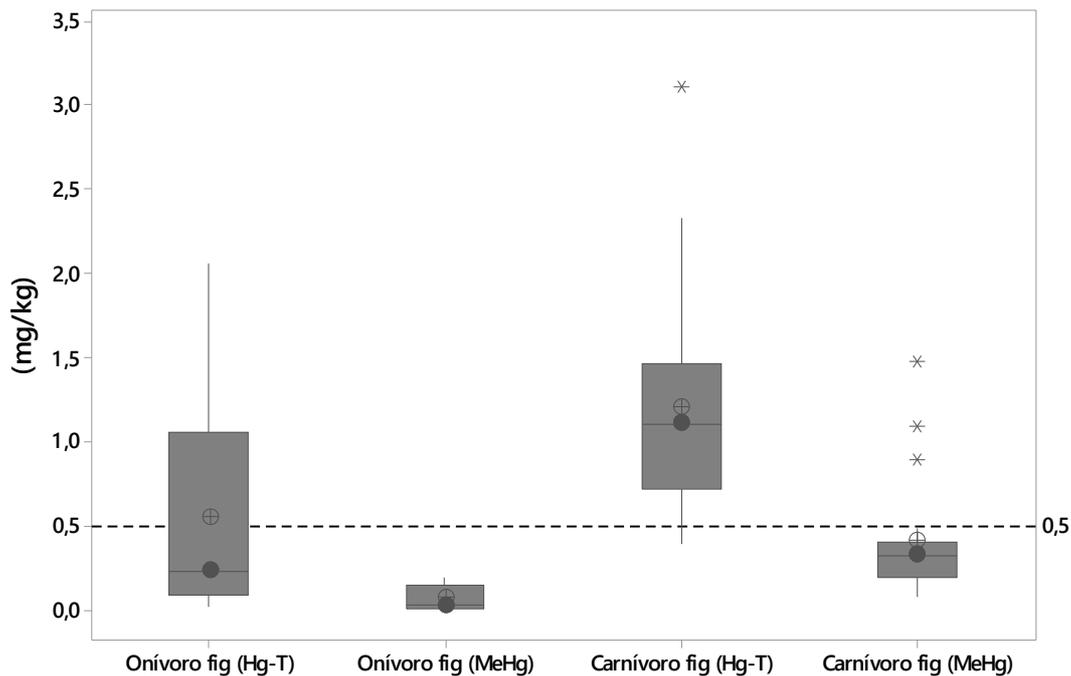


Figura 132 - Box plot representando as concentrações de Hg-T e MeHg em fígado de peixes onívoros e carnívoros.

O fígado é o principal órgão envolvido na desintoxicação do corpo (Mok, 2014). Segundo Kalisinsnska et al. (2017), a desmetilação do metilmercúrio ocorre principalmente no fígado e nos rins, levando a produção de mercúrio inorgânico, sendo este excretado nas fezes e urina. Este fator pode ser observado nos resultados obtidos para HgT e MeHg no fígado, onde o primeiro apresentou concentrações maiores em detrimento do segundo. Isso ficou evidenciado tanto para o grupo dos carnívoros quanto para os onívoros.

De acordo com os valores obtidos, foi possível observar que as maiores concentrações foram encontradas nos peixes carnívoros, ficando mais evidente nos que pertencem aos topos de cadeia, como é o caso do *Pseudoplatystoma fasciatum* (Cachara) que apresentou as maiores concentrações de HgT e MeHg entre os tecidos analisados. Demonstrando assim, que o mercúrio está bioacumulando e biomagnificando em peixes da Reserva Biológica Jaru. Em estudo recente, Fachetti (2017) também obteve concentrações relativamente altas de mercúrio em peixes da espécie *Plasgioscion squamosissimus* (Pescada) no rio Machado, onde 44% das amostras superaram 1 mg/kg.

De maneira geral, o grupo dos carnívoros apresentou concentrações médias que excederam o limite preconizado pela OMS, que é de 0,5 mg/Kg. Os valores encontrados neste estudo para ambos os grupos, foram próximos aos encontrados em peixes de áreas impactadas

da bacia amazônica, como o Rio Madeira e o Rio Tapajós (DA SILVA et al. 2013; BASTOS et al 2015; BASTOS et al 2016; LINO et al. 2018).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As concentrações de HgT e MeHg encontradas em amostras de solo da Reserva Biológica do Jaru estão abaixo do limite preconizado pela Resolução CONAMA 420/2009, e próximas as de outras áreas não impactadas da bacia amazônica.

A matéria orgânica proveniente da floresta está contribuindo para a metilação do mercúrio no sedimento, visto que os valores de metilmercúrio encontrados em ponto no interior da reserva (P8) diferiu estatisticamente quando comparado as concentrações dos pontos mais externos à UC.

Os peixes carnívoros (n=19) apresentaram concentrações acima do preconizado pela Organização Mundial da Saúde (0,5 mg/Kg), com apenas três indivíduos desta classe apresentaram valores abaixo. Contudo, as concentrações obtidas para as classes dos onívoros e dos carnívoros são comparáveis aos resultados de outras áreas com histórico de contaminação como no rio Madeira e rio Tapajós.

5.1 RECOMENDAÇÕES

Os valores de mercúrio encontrados no Igarapé Grande (P8), incitam para que novos estudos sejam realizados nessa área, de modo a certificar a origem do Hg encontrado nas diferentes matrizes ambientais, investigando melhor a origem do Hg já que há indícios de garimpagem próximo a nascente desse igarapé.

De acordo com os valores encontrados para os peixes, sugere-se outras pesquisas no rio Machado, haja visto que este serve de uma importante fonte de pescado para a região, e tendo em vista que o rio Tarumã é um de seus afluentes.

6. REFERÊNCIAS

- AKAGI, Hirokatsu; NAGANUMA, Akira. Exposição humana ao mercúrio e o acúmulo de metilmercúrio associado à mineração de ouro na Bacia Amazônica, Brasil. **Journal of Health Science** , v. 46, n. 5, p. 323-328, 2000.
- ALMEIDA, Marcelo D. et al. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environmental pollution**, v. 137, n. 2, p. 179-186, 2005.
- ALMEIDA, Ronaldo de; BERNARDI, José Vicente Elias. Análise geoestatística das concentrações de mercúrio no lago Puruzinho-Amazônia Ocidental. 2006.
- ALONSO, D. et al. Níveis de mercúrio no músculo de duas espécies de peixes e sedimentos da Baía de Cartagena e da Ciénaga Grande de Santa Marta, Colômbia. **Poluição Ambiental** , v. 109, n. 1, p. 157-163, 2000.
- ANDRADE, NLR de et al. Partição do saldo de radiação em áreas de floresta amazônica e floresta de transição amazônia--cerrado. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, n. 3, p. 346-355, 2009.
- ARRIFANO, Gabriela PF et al. Projetos em larga escala na Amazônia e exposição humana ao mercúrio: o estudo de caso da barragem de Tucuruí. **Ecotoxicologia e segurança ambiental** , v. 147, p. 299-305, 2018.
- ARTAXO, Paulo et al. Medições de mercúrio e oligoelementos em larga escala na bacia amazônica. **Ambiente Atmosférico**, v. 34, n. 24, p. 4085-4096, 2000.
- AULA, I.; BRAUNSCHWEILER, H.; LEINO, T., MALIN, I., PORVARI, P.; HATANAKA, T.; LODENIUS, M.; JURAS, A., 1994. *Levels of mercury in the Tucuruí reservoir and its surrounding area in Pará, Brazil*. Mercury Pollution: toward integration and synthesis. Lewis publ.: 21-40.
- AZEVEDO, Fausto Antônio de. Toxicologia do mercúrio. In: **Toxicologia do mercúrio**. RIMA/INTERTOX, 2003.
- BARDY, M.; Derenne, S.; Allard, T.; Benedetti, F. M.; Fritsch, E. 2010. Podzolisation and exportation of organic matter in black waters of the Rio Negro (upper Amazon basin, Brazil). Biogeochemistry, Doi: 10.1007/s10533-010-9564-9.
- BARROS, Rosângela Alves; DOS SANTOS BARBOSA, Ronaldo. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: um estudo sobre os impactos ambientais resultantes da extração de madeira na Reserva Biológica do Gurupi-MA. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 1, n. 2, p. 270-292, 2015.
- BASTOS, Alexis de Sousa. Zonas de aptidão agrícola como subsídio ao ordenamento territorial no estorno de unidades de conservação da Amazônia: o caso da Floresta Nacional do Jamari/RO. 2015.

- BASTOS, Wanderley R. et al. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. **Ciênc. Cult.(São Paulo)**, v. 50, n. 4, p. 255-60, 1998.
- BASTOS, Wanderley R. et al. Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. **Environmental research**, v. 140, p. 191-197, 2015.
- BASTOS, Wanderley R. et al. Sex-related mercury bioaccumulation in fish from the Madeira River, Amazon. **Environmental research**, v. 144, p. 73-80, 2016.
- BASTOS, Wanderley Rodrigues et al. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.
- BERNHOF, Robin A. Mercury toxicidade e tratamento: uma revisão da literatura. **Revista de saúde ambiental e pública**, v. 2012, 2012.
- BISINOTI, Marcia Cristina et al. Biogeoquímica aquática do mercúrio orgânico na Bacia do Rio Negro, Amazônia. 2005.
- BISINOTI, Márcia Cristina et al. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Química Nova**, 2004.
- BOAS, RC Villas. The mercury problem in the Amazon due to gold extraction. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, n. 2-3, p. 217-222, 1997.
- BRASIL. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimento (Resolução-RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013). **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 2013.
- BRITO, Brendson C. et al. The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. **Hydrobiologia**, v. 790, n. 1, p. 35-48, 2017.
- BROCKELMAN, W. Y.; GRIFFITHS, M. Mecanismos de fortalecimento das áreas protegidas. In: Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2002. p. 290-304.
- CABANA, Gilbert et al. Estrutura da cadeia alimentar pelágica em lagos do Ontário: um determinante dos níveis de mercúrio na truta do lago (*Salvelinus namaycush*). **Revista Canadense de Pesca e Ciências Aquáticas**, v. 51, n. 2, p. 381-389, 1994.
- CHANG, Jung-Wei et al. Cognitive function and blood methylmercury in adults living near a deserted chloralkali factory. **Environmental Research**, v. 108, n. 3, p. 334-339, 2008.
- CHEN, B. et al. Energy-induced mercury emissions in global supply chain networks: Structural characteristics and policy implications. **Science of The Total Environment**, 2019.
- CHUU, Jiunn-Jye; LIU, Shing-Hwa; LIN-SHIAU, Shoen-Yn. Differential neurotoxic effects of methylmercury and mercuric sulfide in rats. **Toxicology Letters**, v. 169, n. 2, p. 109-120, 2007.

CLARKSON, Thomas W. ; MAGOS, Laszlo. A toxicologia do mercúrio e seus compostos químicos. **Revisões críticas em toxicologia** , v. 36, n. 8, p. 609-662, 2006.

COELHO, Maria Célia; WANDERLEY, Luiz Jardim; COSTA, Reinaldo. Garimpeiros de Ouro e Cooperativismo no século XXI. Exemplos nos rios Tapajós, Juma e Madeira no Sudoeste da Amazônia Brasileira. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 33, 2017.

COLIN, Baird. Química Ambiental. Porto Alegre: Bookman, 621pg. 2004.

CORDEIRO, R. C. et al. Forest fire indicators and mercury deposition in an intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). **Science of the total environment**, v. 293, n. 1-3, p. 247-256, 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial [da] União, Brasília, n. 249, 30 dez. 2009, Seção 1, p. 81-84.

COSTA-PEREIRA, R. et al. Monitoramento in situ da biodiversidade: Proposta para um sistema brasileiro de monitoramento da biodiversidade. **ICMBio. Brasília. Brazil**, 2013.

CULF. In: JHC. GASH, J. H. C; NOBRE, C. N.; ROBERTS, J. M; VICTORIA, R. M, Editors, Amazonian Deforestation and Climate, Wiley, Nedlands, W.A. ISBN 0-471-96734-3. 1996.

DA FRANCA, Rafael Rodrigues. Climatologia das chuvas em Rondônia–período 1981-2011. **Revista Geografias**, v. 1, n. 20, p. 44-58, 2015.

DA SILVA, D. Sampaio et al. Padrões de concentração de mercúrio e selênio inverso entre peixes herbívoros e piscívoros no rio Tapajós, Amazônia brasileira. **Ecotoxicologia e segurança ambiental** , v. 97, p. 17 a 25 de 2013.

DOREA, Jose G.; BARBOSA, Antonio C.; SILVA, Gilmar S. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 142, n. 3-4, p. 275-283, 2006.

DO VALLE, Cláudia M. et al. Especiação e quantificação de mercúrio em Latossolos, Argissolos e Espodossolos da Amazônia (Manaus, Brasil). **Chemosphere** , v. 58, n. 6, p. 779-792, 2005.

EKINO, S. et al. Methylmercury causes diffuse damage to the somatosensory cortex: how to diagnose Minamata disease. **Seishin shinkeigaku zasshi= Psychiatria et neurologia Japonica**, v. 109, n. 5, p. 420-437, 2007.

FACHETTI, M. S. A. **Análise mercurial nos tecidos muscular e hepático de *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Scinidae) em um trecho do rio Machado, Rondônia,**

Brasil. Monografia. Faculdade de Engenharia de Pesca, Universidade Federal de Rondônia, Presidente Médice, RO, pag. 58. 2017.

FADINI, P. S.; JARDIM, W. F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? **Science of the Total Environment**, v. 275, n. 1-3, p. 71-82, 2001.

FERNANDES, G. Utilização de imagens Landsat para identificação das áreas de vegetação natural alteradas pelas ações antrópicas na zona de amortecimento da Floresta Nacional do Jamari. Monografia apresentadas ao curso de especialização e em Geoprocessamento – UnB, Brasília, 2007.

FISCH, Gilberto; VENDRAME, Iria F.; HANAOKA, PC de M. Variabilidade espacial da chuva durante o experimento LBA/TRMM 1999 na Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 37, n. 4, p. 583-590, 2007.

FISHER, Nicholas S.; HOOK, Sharon E. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. **Toxicology**, v. 181, p. 531-536, 2002.

FONSECA, G.A.B., L.P. Pinto & A.B. Rylands. 1997. Biodiversidade e unidades de conservação. In Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Conferências e Palestras. pp. 189-209. Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Brasil.

FORSBERG, B. R. et al. The biogeochemistry of mercury in the Negro River basin Brazilian Amazon. In: **Fifth International Conference on Mercury as a Global Pollutant**. May. 1999.

FRANCA, R. R. Climatologia das chuvas em Rondônia–período 1981-2011. **Revista Geografias**, v. 1, n. 20, p. 44-58, 2015.

FRANÇA, Andressa de Jesus et al. Dinâmica espaço e influência do metilmercúrio em peixes do Lago Janauacá, AM. 2017.

FRANÇA, Silvia Cristina Alves; OLIVEIRA, Hilciana do Socorro Pereira; ROCHA, José Paulino. Atividades de mineração e avaliação de metais em água superficial, sedimento de fundo e peixes no Rio Tapajós, 2015.

FREITAS, André Victor Lucci et al. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. **Biota Neotropica**, 2010.

GILMOUR, Cynthia C.; HENRY, Elizabeth A.; MITCHELL, Ralph. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. **Environmental Science & Technology**, v. 26, n. 11, p. 2281-2287, 1992.

GOMES, F. B. et al. Estudo de vulnerabilidade natural à erosão como subsídio para recuperação de áreas degradadas no entorno da floresta Nacional do Jamari/RO. In: **XXV Congresso Brasileiro de Cartografia. Curitiba, Anais**. 2011. p. 747-754.

GOMES, Josiane Brito et al. (Conversion of tropical forests in livestock systems in the amazon: what are the implications for the microclimate of the region?). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 17, 2015.

HACON, S. et al. Avaliação de risco de mercúrio em alta floresta. Bacia Amazônica-brasil. **Poluição da Água, do Ar e do Solo**, v. 97, n. 1-2, p. 91-105, 1997.

HAMMOND, David S. et al. Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 661-671, 2007.

HARADA, Masazumi. Doença de Minamata: intoxicação por metilmercúrio no Japão causada por poluição ambiental. **Revisões críticas em toxicologia**, v. 25, n. 1, p. 1-24, 1995.

HERCULANO, A. M. et al. Methylmercury intoxication activates nitric oxide synthase in chick retinal cell culture. **Brazilian journal of medical and biological research**, v. 39, n. 3, p. 415-418, 2006.

HERRMANN, João Carlos. Mercúrio em solos da sub-bacia do rio Corumbiara/RO: análise do padrão espacial da dispersão. 2009.

ICMBIO. 2010. **Plano de Manejo da Reserva Biológica do Jaru**. Encarte 3 – Análise da Unidade de Conservação. Brasília. 2010. p. 141

JENSEN, Sören; JERNELÖV, Arne. Biological methylation of mercury in aquatic organisms. **Nature**, v. 223, n. 5207, p. 753, 1969.

JUÁREZ, Robinson I. Negrón et al. Controle da evapotranspiração da estação seca sobre a floresta amazônica como inferida a partir de observações em um sítio florestal no sul da Amazônia. **Journal of Climate**, v. 20, n. 12, p. 2827-2839, 2007.

KALISINSKA, Elzbieta et al. Mercúrio muscular e selênio em peixes e mamíferos semi-aquáticos de uma área deficiente em selênio. **Ecotoxicologia e segurança ambiental**, v. 136, p. 24 a 30 de 2017.

KASPER, Daniele et al. Dinâmica sazonal do metilmercúrio em ecossistemas fluviais amazônicos. 2014

KOTSCHO, Ricardo. **Serra Pelada: uma ferida aberta na selva**. Brasiliense, 1984.

LACERDA, L. D. et al. Contaminação por mercúrio na Amazônia: análise preliminar do Rio Madeira, RO. In: **Anais do I Congresso Brasileiro de Geoquímica, Porto Alegre**. 1987. p. 295-299.

LACERDA, L. D. et al. Mercury concentrations in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas River system, Carajás region, Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 66, n. 3, p. 373-379, 1994.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. Anthropogenic mercury emissions to the atmosphere in Brazil: The impact of gold mining. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, n. 2-3, p. 223-229, 1997.

LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C. Mercury from gold mining in the Amazon environment: an overview. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 155-160, 1992.

LACERDA, Luiz D.; DE SOUZA, Margareth; RIBEIRO, Mario G. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. **Environmental pollution**, v. 129, n. 2, p. 247-255, 2004.

LACERDA, Luiz Drude de; SALOMONS, Win. **Mercúrio na Amazônia: uma bomba relógio química?**. CETEM, 1992.

LACERDA, Luiz Drude de; MALM, Olaf. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

LAUTHARTTE, Leidiane C. et al. POTENTIAL EXPOSURE TO ATMOSPHERIC MERCURY IN THE OCCUPATIONAL ENVIRONMENT OF GOLD SHOPS IN PORTO VELHO, RONDÔNIA. **Química Nova**, v. 41, n. 9, p. 1055-1060, 2018.

LINHARES, D. P. et al. MERCÚRIO EM DIFERENTES TIPOS DE SOLOS MARGINAIS DO BAIXO RIO MADEIRA-AMAZÔNIA OCIDENTAL. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 117-130, 2012.

LINO, A. S. et al. Mercury and selenium in fishes from the Tapajós River in the Brazilian Amazon: An evaluation of human exposure. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 48, p. 196-201, 2018.

LIU, Jie et al. Mercúrio em medicamentos tradicionais: o cinábrio é toxicologicamente semelhante ao mercurial comum?. **Biologia Experimental e Medicina**, v. 233, n. 7, p. 810-817, 2008.

MALM, O. Gold Mining as a Source of Mercury Exposure in the Brazilian Amazon **Environmental research**, Tokio, v.77, p.73-78, 1998.

MALM, Olaf et al. Mercúrio e metilmercúrio em peixes e pêlos humanos da bacia do rio Tapajós, Brasil. **Ciência do Ambiente Total**, v. 175, n. 2, p. 141-150, 1995.

MALM, Olaf. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. **Environmental research**, v. 77, n. 2, p. 73-78, 1998.

MARINS, Rozane V. et al. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, v. 27, p. 763-770, 2004.

MARTINELLI, Luiz A. et al. Contaminação por mercúrio na Amazônia: uma consequência da corrida do ouro. **Ambio**, p. 252-254, 1988.

MASCARENHAS, Artur Fernando Silva et al. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 34, n. 1, p. 61-68, 2004.

MELA, M. et al. Effects of dietary methylmercury on liver and kidney histology in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 68, n. 3, p. 426-435, 2007.

MERCURY, WHO Inorganic. Environmental Health Criteria 118. **Geneva: World Health Organization**, v. 107, 1991.

MICARONI, Regina Clélia da Costa Mesquita et al. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**, 2000.

MIRANDA, Marcio Rodrigues et al. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 240-251, 2007.

MOK, W. J. et al. Effects of additional cysteine in fish diet on mercury concentration. **Food chemistry**, v. 147, p. 340-345, 2014.

MURATA, Katsuyuki et al. Avaliação da exposição intrauterina ao metilmercúrio que afeta o desenvolvimento infantil: mensagens do recém-nascido. **O jornal Tohoku de medicina experimental**, v. 213, n. 3, p. 187-202, 2007.

NASCIMENTO, Elisabete Lourdes do. Concentração de mercúrio no plâncton e fatores ecológico no reservatório da UHE-Samuel-Amazonia Ocidental (Rondônia/Brasil). 2008.

NETO, F. Filipak et al. Toxic effects of DDT and methyl mercury on the hepatocytes from *Hoplias malabaricus*. **Toxicology in Vitro**, v. 22, n. 7, p. 1705-1713, 2008.

NIANE, Birane et al. Impact of recent artisanal small-scale gold mining in Senegal: Mercury and methylmercury contamination of terrestrial and aquatic ecosystems. **Science of The Total Environment**, 2019.

OLIVEIRA, Débora Francielly de. Avaliação do Risco à saúde de indígenas Amazônicos pelo consumo de peixes, carne de caça e vegetais contendo mercúrio. 2018.

OLIVEIRA, Luciana Camargo de et al. Distribuição de mercúrio em diferentes solos da bacia do médio Rio Negro-AM: influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio. **Química Nova**, p. 274-280, 2007.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE et al. **Limites recomendados de saúde na exposição ocupacional a metais pesados. Relatório de um Grupo de Estudo da OMS**. Genebra, Suíça, 1980.

PFEIFFER, Wolfgang C. et al. Mercury concentrations in inland waters of gold-mining areas in Rondonia, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 87, p. 233-240, 1989.

PICHET, Pierre et al. Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples. In: **Mercury in the biogeochemical cycle**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1999. p. 41-52.

POWER, M. et al. Acúmulo de mercúrio na comunidade de peixes de um lago subártico em relação à posição trófica e fontes de carbono. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 5, p. 819-830, 2002.

QIU, Guangle et al. Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine-waste calcines, and moss from abandoned Hg mines in east Guizhou province, southwestern China. **Applied Geochemistry**, v. 20, n. 3, p. 627-638, 2005.

REIS, Ana Teresa et al. Extração da fração solúvel em água de mercúrio em solos: um estudo de otimização. **Geoderma**, v. 213, p. 255-260, 2014.

RICHTER, Larissa. Emissões de mercúrio provenientes do solo e da serapilheira durante a queima de floresta. 2015. 1 recurso online (147 p.). Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química, Campinas, SP. Disponível em: <<http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/249462>>. Acesso em: 29 jun. 2019.

ROBINSON, JAYNE B.; TUOVINEN, Olli Heikki. Mechanisms of microbial resistance and detoxification of mercury and organomercury compounds: physiological, biochemical, and genetic analyses. **Microbiological reviews**, v. 48, n. 2, p. 95, 1984.

ROULET, M. et al. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajós River Valley, Para state, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 223, n. 1, p. 1-24, 1998.

SANTOS, Elisabeth de O. et al. Diagnóstico das condições de saúde de uma comunidade garimpeira na região do Rio Tapajós, Itaituba, Pará, Brasil, 1992. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 11, p. 212-225, 1995.

SIQUEIRA, Gilmar W. et al. Mercúrio na bacia amazônica: influência humana ou padrão geológico natural?. **Revista de Ciências da Terra da América do Sul**, v. 86, p. 193-199, 2018.

SIQUEIRA, Gilmar W.; APRILE, Fabio M. Distribuição de mercúrio total em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica–Brasil. **Acta amazonica**, v. 42, n. 2, p. 259-268, 2012.

SOUSA, O. P. de. **Opapel da matéria orgânica e do hidromorfismo na dinâmica do mercúrio em diferentes solos da Amazônia Central**. Dissertação de Mestrado – Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, AM, [s.n.], 60 f. 2015.

SOUZA LIMA, Gumerindo; ASSUNÇÃO RIBEIRO, Guido; GONÇALVES, Wantuelfer. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, 2005.

TANAN, C. L. et al. Effects of mercury intoxication on the response of horizontal cells of the retina of thraira fish (*Hoplias malabaricus*). **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 39, n. 7, p. 987-995, 2006.

TEIXEIRA, Marco Antônio Domingues; DA FONSECA, Dante Rebeiro. **História regional:(Rondônia)**. Rondoniana, 2002.

TSHUMAH-MUTINGWENDE, Rosamond RMS; TAKAHASHI, Fumitake. Efeitos físico-químicos das águas doces na dissolução do mercúrio elementar. **Poluição Ambiental** , 2019.

UNEP – United Nations Environment Program. Chemicals: Global Mercury Assessment. Geneva, 2002

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2003. Revised National Recommended Water Quality Criteria for the Protection of Human Health. Washington, DC, USEPA.

VEIGA, M. M.; MEECH, J. A.; ONATE, N. Deforestation: a major source of mercury pollution in the Amazon. **Nature**, v. 368, p. 816-817, 1994.

VIEIRA, Miguel et al. Distribuição e disponibilidade de mercúrio e metilmercúrio em diferentes águas da Bacia do Rio Madeira, Amazônia. **Poluição Ambiental** , v. 235, p. 771-779, 2018.

VOCCIA, Isabelle et al. In vitro mercury-related cytotoxicity and functional impairment of the immune cells of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquatic Toxicology**, v. 29, n. 1-2, p. 37-48, 1994.

WASSERMAN, Julio Cesar; HACON, Sandra; WASSERMAN, Maria Angélica. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, v. 32, n. 5, p. 336-342, 2003.

WANDERLEY, Luiz Jardim de Moraes. **GEOGRAFIA DO OURO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA: uma análise a partir da porção meridional**. 2015. Tese de Doutorado. Tese, UFRJ/PPGG.

WANG, Xun; WANG, Wen-Xiong. The three ‘B’ of fish mercury in China: Bioaccumulation, biodynamics and biotransformation. **Environmental Pollution**, 2019.

WHO (1990). Methylmercury. In ‘Environmental Health Criteria 101, World Health Organization, Geneva.

ZEIDEMANN, V. K. A geoquímica de mercúrio em solos da bacia do rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio. **Ecologia**, v. 75, 1998.

7. APÊNDICE

AVALIAÇÃO DE MERCÚRIO RESERVA BIOLÓGICA DO JARU – RO

Autores sugerem que o solo e o sedimento da região amazônica teriam concentrações naturalmente elevadas de mercúrio, sendo esta, uma possível explicação aos níveis encontrados em peixes na Amazônia (Akagi & Naganuma, 2000; Wasserman et al., 2003). Sua principal fonte de disponibilização antrópica, ocorre através da mineração de ouro (Villas Boas, 1997), o transporte atmosférico (Hacon et al., 1997; Artaxo et al., 2000) e o desflorestamento (Cordeiro et al., 2002; Almeida et al., 2005). Frente ao potencial poluidor desse elemento, objetivou-se com este estudo, avaliar a concentração de Hg em amostras de solo, sedimento e tecido de peixes.

Metodologia

A área em estudo corresponde a Reserva Biológica do Jaru, a qual está localizada no município de Ji Paraná - Rondônia (10° 04' 08.3" S e 61° 58' 55.8" W). A amostragem de solo e sedimento foi realizada nos meses de março e junho de 2017 em 9 pontos, sendo 5 no interior da unidade de conservação e 4 na zona de amortecimento. O solo foi coletado utilizando-se uma cavadeira, e o sedimento foi coletado em 5 rios: Azul, Machado, Jaru, Anarí, Tarumã e Grande, para tanto, usou-se uma draga de *Eckman*, sendo o sedimento armazenado em sacos plásticos e mantidos resfriados. Tanto o solo quanto o sedimento foram peneirados em peneira (200 mesh), secos em estufa a 60° C, e posteriormente macerados. A coleta dos peixes ocorreu no mesmo período, porém, em apenas um ponto, localizado no rio Tarumã no interior da unidade de conservação. Para a captura dos peixes, foram utilizadas redes com malhas de diferentes tamanhos (60 a 200 mm) a fim de se obter maior número de espécies. As concentrações de Mercúrio Total (HgT) foram obtidas através da técnica de solubilização química (3H₂SO₄:HNO₃) e determinação por Espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (FIMS-400).

Resultados

As concentrações de Hg encontradas no solo, variaram de 0,067mg.kg⁻¹ a 0,132mg.kg⁻¹ com média de 0,103mg.kg⁻¹. De acordo com a resolução CONAMA 420/2009, tais valores apresentam-se abaixo do valor de prevenção de 0,5mg.kg⁻¹. No sedimento a variação foi de 0,045mg.kg⁻¹ a 0,097mg.kg⁻¹ e média de 0,069 mg.kg⁻¹. De acordo com Lacerda et al. (1987), valores abaixo de 0,1mg.kg⁻¹ para sedimento podem ser considerados de origem natural. Foi analisada a concentração de Hg em 28 peixes entre onívoros e carnívoros de 8 espécies diferentes, sendo: 10 *Hidrolycus armatus* (Cachorra), 6 *Brycon amazonicus* (Matrinxã), 4

Myloplus amatus (Pacu), 2 *Serrasalmus rhombeus* (Piranha Preta), 2 *Prochilodus nigricans* (Curimatã), 1 *Leporinus sp* (Piau), 1 *Leporinus trimaculatus* (Piau Branco), 1 *Plasgioscium squamosissimus* (Pescada Branca) e 1 *Pseudoplatystoma fasciatum* (Cachara). Entre os onívoros, as espécies *Myloplus rubripinnis* (Pacu) e *Brycon amazonicus* (Matrinxã), apresentaram a menor 0,019 mg.kg⁻¹ e a maior concentração 0,802mg.kg⁻¹. Entre os carnívoros, a menor concentração foi encontrada na espécie *Hydrolycus armatus* (Cachorra) 0,585mg.kg⁻¹ e a máxima na espécie *Pseudoplatystoma fasciatum* (Cachara) 1,703 mg.kg⁻¹. De acordo com os resultados obtidos, todos os peixes de hábito carnívoro apresentaram concentrações de Hg superiores ao limite de segurança estipulado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), que é de 0,5mg.kg⁻¹, evidenciando a bioacumulação e biomagnificação do mercúrio entre os peixes predadores e não predadores. No Brasil, com relação ao consumo e a frequência para um adulto o limite máximo permitido pelo Ministério da Saúde é o consumo de 400 g de pescado por semana à uma concentração de 0,5 mg.kg⁻¹ de Hg para peixes não predadores e 1,0 mg.Kg⁻¹ para predadores.

Conclusão

Devido ao potencial tóxico do mercúrio, recomenda-se a restrição do consumo humano de espécies que apresentaram concentrações acima do preconizado pela OMS. Apesar dos valores de Hg estarem próximos ao de regiões onde há atividade garimpeira (Ameida et al. 2012; Bastos et al 2016), acredita-se que as concentrações encontradas nas matrizes ambientais estudadas na Reserva Biológica do Jaru, estejam relacionadas à ocorrência natural do Hg no ambiente, assim como ocorre em outras regiões da Amazônia, como a Bacia do Rio Negro (OLIVEIRA, 2007).

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, Marcelo D. et al. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environmental pollution**, v. 137, n. 2, p. 179-186, 2005.

ALMEIDA, M. D. et al. Variações nas Concentrações de Mercúrio em Solos da Reserva Garimpeira do Alto Rio Madeira. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 139-150, 2012.

AKAGI, Hirokatsu; NAGANUMA, Akira. Human exposure to mercury and the accumulation of methylmercury that is associated with gold mining in the Amazon Basin, Brazil. **Journal of Health Science**, v. 46, n. 5, p. 323-328, 2000.

ARTAXO, Paulo et al. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, v. 34, n. 24, p. 4085-4096, 2000.

BASTOS, Wanderley R. et al. Sex-related mercury bioaccumulation in fish from the Madeira River, Amazon. **Environmental research**, v. 144, p. 73-80, 2016.

BÔAS, RC Villas. The mercury problem in the Amazon due to gold extraction. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, n. 2-3, p. 217-222, 1997.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. Aprova o Regulamento Técnico “Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos e seu Anexo Limites Máximos de Tolerância para Contaminantes Inorgânicos. Brasília: Ministério da Saúde; 1998.

CORDEIRO, R. C. et al. Forest fire indicators and mercury deposition in an intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). **Science of the total environment**, v. 293, n. 1-3, p. 247-256, 2002.

LACERDA, LD de et al. Contaminação por mercúrio na amazônia: avaliação preliminar do Rio Madeira, Rondônia. In: **Anais II Congresso Brasileiro de Geoquímica**. 1987. p. 165-169.

RESOLUÇÃO, Nº. 420 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). de 28/12/2009, Diário Oficial da União, 30/12, 2000.

HACON, S. et al. Risk assessment of mercury in Alta Floresta. Amazon basin-brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 97, n. 1-2, p. 91-105, 1997.

OLIVEIRA, Luciana Camargo de et al. Distribuição de mercúrio em diferentes solos da bacia do médio Rio Negro-AM: influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio. **Química nova**, p. 274-280, 2007.

WASSERMAN, Julio Cesar; HACON, Sandra; WASSERMAN, Maria Angélica. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, v. 32, n. 5, p. 336-342, 2003.

MERCURY, WHO Inorganic. Environmental Health Criteria 118. **Geneva: World Health Organization**, v. 107, 1991.

Fonte Financiadora

Grupo de Pesquisas em Águas Superficiais e Subterrâneas-GPEASS/Universidade Federal de Rondônia-UNIR. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade-ICMBio/Rebio Jaru.

Clávio Momo Ziemniczak 94713685291 claviomomo@gmail.com

Joaquim Pedro Machado de Assis 02080228218 joakim.jipa@hotmail.com

João Paulo de Oliveira Gomes 67220835272 joaopaulo.ibama@yahoo.com.br

Maria Cristina Nery do Nascimento Recktenvald 74891545291 mcnn.nery@yahoo.com.br

Célia Ceolin Baía 01175875244 celia.ceolin@gmail.com

Josilena de Jesus Laureano 94366055287 josi.laureano@hotmail.com

Amanda Sobrinho Neves 01549559222 amandasobrinho25@gmail.com

Igor David da Costa 10355917742 igordavid@unir.br

Wanderley Rodrigues Bastos 53133480782 wanderbastos@yahoo.com.br

Elisabete Lourdes do Nascimento 70968519253 elisabetenascimento05@gmail.com