



**Universidade Federal do Oeste do Pará
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas
Coordenação do Curso Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**MERCÚRIO TOTAL EM *SERRASALMUS RHOMBEUS* (CHARACIFORMES:
CHARACIDAE) E *HEMIODUS UNIMACULATUS* (CHARACIFORMES:
HEMIODONTIDAE) DO ENTORNO E RESERVATÓRIO DA HIDROELÉTRICA DE
CURUÁ-UNA, PARÁ, AMAZÔNIA**

JULIA DE SOUZA CARVALHO

**Santarém-PA
2018**

JULIA DE SOUZA CARVALHO

**MERCÚRIO TOTAL EM *SERRASALMUS RHOMBEUS* (CHARACIFORMES:
CHARACIDAE) E *HEMIODUS UNIMACULATUS* (CHARACIFORMES:
HEMIODONTIDAE) DO ENTORNO E RESERVATÓRIO DA HIDROELÉTRICA DE
CURUÁ-UNA, PARÁ, AMAZÔNIA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e
Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará,
para obtenção do título de Bacharel em Engenharia
Sanitária e Ambiental.

Área de concentração:
Recursos Hídricos

Orientadora:
Profa. Dra. Ynglea Georgina de Freitas Goch

**Santarém-PA
2018**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

C331m Carvalho, Julia de Souza
Mercúrio total em *Serrasalmus Rhombeus* (Characiformes: Characidae)
e *Hemiodus Unimaculatus* (Characiformes: Hemiodontidae) do entorno e
reservatório da hidroelétrica de Curuá-Una, Pará, Amazônia / Julia de Souza
Carvalho. – Santarém : UFOPA, 2018.
38 f.: il.
Inclui bibliografias.

Orientadora: Ynglea Georgina de Freitas Goch
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do
Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Curso de Bachare-
lado em Engenharia Sanitária e Ambiental.

1. Biomagnificação. 2. Bioacumulação. 3. Reservatório. I. Goch, Ynglea Ge-
orgina de Freitas, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 333.91

FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome do Autor: CARVALHO, Julia de Souza

Título: Mercúrio Total em *Serrasalmus rhombeus* (Characiformes: Characidae) e *Hemiodus unimaculatus* (Characiformes: Hemiodontidae) do entorno e reservatório da Hidroelétrica De Curuá-Una, Pará, Amazônia.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Data da Aprovação: 13/04/2018

Banca Examinadora:

_____ Orientadora e Presidente
Prof. Dra. Ynglea Georgina de Freitas Goch
Curso de Gestão Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

_____ Membro Titular
Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira
Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas/Universidade Federal do Oeste do Pará

_____ Membro Titular
Prof. MSc. José Cláudio Ferreira dos Reis Junior
Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental /Universidade Federal do Oeste do Pará

*À minha querida família, Vanelma, Nyckolas e José Benedito, por lutar cada batalha,
chorar cada perda e celebrar cada vitória junto a mim.*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, que me iluminou e consolou nos momentos mais difíceis desta caminhada. Honra e Glória a Ele.

A meus pais, Vanelma e Bené, pelo imensurável apoio e instrução durante esta jornada e sempre.

Ao meu irmão, Nyckolas, pelos inumeráveis favores concedidos enquanto me ocupava com as coisas relacionadas à universidade.

A minha orientadora Ynglea e ao professor Reinaldo pela inspiração de vida, conhecimentos repassados e estimável paciência.

Ao Bruno por todas as palavras de sustento e por todas as vezes que se disponibilizou para me ajudar no desenvolvimento deste trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Biologia Ambiental, Edvaldo e Flávia, aos amigos Samuel, Camila e Tatiane pelo importante apoio nas análises e agradável companhia diariamente.

Aos amigos, Yuryanne, Débora, Nathalia e Rívolo, pela parceria durante as coletas e análises e, principalmente, pela amizade.

Aos amigos da turma de Engenharia Sanitária 2013, especialmente Sabine, Timóteo, Rosângela, Samária, Clodoaldo e Nathalia, pelos conhecimentos compartilhados, pelo apoio nos períodos difíceis e pelos momentos agradáveis que vivemos durante a graduação.

Aos irmãos na fé pelo constante incentivo com palavras e orações.

Aos professores do Besa, pelo exemplo fornecido e pela paciência para com a nossa turma.

Ao professor Diego Zacardi por todo incentivo relacionado à carreira acadêmica.

Aos professores José Cláudio e Ricardo, por aceitarem o convite para compor a banca de avaliação deste trabalho

A Ufopa pela oportunidade de realizar o sonho da graduação e pela concessão de auxílios que contribuíram para o desenvolvimento do presente trabalho.

A todos que de alguma forma contribuíram para minha chegada até aqui. Muito Obrigada.

“O temor do Senhor é o princípio da Sabedoria, têm bom entendimento todos os que cumprem os seus preceitos; o seu louvor subsiste para sempre” Salmos 111.10

Resumo

CARVALHO, J. S. **Mercúrio Total em *Serrasalmus rhombeus* (Characiformes: Characidae) e *Hemiodus unimaculatus* (Characiformes: Hemiodontidae) do entorno e reservatório da Hidroelétrica De Curuá-Una, Pará, Amazônia.** 2018. 38 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Conservação do solo e água) – Coordenação do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará.

Foram analisadas as concentrações de HgT em *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) e *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794), com ocorrência nos períodos de águas altas e águas baixas e em diferentes ambientes da UHE de Curuá-Una. As coletas foram realizadas em março e novembro de 2017, em três ambientes, a saber: reservatório, sistema fluvial à montante do reservatório e sistema fluvial à jusante do reservatório, com ciclo de coleta de 12 horas e revisão a cada 6 horas, por meio de conjuntos de redes de emalhar, sendo cada bateria de rede composta por 6 conjuntos de diferentes tamanhos de malha. *In loco* foram mensurados os parâmetros físico químicos da água. A cada despesca, os indivíduos coletados foram identificados, pesados e medidos. Posteriormente, foram coletadas amostras de tecido da parte dorsal que, em laboratório, foram digeridas com HNO₃ e HCl em duplicatas para posterior determinação da concentração de HgT por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS). As concentrações médias de HgT para a espécie *S. rhombeus* (325,06±245,56 ng.g⁻¹), foram significativamente maiores (U=1359,00; p=0,000) quando comparadas com as concentrações para *H. unimaculatus* (119,57±86,74 ng.g⁻¹). Foram detectadas diferenças significativas (U= 231, p=0,000001) entre as concentrações de HgT para *H. unimaculatus* entre os períodos de águas altas (154,46 ± 92,05 ng.g⁻¹) e águas baixas (73,79 ± 51,94 ng.g⁻¹), para *S. rhombeus* também foram observadas concentrações médias de HgT significativamente maiores (U= 604; p=0,014) no período de águas altas (432,06 ± 279,54 ng.g⁻¹). As concentrações médias de HgT para a espécie *H. unimaculatus* foram significativamente diferentes (H= 12,82; p= 0,002) ao longo dos ambientes de coleta, com as maiores concentrações para as amostras coletadas no reservatório (150,24 ± 96,26 ng.g⁻¹). Já para os espécimes de *S. rhombeus*, as maiores concentrações foram registradas à montante do reservatório (427,45 ± 252,44 ng.g⁻¹), se diferenciando significativamente (H= 8,41; p= 0,02) das concentrações encontradas para as amostras coletadas no sistema fluvial à jusante (182,46 ± 76,32 ng.g⁻¹). Além de evidenciar o processo de biomagnificação, pois os maiores valores de HgT foram registrados nos peixes de maior nível trófico, e de ressaltar a associação entre o tamanho dos peixes e as concentrações médias de HgT, este trabalho também sugere que as concentrações de HgT encontradas não estão sendo influenciadas somente pelas variáveis físico-químicas locais, mas sim pelo aporte de HgT alóctone, disponibilizado do solo para o meio aquático através de ações antrópicas, como o desmatamento.

Palavras-chave: Biomagnificação. Bioacumulação. Reservatório. Amazônia. Peixes

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	12
2.1 Geral	12
2.2 Específicos	12
3. REFERENCIAL TEÓRICO	13
3.1 Aspectos sobre a contaminação do Pescado por Mercúrio ... 13	
3.2 Mercúrio em Reservatórios	16
3.3 Legislação Brasileira referente à Contaminação de Alimentos por Mercúrio	17
3.4 Biologia das Espécies Estudadas	19
3.4.1 <i>Serrasalmus rhombeus</i> ((Linnaeus, 1766)	19
3.4.2 <i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	19
4. MATERIAL E MÉTODOS	20
4.1 Área de Estudo	20
4.2 Métodos de Campo	22
4.4 Métodos de Laboratório	23
4.5 Análise Estatística	24
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	31
7. REFERÊNCIAS	32

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é o único metal que se apresenta no estado líquido em temperatura ambiente e a 0°C, sendo que este não possui odor, tendo o 80 como número atômico. Ocorre nos vários compartimentos da natureza: hidrosfera, litosfera, atmosfera e biosfera, mas em baixas concentrações, sendo proveniente de emissões geológicas e atividades antrópicas (FURLAN *et al.*, 2018). Além disso, é um elemento raro, situado em décimo sexto lugar no conjunto dos elementos conforme sua abundância na terra (AZEVEDO, 2003).

Estima-se que, por ano, 2000 a 3000 toneladas de Hg são descarregadas no meio ambiente por todo o mundo, tendo esta emissão como principais fontes antrópicas: a queima de carvão, mineração do ouro, produção de metais não ferrosos e os efluentes industriais (STREETS *et al.*, 2011).

No tocante à região amazônica, a garimpagem tem sido apontada como uma das principais fontes de Hg para atmosfera e ecossistemas aquáticos (FAIAL *et al.*, 2005). No entanto, diversos estudos demonstraram que as atividades antrópicas não são as únicas responsáveis pelo mercúrio encontrado na região, mas que parte deste é originado de forma natural e que o desmatamento é o principal responsável pela sua disponibilização ao meio aquático (ROULET; LUCOTTE, 1995; FADINI e JARDIM, 2001; WASSERMAN, HACON e WASSERMAN, 2001; WASSERMAN, HACON e WASSERMAN, 2003). Barbosa *et al.* (2003), por exemplo, associaram as altas concentrações de Hg em peixes do rio Negro à consequência do MeHg pré-formado no material natural que permeia ao longo da cadeia trófica, já que na região estudada não há registros de atividade garimpeira.

Nesse sentido, a acumulação no meio ambiente agrava as consequências do mercúrio, pois este metal entra em seu ciclo global, podendo ser transportado e distribuído de fontes terrestres para os sistemas hídricos e vice-versa, aumentando de um nível trófico para outro superior no efeito de biomagnificação, devido à capacidade de bioacumulação. Além de comprometer o meio ambiente, o Hg pode interferir no regime alimentar dos humanos, fato que pode ser explicado mediante a capacidade deste elemento de permanecer por longos períodos nos tecidos do organismo, permitindo que este seja encontrado nos peixes predadores da extremidade da cadeia em concentrações elevadas (GUIMARÃES, 2009).

Em relação ao processo de disponibilização do Hg à biota aquática por meio do processo de metilação, Guimarães *et al.* (2000), ressaltam a importância de estudos do ciclo de Hg em florestas inundadas e bancos de macrófitas, por serem ambientes capazes de favorecer a metilação.

Neste contexto, estudos realizados por Vieira e Darwich (1999) no reservatório da UHE de Curuá-Una; Santarém-Pará demonstraram que a construção da barragem alterou no reservatório parâmetros físico-químicos com transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido gerando impactos para a biota aquática.

Além disso, estudos sobre o comportamento e mobilidade do MeHg em reservatórios, demonstram que as condições limnológicas na região do hipolímnio, em regime de anóxia, favorecem o processo de metilação durante o período seco, contribuindo dessa forma para entrada desse composto na cadeia trófica aquática (CANAVAN, CALDWELL e BLOOM, 2000; KASPER, *et al.* 2012). Porém, nos estudos de Kehrig *et al.* (2009), que avaliaram as concentrações de Hg em peixes de reservatório de Balbina, foi constatado que, além da influência de um ecossistema rico em matéria orgânica dissolvida sobre a acumulação de mercúrio e MeHg, o hábito alimentar dos peixes exerce grande influência nas concentrações de mercúrio nos tecidos destes organismos.

Desta forma, o presente estudo visa investigar as concentrações de HgT em *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) e *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794), com ocorrência nos períodos de águas altas e águas baixas em diferentes ambientes da UHE de Curuá-Una.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Investigar as concentrações de HgT em *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) e *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794), com ocorrência nos períodos de águas altas e águas baixas e em diferentes ambientes da UHE de Curuá-Una.

2.2 Específicos

- Determinar as diferenças nas concentrações médias de HgT entre *S. rhombeus* e *H. unimaculatus*;
- Verificar se existem diferenças nas concentrações médias de HgT em *S. rhombeus* e *H. unimaculatus* entre os períodos de águas altas e águas baixas;
- Determinar possíveis diferenças nas concentrações médias de HgT nas amostras de *S. rhombeus* e *H. unimaculatus* entre os ambientes de coleta.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Aspectos sobre a contaminação do Pescado por Mercúrio

Segundo Sampaio da Silva *et al.* (2006) a presença do mercúrio (Hg) em vários compartimentos dos ecossistemas aquáticos constitui um problema cada vez mais preocupante na bacia amazônica. Segundo Micaroni, Bueno e Jardim (2000), 95% das descargas de Hg estão armazenadas no solo e sedimentos, 3% em águas superficiais e 2% na atmosfera e para a compreensão das rotas deste metal é necessário entender também a dinâmica entre estes compartimentos. Nessa perspectiva, há uma interação direta e constante entre o sedimento e o ambiente aquático, fazendo com que o Hg seja disponibilizado na coluna d'água, podendo estar dissolvido na água ou diretamente disponível à biota via alimentação (ALMEIDA *et al.*, 2014).

Essa disponibilização do Hg ao ecossistema aquático é explicada mediante baixa capacidade de absorção do Hg em sua forma inorgânica pelos vegetais terrestres. Contudo, ao chegar ao meio aquático, através da lixiviação natural ou mais intensamente através da erosão dos solos, consequência das atividades antrópicas (desmatamento, agricultura, etc.), este elemento passa de sua forma inerte nos solos para sua forma potencialmente tóxica, o metilmercúrio (MeHg), a qual, na forma dissolvida, penetra inicialmente nos primeiros elos da cadeia alimentar aquática (plâncton), os quais servem de alimentos para os peixes (ROULET *et al.*, 1998; LACERDA, 1995, PELEJA e SABLAYROLLES, 2005).

Quanto às espécies químicas, o Hg pode se apresentar como: mercúrio elementar, também denominado mercúrio metálico (Hgo); o mercúrio iônico em suas duas formas oxidadas, que correspondem ao íon mercurioso (Hg^{2+}) e ao íon mercúrico (Hg_2^{2+}); e as espécies metiladas; o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio [$(CH_3)_2Hg$] (MIRANDA *et al.*, 2007), sendo que o MeHg é a forma orgânica do mercúrio que constitui cerca de 40% a 100% do mercúrio total (HgT) no tecido muscular dos peixes (DIAS *et al.*, 2008).

Uma vez que este elemento se acumula ao longo da cadeia alimentar aquática, em última análise, apresenta uma exposição ambiental altamente elevada aos consumidores (MASON, REINFELDER e MOREL, 1996; LACERDA e MALM,

2008). Segundo Dorea *et al.* (2003), o Hg é o único metal que reconhecidamente causou óbitos em humanos em razão de contaminação pela via ambiental, particularmente via ingestão de organismos aquáticos contaminados.

Diante disso, apesar do consumo de peixe ser altamente recomendado em virtude dos importantes benefícios para a saúde do ser humano, este organismo, por outro lado, constitui-se como principal fonte de MeHg, sendo que esta exposição, segundo estudos a nível global, pode afetar o desenvolvimento neurocognitivo principalmente das crianças (CARDOSO *et al.*, 2010; FAO/WHO, 2010).

Por esse motivo, é de grande relevância os estudos relacionados aos mecanismos de acúmulo, distribuição e excreção do Hg em peixes visando uma melhor compreensão no que diz respeito à exposição do ser humano a este metal pesado (KASPER, 2008).

Nesse sentido, as brânquias e o trato digestivo dos peixes se caracterizam como regiões com potencial capacidade de absorção de Hg, o qual pode estar presente na coluna d'água em sua forma dissolvida e/ou suspensa ou contidas no sedimento. Essa absorção realizada pelos peixes ocorre através de dois processos distintos, sendo eles: (a) difusão de soluções aquosas e (b) ingestão. (LUPI *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2002).

Além disso, a presença do Hg nos sistemas aquáticos envolve a compreensão da dinâmica dos processos de transferência do meHg, que é inerente à acepção de três conceitos importantes, a saber: bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação. A bioacumulação se refere a todas as rotas de exposição, ou seja, considera a ingestão e a absorção. Já a bioconcentração denomina o processo de absorção realizado pelas superfícies respiratórias e dérmicas de um organismo, retendo, assim, a substância do ambiente aquático. Por fim, o processo de biomagnificação é definido como sendo a transferência de metilmercúrio ao longo dos níveis tróficos por ingestão direta dos alimentos, ocasionando a ocorrência de concentrações mais elevadas nos organismos se comparado à fonte alimentar (COSTA *et al.*, 2008).

Estes processos, por sua vez, possibilitam a entrada do Hg na dieta humana, principalmente por meio da ingestão de peixes contaminados. Uma vez presente no organismo do ser humano, a toxicidade deste metal, assim como de outros metais pesados, se dá frente à capacidade de ocupar o lugar dos metais essenciais (sódio, potássio, cálcio, crômio, zinco, cobalto, magnésio, manganês e níquel etc.) no centro

ativo das enzimas, promovendo como resposta uma alteração de funções nos processos metabólicos (GOYER, 1997).

Além disso, o meHg afeta principal e potencialmente o sistema nervoso, pois possui capacidade para provocar efeitos adversos no desenvolvimento do cérebro. Em seres humanos, os efeitos da toxicidade deste metal envolvem défices neurocomportamentais, perda neural, ataxia, distúrbios visuais, danos auditivos, paralisia e morte. A atenção quanto ao índice de toxicidade deste metal é ainda maior quando se discute a facilidade em romper a barreira placentária e hematoencefálica e conseqüentemente, causar danos ao feto em desenvolvimento. Nesse contexto, estudos demonstraram que a exposição de grávidas ao meHg estava associada com algumas anomalias neurológicas apresentadas por suas crianças durante a fase de crescimento, como: atraso na aquisição da marcha e no início da fala, alteração do tônus muscular, diminuição dos reflexos e resultados fracos em testes neurológicos (UNEP, 2013).

É válido ressaltar que, para a análise de Hg e outros metais em peixes, as amostras musculares são as matrizes selecionadas na maioria das vezes, visando atender aos padrões de segurança para consumo humano estabelecidos pelas normas pertinentes (ARANTES *et al.*, 2009).

Na região amazônica alguns estudos evidenciaram a importância das amostras musculares na determinação do teor de Hg em peixes. Entre estes estudos podem ser citados Barbosa *et al.* (2003), os quais estudaram as concentrações de Hg em músculos de peixes de diferentes níveis tróficos do rio Negro; Dórea, Barbosa e Silva (2006), que estudaram a influência da inundação sazonal na bioacumulação de Hg em espécies de peixes do rio Negro mais consumidas pela população local; Beltran-Pedreiros *et al.* (2011), que avaliaram o teor de Hg em músculos de peixes de importância comercial em um lago de várzea do rio Solimões; Kasper *et al.* (2012), que quantificaram as concentrações de Hg em músculo e intestino de peixes coletados em trechos à montante e jusante do reservatório da UHE de Samuel, Kasper *et al.* (2014), que avaliaram a influência da estratificação do reservatório na quantidade de MeHg no músculo de peixes, plâncton e sedimento à jusante da UHE de Balbina; Castro *et al.* (2016), que investigaram a exposição de ribeirinhos ao mercúrio por meio de análises de Hg em músculo e fígado de peixes coletados no rio Purús; Soares *et al.* (2016), que analisaram as concentrações de HgT em peixes de diferentes hábitos alimentares

coletados na bacia do rio Negro, entre outros estudos.

3.2 Mercúrio em Reservatórios

O represamento de um rio para a construção de usinas hidroelétricas desencadeia um impacto significativo no que diz respeito à geometria hidráulica, formada por diversos fatores, como velocidade média, carga sedimentar e morfologia do leito etc, sendo estes fatores importantes para garantir a manutenção e o desenvolvimento de plantas e animais aquáticos. Dessa maneira as modificações hidrológicas, hidroquímicas e hibrobiológicas de um rio, resultantes da implantação de uma UHE (JUNK e NUNES DE MELLO, 1987), afetam drasticamente os organismos vivos que dependem deste equilíbrio.

Além disso, a formação de grandes lagos artificiais (reservatórios) que na maioria das vezes são oriundos da inundação de extensas áreas florestadas suscita discussões por conta dos inúmeros danos ao meio ambiente, como o favorecimento da mobilização do mercúrio (Hg) para a biota aquática, oferecendo condições propícias para a ocorrência do processo de metilação deste metal (PALERMO *et al.* 2004), por meio da ação de bactérias, principalmente as sulfato-redutoras (COMPEAU e BARTHA, 1985), promovendo o aumento da biodisponibilidade e acumulação deste ao longo da cadeia alimentar.

Segundo Kasper *et al.* (2012) e Kasper *et al.* (2014), a dinâmica quanto às rotas do Hg em reservatórios se caracteriza por possuir suas particularidades em virtude das mudanças físico-químicas sofridas por estes ambientes, sendo que uma das mudanças mais importantes oriunda da construção de represas sobre áreas florestadas na região amazônica está relacionada com a geração de condições peculiares quanto à concentração e distribuição de oxigênio nesses ambientes.

No tocante à concentração de Hg em áreas alagadas para a instalação de reservatórios, uma considerável elevação nesta concentração tem sido caracterizada como padrão logo após o represamento de rios (BODALY *et al.*, 2007), vinculado a características limnológicas, como baixos níveis de pH e oxigênio, resultantes da decomposição da matéria orgânica via microrganismos, criando condições propícias para ocorrência da metilação do Hg (HYLANDER *et al.*, 2006). Além do mais, um

estudo realizado por Liu *et al.* (2017) no reservatório das Três Gargantas, na China, indicou que o enxofre elementar atua como importante influência no processo de metilação do Hg. Este enxofre, por sua vez, pode ser fornecido pela matéria orgânica em decomposição, confirmando a forte influência da matéria orgânica na transformação do Hg inorgânico para orgânico.

Apesar do aumento da concentração ser documentado após a inundação para a implantação de reservatórios, em peixes estas concentrações tendem a diminuir ao longo de algumas décadas (GREEN *et al.*, 2016), para peixes não predadores este declínio pode ser notado em aproximadamente de 5 a 10 anos (VERDON *et al.*, 1991), já para os peixes predadores de 20 a 30 anos (ANDERSON *et al.*, 1995).

Nesse sentido, a possibilidade de incorporação do MeHg à biota aquática sugere que, em alguns reservatórios, os peixes possuem elevadas concentrações de Hg, todavia, as informações relacionadas ao teor de Hg nos organismos tropicais provenientes de reservatórios no hemisfério sul ainda são limitadas (KASPER *et al.*, 2012).

3.3 Legislação Brasileira referente à Contaminação de Alimentos por Mercúrio

Em 1965 o conceito de contaminantes usado pelo Decreto nº 55.871, de 26/03/1965 do Ministério da Saúde, para designar elementos inorgânicos indesejados nos alimentos foi “aditivo incidental”. Neste mesmo decreto foram enquadrados como contaminantes inorgânicos o Antimônio, Arsênio, Cádmio, Cobre, Cromo, Estanho, Mercúrio, Níquel, Selênio, Zinco e o Chumbo, sendo estabelecidos limites máximos de tolerâncias nos alimentos em que são encontrados (BRASIL, 1965).

Contudo, por meio da Portaria nº 540, de 27/10/1997 dos Ministério da Saúde e Secretaria de Vigilância Sanitária, o termo “aditivos incidentais” foi substituído pelo conceito de contaminantes, o qual foi definido como:

Qualquer substância indesejável presente no alimento como resultado das operações efetuadas no cultivo de vegetais, na criação de animais, nos

tratamentos zoo ou fitossanitários, ou como resultado de contaminação ambiental ou de equipamentos utilizados na elaboração e/ou conservação do alimento. de aditivos incidentais os compostos ou elementos inorgânicos indesejáveis presentes nos alimentos (BRASIL, 1997, p. 2).

Além disso, a Portaria nº 685, de 27/08/1998 (BRASIL, 1998) da Secretaria de Vigilância em Saúde – MS, regulamentou os princípios para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes nos alimentos, sendo que entre estes contaminantes estavam incluídos: microtoxinas, contaminantes inorgânicos, resíduos de pesticidas, medicamentos de uso veterinário e de migrantes de embalagens e equipamentos em contato com alimentos. Através desta portaria foram fixados limites de tolerância para presença de metais, como Hg, em alimentos.

Mais tarde, a Agência de Vigilância Sanitária (ANVISA-MS) determinou limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos, abrangendo também a organização internacional MERCOSUL, por meio da Resolução RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013. Esta resolução revogou os limites máximos estabelecidos pela portaria anteriormente citada para Hg e outros contaminantes, sendo que os valores deste metal em peixes predadores e não predadores não foram alterados, mas foram incluídas outras categorias de alimentos, a saber: moluscos cefalópodos, moluscos bivalvos e crustáceos (BRASIL, 2013).

No que diz respeito às atividades de agricultura e seus aspectos ambientais relacionados à contaminação via Hg, a Instrução Normativa nº 42, de 20/12/1999 do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), a qual institui o Plano Nacional de Controle de Resíduos em Produtos de Origem Animal, fixa os mesmos valores previamente determinados pelas normas aqui mencionadas (BRASIL, 1999).

O quadro 1 apresenta um resumo com os limites máximos de tolerâncias estabelecidos nos instrumentos nacionais referentes.

Quadro 1: Concentração máxima permitida conforme legislação brasileira para mercúrio.

Categoria	Limite Máximo (mg/kg)
Peixes (exceto predadores) ^{a,b,c}	0,5
Peixes Predadores ^{b,c}	1,0
Moluscos Cefalópodos ^{a,c}	0,5
Moluscos Bivalvos ^{a,c}	0,5
Crustáceos ^{a,c}	0,5

^aDecreto n° 55.871/65 (BRASIL, 1965), ^bInstrução Normativa n° 42/99 (BRASIL, 1998), ^cResolução-RDC n° 42/2013 (BRASIL, 2013).

3.4 Biologia das Espécies Estudadas

3.4.1 *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766)

Vieira (1982) estudando os peixes de Curuá-Una, observou que o principal item encontrado com relativa freqüência no conteúdo estomacal de *Serrasalmus rhombeus* era peixes, caracterizando esta espécie como piscívora. Semelhantemente, Silva (2006) classificou a espécie como piscívora na maioria das estações de coleta em estudos na UHE de Balbina. Estes estudos corroboram com Figueiredo (dados não publicados), que encontrou com considerável freqüência peixes no conteúdo estomacal dos mesmos espécimes de *S. rhombeus* (Figura 1) utilizados no presente trabalho.



Figura 1: Espécime de *Serrasalmus rhombeus* coletado na área ao entorno da UHE de Curuá-Una, Santarém-Pa (Fonte: pela autora).

3.4.2 *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794)

Em relação à espécie *Hemiodus unimaculatus*, Silva *et al.* (2008) estudando a dieta de hemiodontídeos na área de influência da UHE de Balbina, verificou que a maioria dos espécimes de *H. unimaculatus* consumiram detritos e algas filamentosas, sendo classificada como algívora/detrítivora. Complementarmente a

isso, nos estudos de Figueiredo (dados não publicados), a qual analisou os mesmos espécimes de *H. unimaculatus* (Figura 2) do presente estudo, essa espécie foi considerada como algívora nos trechos à montante do barramento e detritívora no sistema fluvial à jusante do barramento, tendo sua dieta composta principalmente por algas e detritos.



Figura 2: Espécime de *Hemiodus unimaculatus* coletado na área ao entorno da UHE de Curuá-Una, Santarém-Pa (Fonte: pela autora).

3 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na Usina Hidroelétrica Sílvio Braga (mais conhecida como UHE de Curuá-Una), a qual foi inaugurada em 1977, sendo a primeira represa construída na Floresta Amazônica (SARÉ *et al.*, 2004). Atualmente, esta hidroelétrica é mantida e operada pela Eletronorte S/A e cobre uma área de 100 km², com capacidade de geração de 30MW, situa-se a 80 km ao sul da cidade de Santarém-Pará, no rio Curuá-Una; afluente da margem direita do rio Amazonas. A usina foi formada a partir do barramento do rio Curuá-Una (Figura 3) e, de acordo com Vieira (1982), a maior parte (57,4%) do reservatório está inserido na bacia deste, recebendo contribuição dos rios Moju (11,7%), Mojuí (4,4%), e Poraquê (3,2%), além de outros igarapés menores (2,9%), sendo que os principais afluentes do rio Curuá-Una (Moju e Mojuí) são classificados por Junk *et al.* (1981) como rios de águas claras.

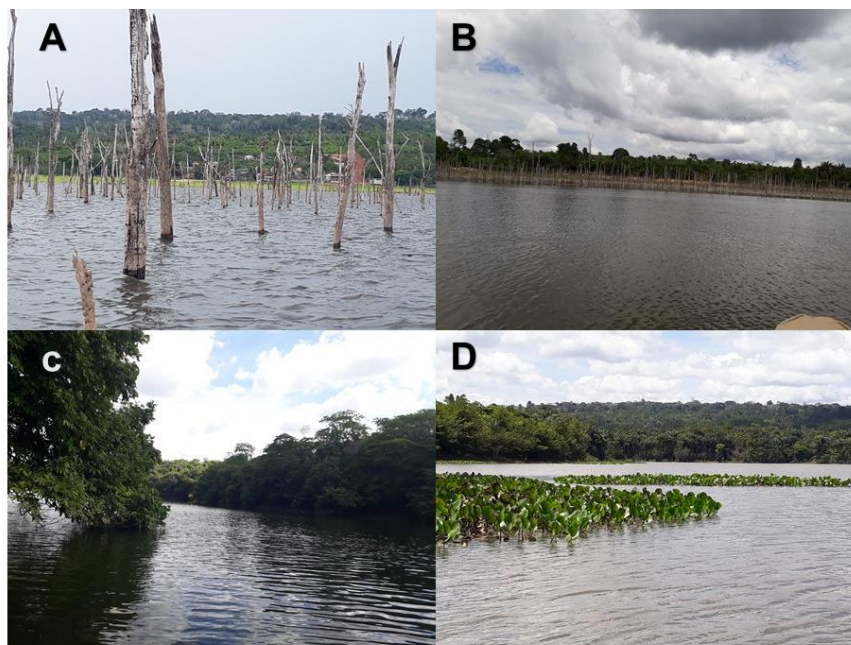


Figura 3: Usina Hidrelétrica de Curuá-Una à montante (A e B) e à jusante (C e D) da barragem, Santarém, Pará (Fonte: pela autora).

As coletas foram realizadas no ano de 2017, sendo uma efetuada em março correspondendo ao período de águas altas e outra em novembro, período de águas baixas. As coletas foram realizadas em 3 (três) trechos distintos dispostos entre as coordenadas de latitudes $03^{\circ}54'55''S$ e $02^{\circ}48'41.40''S$, e longitudes $054^{\circ}33'41.35''W$ e $054^{\circ}14'11.43''W$, sendo 2 pontos de coleta localizados em cada um dos três ambientes, a saber: sistema fluvial à jusante do reservatório (pontos 1 e 2), reservatório (pontos 3 e 4), e sistema fluvial à montante do reservatório (5 e 6) (Figura 4).

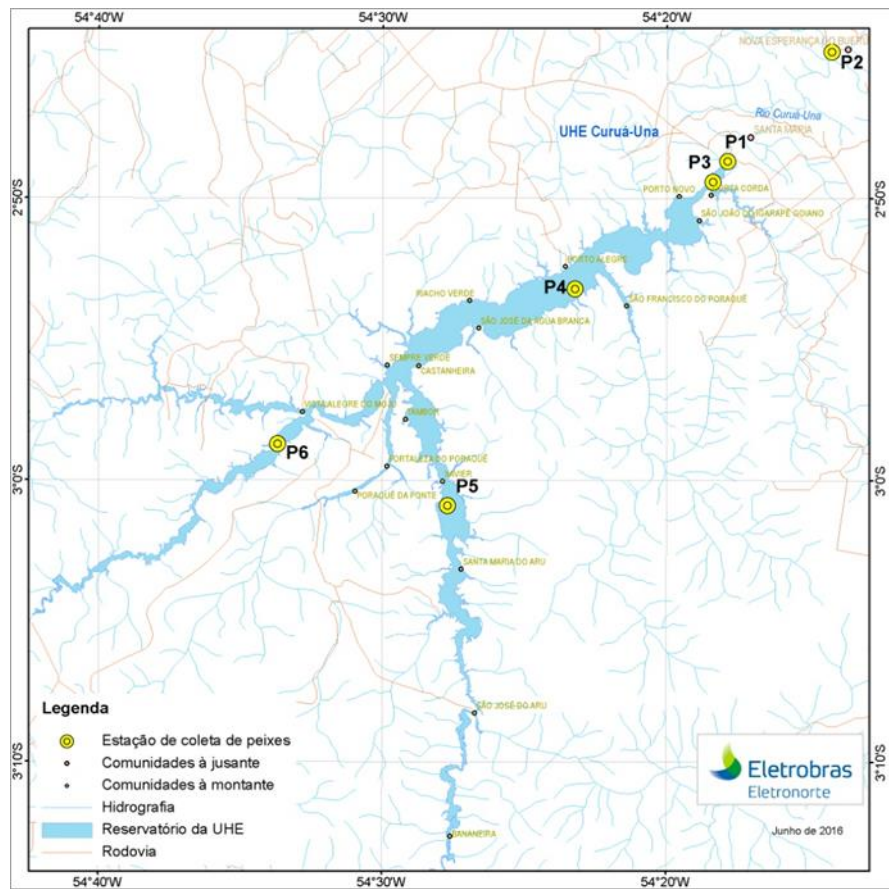


Figura 4: Localização dos pontos de coleta na UHE de Curuá-Una, Santarém, Pará (Fonte: Eletronorte, 2016).

4.2 Métodos de Campo

Para a realização das coletas foram utilizados conjuntos de redes de emalhar, sendo que cada conjunto de rede era formado por 6 redes de diferentes tamanhos de malha (40, 60, 80, 100, 120 e 140 mm), com altura e comprimento de cada rede correspondendo a 3 m e 60 m respectivamente, totalizando um comprimento total de 360 m para cada “bateria”.

O esforço de captura foi padronizado em ciclos de 12hs, com revisão das redes e despescas a cada 6 horas. A cada despescas, os indivíduos coletados foram devidamente identificados com a utilização de chaves de identificação (QUEIROZ *et al.*, 2013) e auxílio de especialistas, pesados em balança de precisão para estimar o peso total (g) e medidos para obtenção do comprimento total (cm) e padrão (cm).

Este procedimento foi realizado em local devidamente higienizado para evitar contaminação das amostras. Posteriormente, foi coletada uma amostra de tecido da parte dorsal retirada sem pele e sem espinha (Figura 5), e colocadas em recipientes plásticos devidamente limpos e posteriormente levados para o Laboratório de Biologia Ambiental, do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas da UFOPA.



Figura 5: Um espécime sendo processado para retirada do tecido muscular (Fonte: pela autora).

4.4 Métodos de Laboratório

A metodologia para determinação dos teores de Hg total nos espécimes consistiu em pesar entre 15 a 45 mg de peso úmido (do músculo do peixe) da amostra em duplicata em tubos de ensaio, adicionando-se 3 ml de HNO₃ concentrado e 300 µl de HCl 6N agitando-os para através de uma placa aquecedora a uma temperatura de 121 °C proceder durante 4h a digestão da amostra. Após o processo de digestão, diluiu-se as amostras com água grau reagente até um volume final de 9 ml, e posteriormente injetou-se 0,1 ml das amostras em duplicatas para assim proceder-se a leitura por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS), segundo Pichet *et al.* (1999).

A reprodutibilidade do método foi determinada por leitura das amostras em duplicatas com um desvio aceitável de 10%, sendo o limite de detecção do aparelho de 75 picogramas de Hg.

Para minimizar o erro analítico, toda vidraria utilizada no laboratório, foi mantida em solução de HCl 10% por um período de 24 horas, e depois lavada com

água destilada- e água grau reagente, e seca em estufa à temperatura de 350 °C.

E como forma de verificar a confiabilidade dos resultados, assim como a confiança do método analítico, foram realizados testes de calibração utilizando-se amostras de padrões internacionais (dorm-3: fish protein certified reference material for trace metals do nacional research council of canadá) referente a tecido de peixe, resultando em uma reprodução de valores confiáveis em relação aos valores especificados, determinados em um limite de 322 a 442 ppb.

As análises das amostras foram todas realizadas no laboratório de Biologia Ambiental, do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas da Universidade Federal do Oeste do Pará.

4.5 Análise Estatística

Os testes de Shapiro-Wilk e de Kolmogorov-Smirnov utilizados para verificar a normalidade dos dados detectaram que estes não são paramétricos. Dessa forma, para verificar possíveis diferenças nas concentrações médias de HgT entre as duas espécies, em virtude da diferença do hábito alimentar optou-se pelo teste Mann-Whitney, sendo este mesmo teste realizado para testar as diferenças das médias de concentrações de HgT nas amostras de peixes entre os diferentes períodos de coleta (águas altas e águas baixas). Enquanto que para verificar as variações espaciais das concentrações médias de HgT para ambas as espécies entre os trechos de coleta recorreu-se ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, o qual detecta a existência de diferenças significativas e o grau de significância entre as variáveis estudadas.

Os dados foram analisados com o auxílio do *software* STATISTICA 7.0.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período de estudo foram coletados 179 indivíduos, sendo 74 (41,34%) correspondentes à espécie *Hemiodus unimaculatus* e 105 (58,66%) referente à espécie *Serrasalmus rhombeus*.

No que diz respeito à medição dos dados biométricos, a espécie *Hemiodus unimaculatus* apresentou como médias para comprimento total, comprimento padrão e peso mínimos, respectivamente: $18,22 \pm 1,5$ cm, $15,05 \pm 1,3$ cm e $58,26 \pm 21,4$ g. Já a espécie *Serrasalmus rhombeus* obteve medidas mais elevadas de comprimento total ($19,28 \pm 6,2$ cm), comprimento padrão ($16,48 \pm 5,7$ cm) e peso ($216,79 \pm 242,5$ g).

Em relação às concentrações de HgT entre as duas espécies de hábitos alimentares distintos, verificou-se que as concentrações para a espécie *S. rhombeus*, com média de $325,06 \pm 245,6$ ng.g⁻¹, foram significativamente maiores ($U=1359,00$; $p=0,000$) quando comparadas com as concentrações *H. unimaculatus*, perfazendo concentração média de $119,57 \pm 86,7$ ng.g⁻¹ (Figura 6).

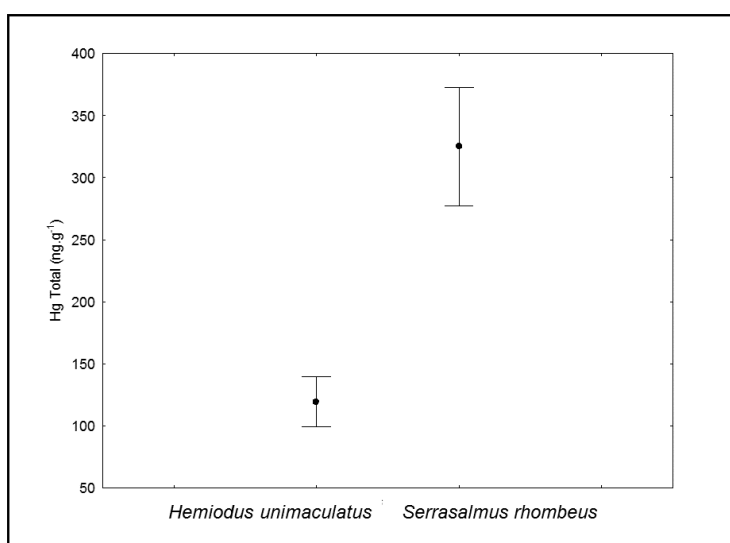


Figura 6: Concentrações médias de HgT e intervalos de confiança para as espécies *Hemiodus unimaculatus* e *Serrasalmus rhombeus* coletadas na UHE de Curuá-Una, Santarém, Pará.

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estabelece o limite máximo de concentração tolerável de Hg nos tecidos musculares de peixes de 500 ng.g⁻¹ para espécies não predadoras, enquanto para espécies predadoras, esse número é de 1000 ng.g⁻¹. Neste estudo, a concentração média de HgT para as espécies estudadas não ultrapassou os limites determinados pela ANVISA.

No entanto, 3 amostras de *S. rhombeus* apresentaram concentrações de Hg superiores ao estabelecido pela ANVISA. Beltran-Pedreiros *et al.* (2011), observaram que a maioria dos peixes amostrados, do lago Grande de Manacapuru, obtiveram níveis de Hg acima do limite permitido para consumo humano, e recomendaram que o consumo, principalmente de peixes predadores que apresentaram concentrações consideráveis de Hg, entre crianças e gestantes seja restrito.

As concentrações médias significativamente maiores nas amostras de *S. rhombeus* em relação à *H. unimaculatus* corroboram com os resultados encontrados por Kasper *et al.* (2012), os quais analisaram amostras de músculos de peixes das mesmas espécies analisadas neste trabalho provenientes de áreas à montante e jusante do Reservatório da UHE de Samuel (Ro) e encontraram valores mais elevados de HgT para a espécie de maior categoria trófica, ou seja, *S. rhombeus*. Vários autores confirmaram esta influência do hábito alimentar nos níveis de Hg em peixes e evidenciaram o processo de biomagnificação, que se caracteriza quando as concentrações de Hg no tecido muscular são proporcionais à categoria trófica, ou seja, quanto maior o nível trófico, maior a concentração de Hg. (BELTRAN-PEDREIROS *et al.*, 2011; CASTRO *et al.*, 2016; SOARES *et al.*, 2016)

Além da dieta dos peixes, as medidas biométricas (comprimento total, comprimento padrão e peso) podem ter influenciado os maiores valores de HgT nas espécies amostradas, conforme Soares *et al.* (2016), que observaram correlação linear positiva de Hg em relação ao comprimento padrão e peso tanto para *S. rhombeus* quanto para uma espécie de hemiodontídeo (*H. imaculatus*) em estudo realizado na bacia do rio Negro.

No que diz respeito aos períodos de coleta, foram coletados 42 (56,8%) indivíduos no período de águas altas e 32 (43,2%) no período de águas baixas correspondentes à *H. unimaculatus*. As concentrações de HgT para esta espécie se diferenciaram significativamente ($U= 231$, $p=0,000001$) entre os períodos de coleta, sendo registradas médias mais elevadas no período de águas altas ($154,46 \pm 92,1$ ng.g^{-1}) em relação ao período de águas baixas, que obteve concentração média de $73,79 \pm 52,0$ ng.g^{-1} (Figura 7).

No período de águas altas foram verificados apenas 22 (21,0%) espécimes de *S. rhombeus*, e 83 (79,0%) no período de águas baixas. Já em relação às variações nas concentrações de HgT ao longo dos períodos de coleta para esta espécie,

também foi observado que o período de águas altas, com média $432,06 \pm 279,5$ ng.g^{-1} , apresentou concentrações significativamente ($U= 604$; $p=0,014$) maiores, quando comparadas com as concentrações do período de águas baixas, com valor médio de $296,7 \pm 229,3$ ng.g^{-1} (Figura 7).

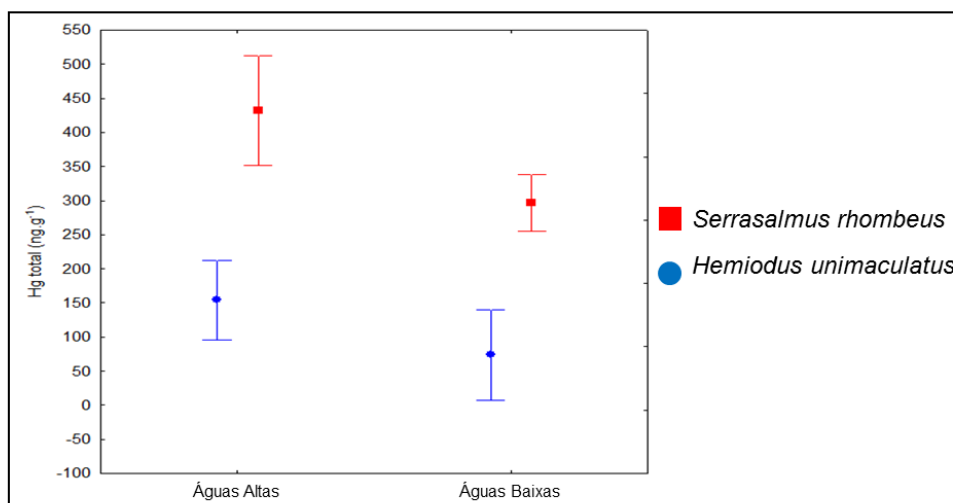


Figura 7: Concentrações médias de HgT e intervalo de confiança para as espécies *H. unimaculatus* (A) e *S. rhombeus* (B) nos períodos de coletas realizadas na UHE de Curuá-Una, Pará.

Apesar do nível fluviométrico na área de influência da UHE de Curuá-Una ser controlado de forma artificial, neste estudo as concentrações de HgT variaram significativamente entre os períodos de águas altas e águas baixas para as duas espécies avaliadas, indicando a influência do ciclo hidrológico na disponibilização deste metal à biota aquática.

O hábito alimentar dos espécimes de *H. unimaculatus* analisados neste estudo (algívoro/detrítivo) deve ser levado em consideração para interpretação destes resultados, uma vez que Nascimento *et al.* (2009), estudando o comportamento do mercúrio na comunidade planctônica do reservatório da UHE de Samuel (Ro), verificou maior densidade de fitoplâncton nos meses de maior precipitação pluviométrica. Dessa forma, a maior possibilidade de bioacumulação de HgT em virtude da maior quantidade de alimento disponível no período de águas altas pode estar associado às maiores concentrações de HgT para a espécie *H. unimaculatus* neste período.

As consideráveis variações de Hg no plâncton em função do aumento do nível da água na Amazônia foram reportadas por Peleja (2002) em estudos nos rios Negro e Tapajós, que identificou que as variações na concentração de Hg nestes

organismos eram mais elevadas no período de águas altas. Nesse sentido, Nascimento *et al.* (2009), atribuiu as maiores concentrações de HgT no plâncton no período de águas altas à entrada de água e, conseqüente, suspensão e carreamento de partículas para coluna d'água. Este fato pode estar associado com as elevadas concentrações de HgT em *S. rhombeus* no mesmo período registradas neste estudo, uma vez que ao entrar no sistema aquático este elemento tende a bioacumular ao longo dos níveis tróficos, refletindo as variações em espécies topo de cadeia, como é o caso de *S. rhombeus*.

No que se refere aos ambientes de coleta, foram capturados 24, 34 e 16 espécimes de *H. unimaculatus* no sistema fluvial à jusante, no reservatório e no sistema fluvial à montante, respectivamente. As concentrações médias de HgT para esta espécie foram significativamente ($H= 12,82$; $p= 0,002$) diferentes ao longo dos ambientes de coleta, sendo que as maiores concentrações observadas nos indivíduos coletados no reservatório ($150,24 \pm 96,3 \text{ ng.g}^{-1}$) foram significativamente maiores ($p=0,001$) do que as concentrações médias registradas nas amostras obtidas do sistema fluvial à jusante ($75,80 \pm 48,1 \text{ ng.g}^{-1}$), mas não se diferenciaram das médias para os sistema fluvial à montante ($120,08 \pm 53,2 \text{ ng.g}^{-1}$) (Figura 8).

Já para a espécie *S. rhombeus* foram contabilizados 13, 70 e 21 indivíduos no sistema fluvial à jusante, no reservatório e no sistema fluvial à montante, respectivamente. Também foram detectadas diferenças significativas ($H= 8,41$; $p= 0,02$) nas concentrações médias dos espécimes de *S. rhombeus*, mas neste caso as maiores concentrações foram encontradas no sistema fluvial à montante ($427,45 \pm 252,4 \text{ ng.g}^{-1}$). Este trecho, por sua vez, se diferenciou significativamente ($p=0,01$) das concentrações das amostras do sistema fluvial à jusante ($182,46 \pm 76,3 \text{ ng.g}^{-1}$), porém não se diferenciou das concentrações encontradas no reservatório ($320,88 \pm 254,5 \text{ ng.g}^{-1}$) (Figura 8).

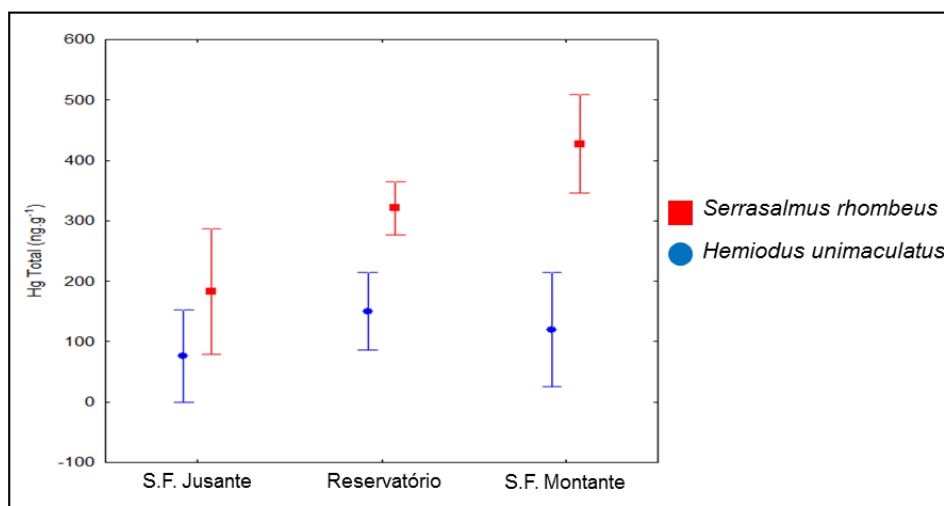


Figura 8: Concentrações médias de HgT e intervalo de confiança para as espécies *H. unimaculatus* (A) e *S. rhombeus* (B) ao longo dos ambientes de coletas realizadas na UHE de Curuá-Una, Pará. S.F.= Sistema fluvial.

Diversos estudos detectaram maiores níveis de Hg na biota à jusante de reservatórios na Amazônia (MALM *et al.*, 2004; PALERMO *et al.*, 2004; DOMINIQUE *et al.*, 2007; KASPER *et al.*, 2012; KASPER *et al.*, 2014), e foi apontado como possível causa o favorecimento da metilação e liberação de MeHg nas águas à jusante do reservatório por meio de condições limnológicas deste ambiente, resultando em altos níveis de Hg na biota neste trecho.

Neste estudo, no entanto, foram encontrados valores menores no sistema fluvial à jusante do reservatório tanto para *S. rhombeus* como para *H. unimaculatus*. Este fato pode estar indicando que as concentrações de HgT nos peixes coletados não estão sendo influenciadas somente pelas variáveis físico-químicas locais, mas sim pelo aporte de HgT alóctone, disponibilizado do solo para o meio aquático através de ações antrópicas, como o desmatamento.

A maior concentração média de HgT em *H. unimaculatus* no reservatório confirma a importância dos ambientes de reservatórios no que diz respeito à metilação e aumento da biodisponibilidade deste metal, pois Lacerda & Malm (2008) afirmam que este processo é favorecido em ambientes aquáticos anóxicos ou subóxicos, levemente ácidos, com concentrações elevadas de matéria orgânica dissolvida, além de atividade microbiológica intensa, características estas que são frequentemente encontradas em reservatórios de hidroelétricas.

Em contrapartida, as elevadas concentrações de HgT nas amostras de *S. rhombeus* coletadas no sistema fluvial à montante do reservatório, sugerem que

outros fatores estão influenciando na mobilização do mercúrio na região estudada. Alguns estudos indicam que a queima da biomassa da floresta amazônica se apresenta como importante via de liberação de mercúrio para a atmosfera da região (ARTAXO *et al.*, 2000; CORDEIRO *et al.*, 2002; PELEJA, 2005) e, conseqüentemente, para o meio aquático.

Além da queima, outros diversos tipos de uso do solo comuns na colonização de regiões ribeirinhas, como construção de estradas, desmatamento para cultivo e criação de gado, exploração madeireira etc; podem causar e/ou intensificar o processo de erosão que, segundo Roulet *et al.* (1998), contribui para a descarga de Hg em ambientes aquáticos. Partindo desta hipótese, as intensas chuvas na região amazônica podem ser citadas como um meio propulsor no carreamento de partículas de solo erodido até os corpos hídricos.

Nesse sentido, os altos teores de HgT encontrados nas amostras de *S. rhombeus* no sistema fluvial à montante do reservatório podem estar vinculados às práticas de uso do solo que intervêm no ambiente através do desmatamento em regiões próximas a este ambiente de coleta, como é o caso do município de Mojuí dos Campos, localizado na região à montante do reservatório. Segundo Pires (2015), a região onde está situado o município de Mojuí dos Campos é caracterizada por conter extensas áreas destinadas à plantação de soja. Além disso, nos últimos anos as áreas antropizadas e de solo expostos tem predominado em algumas regiões deste município (ANDRADE, CORRÊA e COÊLHO, 2016).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Apenas 2,87% dos espécimes de *Serrasalmus rhombeus* analisados apresentaram concentrações de HgT acima do valor máximo permitido pela ANVISA e nenhuma amostra de *Hemiodus unimaculatus* ultrapassou este limite.
- As elevadas concentrações de HgT em *Serrasalmus rhombeus* comparadas com as concentrações para *Hemiodus unimaculatus* evidenciaram a importância do hábito alimentar no processo de biomagnificação nos peixes coletados do interior e entorno do reservatório da UHE de Curuá-Una.
- Entre os períodos analisados, o período de águas altas demonstrou elevada importância/influência no que diz respeito à entrada de mercúrio na região estudada.
- As menores concentrações de HgT nos peixes coletados no sistema fluvial à jusante sugerem que outros fatores estão influenciando na mobilização do mercúrio na região estudada, como o desmatamento ocorrido para diferentes usos do solo que ocorrem na região à montante do sistema fluvial em estudo.

6 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R.D.; BERNARDI, J.V.E.; OLIVEIRA, R.C.; CARVALHO, D.P.D.; MANZATTO, A.G.; LACERDA, L.D.D.; BASTOS, W.R. Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, v. 44, n. 1, p. 99-106, 2014.

ANDERSON, M.R.; SCRUTON, D.A.; WILLIAMS, U.P.; PAYNE, J.F. Mercury in fish in the Smallwood Reservoir, Labrador, twenty one years after impoundment. *Water, air and soil pollution*, v. 80, p. 927-930, 1995.

ANDRADE, S.C.P.; CORREA, J.A.J.; COÊLHO, A.R. Análise da Cobertura Vegetal e da Produção Agrícola do Município de Mojuí dos Campos-Pa. *In: Simpósio Internacional de Ciências dos Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia*, ISSN: 2178-3500, 4 anais, 2016.

ARANTES, I.A., PINTO, M.T.C.; MANGABEIRA, P.A.; GRENIER LOUSTALOT, M.F.; VEADO, M.A.R.V.; OLIVEIRA, A.H. Mercury concentration in fish from Piracicaba River (Minas Gerais, Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 156, p. 119-130, 2009.

ARTAXO, P.; CALIXTO DE CAMPOS, R.; FERNANDEZ, E.T.; MARTINS, J.V.; XIAO, Z.; LINDQVIST, O.; FERNANDEZ-JIMENEZ, M.T.; MAENHAUT, W. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmospheric Environment*, v. 34, p. 4085 – 4096, 2000.

AZEVEDO, F.A. *Toxicologia do mercúrio*. 1 ed. São Carlos: Ed. Rima InterTox, 292 p., 2003.

BARBOSA, A. C., J. DE SOUZA, J. G. DÓREA, W. F. JARDIM & P. S. FADINI. Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water, Rio Negro, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 45, p. 235-246, 2003.

BELTRAN-PEDREIROS, S.B.; ZUANON, J.; LEITE, R.G.; PELEJA, J.R.P.; MENDONÇA, A.B.; FORSBERG, B.R. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from diferente trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, v.9, v.4, p. 901-908, 2011.

BODALY, R. A. D.; JANSEN, W. A.; MAJEWSKI, A. R.; FUDGE, R. J. P.; STRANGE, N. E.; DERKSEN, A. J.; GREEN, D. J. Postimpoundment time course of increased mercury concentrations in fish in hydroelectric reservoirs of northern Manitoba, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 53, p. 379–389, 2007.

BRASIL, AGENCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. Regulamento técnico princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos, 1998.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO. Instrução Normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999. Altera o plano nacional de controle de resíduos em produtos de origem animal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 22 de dezembro de 1999.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. Decreto nº 55.871 de 26 de Março de 1965 do Ministério da Saúde. Modifica o Decreto nº 50.040 de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 de abril de 1965.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE-AGÊNCIA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resolução - rdc nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, 2013.

CANAVAN, C.M.U; CALDWELL C.A.; BLOOM, N.S. Discharge of methylmercury-enriched hypolimnetic water from a stratified reservoir. *The Science of the Total Environment*, p.159-170, 2000.

CARDOSO, C., BANDARRA, N. M., LOURENÇO, H. M., NUNES, M. L. Methylmercury Risks and EPA+DHA Benefits Associated to Seafood Consumption in Europe. *Risk Analysis*, v. 30, n. 5, p. 827-824, 2010.

CASTRO, N.S.S.; BRAGA, C.M.; TRINDADE, P.A.A.; GIARRIZZO, T.; LIMA, M.O. Mercúrio em peixe e em sedimento do Rio Purus, Estado do Acre, Amazônia. *Cadernos de Saúde Coletiva*, v.24, n.3, 2016.

COMPEAU, G.C.; BARTHA, R. Sulfate-Reducing Bacteria: Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 50, n. 2, p. 498 – 502, 1985.

CORDEIRO, R.C.; TURCQ, B.; RIBEIRO, M.G.; LACERDA, L.D.; CAPITANEO, J.; OLIVEIRA, A.S.; SIFEDDIN; A.; TURCQ, P.M. Forest fire indicators and mercury deposition in na intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *The Science of the Total Environment*, v. 293, p. 247–256, 2002.

COSTA, C. R. C., OLIVI, P., BOTTA, C. M. R., ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v.31, n. 7, p.1820- 1830, 2008.

DIAS, A.C.L. et al. Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 24, n. 9, p. 2063-2070, 2008.

DOMINIQUE, Y.; MAURY-BRACHET, R.; MURESAN, B.; VIGOUROUX, R.; RICHARD, S.; COSSA, D.; MARIOTTI, A.; BOUDOU, A. Biofilm and mercury availability as key factors for Mercury accumulation in fish (*Curimata cyprinoids*) from

a disturbed Amazonian freshwater system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, n. 26, p. 45–52, 2007.

DOREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; FERRARI, I.; DE SOUZA, J.R. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. *International Journal of Environmental Health Research*, v.13, p.239-48, 2003.

DOREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; SILVA, G.S. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 142, p. 275–283, 2006.

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

FAIAL, R.F. Níveis de mercúrio em peixes do Rio Trombetas no Baixo Amazonas; uma area sem influência da garimpagem. *Cadernos Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 13, n.1, p. 237-248, 2005.

FAO/WHO- Food and Agriculture Organization of the United Nations and World Health Organization. Report of the JOINT FAO/WHO Expert Consultation on the risks and benefits of fish consumption. *FAO Fisheries and Aquaculture Report*, v.1, n. 978, p. 63, 2010.

FURLAN, N.; QUINÁGLIA, G.A.; ESTEVES, K.E.; OSTI, J.A.S.; LAMPARELLI, M.C. Benthic fish blood as a biomarker for recent exposure to Mercury. *Limnetica*, v. 37, n. 1, p. 129-143, 2018.

GOYER, R.A. Toxic and essential metal interactions. *Annual Review of Nutrition*, v. 17, n.1, p. 37-50, 1997.

GREEN, D.; DUFFY, M.; JANZ, D.; MCCULLUM, K.; CARRIÈRE, G.; JARDINE, T. Historical and Contemporary Patterns of Mercury in a Hydroelectric Reservoir and Downstream Fishery: Concentration Decline in Water and Fishes. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, v. 71, n. 2, p.157-170, 2016.

GUIMARÃES, E.C. *Avaliação dos Níveis Basais de Mercúrio na Área de Influência da UHE Jirau– Rio Madeira / Amazônia*. Goiânia: Pontifícia Universidade Católica, 91 p., 2009.

GUIMARÃES, J.R.D.; ROULET, M; LUCOTTE, M; MERGLER, D. Mercury methylation along a lake- forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of the Total Environment*, v. 261, p. 91-98, 2000.

HYLANDER, L. D.; GROHN, J.; TROPP, M.; VIKSTROM, A.; WOLPHER, H.; SILVA, E. C.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J. Fish Mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 81, p. 155–166, 2006.

JUNK, W.J.; NUNES DE MELLO, J.A.S.N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. p. 367-385. In G. Kohlhepp and A. Schrader (Ed). Homem e natureza na Amazônia. *Tubinger Geographische Studien*, v. 95, 1987.

JUNK, W.J.; ROBERTSON, B.A.; DARWICH, A.J.; VIEIRA, I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v. 11, n. 4, p. 689-716, 1981.

KASPER, D. *Efeito da barragem nas concentrações de mercúrio na biota aquática à jusante de um reservatório amazônico (Usina Hidrelétrica de Samuel, RO)*. Rio de Janeiro, 147 p., 2008.

KASPER, D. FORSBERG, B. R.; AMARAL, J. H. F; LEITÃO, R. P; DANIEL, S. S. P.; BASTOS, W. R.; MALM, O. Reservoir Stratification Affects Methylmercury Levels in River Water, Plankton, and Fish Downstream from Balbina Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science & Technology*, 2014.

KASPER, D.; PALERMO, E.; F.; BRANCO, C.; W.; C. MALM, O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia*, 2012.

KEHRIG, A; H., PALERMO, E. F. A., SEIXAS T. G. , SANTOS, H. S., MALM, O., AKAGI, H. 2009. Methyl and Total Mercury Found in Two Man-Made Amazonian Reservoirs. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 20, n. 6, p. 1142-1152, 2009.

LACERDA, L. D. Amazon mercury emissions. *Nature*, v.374, p. 20-1, 1995.

LACERDA, L.D.; MALM, O. Mercury contamination in aquatic ecosystems: an analysis of the critical areas. *Estudos Avançados*, v. 22, n.63, p. 173-190, 2008.

LIU, J; JIANG, T.; HUANG, R.; WANG, D.; ZHANG, J.; QIAN, S.; YIN, D.; CHEN, H. A simulation study of inorganic sulfur cycling in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China and the implications for mercury methylation. *Chemosphere*, v. 166, p. 31-40, 2017.

LUPI, C., NHACARINI, N. I., MAZON, A. F., SÁ, O. R. Avaliação da poluição ambiental através das alterações morfológicas de *Oreochromis niloticus* (tilápia) nos córregos Retiro, Consulta e Bebedouro, do Município de Bebedouro-SP. *Revista Fafibe on line*, n. 3, p. 1-6. 2007.

MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SANTOS, H. S. B.; REBELO, M. F. ; KEHRIG, H. A. ; OLIVEIRA, R. B.; MEIRE, R. O.; PINTO, F. N.; MOREIRA, L. P. A.; GUIMARAES, J. R. D.; TORRES, J. P. M.; PFEIFFER, W. C. Transport and cycling of mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. *RMZ Materials and Geoenvironment*, v. 51, p. 1195–1198, 2004.

MASON R.P, REINFELDER J.R, MOREL, F.M.M. Uptake, Toxicity, and trophic transfer of mercury in a Coastal Diatom. *Environmental Science & Technology*, v. 30, n.6, p. 1835-1845, 1996.

MICARONI, R.C.C.M., M.I.M.S. BUENO; W.F. JARDIM. Compostos de mercúrio, revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, v. 23, n.4, p. 487-495, 2000.

MIRANDA, M.R. et al. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecol. Bras.*, v. 11, n. 2, p. 240-251, 2007.

NASCIMENTO E.L.; GOMES, J.P.O.; CARVALHO, D.P.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W.R.; MIYAI, K.R. Mercúrio na Comunidade Planctônica do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (Ro), Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, v. 23, v 1), p. 101-116, 2009.

PALERMO, E.F.A. KEHRIG, H.A., BRANCO, C.W.C. & MALM, O. Mercury and methylmercury in suspended particulated matter and sediments of a slightly impacted reservoir of Brazil. *RMZ Materials and Geoenvironment*, v. 51, p.1289-91, 2004.

PELEJA, J. R. P. *Os fatores que influem no nível de mercúrio (Hg) na água e no plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro*. Dissertação (Mestrado), Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia/FUA, Manaus-AM, Brasil, 75p. 2002.

PELEJA, J.R.P; Sablayrolles, M.G.P. Resultados das pesquisas sobre a contaminação por mercúrio no rio Tapajós realizadas pelo Laboratório de Biologia Ambiental da UFPA – Santarém e suas linhas emergentes de pesquisa. *Jornal Olho de Boto*, 2005.

PEREIRA, O.M., HENRIQUES, M.B., ZENEBO, O., SAKUMA, A., KIRA, C. Determinação dos teores de Hg, Pb, Cd, Cu e Zn em moluscos (*Crassostrea brasiliana*, *perna perna* e *Mystella falcata*). *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 61, n. 1, p. 19-25, 2002.

PICHET P, MORRISON K, RHEAULT I, TREMBLAY A. *Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples*. In: Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C, Tremblay A. (editores). *Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin: Springer., 1999.

PIRES, N.L. *Expansão da Fronteira agrícola e presença de glifosato e ampa em amostras de água da região de Santarém (Pa): Desafios analíticos para o monitoramento ambiental*. Dissertação- Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural- Universidade de Brasília, 2015.

QUEIROZ,L.J.; TORRENTE-VILARA, G.; OHARA, W.M.; PIRES, T.H.S.; ZUANON, J.; DORIA, C.R.C. *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo, vol. 1,2013.

ROULET M.U.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; RHEAULT, I.; TRAN, S.; GOCH, Y.G.F.; FARELLA, N.; SOUZA DO VALE, R.; SOUSA PASSOS C.J.; SILVA, E.J.; MERGLER, D.; AMORIM, M. Distribution and partition of total mercury in waters of

the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*, v. 213, 1998.

ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, Soil Pollut*, v. 80, p. 1079-1088, 1995.

SAMPAIO DA SILVA, D.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs*, v.1, n.1, p.1-31, 2006.

SARÉ, A.R; LIGOCKI, L.P.; SAYÃO, A.S.F.J.; GERSCOVICH, D.M.S. *Estudos geotécnicos na barragem de terra de Curuá-Una*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE JOVENS GEOTÉCNICOS GEO-JOVEM, 1, 2004, 1 Anais, p.1-6, 2004.

SILVA, C.C. *Dieta da comunidade de peixes na área de influência da UHE de Balbina - rio Uatumã, Amazonas, Brasil*. Dissertação (mestrado)–INPA/UFAM, 63p, 2006.

SILVA, C.C.; EFREM J. G.F.; DEUS, C.P. Dieta de cinco espécies de Hemiodontidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Balbina, rio Uatumã, Amazonas, Brasil. *Iheringia Serie de Zoologia*, v. 98, n. 4, p. 464-468, 2008.

SOARES, J.L.F.; GOCH, Y.G.F.; PELEJA, J.R.P.; FORSBERG, B.R.; LEMOS, E.J.S.; SOUSA, O.P. Bioacumulação de Mercúrio Total (HgT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. *Biota Amazônia*, Macapá, v. 6, n. 1, p. 102-106, 2016.

STREETS, D.G., M.K., DEVANE, Z. LU, T.C. BOND, E.M. SUNDERLAND & D.J. JACOB. 2011. All-time releases of Mercury to the atmosphere from human activities. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 24, p. 10485-10491, 2011.

UNEP- United Nations Environment 2013: Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. *UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland*, 44 p., 2013.

VERDON, R.; BROUARD, D.; DEMERS, C.; LALUMIERE, R. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande Hydroelectric Complex, Quebec, Canada. *Water, air and soil pollution*, v. 56, p. 405-417, 1991.

VIEIRA, I. *Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira*. Tese de Livre Docência. Universidade Federal de Juiz de Fora. 107p, 1982.

VIEIRA, I.; DARWICH, A.J. Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: características hidroquímicas, climáticas, vegetação e peixes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.11, 1999.

WASSERMAN, J. S; HACON, S. S; WASSERMAN, M. A. 2001. O ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. *Mundo e vida*, v.2, n.1, p. 46-53, 2001.

WASSERMAN, J.C.; HACON, S.; WASSERMAN, M. A. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian. *Ambio*, v. 32, n. 5, p. 336-342. 2003.