



Universidade Federal do Pará
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca



STEPHANI FERREIRA DA SILVA

**MERCÚRIO EM PEIXES COMERCIALIZADOS NO ALTO
SOLIMÕES, TRÍPLICE FRONTEIRA DA AMAZÔNIA**

Belém

2018

STEPHANI FERREIRA DA SILVA

**MERCÚRIO EM PEIXES COMERCIALIZADOS NO ALTO
SOLIMÕES, TRÍPLICE FRONTEIRA DA AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito à obtenção do título de mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Dr. Marcelo de Oliveira Lima

Belém

2018

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

S586m Silva, Stephani Ferreira da.
Mercúrio em peixes comercializados no Alto Solimões, Tríplice Fronteira da Amazônia /
Stephani Ferreira da Silva, . — 2018.
80 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Lima
Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca,
Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

1. Biomonitoramento ambiental. 2. Saúde pública. 3. Exposição ambiental. 4. Hg. 5. Amazônia
Occidental.

I. Título.

CDD 615.92566309811

STEPHANI FERREIRA DA SILVA

MERCÚRIO EM PEIXES COMERCIALIZADOS NO ALTO SOLIMÕES, TRÍPLICE FRONTEIRA DA AMAZÔNIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito à obtenção do título de mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Data: 28/11/2018

Orientador:

Dr. Marcelo de Oliveira Lima
Instituto Evandro Chagas (IEC)
Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca (UFPA)

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Lilian Lund Amado (ICB/UFPA) - Membro titular interno

Prof^a. Dr^a. Maria Elena Crespo Lopéz (ICB/UFPA) - Membro titular externo

Prof^a. Dr^a. Dulcidea da Conceição Palheta (ISPA/UFRA) - Membro titular externo

Prof^a. Dr^a. Rossineide Martins da Rocha (ICB/UFPA) – Membro suplente

Dr. Rosivaldo de Alcântara Mendes (SAMAM/IEC) - Membro suplente

Dr^a. Fernanda do Espírito Santo Sagica (SAMAM/IEC) - Membro suplente

Belém
2018

Dedico este trabalho aos meus pais, irmã,
amigos e namorado, que tanto me apoiaram e
deram forças para que eu concluísse o mestrado.

Agradecimento

Agradeço primeiramente a Deus pela sabedoria e paciência para conduzir o trabalho até o fim, mesmo diante de todas as dificuldades.

Agradeço a minha família por todo o apoio dado para eu alcançasse mais um dos meus objetivos.

Agradeço aos meus amigos e namorado por terem me apoiado nos momentos de dificuldade e me incentivado a não desistir.

Agradeço aos professores do PPGEAP pela paciência e todo conhecimento repassado, assim como a turma de mestrado de 2017, por todo apoio e ajuda durante mais essa fase acadêmica.

Agradeço a CAPES pela bolsa concedida.

Agradeço ao meu orientador pela oportunidade e suporte dado para que eu pudesse desenvolver meu trabalho.

Agradeço aos pesquisadores Prof^a Dr^a Lillian Lund, Prof^a Dr^a. Maria Elena Crespo, Prof^a Dr^a Dulcidéia Palheta e Dr. Rosivaldo de Alcântara por terem dedicado um pouco do seu tempo para avaliar e contribuir para o aperfeiçoamento do meu trabalho.

Agradeço ao Instituto Evandro Chagas e seus colaboradores por viabilizarem o desenvolvimento do projeto. Ao João Pereira e à Diomar Oliveira por toda paciência, conhecimento repassado e apoio dado, vocês foram fundamentais para que eu abrisse minha mente para o meu projeto e conseguisse fazer um trabalho de qualidade.

Agradeço a PROPESP, na figura da Dra. Maria Iracilda Sampaio, pelo apoio em momento de grande dificuldade do mestrado.

Agradeço à Alexandra Elbakyan por viabilizar que pesquisadores do mundo todo tenham acesso à informação de forma gratuita.

*Considero que os nossos sofrimentos
atuais não podem ser comparados
com a glória que em nós será
revelada.*

Romanos 8:18

RESUMO

Os garimpos ilegais de ouro são uma das principais fontes de poluição por mercúrio (Hg) no meio ambiente e vêm crescendo na Amazônia Ocidental. O Hg é um elemento-traço que pode gerar danos para a saúde de animais e humanos em diferentes níveis biológicos, dado seu potencial tóxico e acumulativo. Os peixes são de grande importância socioeconômica, cultural e nutricional para populações da Amazônia, entretanto, eles podem acumular o Hg biodisponível no ambiente e gerar problemas de saúde pública. Foi avaliada a concentração de mercúrio total (HgT) em músculo, fígado e brânquias de peixes frescos comercializados na região do Alto Solimões, nos períodos de maio (vazante) e novembro (enchente) de 2017, e suas possíveis implicações para saúde pública. A determinação de HgT foi feita de 17 espécies de peixes, através de Espectrometria de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (CVAAS). Os peixes carnívoros/piscívoros e onívoros, e os tecidos muscular e hepático, foram os que apresentaram as maiores concentrações de HgT, em ambos os períodos. Em novembro, foi observado aumento significativo na concentração de HgT nos tecidos em Jejú, Traíra e Acari-bodó. A avaliação da exposição humana ao Hg foi feita com base nas concentrações de HgT em músculo e dados sobre o consumo de peixes na região. O maior risco de ingestão de HgT acima do recomendado pela FAO e OMS, ocorreu em novembro e está associado, principalmente, ao consumo de espécies carnívoras/piscívoras. O consumo de espécies com baixas concentrações de HgT deve ser estimulado na região do Alto Solimões, para que a exposição da população ao Hg se mantenha em limites seguros e as pessoas continuem adquirindo todos os benefícios advindos desse alimento.

Palavras-chave: Amazônia Ocidental, Biomonitoramento, Exposição ambiental, Hg, Saúde pública.

ABSTRACT

Illegal artisanal and small-scale gold mines are one of the main sources of mercury (Hg) pollution in the environment and have been spreading in the Western Amazon. Hg is a trace element that can cause harm to the health of animals and humans at different biological levels, given its toxic and cumulative potential. Fish have a great socioeconomic, cultural, and nutritional importance to populations of the Amazon; however, they can accumulate the bioavailable Hg from the environment and lead to public health issues. The concentration of total mercury (HgT) in muscle, liver, and gills of fresh fish marketed in the Upper Solimões region during the periods of May (ebb) and November (flood) of 2017, and their possible implications for public health were evaluated. The HgT was determined in 17 species of fishes, through Atomic Absorption Spectrometry with Generation of Cold Vapor (CVAAS). The carnivorous/piscivorous and omnivorous fish, and the muscular and hepatic tissues, presented the highest concentrations of HgT in both periods. In November, a significant increase in the concentration of HgT in the tissues was seen in Jejú, Traíra, and Acari-bodó. Human exposure to Hg was assessed based on HgT concentrations in muscle and data of fish consumption in the Upper Solimões region. The highest risk of ingestion of HgT above that recommended by the FAO and WHO occurred in November and it is especially associated with the consumption of carnivorous / piscivorous species. The consumption of species with low concentrations of HgT should be stimulated in the Upper Solimões region, so that the exposure of the population to Hg is kept within safe limits and people continue to enjoy all the benefits derived from this food.

Keywords: Western Amazon, Biomonitoring, Environmental exposure, Hg, Public health.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Fig. 1	Região do Alto Solimões, AM, Brasil.	22
Fig. 2	Quota do Rio Solimões e pluviosidade mensal na região do Alto Solimões durante os períodos de coleta.	25
Fig. 3	Comunidade São José, novembro de 2017.	26
Fig. 4	Análise de mercúrio total por Espectrometria de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (CVAAS).	27
Fig. 5	Variação na concentração de mercúrio total (mg.kg^{-1}) nas diferentes categorias tróficas de maio.	32
Fig. 6	Variação na concentração de mercúrio total (mg.kg^{-1}) nas diferentes categorias tróficas de novembro.	34
Fig. 7	Jejú <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (A), Traíra <i>Hoplias malabaricus</i> (B) e Acari-bodó <i>Pterygoplichthys pardalis</i> (C) adquiridos no Mercado Municipal de Benjamin Constant em novembro de 2017.	36
Fig. 8	Variação de HgT (mg.kg^{-1}) em tecidos de <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (HU), <i>Hoplias malabaricus</i> (HM) e <i>Pterygoplichthys pardalis</i> (PP) de maio e novembro de 2017.	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Peixes adquiridos em Benjamin Constant em maio (M17) e novembro (N17) de 2017.	30
Tabela 2	Concentração de mercúrio total (mg.kg^{-1}) em tecidos de peixes comercializados em maio.	33
Tabela 3	Concentração de mercúrio total (mg.kg^{-1}) em tecidos de peixes comercializados novembro.	35
Tabela 4	Dados biométricos de Jejú, Traíra e Acari-bodó em maio e novembro de 2017.	37
Tabela 5	Correlação entre os níveis de mercúrio em tecidos e o tamanho das espécies analisadas.	38
Tabela 6	Ingestão semanal estimada de HgT (mg) e quantidade diária sugerida para consumo, em Benjamin Constant.	40
Tabela 7	Valores medianos de peso (kg) da população do Amazonas, por faixa etária.	50
Tabela 8	Comparativo da média de HgT (mg.kg^{-1}) dos peixes comercializados em Benjamin Constant com outras localidades da Amazônia.	51

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
1.1. Pesca e consumo de peixes na Amazônia	16
1.2. Exploração aurífera e o mercúrio na Amazônia	18
1.3. Alto Solimões – Tríplice Fronteira da Amazônia	21
2. OBJETIVO GERAL	24
2.1. Objetivos específicos	24
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1. Mercúrio total	27
3.2. Exposição humana	28
3.3. Estatística	28
4. RESULTADOS	30
4.1. Maio/Vazante	31
4.2. Novembro/Enchente	34
4.3. Variação Sazonal	36
4.4. Exposição humana	39
5. DISCUSSÃO	41
5.1. Variação sazonal de HgT no Alto Solimões	41
5.2. Mercúrio nos tecidos: concentração e distribuição.	45
5.3. Exposição humana ao HgT no Alto Solimões	47
5.4. Novas perspectivas para estudo do Hg em peixes	54
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	56
7. CONCLUSÕES	58
8. REFERÊNCIAS	59
ANEXO I	77
ANEXO II	78
ANEXO III	79
ANEXO IV	80

1. INTRODUÇÃO

O comércio de pescado e produtos pesqueiros desempenha importante papel na economia mundial. A exportação de produtos oriundos da pesca é economicamente importante para regiões ribeirinhas, insulares, costeiras e lacustres. O pescado é um dos produtos alimentícios mais comercializados atualmente. O Brasil ocupa a 13^o posição entre os países com maior produção pesqueira em águas continentais e é o principal produtor na América do Sul (FAO, 2018). A cadeia produtiva da pesca e seus subprodutos é um dos segmentos que mais gera emprego no Amazonas (SOARES *et al.*, 2018).

O peixe é um alimento de alto valor nutricional, com todos os aminoácidos essenciais, fonte de ácidos graxos essenciais (como o ômega-3), vitaminas e minerais (FAO, 2016). Os peixes exercem papel importante no balanceamento de dietas, prevenção de doenças e auxílio no desenvolvimento do sistema nervoso, e são a principal fonte proteína animal para muitas populações (TANSKANEN *et al.*, 2001; HE *et al.*, 2004; FAO; WHO, 2011; ZARIBAF *et al.*, 2014). De acordo com a legislação brasileira, as áreas de captura do pescado não podem apresentar substâncias potencialmente nocivas que possam contaminar os organismos aquáticos e seus derivados ao ponto de provocar riscos à saúde humana. A matéria-prima utilizada na produção de alimentos não pode oferecer riscos à população (BRASIL, 1997). Os peixes podem acumular grande quantidade de elementos-traço tóxicos biodisponíveis no ambiente, o que pode causar prejuízos para eles e quem os consome (OLSSON *et al.*, 1998; SQUADRONE *et al.*, 2013; ZEITOUN; MEHANA, 2014).

A emissão antropogênica de elementos-traço potencialmente tóxicos aumentou consideravelmente nas últimas décadas, tendo como uma das principais causas a mineração (ALI; KHAN, 2018), mas também está associada a intensas atividades industriais (SQUADRONE *et al.*, 2013) e despejos domésticos (COIMBRA *et al.*, 2018). Uma vez liberados no ambiente, esses elementos não desaparecem, mas acumulam no solo, sedimento e em organismos vivos. A contaminação de ecossistemas aquáticos e seus peixes pode causar graves problemas ambientais, ecológicos, econômicos e para a saúde pública, já que os peixes são uma importante fonte de proteína e ácidos graxos insaturados na dieta. O mercúrio (Hg) é um elemento-traço liberado no ambiente de fontes naturais/geológicas e antropogênicas. Pode ser encontrado na natureza na forma elementar/metálica (Hg^0), inorgânica (Hg^+ , Hg^{++}) e orgânica, sendo o metilmercúrio (MeHg) a mais conhecida. O Hg é altamente tóxico para a biota. Mesmo em baixas concentrações, o Hg continua sendo potencialmente perigoso em

decorrência do seu potencial de bioacumulação e biomagnificação trófica, que pode gerar grandes implicações para a saúde de animais e humanos em diferentes níveis biológicos (DRISCOL, 2013; RICE *et al.*, 2014; STANKOVIC *et al.*, 2014; ALI; KHAN, 2018).

O Hg existe na natureza em diferentes formas químicas e físicas, essa variação de propriedades desempenha importante papel na toxicidade deste elemento para organismos e seu destino na natureza. O Hg vai para a atmosfera na forma Hg^0 , retorna através das chuvas na forma iônica e entra em corpos d'água. O Hg^{++} sofre diversas reações bióticas e abióticas no meio aquático, podendo se ligar a componentes orgânicos e formar espécies organomercuriais, como o MeHg, que pode bioacumular em organismos aquáticos e biomagnificar na cadeia trófica. O MeHg é extremamente tóxico para a biota aquática. O radical metil e a lipossolubilidade dessa espécie mercurial permite que ela alcance rapidamente órgão alvo e cause lesões graves. A concentração de Hg em peixes pode ser alta mesmo em áreas remotas ou pouco impactadas, isso se deve a deposição atmosférica do mercúrio, que pode permanecer por meses e viajar longas distâncias, fazendo destilação global (SUZUKI *et al.*, 1991; MICARONI *et al.*, 2000; BERNHOFT, 2012).

O Hg tem a capacidade de gerar distúrbios anatômicos, fisiológicos, bioquímicos e comportamentais, mesmo em doses subletais. Os efeitos tóxicos do Hg dependem da sua espécie química, dose e tempo de exposição (WEIS, 2009; MONTEIRO *et al.*, 2010; GIBSON *et al.*, 2014; GOVIND; MADHURI, 2014; PIEPER *et al.*, 2014; BEGAM; SENGUPTA, 2015; BHOWMIK; PATRA, 2015; VERGILIO *et al.*, 2015; PLETZ *et al.*, 2016; RODRIGUES *et al.*, 2017). O MeHg exercer efeitos tóxicos nos animais em concentrações menores que o mercúrio inorgânico (PIEPER *et al.*, 2014; LOHREN *et al.*, 2015). No organismo, os cátions Hg^{++} e CH_3Hg^+ (monometilmercúrio) possuem alta afinidade pelo seleneto (Se^{-2}) e por grupamento sulfidril (-SH), encontrado, por exemplo, na cisteína (Cy-SH), que formam complexos proteicos com mobilidade facilitada entre os tecidos, além de poderem se ligar a locais na superfície de células T e acumular no interior de células (SUZUKI *et al.*, 1991; MICARONI *et al.*, 2000; HUANG *et al.*, 2007).

A exposição de peixes, mesmo que crônica, pode causar grande prejuízo para as espécies, pois a reprodução, crescimento, desenvolvimento e imunidade ficam comprometidos (WEIS, 2009; AUTHMAN *et al.*, 2015; GRAVES *et al.*, 2017). Para Monteiro *et al.* (2010), a principal forma do mercúrio inorgânico causar toxicidade em peixes é através do estresse oxidativo induzido por ele. O fígado e as brânquias são os órgãos mais sensíveis ao estresse oxidativo gerado pelo Hg (MONTEIRO *et al.*, 2013).

A entrada do Hg, especialmente o MeHg, em cadeias tróficas aquáticas, principalmente em peixes de grande comercialização, pode gerar prejuízos para saúde pública (WHO, 1990; BURGER *et al.*, 2005; RICE *et al.*, 2014). Depois de entrar na biota aquática, os níveis de MeHg podem bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica, concentrando grande quantidade de MeHg em espécies predadoras (VEIGA; HINTON, 2002; BASTOS *et al.*, 2007), podendo também atingir cadeias tróficas terrestres e aumentar a oportunidade de biomagnificação (CRISTOL *et al.*, 2008). Os peixes são as principais fontes de MeHg na dieta humana. A principal forma de exposição não ocupacional ao Hg é através da dieta (WHO, 1990). A absorção intestinal do MeHg através da ingestão de peixes é muito alta (VEIGA; HINTON, 2002). O consumo de peixes é fortemente influenciado por fatores socioeconômicos, como o preço e a disponibilidade local (BURGER *et al.*, 2005). Na Amazônia, algumas comunidades ribeirinhas podem estar expostas a altas concentrações de Hg através da dieta a base de pescado (BELTRAN-PEDREROS *et al.*, 2011; CASTILHOS *et al.*, 2015). O nível de Hg em peixes é influenciado por fatores inerentes a esses animais (ex: comprimento, peso e idade dos animais, características espécie-específica e interações tróficas) e ao ambiente (presença e quantidade de Hg biodisponível) (WHO, 1990; EVANS *et al.*, 1993; KANNAN *et al.*, 1998; SQUADRONE *et al.*, 2013; CASTRO *et al.*, 2016; SOUZA-ARAÚJO *et al.*, 2016). A variação sazonal também pode interferir na concentração de Hg em peixes (BURGER; GOCHFELD, 2011; NEVÁREZ *et al.*, 2015; COIMBRA *et al.*, 2018).

As abordagens ecotoxicológicas são importantes para o monitoramento de ecossistemas aquáticos, pois com elas podemos avaliar os riscos da exposição de humanos e outros animais a poluentes ambientais (AMORIM, 2003; NIYOGI *et al.*, 2008; DALZUCHIO *et al.*, 2016). Em estudos ecotoxicológicos, a presença de contaminantes químicos, como o Hg, pode ser avaliada em diferentes órgãos e tecidos de organismos biomonitores, para que se conheça a concentração e distribuição dessas substâncias no organismo (HOET, 1996; AMORIM, 2003; ARANTES *et al.*, 2016). Os peixes são muito utilizados como bioindicadores e biomonitores ambientais por causa de sua posição na cadeia trófica e importância alimentar para humanos, e os tecidos de brânquias, rim, fígado e músculo são os mais utilizados na avaliação da contaminação ambiental por metais (STANKOVIC *et al.*, 2014).

Em peixes, a concentração de Hg no músculo é muito utilizada para avaliar riscos para saúde pública. Estima-se que mais de 80% do mercúrio total (HgT) em músculo de peixes esteja na forma de MeHg, a forma mais tóxica do Hg. A maior parte do MeHg em peixes está

ligado a proteínas ricas em cisteína, no músculo, parte mais consumida na dieta (WHO, 1990; SUZUKI *et al.*, 1991; EVANS *et al.*, 1993; WHO, 1993; KANNAN *et al.*, 1998; LEMES; WANG, 2009; JESUS *et al.*, 2011; MARTÍN-DOIMEADIOS *et al.*, 2014; SOUZA-ARAÚJO *et al.*, 2016). A capacidade dos diferentes tecidos acumularem elementos-traço está relacionada à sua atividade metabólica e indução/presença de metalotioneínas, como mecanismo de proteção após exposição a esses contaminantes, por causa disso, o fígado e as brânquias podem apresentar maiores quantidades de elementos-traço quando comparados com o músculo (MONTEIRO *et al.*, 2013; ALI; KHAN, 2018; COIMBRA *et al.*, 2018). Por exercer importante papel no armazenamento, redistribuição, detoxificação e transformação de xenobióticos, o nível de Hg no fígado é importante para estudos de poluição ambiental por Hg (EVANS *et al.*, 1993; HAVELKOVA *et al.*, 2008; JESUS *et al.*, 2011). As brânquias são órgãos diferenciados de peixes que desempenham importantes funções no organismo, são também uma das principais vias de introdução de Hg nesses animais, principalmente do MeHg. Por estarem em contato direto com o meio externo, as brânquias podem absorver e reabsorver contaminantes, podendo gerar uma alta concentração de poluentes nesse órgão (HUANG *et al.*, 2007; JESUS *et al.*, 2011; MONTEIRO *et al.*, 2013). Além disso, por terem sua superfície carregada negativamente, as brânquias são locais de boa interação com íons metálicos carregados positivamente (ALI; KHAN, 2018).

A legislação brasileira, através da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), estabelece limites máximos de HgT de 1 mg.kg^{-1} , para peixes predadores, e $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, para peixes não-predadores e produtos da pesca (BRASIL, 2013). Não há na legislação do país valores estabelecidos para MeHg, mas o *Codex Alimentarius* (FAO; WHO, 2015) indica o máximo de 1 mg.kg^{-1} e $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ de MeHg para peixes predadores e não-predadores, respectivamente. Para pessoas expostas ao Hg através do consumo de peixes, a Ingestão Semanal Tolerável Provisória (PTWI) de Hg (HgT e MeHg) é de $1,6 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$ de massa corporal (FAO; WHO, 2018).

Avaliação criteriosa deve ser feita para estabelecer os reais riscos do consumo de organismos aquáticos oriundos de regiões contaminadas por Hg. Órgãos responsáveis pela saúde pública deveriam levantar dados sobre a disponibilidade e consumo de peixes vendidos ao longo do ano, e as preferências dos consumidores nas diferentes regiões da Amazônia. Assim, poderiam ser feitas análises sobre o nível de Hg nas principais espécies consumidas, em diferentes épocas do ano. As informações sobre nível de mercúrio nas espécies-alvo e sua relação com a sazonalidade, poderiam ser repassadas a população para que a mesma esteja

ciente do produto consumido e possa fazer sua escolha (BURGER *et al.*, 2005; ARANTES *et al.*, 2016).

1.1. Pesca e consumo de peixes na Amazônia

O rio Solimões-Amazonas e seus tributários fornecem a maior parte dos peixes capturados pela pesca comercial multiespecífica na Amazônia Ocidental. Espécies de Siluriformes e Characiformes são as mais comuns em desembarques de portos abastecidos pela pesca no rio Solimões-Amazonas, sendo as mais comuns o Jaraquí (*Semaprochilodus insignis*), os Pacus (*Mylossoma duriventre*, *M. aureum*), o Curimatã (*Prochilodus nigricans*) e o Matrinxã (*Brycon amazonicus*). Espécies detritívoras e piscívoras são as que apresentam maior produção em desembarques pesqueiros. Tanto a pesca quanto a disponibilidade de espécies são influenciadas pelo ciclo hidrológico deste rio, resultando em picos sazonais de desembarque de pescado em centros urbanos (PETRERE JR, 1985; FABRÉ; ALONSO, 1998; FREITAS; RIVAS, 2006; BATISTA *et al.*, 2012; LOPES *et al.*, 2016; GARCEZ *et al.*, 2017).

De acordo com os ciclos hidrológicos dos rios, o período de enchente-cheia está relacionado ao período de menor produção pesqueira, enquanto a vazante-seca apresenta o período de maior desembarque pesqueiro (GARCEZ *et al.*, 2017). Na região do Alto Solimões, o período em que o nível do Rio Solimões é mais baixo corresponde ao período de maior produção pesqueira, com picos de produção entre julho e outubro. Das espécies exploradas pela pesca comercial nos rios dessa região, 40% são de bagres, como a Dourada e o Surubim, que irão abastecer, principalmente, o mercado da Colômbia, em Letícia, onde os pescadores encontram melhores preços na venda desse tipo de pescado (FABRÉ; ALONSO, 1998; MORAES *et al.*, 2010; LOPES *et al.*, 2016).

No Peru, as principais bacias exploradas pela pesca comercial são dos rios Ucayali e Amazonas, com picos de produção nos períodos de vazante e seca, entre junho e outubro. A principal espécie capturada é o Curimatã (*P. nigricans*), que corresponde a 30% da produção total. Das espécies de peixe liso, *Hipophthalmus sp.* e *Brachyplatystoma sp.* são as de maior produção, representando 3% cada da produção total (GARCIA-VASQUEZ *et al.*, 2012).

No Brasil, o consumo de peixe varia de acordo com a região. A região norte apresenta elevada disponibilidade de peixes para comercialização, tanto em áreas ribeirinhas quanto em centros urbanos, e os peixes de água doce são os mais consumidos (SARTORI; AMANCIO, 2012). Os peixes são de grande importância socioeconômica, cultural e nutricional para

comunidades da Amazônia. A pesca é a principal fonte de renda e alimento para as populações ribeirinhas (CERDEIRA *et al.*, 1997; FABRÉ; ALONSO, 1998), que ingerem uma grande quantidade de peixes em suas dietas. O consumo médio de pescado pode ultrapassar cinco vezes na semana e o consumo *per capita* anual pode chegar a 294 kg de peixe (BARTHEM *et al.*, 1997; CERDEIRA *et al.*, 1997; BATISTA *et al.*, 1998; FABRÉ; ALONSO, 1998; OLIVEIRA *et al.* 2010; ISAAC; ALMEIDA, 2011; SARTORI; AMANCIO, 2012; SILVA *et al.*, 2016).

Estudo de Silva *et al.* (2016) observou que a espécie, a qualidade do pescado disponível e o preço, são aspectos importantes para o consumidor ao adquirir um pescado para consumo. Entretanto, outros aspectos importantes devem ser levados em consideração quando se analisa as preferências dos consumidores de peixes na Amazônia. O baixo poder aquisitivo de populações ribeirinhas é um fator limitante no consumo de alimentos de alto valor comercial, como carne vermelha e algumas espécies de peixe, como Tambaqui, Filhote e Dourada (SILVA, 2007; SILVA *et al.*, 2016). Fatores como coloração, consistência, sabor, cheiro, quantidade de gordura, aparência e ecologia do animal são critérios utilizados para a escolha do pescado para consumo (SILVA, 2007). Questões culturais também são importantes na escolha dos consumidores. Em geral, os peixes de escama são preferência entre os ribeirinhos (SILVA *et al.*, 2016). Peixes lisos (bagres), híbridos e de hábito alimentar generalista podem representar tabus alimentares em algumas partes da Amazônia. Nessas regiões, os bagres capturados irão servir, principalmente, para abastecer o mercado externo, já que muitos possuem alto valor comercial e aceitação em mercado nacional e internacional (SILVA, 2007; INOUE *et al.*, 2009; MORAES *et al.*, 2010; BRAGA *et al.*, 2016). Fenômenos climáticos também podem influenciar a ingestão de peixes, como visto por estudos de Ambikapathi *et al.* (2017) na Amazônia Peruana.

No baixo Amazonas, o peixe é o principal produto comercializado e adquirido em feiras e mercados (BRAGA *et al.*, 2016), o consumo *per capita* diário de peixe é de 369 g, o anual é de 135 kg, e as principais espécies consumidas são Curimatã, Acari-bodó, Pescada, Tambaqui e Tucunaré, o aumento no consumo das duas últimas espécies foi observado nos últimos anos (CERDEIRA *et al.*, 1997; BRAGA *et al.*, 2016). No Rio Madeira, consumo *per capita* anual de peixe é de 148,2-180 kg, estão entre as espécies mais consumidas: o Pacu, o Curimatã, o Jaraqui e a Sardinha (SOARES *et al.*, 2018). No Rio Negro, as espécies de preferência são Tucunarés, Carás, Aracus, Piranhas, Pacus, Jaraqui e os peixes lisos, como Filhote, Surubim e Pirarara, o consumo diário varia entre 23-293 g, com média de 170,5 g, e os peixes podem

entrar em mais de duas refeições por dia (DOREA *et al.*, 2003; SILVA, 2007). No baixo Solimões, o Curimatã, o Matrinchã, a Pescada, o Cará e o Tucunaré são espécies de grande aceitação no mercado local (BATISTA; FREITAS, 2003). Na região do Alto Solimões, o consumo *per capita* médio de peixes varia de 509 a 805 g por dia e há grande diversidade de peixes para consumo e venda, a principal espécie pescada pelos ribeirinhos para alimentação é o Curimatã. Diferente do que ocorre em outras regiões da Amazônia, os peixes lisos são consumidos sem tabus nessa região, principalmente o Jandiá e Surubim (FABRÉ; ALONSO, 1998; LOPES *et al.*, 2016).

1.2.Exploração aurífera e o mercúrio na Amazônia

A atividade garimpeira na Amazônia foi intensificada na década de 70 e causou grande impacto econômico, social e ambiental na região (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999; DOREA, 2003; SOARES *et al.*, 2018). Os principais passivos ambientais foram deixados nos garimpos do Tapajós, Rio Madeira, Poconé, Gurupí, Alta Floresta, Peixoto Azevedo e Serra Pelada (FARIAS, 2002). Na região do Tapajós, o ouro já era explorado por garimpeiros desde a década de 50 (BRABO *et al.*, 1999). Com a descoberta de Serra Pelada, em 1980, houve um grande incentivo do governo para a ocupação e exploração de ouro na região de Carajás (PA), sendo assim criada a primeira reserva mineral de exploração artesanal. No final da década 80, acredita-se que mais de 1 milhão de garimpeiros estavam explorando ouro em 2000 pontos da Amazônia brasileira (VEIGA; HINTON, 2002). Com o aumento das dificuldades para exploração de ouro, os garimpeiros da América Latina diminuíram suas atividades por alguns anos (VEIGA *et al.*, 2006). Entretanto, com o gradual aumento do preço do ouro desde o início do século XXI, as atividades voltaram a crescer, principalmente na Amazônia Ocidental (VEIGA *et al.*, 2006; ASNER *et al.*, 2013).

As crises sociais e econômicas em países amazônicos são alguns dos principais gatilhos que motivam milhares de pessoas a migrar para áreas de garimpo para trabalharem ilegalmente na exploração do ouro (VEIGA; HINTON, 2002; BAUDIN *et al.*, 2016; EBUS; WROBLESKI, 2018). VEIGA e HINTON (2002) definiriam o ciclo do garimpo na Amazônia nas diferentes fases: descoberta, migração de pessoas, prosperidade econômica relativa, depleção da fonte, abandono da área e destruição econômica. Os autores apontam que após o abandono da área, são as comunidades que permanecem que irão enfrentar os prejuízos gerados pela degradação ambiental e a pobreza.

Com o aumento da intensidade na exploração de ouro na Amazônia, além da reativação de antigas áreas, novas começaram a ser abertas. Assim ocorreu na região de Madre de Dios, Amazônia Peruana, fronteira com o Brasil, onde a maior parte do ouro no país é produzida. Na região de Madre de Dios, as comunidades nativas já exploravam o ouro há muito tempo (BAUDIN *et al.*, 2016), mas a migração exacerbada de pessoas para trabalhar como garimpeiros na região é relativamente recente e começou a ser intensificada no final da década de 90 (ASNER *et al.*, 2013). A crise econômica motivou milhares de pessoas a migrarem para Madre de Dios, para trabalharem ilegalmente na exploração do ouro como forma de subsistência. Essa grande movimentação trouxe consigo grandes impactos socioambientais para a região, e as comunidades nativas sentem que estão perdendo sua identidade (BAUDIN *et al.*, 2016). Entre os anos de 1999 e 2012, a região apresentou aumento de 400% nas áreas de mineração de ouro (ASNER *et al.*, 2013). Como tentativa de reprimir a atividade, o governo do Peru, com ajuda das forças armadas, proibiu, em 2012, o uso de equipamentos associados à mineração em corpos hídricos, deixando os garimpeiros sem outra fonte de sobrevivência (BAUDIN *et al.*, 2016), porém, nem mesmo isso foi capaz de deter o aumento das áreas de garimpo na região. Mesmo com o aumento do esforço do governo para inibir a prática, de 2012 a 2016 a área de garimpo aumentou mais 40%. Estima-se que mais da metade das regiões de garimpo dessa área são ilegais e o Hg é utilizado para extração de ouro na região (ASNER, TUPAYACHI, 2017). Apesar de o Peru ter adotado a “Convenção de Minamata sobre o mercúrio” em 2013, o uso do mercúrio não é proibido no país, mas sim estritamente controlado (BAUDIN *et al.*, 2016).

Na Venezuela, com a queda do preço do petróleo e crise socioeconômica estabelecida, o governo inaugurou, em 2016, um megaprojeto de exploração mineral no Arco Mineiro do Orinoco, que ocupa 112 mil Km² de floresta amazônica no país. Apesar da ausência de parceiros comerciais no projeto, milhares de pessoas dependem direta ou indiretamente dele. Os mineiros independentes utilizam mercúrio para a extração do ouro, mesmo este tendo sido proibido, para a mineração, desde 2016 no país (EBUS; WROBLESKI, 2018).

Os garimpos irregulares de ouro são as principais fontes de poluição por Hg antropogênico no meio ambiente, pois o método mais empregado pelos garimpeiros utiliza Hg metálico para amalgamação do ouro. Mesmo sendo ilegal em muitos lugares, o Hg ainda é muito utilizado em garimpos por ser de fácil manuseio, economicamente acessível, relativamente fácil de encontrar e os garimpeiros desconhecem os efeitos adversos para a saúde ou os ignoram. Durante o processamento de exploração do ouro, pode ocorrer descarga

de grandes quantidades de Hg na atmosfera, solo e sistemas aquáticos, que podem atingir áreas distantes (SUZUKI *et al.*, 1991; RODRIGUES FILHO; MADDOCK, 1997; VEIGA *et al.*, 2006; VEIGA; HINTON, 2002; CASTILHOS *et al.*, 2015). Na Amazônia, milhares de toneladas de Hg são liberadas no ambiente em decorrência da exploração aurífera, isso gera um aumento considerável nas concentrações ambientais de Hg e no risco de efeitos adversos a população exposta (PALHETA; TAYLOR, 1995; MALM, 1998).

O Hg liberado em garimpos na Amazônia pode atingir populações mais afastadas da área de mineração e áreas sem histórico de exploração de ouro (MALM, 1998), através da bioacumulação/biomagnificação na cadeia trófica aquática, que pode atingir peixes migratórios, ou do transporte desse elemento ao longo dos rios, seja através do sedimento de fundo ou pelas partículas em suspensão nas águas superficiais, carregados principalmente durante os períodos de grande precipitação pluviométrica (GRAY *et al.*, 2000; DIRINGER *et al.*, 2015; MORENO-BRUSH *et al.*, 2016). O Hg liberado em garimpos da Bolívia e do Peru pode atingir águas brasileiras através do transporte pelo sedimento, drenagem de rios ou peixes migratórios (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999; CASTRO *et al.*, 2016; SOARES *et al.*, 2018).

Além da contaminação do ambiente pelo mercúrio, a atividade garimpeira também pode gerar outros impactos ambientais, como o aumento de sedimento na água, desmatamento, mudanças nos regimes hidrológicos e redução da biodiversidade (BOISCHIO, 1992; VEIGA; HINTON, 2002; ALLARD *et al.*, 2016; ASNER, TUPAYACHI, 2017), e sociais, como uso de drogas, prostituição, doenças, alcoolismo e degradação moral (VEIGA; HINTON, 2002). Os impactos permanecem mesmo depois de cessada as atividades. No Rio Madeira, mesmo com o declínio na exploração de ouro por garimpeiros, a concentração de Hg em peixes se assemelha com a concentração encontrada durante a “Corrida do ouro” na região, quando aproximadamente 100 toneladas de Hg foram liberadas no meio ambiente (BASTOS *et al.*, 2006).

No Brasil, de acordo com a legislação que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) é responsável por autorizar a importação, produção, comercialização e uso de Hg metálico no país. O cadastro de importadores, produtores e comerciantes de Hg metálico é condição necessária para o exercício de suas atividades (BRASIL, 1981; BRASIL, 1989b). A criação de reservas garimpeiras e o uso de mercúrio na atividade de extração de ouro

dependem de um prévio licenciamento junto ao órgão ambiental competente (BRASIL, 1989).

1.3. Alto Solimões – Tríplice Fronteira da Amazônia

A bacia hidrográfica do Rio Solimões possui área de 2.214.327 km² e estende-se pela Colômbia, Equador, Peru e Brasil. Possui água barrenta, pH próximo ao neutro, baixos níveis de carbono orgânico dissolvido e alta quantidade de nutrientes. Sua maior extensão se encontra no Brasil (42,89%), Peru (39,09%) e Colômbia (12,15%). Tem como tributários os rios Marañon, Ucayali, Javari, Putumayo, Caquetá, Jandiatuba, Jutai, Juruá, Tefé, Mamiã e Purus. Muitos de seus afluentes são originados na Cordilheira dos Andes, responsável por originar parte da grande taxa de material em suspensão do rio. As áreas de fronteira entre Brasil, Peru, Colômbia e encosta dos Andes, são onde ocorrem os maiores níveis de precipitação, podendo atingir, anualmente, de 3500 a 4000 mm (VAL *et al.*, 2010; SERRÃO *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2016).

A região do Alto Solimões, sudoeste do estado do Amazonas, possui área total de 214.217,80 Km² e compreende nove municípios: Amaturá, Atalaia do Norte, Benjamin Constant, São Paulo de Olivença, Jutai, Santo Antônio do Içá, Fonte Boa, Tabatinga (sede) e Tonantins (Fig. 1). Esta é uma das áreas mais preservada da Amazônia e abriga mais de 100 comunidades indígenas amazônicas. Nessa região ocorre o encontro territorial dos maiores países amazônicos: Brasil, Peru e Colômbia. Esta é a porta de entrada mais importante na Bacia Amazônica Ocidental, onde o Rio Marañon-Solimões-Amazonas entra no Brasil. Entram, também, nessa região o Rio Içá, que se estende do Rio Putumayo (Peru), e o Rio Japurá, que se deriva do Rio Caquetá (Colômbia). O Rio Marañon-Solimões-Amazonas é um dos mais importantes corredores de integração sul-americano e exerce forte influência nessa região (BRASIL, 2005; AB'SÁBER, 2010). A microrregião de Tabatinga, local onde foi realizado o estudo, compreende os municípios de Tabatinga, São Paulo de Olivença, Atalaia do Norte e Benjamin Constant. Em Benjamin Constant, a pesca comercial e de subsistência ocorre, principalmente, nos rios Solimões, Javari, Ituí, Curuçá e em lagos, como: Arara, Aratibuba, Jatimana, Jenipapo, Jurará e Tucano. As principais espécies de escama consumidas são o Tambaqui, o Pirarucu, o Jaraqui, o Matrinchã, o Curimatã, a Pirapitinga e o Pacu, e os peixes lisos de maior demanda são o Surubim, a Piraíba e o Dourado (FERREIRA, 2015).



Fig. 1. Região do Alto Solimões, AM, Brasil. Fonte: BRASIL, 2019

A região do Alto Solimões faz parte da rota de migração reprodutiva de espécies de grande importância comercial dentro e fora da Amazônia, como Siluriformes da família Pimelodidae (ex: piramutaba, a dourada, o filhote e o surubim). Grande parte das áreas de desova desses animais se encontra próximo aos Andes. Os peixes que realizam grandes migrações na Bacia Amazônica desovam em cabeceiras dos rios Solimões-Amazonas e seus afluentes, em períodos de enchente-cheia desses rios, sendo esses períodos são de fundamental importância para sua desova (PETRERE JR, 1985; JUNK *et al.*, 1989; ARAUJO-LIMA; RUFFINO, 2003; FABRÉ; BARTHEM, 2005; FREITAS; RIVAS, 2006; BATISTA *et al.*, 2012). As grandes áreas alagadas, formadas durante os pulsos de inundação, estão associadas à maior riqueza de espécies e aumento da desova dos peixes (AGOSTINHO *et al.*, 2004), mas também são áreas com características físico-químicas que favorecem a metilação do Hg (BELTRAN-PEDREROS *et al.*, 2011).

Os garimpos ilegais de ouro no Alto Solimões têm se intensificado, causando prejuízos socioambientais para a região. Em 2018, o IBAMA, com apoio do Exército Brasileiro, deflagrou operação que apreendeu cerca de R\$ 8 milhões em equipamentos de garimpos ilegais, além de combustível e mercúrio, nos municípios de Jutai e Tonantins. A área explorada por esses garimpeiros abrangia áreas protegidas pela legislação federal (IBAMA, 2018; RYLO, 2018). Há informações sobre a invasão de garimpeiros ilegais na região desde a década de 90. Em reportagem datada de dezembro de 1995, é informado que o município de São Paulo de Olivença estava sendo invadido por garimpeiros, em sua maioria peruanos e colombianos ilegais no país, que estavam explorando ouro, inclusive, dentro da reserva indígena dos Ticuna (TUPINAMBÁ, 1995).

O Hg é um contaminante persistente na natureza, pode permanecer por longos períodos em rejeito, solo, sedimento, água e biota. Durante esse período, ele pode ser volatilizado, sendo transportado pela atmosfera e atingir locais distantes das áreas de mineração, ou reagir com componentes orgânicos, formando o MeHg (VEIGA; HINTON, 2002). As áreas de garimpo próximo a região de cabeceira do Rio Solimões-Amazonas, como na região de Madre de Dios, e em seus tributários, podem produzir contaminantes ambientais que causarão efeitos ao longo deste rio (SWENSON *et al.*, 2011; REICHEL-T-BRUSHETT *et al.*, 2017). Com a crescente exploração aurífera que vem ocorrendo de forma desordenada na Amazônia Ocidental nos últimos anos, faz-se necessário a produção de informações acerca do nível de exposição de peixes e humanos dessa região. Os impactos gerados no Alto Solimões poderão ter repercussão negativa na saúde pública de populações de pelo menos três países amazônicos (Brasil, Peru e Colômbia) e na ictiofauna da Bacia Amazônica.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar se a concentração de mercúrio total em peixes frescos comercializados na região do Alto Solimões (AM), nos períodos de maio e novembro de 2017, encontra-se dentro dos valores seguros para consumo humano e se o período do ano influencia na concentração de mercúrio dos peixes comercializados na região.

2.1. Objetivos específicos

- a) Quantificar a concentração de mercúrio total nos tecidos muscular, hepático e branquial;
- b) Avaliar a variação da concentração de mercúrio total de acordo com a espécie e hábito alimentar;
- c) Avaliar se há variação sazonal da concentração e distribuição de mercúrio total nos tecidos de *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Hoplias malabaricus* e *Pterygoplichthys pardalis*;
- d) Correlacionar as concentrações de mercúrio total dos tecidos com o Comprimento padrão e peso em *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Hoplias malabaricus* e *Pterygoplichthys pardalis*;
- e) Avaliar o risco do consumo de peixes comercializados no Alto Solimões com base nos valores estabelecidos pela legislação brasileira, *Codex Alimentarius* e dados de consumo local.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Foram utilizados peixes frescos comercializados no município de Benjamin Constant (AM), região do Alto Solimões. De acordo com os pescadores e comerciantes locais, os peixes foram capturados na microrregião de Tabatinga. A aquisição dos peixes ocorreu em maio e novembro de 2017, períodos que diferem quanto às características ambientais (Fig. 2), como a quota do rio Solimões (SNIRH, 2018) e a pluviosidade da região (INMET, 2018), o que influenciou nos locais de pesca e espécies capturadas.

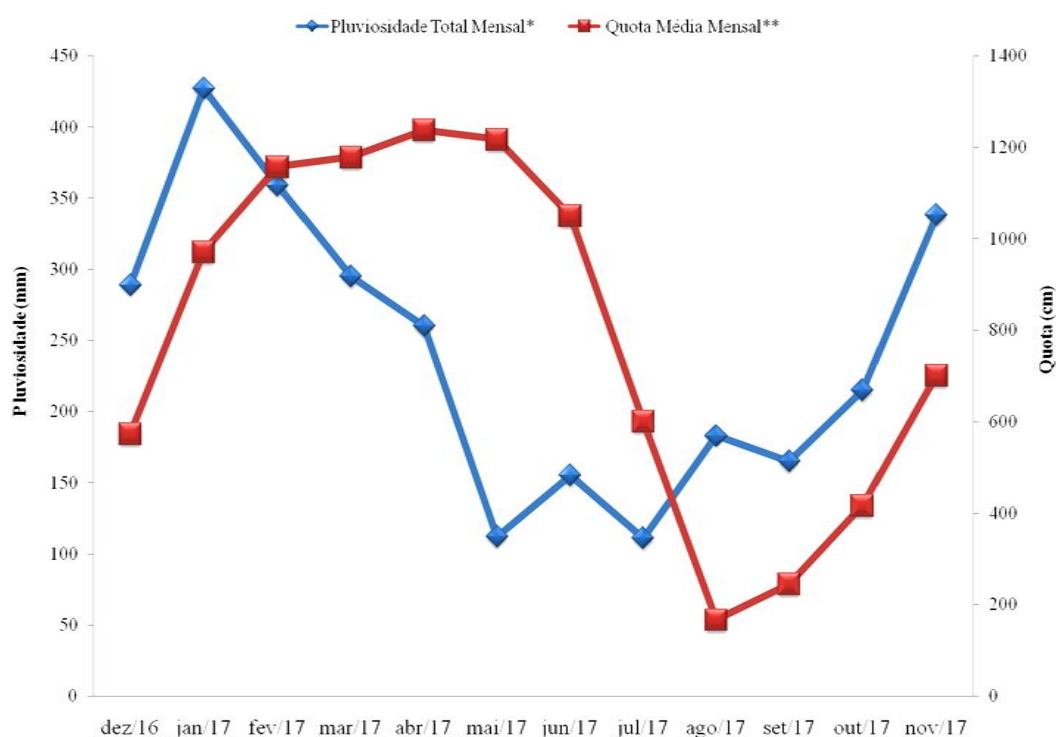


Fig. 2. Quota do Rio Solimões e pluviosidade mensal na região do Alto Solimões durante os períodos de coleta.

A campanha de maio ocorreu no início do período de vazante, quando o nível do Rio Solimões ainda estava alto. Os peixes de maio foram capturados por pescadores da Comunidade São José (Fig. 3), região insular do município de Benjamin Constant (AM), na área na própria comunidade, que permanecia alagada pelo Rio Solimões na ocasião. A campanha de novembro foi realizada no início do período de enchente, os peixes foram adquiridos no mercado municipal de Benjamin Constant e os pescadores relataram estar

capturando os peixes no Rio Javari e lagos da região (Tucano, Jatimana e Pirapitinga), já que o nível do Rio Solimões estava dificultando a pesca.



Fig. 3. Comunidade São José, novembro de 2017.

Os peixes foram identificados, medidos, pesados e dissecados em campo. Foram coletados fígado, brânquias e músculo dos indivíduos. As amostras foram armazenadas em sacos de polietileno com identificação, congeladas e transportadas em gelo para o laboratório, onde foram armazenadas em freezer a -20°C até análise.

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Toxicologia, Setor de Mercúrio, do Instituto Evandro Chagas (Belém/PA). As concentrações de Hg total (HgT) dos tecidos foram obtidas seguindo a metodologia proposta por Akagi *et al.* (2004). Todo o aparato de vidro e recipientes de amostras utilizados durante as análises foram previamente lavados com KMnO_4 0,5%, $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 10% e água deionizada.

3.1. Mercúrio total

As amostras teciduais foram pesadas (0,3-0,5 g) em balões volumétricos Pirex® de 50 ml (Fig. 4 A). Para a digestão, foram adicionados 1 ml de água deionizada, 2 ml de $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (1:1) e 5 ml de H_2SO_4 às amostras (Fig. 4 B), que então foram levadas à chapa aquecedora (200-230°C) por 30 minutos (Fig. 4 C). Após resfriamento em temperatura ambiente, os balões foram aferidos com água deionizada e as soluções digeridas foram homogeneizadas. A determinação do mercúrio total foi feita por Espectrometria de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (CVAAS), com o Analisador semi-automático de mercúrio Modelo Hg-201 (Sanso Seisakusho Co. Ltda.) (Fig. 4 D).



Fig. 4. Análise de mercúrio total por Espectrometria de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (CVAAS).

As amostras certificadas utilizadas foram DOLT-4 (%Recuperação: 92,26±7,76) e DORM-3 (%Recuperação: 96,62±6,16), do National Research Council of Canada (NRC - CNRC). Para as soluções da curva, foram utilizados volumes de 0, 200, 400, 600 e 800 µL de solução de 0,1 ppm de metilmercúrio em L-cisteína. Cada ponto da curva foi feito em duplicata.

3.2. Exposição humana ao Hg

Para avaliar a exposição da população de Benjamin Constant através do consumo de peixes, em maio e novembro de 2017, foi calculada a Ingestão Semanal Estimada de Hg (ISEHg), de acordo com a fórmula:

$$ISEHg \left(\frac{\mu g}{kg} \right) = \frac{HgT \left(\frac{mg}{kg} \right) * consumo\ semanal\ de\ peixe(kg) * 1000}{Peso\ corporal\ (kg)}$$

Para o cálculo, foi considerado que o consumo médio semanal de 3,675 kg, para maio, e 3,633 kg, para novembro, correspondente a média diária de consumo de 525 g e 519 g para o período de cheia e seca, respectivamente, em comunidades próximas a Tabatinga (FABRÉ; ALONSO, 1998). Para estimar a quantidade semanal máxima de peixe (QMP) que pode consumida para que o PTWI não ultrapasse 1,6 µg.kg⁻¹ de Hg (FAO;WHO, 2018), foi utilizada a fórmula:

$$QMP(kg) = \frac{1.6 \left(\frac{\mu g}{kg} \right) * peso\ corporal\ (kg)}{HgT \left(\frac{mg}{kg} \right) * 1000}$$

Para ambas as fórmulas, foram utilizados os valores médios de HgT encontrados no músculo e o peso de 70 kg, correspondente a um indivíduo adulto. A equação para avaliar a exposição humana ao MeHg (WHO, 2008) foi usada como base para calcular a ISEHg e QMP.

3.3. Estatística

Os testes de Shapiro-Wilk e LEVENE foram utilizados para avaliação da distribuição normal e homogeneidade de variância, respectivamente, de comprimento padrão, peso e concentração de HgT nos tecidos. Os testes Kruskal-Wallis foi utilizado para avaliar as

diferenças nas concentrações de HgT entre as espécies, entre os tecidos e entre as categorias tróficas. Mann-Whitney foi utilizado para comparar os níveis de HgT entre os dois períodos do estudo, entre as espécies e entre os tecidos. O Teste T foi utilizado para avaliar variações de peso e comprimento entre maio e novembro. O Índice de correlação de Spearman foi aplicado para avaliar as correlações entre o tamanho (peso e comprimento padrão) e o nível de HgT nos tecidos. O nível de significância utilizado foi de 95% ($p \leq 0,05$) para todos os testes e os softwares utilizados foram o PAST 3.20 e o Minitab.

4. RESULTADOS

Foram analisados 169 espécimes de peixes de 17 espécies diferentes. Em maio, foram analisados tecidos de 69 indivíduos de oito espécies. Em novembro, foram analisados 100 exemplares de 12 espécies. Os peixes de maio e novembro foram classificados de acordo com o hábito alimentar em quatro categorias tróficas: Carnívoro/Piscívoro (CP), Onívoro (On), Detritívoros (De) e Herbívoros (He). Entre as espécies analisadas, quatro de maio e seis de novembro realizam migração (Tabela 1).

Houve diferença na composição de espécies comercializadas nos dois períodos de coleta, provavelmente devido ao padrão de migração de algumas espécies e mudanças nas estratégias e locais de pesca que ocorrem de acordo com a variação no nível dos rios. Quando o nível do rio estava alto (maio), os peixes foram capturados em áreas alagadas pelo rio Solimões. Quando o nível de água estava mais baixo (novembro) os pescadores relataram maior facilidade na captura de peixes no Rio Javari (que estava com nível mais baixo que o Solimões) e lagos da região. O Jejú, a Traíra e o Acari-bodó foram utilizados em ambos os períodos do estudo.

Tabela 1. Peixes adquiridos em Benjamin Constant em maio (M17) e novembro (N17) de 2017.

Espécie	Nome comum	N		Categoria Trófica ¹	Migração ²
		M17	N17		
Characiformes					
<i>Astronotus ocellatus</i>	Acará-açú	-	7	Onívoro	Não
<i>Curimata inornata</i>	Branquinha-peito-chato	-	13	Detritívoro	Sim
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	Jejú	7	5	Carnívoro/Piscívoro	Não
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	11	8	Carnívoro/Piscívoro	Não
<i>Leporinus trifasciatus</i>	Aracu-cabeça-gorda	5	-	Onívoro	Sim
<i>Metynnis hypsauchen</i>	Pacu prata	9	-	Herbívoro	Sim
<i>Myleus sp.</i>	Pacu	-	7	Herbívoro	Sim
<i>Prochilodus nigricans</i>	Curimatã	21	-	Detritívoro	Sim

Tabela 1. Peixes adquiridos em Benjamin Constant em maio (M17) e novembro (N17) de 2017. (Cont.)

Espécie	Nome comum	N		Categoria Trófica ¹	Migração ²
		M17	N17		
<i>Psectrogaster amazonica</i>	Branquinha-cascuda	-	12	Detritívoro	Sim
<i>Semaprochilodus insignis</i>	Jaraqui	-	10	Detritívoro	Sim
Clupeiformes					
<i>Pellona castelnaeana</i>	Apapá	6	-	Carnívoro/Piscívoro	Sim
Perciformes					
<i>Cichla ocellaris</i>	Tucunaré	-	6	Carnívoro/Piscívoro	Não
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada-branca	-	9	Carnívoro/Piscívoro	Não
Siluriformes					
<i>Ageneiosus inermis</i>	Mandubé	-	5	Carnívoro/Piscívoro	Sim
<i>Hoplosternum littorale</i>	Tamoatá	5	-	Onívoro	Não
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Surubim	-	10	Carnívoro/Piscívoro	Sim
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Acari-bodó	5	8	Detritívoro	Não

¹(BELTRAN-PEDREROS *et al.*, 2011; BATISTA *et al.*, 2012; SANTOS, 2013);

²(FREITAS; GARCEZ, 2004; RUFFINO *et al.*, 2004; SOARES *et al.*, 2008; GARAVELLO *et al.*, 2010; BATISTA *et al.*, 2012; FREITAS *et al.*, 2013).

4.1. Maio/Vazante

Em maio (Tabela 2), as maiores concentrações de HgT em músculo e brânquias foram observadas em Jejú, Tamoatá e Traíra. Em fígado, as maiores concentrações de HgT ocorreram em Tamoatá e Jejú. A concentração máxima de HgT neste período foi encontrada em músculo de Jejú (0,329 mg.kg⁻¹). O Aracu-cabeça-gorda, Pacu prata e o Acari-bodó foram as espécies com os menores níveis de HgT em músculo e brânquias, sendo que os dois primeiros tiveram as menores concentrações de HgT em fígado também. Com exceção do Curimatã e do Acari-bodó, as demais espécies apresentaram maiores concentrações de HgT em músculo>fígado>brânquias.

Houve diferença significativa (p<0,001) na concentração de HgT no tecido muscular (H=29,17), hepático (H=22,56) e branquial (H=20,3) nas diferentes categorias tróficas. Os

peixes Carnívoro/Piscívoro e Onívoros apresentaram as maiores concentrações de HgT nos três tecidos. Os Herbívoros foram os que apresentaram as menores concentrações (Fig. 5; ANEXO I).

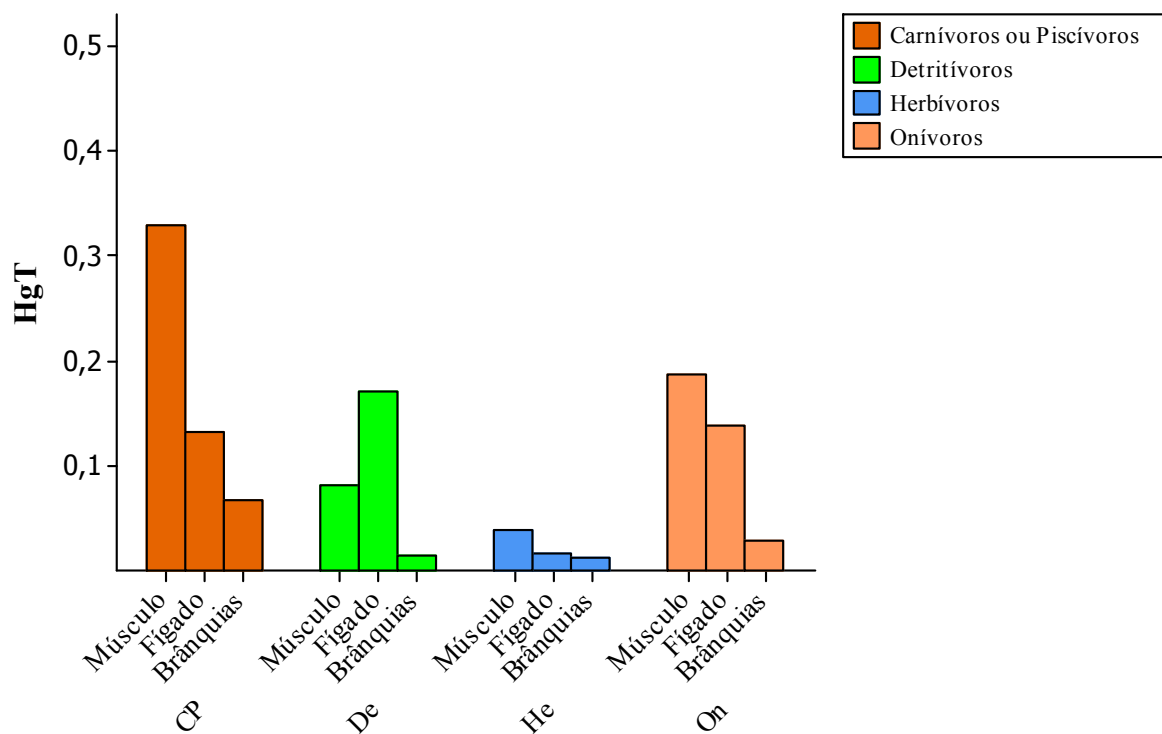


Fig. 5. Variação na concentração de mercúrio total (mg.kg⁻¹) nas diferentes categorias tróficas de maio.

Tabela 2. Concentração de mercúrio total (mg.kg⁻¹) em tecidos de peixes comercializados em maio.

Nome	Espécie	CT	Músculo ¹			Fígado ²			Brânquias ³		
			$\bar{x}\pm DP$	Mediana	Mín-Máx	$\bar{x}\pm DP$	Mediana	Mín-Máx	$\bar{x}\pm DP$	Mediana	Mín-Máx
Jejú	<i>H. unitaeniatus</i>	CP	0,170±0,081	^A 0,142 ^a	0,081-0,329	0,078±0,035	^B 0,073 ^{ab}	0,041-0,132	0,020±0,009	^C 0,018 ^a	0,011-0,037
Tamoatá	<i>H. littorale</i>	On	0,124±0,040	^A 0,121 ^{ab}	0,075-0,187	0,101±0,026	^A 0,102 ^a	0,067-0,138	0,016±0,010	^B 0,015 ^{ab}	0,002-0,028
Traíra	<i>H. malabaricus</i>	CP	0,112±0,074	^A 0,097 ^{ab}	0,012-0,286	0,064±0,032	^B 0,053 ^b	0,035-0,133	0,029±0,014	^C 0,024 ^a	0,014-0,066
Apapá	<i>P. castelnaeana</i>	CP	0,076±0,049	^A 0,069 ^b	0,032-0,169	0,023±0,013	^A 0,017 ^c	0,012-0,038	0,008±0,004	^B 0,009 ^b	0,005-0,016
Curimatã	<i>P. nigricans</i>	De	0,048±0,014	^B 0,051 ^b	0,026-0,081	0,075±0,030	^A 0,070 ^b	0,045-0,171	0,009±0,002	^C 0,009 ^b	0,005-0,015
Aracu	<i>L. trifasciatus</i>	On	0,024±0,003	^A 0,023 ^c	0,020-0,030	0,013±0,004	^{AB} 0,012 ^{cd}	0,008-0,020	0,009±0,008	^B 0,006 ^b	0,004-0,024
Pacu prata	<i>M. hypsauchen</i>	He	0,023±0,008	^A 0,023 ^c	0,014-0,038	0,010±0,004	^B 0,009 ^d	0,006-0,017	0,007±0,002	^B 0,007 ^b	0,004-0,012
Acari-bodó	<i>P. pardalis</i>	De	0,022±0,008	^B 0,022 ^c	0,013-0,036	0,062±0,039	^A 0,049 ^b	0,027-0,130	0,008±0,002	^C 0,007 ^b	0,006-0,013

CT: categoria trófica; CP: Carnívoro/Piscívoro; On: Onívoro; De: Detritívoros; He: Herbívoros.

\bar{x} : Média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: mínimo; Máx: máximo.

Entre as espécies: ¹H=49,27; ²H=44,54; ³H=35,07; p≤0,05; a>b>c>d.

Entre os tecidos: p≤0,05; A>B>C.

4.2. Novembro/Enchente

Em novembro, as maiores concentrações de HgT em músculo foram observadas em Traíra, Surubim, Pescada-branca e Tucunaré. Os níveis de HgT em fígado mais altos foram estatisticamente semelhantes em 7 espécies, sendo uma detritívora (Jaraqui), uma onívora (Acará-açu) e 5 carnívoras/piscívoras (Tucunaré, Traíra, Surubim, Pescada-branca e Jejú). Em brânquias, o HgT foi maior em Traíra, Tucunaré e Pescada-branca. As concentrações máximas em fígado e brânquias encontradas nesse período foram de 4,549 mg.kg⁻¹ e 0,442 mg.kg⁻¹, respectivamente, ambas em Tucunaré (Tabela 3). Com exceção do Surubim e do Mandubé, todas as demais espécies, no qual os três tecidos foram analisados, apresentaram níveis de HgT maiores em fígado>músculo>brânquias.

Diferenças no nível de HgT em músculo (H=77,23; p<0,001), fígado (H=26,76; p<0,001) e brânquias (H=73,45; p<0,001) foram observadas entre as categorias tróficas. Para músculo, peixes Carnívoros/Piscívoros tiveram as maiores concentrações de HgT comparado com as outras três categorias. As espécies Carnívoras/Piscívoras e Onívoras apresentaram as maiores concentrações de HgT em fígado e brânquias. A categoria de peixes herbívoros, assim como em maio, foi a que apresentou as menores concentrações de HgT nos três tecidos (Fig. 6; ANEXO I).

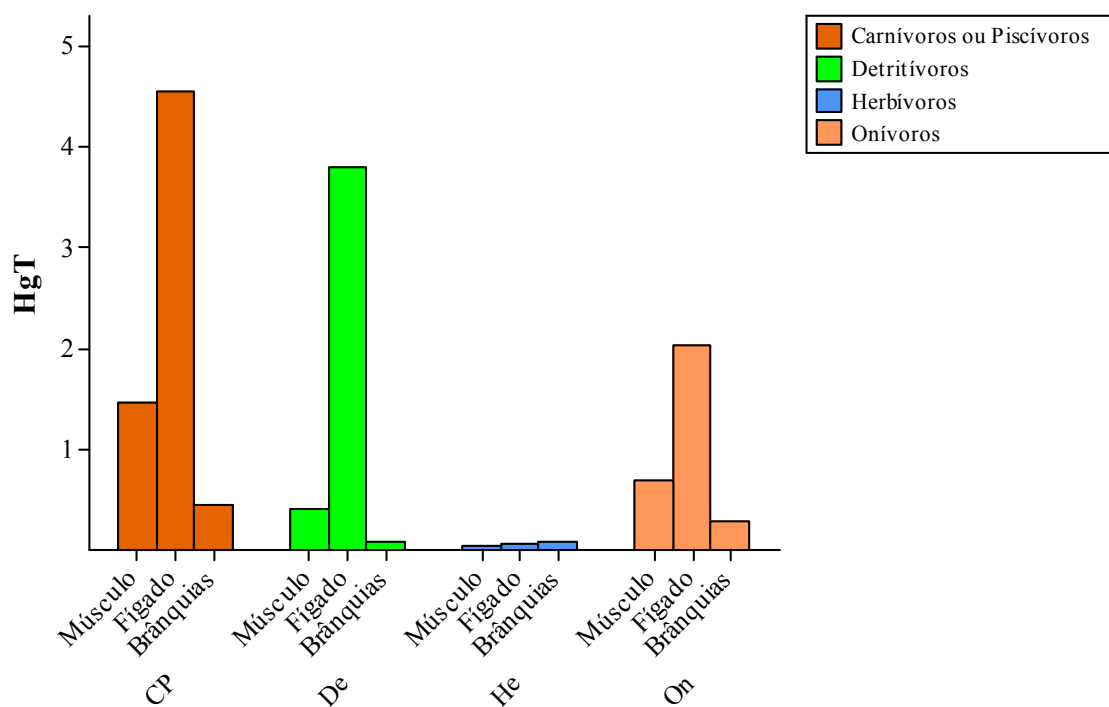


Fig. 6. Variação na concentração de mercúrio total (mg.kg⁻¹) nas diferentes categorias tróficas de novembro.

Tabela 3. Concentração de mercúrio total (mg.kg⁻¹) em tecidos de peixes comercializados novembro.

Nome	Espécie	CT	Músculo ¹			Fígado ²			Brânquias ³		
			$\bar{x}\pm DP$	Mediana	Mín-Máx	$\bar{x}\pm DP$	Mediana	Mín-Máx	$\bar{x}\pm DP$	Mediana	Mín-Máx
Traíra	<i>H. malabaricus</i>	CP	0,947±0,405	^A 0,781 ^a	0,450-1,465	1,611±1,428	^A 1,160 ^a	0,281-3,879	0,260±0,023	^B 0,257 ^a	0,164-0,366
Surubim	<i>P. fasciatum</i>	CP	0,783±0,194	^A 0,750 ^a	0,545-1,141	0,740±0,215	^A 0,687 ^a	0,582-1,327	0,141±0,042	^B 0,132 ^{bc}	0,075-0,212
Pescada-branca	<i>P. squamosissimus</i>	CP	0,781±0,305	^A 0,693 ^{ab}	0,478-1,281	1,127±0,924	^A 0,790 ^a	0,485-3,418	0,196±0,076	^B 0,178 ^{ac}	0,119-0,354
Mandubé	<i>A. inermis</i>	CP	0,524±0,102	^A 0,526 ^b	0,385-0,648	0,369±0,222	^{AB} 0,445 ^{bc}	0,105-0,570	0,121±0,037	^B 0,141 ^{bc}	0,071-0,155
Tucunaré	<i>C ocellaris</i>	CP	0,605±0,279	^B 0,514 ^{ab}	0,293-1,053	2,058±1,506	^A 1,950 ^a	0,555-4,549	0,262±0,135	^C 0,254 ^{ab}	0,094-0,442
Jejú	<i>H. unitaeniatus</i>	CP	0,474±0,071	^B 0,464 ^b	0,382-0,576	1,287±0,695	^A 0,841 ^a	0,788-2,383	0,112±0,032	^C 0,118 ^b	0,081-0,160
Acará-açú	<i>A. ocellatus</i>	On	0,395±0,153	^A 0,356 ^{bc}	0,221-0,692	0,818±0,645	^A 0,598 ^{ab}	0,228-2,033	0,153±0,073	^B 0,135 ^{bc}	0,069-0,279
Branquinha-cascuda	<i>P. amazonica</i>	De	0,266±0,085	^A 0,264 ^c	0,120-0,415		⊗		0,056±0,015	^B 0,053 ^d	0,032-0,081
Jaraqui	<i>S. insignis</i>	De	0,221±0,039	^B 0,217 ^c	0,169-0,283	1,804±1,106	^A 1,737 ^{ab}	0,413-3,801	0,047±0,018	^C 0,052 ^{de}	0,007-0,071
Branquinha-peito-chato	<i>C.inornata</i>	De	0,198±0,084	^A 0,211 ^c	0,063-0,344	0,380±0,375	^A 0,245 ^{bc}	0,071-1,312	0,030±0,025	^B 0,021 ^e	0,010-0,087
Acari-bodó	<i>P. pardalis</i>	De	0,036±0,017	^B 0,028 ^d	0,025-0,072	0,229±0,135	^A 0,187 ^c	0,117-0,513	0,014±0,003	^C 0,014 ^e	0,010-0,023
Pacu	<i>Myleus sp.</i>	He	0,029±0,012	^A 0,027 ^d	0,012-0,044	0,037±0,015	^A 0,035 ^d	0,018-0,060	0,018±0,029	^B 0,008 ^f	0,005-0,084

CT: categoria trófica; CP: Carnívoro/Piscívoro; On: Onívoro; De: Detritívoros; He: Herbívoros.

\bar{x} : Média aritmética; DP: desvio padrão; Med: mediana; Mín: mínimo; Máx: máximo; ⊗ não foi analisado.

Entre as espécies: ¹H=86,31; ²H=53,8; ³H=82,51; p<0,05; a>b>c>d>e>f.

Entre os tecidos: p<0,05; A>B>C.

4.3. Variação Sazonal

Três espécies ocorreram nos dois períodos, sendo duas predadoras, Jejú *Hoplerythrinus unitaeniatus* (HU) e Traíra *Hoplias malabaricus* (HM) e uma detritívora, Acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* (PP) (Fig. 7).



Fig. 7. Jejú *Hoplerythrinus unitaeniatus* (A), Traíra *Hoplias malabaricus* (B) e Acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* (C) adquiridos no Mercado Municipal de Benjamin Constant em novembro de 2017.

O Comprimento padrão (cm) e peso (g) das espécies foram analisados nos dois diferentes períodos estudados (Tabela 4; ANEXOS II, III e IV). A média dos espécimes de Traíra comercializados em novembro foi significativamente maior em comprimento ($t=4,6509$; $p<0,001$) e peso ($t=3,8757$; $p=0,004$) que a média dos espécimes comercializados em maio. Em Acari-bodó, foi observada diminuição significativa ($t=4,1157$; $p=0,001$) na média do peso dos peixes comercializados em novembro. O Jejú comercializado em ambos os períodos não apresentou variação significativa no tamanho.

Tabela 4. Dados biométricos de Jejú, Traíra e Acari-bodó em maio e novembro de 2017.

Nome	Espécie	Período	n	Parâmetro	Média±DP	Mínimo	Máximo
Jejú	<i>H. unitaeniatus</i>	Maio	7	Comprimento padrão	21,7±1,67	19,5	23,9
				Peso	232,5±56,78	153,7	318,9
		Novembro	5	Comprimento padrão	21,8±2,57	18,3	24,4
				Peso	244,6±94,77	126,4	351,0
Traíra	<i>H. malabaricus</i>	Maio	11	Comprimento padrão	25,2±2,44	21,1	30,4
				Peso	335,2±118,6	189,2	630,0
		Novembro	8	Comprimento padrão	32,3±4,16	26,9	38,5
				Peso	826,4±343,84	477,4	1400,0
Acari-bodó	<i>P. pardalis</i>	Maio	5	Comprimento padrão	22,8±1,82	21,2	25,9
				Peso	242,7±40,67	198,6	309,2
		Novembro	8	Comprimento padrão	21,4±0,93	19,8	22,7
				Peso	174,5±19,47	141,4	202,4

No mês de novembro, a concentração de HgT em músculo, fígado e brânquias foi significativamente maior em todas as espécies ($p\leq 0,05$). As espécies predadoras foram as que apresentaram as maiores concentrações de HgT nos dois períodos do estudo. Em maio, a concentração de HgT em músculo ($H= 11,68$; $p= 0,002$) (Fig. 8 A) e brânquias ($H= 12,29$; $p= 0,002$) (Fig. 8 E) apresentaram diferenças entre as espécies carnívoras e a detritívora, porém não houve diferença no fígado (Fig. 8 C). Em novembro, houve diferença na concentração de HgT em músculo ($H=16,5$; $p< 0,001$) (Fig. 8 B), fígado ($H= 12,68$; $p= 0,001$) (Figura 8 D) e brânquias ($H= 17,64$; $p<0,001$) (Fig. 8 F) entre as espécies.

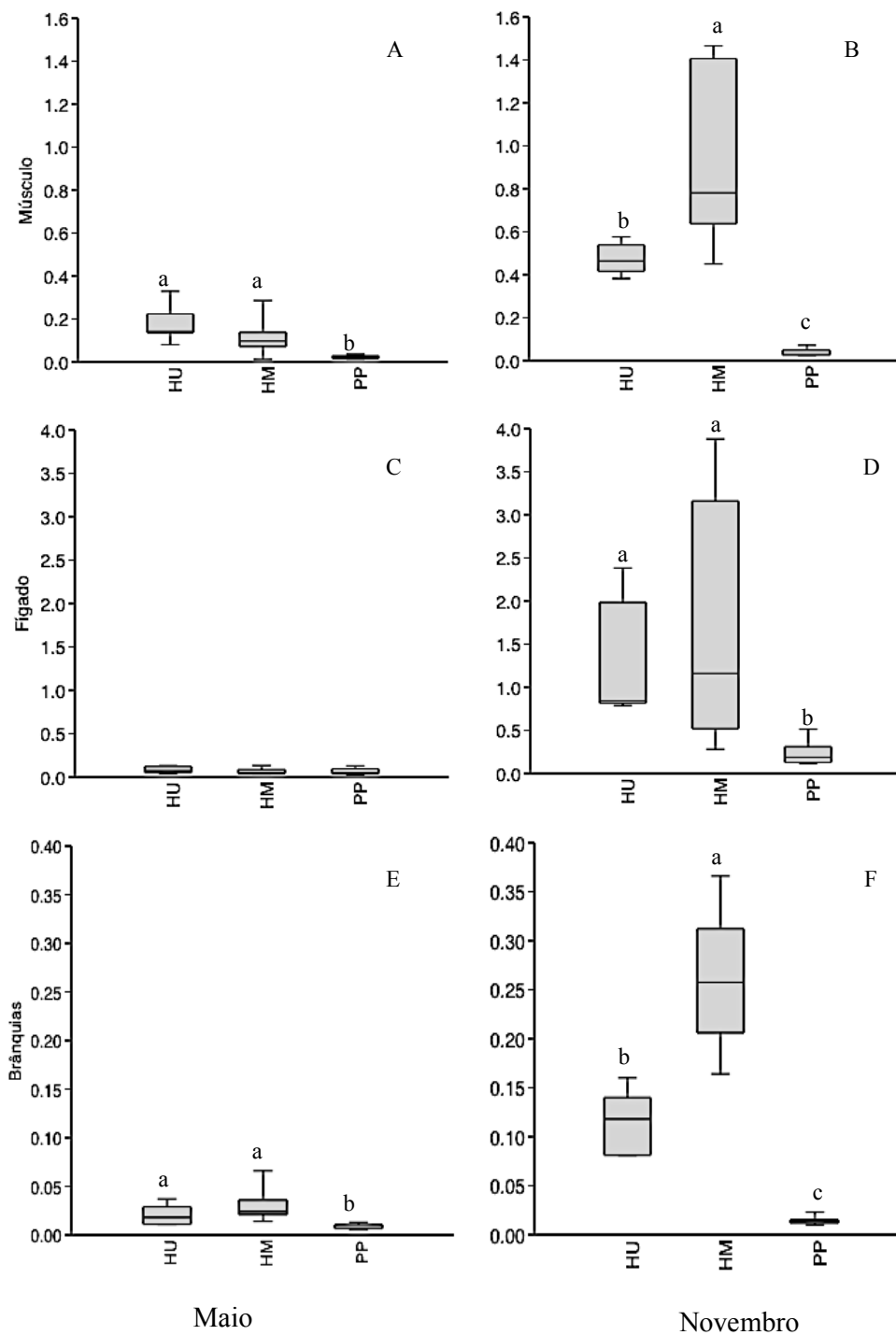


Fig. 8. Variação de HgT (mg.kg^{-1}) em tecidos de *Hoplerythrinus unitaeniatus* (HU), *Hoplias malabaricus* (HM) e *Pterygoplichthys pardalis* (PP) de maio e novembro de 2017 ($p \leq 0,05$; $a > b > c$).

Para o Jejú e a Traíra, os maiores níveis de HgT foram observados em músculo>fígado>brânquias, em maio. Em novembro, essas espécies apresentaram as maiores concentrações de HgT em fígado>músculo>brânquias, sendo que na traíra não houve diferença significativa entre a concentração de HgT em músculo e fígado. No Acari-bodó, em ambos os períodos, as concentrações mais elevadas foram encontradas em fígado>músculo>brânquias.

Os níveis de HgT nos três tecidos de Traíra apresentaram correlação significativa com o comprimento e o peso. Em Acari-bodó, foi observada correlação negativa entre o tamanho (comprimento padrão e peso) e o nível de HgT em brânquias, além de relação negativa entre HgT em fígado e o peso (Tabela 5).

Tabela 5. Correlação entre os níveis de mercúrio em tecidos e o tamanho das espécies analisadas.

		Músculo	Fígado	Brânquias
Jejú	Comprimento padrão	0,273	0,066	0,031
	Peso	0,241	0,042	-0,017
Traíra	Comprimento padrão	0,915*	0,859*	0,808*
	Peso	0,864*	0,745*	0,742*
Acari-bodó	Comprimento padrão	-0,506	-0,407	-0,578*
	Peso	-0,435	-0,664*	-0,664*

*significante ($p \leq 0,05$)

4.4. Exposição humana

A ISEHg pode ultrapassar a concentração recomendada de $1,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (PTWI) quando associada ao consumo de cinco espécies comercializadas em maio (Apapá, Curimatã, Jejú, Tamoatã e Traíra) e 11 espécies de novembro (Acará-açú, Acari-bodó, Branquinha-cascuda, Branquinha-peito-chato, Jaraqui, Jejú, Mandubé, Pescada-branca, Surubim, Traíra e Tucunaré). De acordo com os resultados obtidos para QMP, para que a PTWI de Hg não fosse ultrapassada, o consumo de 15 das 17 espécies do estudo, a maioria do mês de novembro, precisariam ser reduzidos (Tabela 6).

Tabela 6. Ingestão semanal estimada de HgT (ISEHg) e quantidade máxima de peixes (QMP) sugerida para consumo no Alto Solimões¹.

Nome	Espécies	CT	Maio		Novembro	
			ISEHg ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	QMP (kg)	ISEHg ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	QMP (kg)
Acará-açú	<i>A. ocellatus</i>	On			20,501*	0,284**
Acari-bodó	<i>P. pardalis</i>	De	1,155	5,091	1,868*	3,111***
Apapá	<i>P. castelnaeana</i>	CP	3,990*	1,474***		
Aracu-cabeça-gorda	<i>L. trifasciatus</i>	On	1,260	4,667		
Branquinha-cascuda	<i>P. amazonica</i>	De			13,805*	0,421**
Branquinha-peito-chato	<i>C. inornata</i>	De			10,276*	0,566***
Curimatã	<i>P. nigricans</i>	De	2,520*	2,333***		
Jaraqui	<i>S. insignis</i>	De			11,470*	0,507**
Jejú	<i>H. unitaeniatus</i>	CP	8,825*	0,659***	24,601*	0,236**
Mandubé	<i>A. inermis</i>	CP			26,2*	0,214**
Pacu	<i>Myleus sp.</i>	He			1,505	3,862
Pacu prata	<i>M. hypsauchen</i>	He	1,208	4,870		
Pescada-branca	<i>P. squamosissimus</i>	CP			40,534*	0,143**
Surubim	<i>P. fasciatum</i>	CP			40,638*	0,143**
Tamoatá	<i>H. littorale</i>	On	6,510*	0,903***		
Traíra	<i>H. malabaricus</i>	CP	5,880*	1,000***	49,149*	0,118**
Tucunaré	<i>C. ocellaris</i>	CP			31,400*	0,185**

¹ Para indivíduo de 70 kg; CT: categoria trófica; * maior que a PTWI recomendada; ** menor que o consumo diário médio; *** menor que o consumo semanal médio.

DISCUSSÃO

4.5. Variação sazonal de HgT no Alto Solimões

O Jejú e a Traíra fazem parte da família Erythrinidae. As espécies dessa família estão distribuídas na América do Sul, principalmente na Bacia Amazônica. Vivem em ambientes de água rasa e calma, como lagos, margens e remanso de rios. Possuem adaptações anatomofisiológicas que permitem a sobrevivência em ambientes com baixas concentrações de oxigênio e elevadas temperaturas. Eles são de grande importância para a pesca de subsistência na Amazônia (SANTOS *et al.*, 1984; OYAKAWA, 2003; MENDES *et al.*, 2006). A família Loricariidae, da qual faz parte o Acari-bodó, possui grande diversidade de peixes de fundo na América do Sul. A espécie *P. pardalis* é nativa da Bacia Amazônica, possui respiração acessória ou aérea, através do estômago, que faz com que eles possam sobreviver em ambientes com baixos níveis de oxigênio e por algumas horas fora da água (SANTOS *et al.*, 1984), e é uma espécie muito consumida na Amazônia (BRAGA *et al.*, 2016; CERDEIRA *et al.*, 1997). As três espécies são sedentárias e podem ser consumidas durante o ano todo. Elas são muito tolerantes a mudanças ambientais e, de acordo com o resultado deste estudo, parecem tolerar variações significantes de Hg, sendo assim possíveis biomonitores para Hg na região do Alto Solimões. A Traíra já é utilizada para o biomonitoramento de Hg dentro (BASTOS *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2012) e fora (COIMBRA *et al.*, 2018) da Amazônia, sendo também usada em ensaios laboratoriais (JESUS *et al.*, 2011; MONTEIRO *et al.*, 2013).

A concentração de HgT em tecidos de Jejú, Traíra e Acari-bodó comercializados no Alto Solimões apresentaram variação sazonal neste estudo, assim como já foi observado em peixes de outras localidades (GOCHFELD, 2011; AMARO *et al.*, 2014; BURGER; NEVÁREZ *et al.*, 2015). As maiores concentrações de HgT ocorreram no mês de novembro, que, no Alto Solimões, corresponde ao período de enchente do Rio Solimões e tributários, com aumento no índice pluviométrico.

As diferentes fases do ciclo hidrológico dos rios da Bacia Amazônica (enchente, cheia, vazante e seca), influenciadas, principalmente, pelo índice pluviométrico (ESPINOZA *et al.*, 2011; SERRÃO *et al.*, 2015), juntamente com o nível de impactos antrópicos sobre corpos hídricos, exercem efeitos na deposição, transporte e disponibilidade de Hg nos sistemas aquáticos (BABIARZ *et al.*, 1998; BASTOS *et al.*, 2007; BRIGHAM *et al.*, 2009; SQUADRONE *et al.*, 2013; BRITO *et al.*, 2017). Em estudo de Brito *et al.* (2017) no Rio

Solimões, foi verificada a influência da sazonalidade na concentração de Hg da água, o período de enchente apresentou concentração de Hg mais altas que no período de seca e cheia deste rio. Esse pode ter sido um fator que contribuiu para o aumento na concentração de Hg nos peixes em novembro.

O aumento nos índices pluviométricos pode ser um efeito adicional para o aumento da disponibilidade e deposição Hg na região. As chuvas colaboram para a remobilização do Hg presente no sedimento de fundo dos rios e áreas alagadas (KANNAN *et al.*, 1998; MORENO-BRUSH *et al.*, 2016), e deposição do Hg atmosférico (RODRIGUES FILHO; MADDOCK, 1997), aumentando o nível de Hg no ambiente. O Hg da atmosfera pode retornar através das chuvas e contaminar corpos d'água, atingindo até mesmo áreas distantes da sua fonte de liberação (SUZUKI *et al.*, 1991; VEIGA; HINTON, 2002).

Em novembro, por conta da dificuldade de captura de peixes no Rio Solimões, um dos principais rios que abastecem o mercado de peixe de Benjamin Constant (FERREIRA, 2015), a captura dos peixes estava ocorrendo no Rio Javari e lagos da região, que retêm alguns indivíduos durante a baixa no nível dos rios. A pesca em lagos pode ter sido um dos fatores que influenciou nos altos níveis de HgT encontrados nos peixes desse mês, pois o Hg presente em rios pode ficar retido e ser acumulado no sedimento de lagos (AULA *et al.*, 1995; RODRIGUES FILHO; MADDOCK, 1997; BOUFFARD; AMYOT, 2009), podendo deixar os peixes desses sistemas expostos a altas concentrações de Hg. Em estudo de Coimbra *et al.* (2018) utilizando traíras de um lago sob forte influência antrópica, foi observado que a concentração de Hg aumenta no período de estação chuvosa. Nas traíras de Benjamin Constant também foi observada essa diferença, no mês com maior índice pluviométrico (novembro) as traíras apresentaram maior concentração de HgT, e a concentração média de HgT (músculo) em maio ($0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$) foi semelhante ao do período de menor índice pluviométrico no estudo citado ($0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Neste estudo, o nível do Rio Solimões em maio se apresentava superior ao de novembro, já que o período de cheia havia terminado há pouco tempo. Isso pode ter contribuído para a diluição do Hg na água e conseqüente redução na exposição dos peixes de maio. Além disso, há outro fator muito importante que poderia explicar a baixa concentração de Hg encontrada em maio. A variação no nível dos rios influencia as atividades garimpeiras, já que o ouro explorado por eles na Amazônia é ouro de aluvião (margem e leito cursos d'água). Quando o nível dos rios está alto, os garimpeiros têm muito mais dificuldades em executar suas

atividades, podendo ter que as interromper, o que diminuiria a descarga de Hg na água (SOARES *et al.*, 2018).

Peixes predadores, geralmente, possuem as maiores concentrações de Hg em tecidos, o que os torna de alta relevância no biomonitoramento do Hg (DOREA *et al.*, 2004; BASTOS *et al.*, 2007; SQUADRONE *et al.*, 2013; MARTÍN-DOIMEADIOS *et al.*, 2014; SOUZA-ARAÚJO *et al.*, 2016). Peixes detritívoros também podem apresentar quantidades de Hg significativamente maiores que outras espécies, inclusive carnívoros, sendo que a concentração de Hg nesses peixes pode sofrer influência da sazonalidade, aumentando no período de seca (OLIVERO; SOLANO, 1998). Em estudo de Snyder e Hendricks (1995), utilizando invertebrados aquáticos como biomonitores, foi verificado que o aumento da quantidade de detrito na dieta está relacionado ao aumento na concentração de Hg nesses organismos. Peixes de hábito demersal ou de fundo podem acumular maiores concentrações de metais que os pelágicos (PERUGINI *et al.*, 2014). A exposição e bioacumulação de MeHg, principal forma de Hg encontrada nos peixes da Amazônia, depende das estratégias de alimentação dos peixes que, por sua vez, é influenciada pelas mudanças no habitat causadas pelos ciclos hidrológicos (BASTOS *et al.*, 2007).

Em ambos os períodos do estudo, as espécies predadoras foram as que apresentaram os maiores níveis de HgT nos tecidos, o que ratifica a ideia de que as maiores concentrações de Hg são encontradas em peixes de altos níveis trófico, como verificado em outros trabalhos (CIZDZIEL *et al.*, 2003; HAVELKOVA *et al.*, 2008; SQUADRONE *et al.*, 2013; DIRINGER *et al.*, 2015; SOARES *et al.*, 2018). No mês de maio não foi verificada diferença significativa entre os níveis de HgT em tecidos de Jejú e Traíra. No mês de novembro, as duas espécies não apresentaram diferença significativa entre os níveis de HgT em fígado, mas houve diferença entre as concentrações de HgT em músculo e em brânquias, com as maiores concentrações encontradas em Traíra, para ambos os tecidos. Apesar de ambas as espécies serem predadoras, a Traíra apresenta maior nível trófico que o Jejú (BATISTA *et al.*, 2012) e isso, juntamente ao fato de que diferença das médias de tamanho (comprimento padrão e peso) das duas espécies aumentou ainda mais em novembro, são fatores que podem ter contribuído para a Traíra ter apresentado os maiores níveis de HgT em novembro.

O nível de Hg nos tecidos pode estar positivamente correlacionado com peso e comprimento dos peixes (CIZDZIEL *et al.*, 2003; BURGER; GOCHFELD, 2011; BURGER *et al.*, 2013; PERUGINI *et al.*, 2014; ARANTES *et al.*, 2016; SOARES *et al.*, 2018), e essa relação se mostrou significativa em Traíras desse estudo, assim como para Silva *et al.* (2012),

mas não para Bastos *et al.* (2007), já que nesse último o período do ano em que o nível do rio estava mais baixo, as traíras apresentavam maior peso, entretanto, a concentração de Hg em músculo era menor. As altas concentrações de HgT encontradas em Traíra, em novembro, podem estar relacionadas ao maior tamanho dos indivíduos comercializados nesse período. Os níveis de Hg nos diferentes tecidos de peixes expostos podem aumentar com o crescimento desses animais, pois a excreção do Hg se dá de forma lenta, sua taxa de bioacumulação é maior que a taxa de crescimento dos tecidos (EVANS *et al.*, 1993). O comprimento dos peixes está diretamente relacionado com a idade desse animal, animais mais velhos tiveram maior tempo para serem expostos aos contaminantes ambientais. O aumento no peso, relacionado ao aumento da carga lipídica, é um fator que contribui para a retenção de MeHg, por este ser lipofílico (SOARES *et al.*, 2018; WHO, 2008). Entretanto, um diferencial foi observado em Acari-bodó, os indivíduos comercializados em novembro eram mais magros, mas a concentração de HgT em todos os tecidos foi maior que nos indivíduos de maio. Essa espécie apresentou correlação negativa significativa entre o peso e os níveis de HgT em fígado e brânquias. Além de uma maior exposição ao Hg do ambiente, em novembro, outra justificativa para o aumento na concentração nesse período seria a restrição alimentar para essa espécie durante a seca do rio (período compreendido entre os dois períodos de coleta), que pode causar perda de peso e diminuição de órgãos em decorrência da inanição, o que faz com que a concentração de Hg nos tecidos aumente (CIZDZIEL *et al.*, 2003). Segundo Goulding *et al.* (1988), os peixes detritívoros aumentam de peso no período da cheia, o que parece acontecer com Acari-bodó do Alto Solimões. Esse resultado confirma o que foi observado por Olivero e Solano (1998), o nível de Hg nas espécies detritívoras pode ser influenciado pela sazonalidade, com aumento no período da seca.

As menores concentrações de HgT foram observadas em brânquias. Nos peixes do mês de maio, o nível de HgT foi maior no músculo, diferente do que ocorreu em novembro, quando o fígado apresentou a maior concentração de HgT. Devido a grande importância no mecanismo de detoxificação de xenobióticos (JESUS *et al.*, 2011), com intensa atividade metabólica e presença de metalotioneínas (ALI; KHAN, 2018; COIMBRA *et al.*, 2018), era esperado que o fígado apresentasse as maiores concentrações de HgT que o músculo, em ambos os períodos. Em músculo, o Hg necessita de um período de tempo maior para ser armazenado, além de esse tecido ter atividade metabólica mais baixa. Após a exposição, o Hg atinge a corrente sanguínea, passa pelo fígado e é redistribuído para outros tecidos, só então é armazenado no músculo, ou rim, caso não seja eliminado pela bile (EVANS *et al.*, 1993; JESUS *et al.*, 2011;

SOARES *et al.*, 2018). Maiores concentrações de Hg no músculo que no fígado pode significar que está ocorrendo a bioacumulação desse elemento no organismo (COIMBRA *et al.*, 2018). O Hg armazenado no músculo está majoritariamente na forma de MeHg (WHO, 1990; KANNAN *et al.*, 1998; GRAY *et al.*, 2000; MARTÍN-DOIMEADIOS *et al.*, 2014). O fígado é um bom órgão para se avaliar exposições recentes ao Hg em peixes e é um dos órgãos alvo de mercúrio inorgânico (HgI) em peixe (JESUS *et al.*, 2011; RÉGINE *et al.*, 2006).

4.6. Mercúrio nos tecidos: concentração e distribuição.

A distribuição de Hg se dá de forma diferente nos órgãos e tecidos dos peixes, ela depende do grau de contaminação do ambiente, tempo e via de exposição (JESUS *et al.*, 2011; PLETZ *et al.*, 2016). Em estudos ambientais anteriores (SUZUKI *et al.*, 1991; CIZDZIEL *et al.*, 2003; SQUADRONE *et al.*, 2013; ARANTES *et al.*, 2016), as concentrações mais altas de Hg foram encontradas em músculo e fígado, e as mais baixas em brânquias, assim como foi observado neste estudo, e as concentrações mais altas de Hg nos tecidos foram associadas espécies piscívoras. Analisando as espécies carnívoras/piscívoras de cada período, duas das três espécies de maio e cinco das seis espécies de novembro, estavam entre as espécies com as maiores concentrações de HgT em tecidos.

O Hg pode ser introduzido no organismo pelas brânquias e trato gastrointestinal (TGI) (SOARES *et al.*, 2018). Em experimentos feitos por JESUS *et al.* (2011), após exposições agudas ao Hg, os primeiros órgãos em que o HgT teve sua concentração elevada foram fígado e brânquias. O fato das maiores concentrações de HgT terem ocorrido em espécies de maior nível trófico pode ser indicativo de que a principal via de introdução de Hg nesses peixes é através do TGI. A exposição ao Hg através da dieta favorece as altas concentrações de Hg em espécies predadoras e a introdução de MeHg na cadeia trófica, o que pode gerar prejuízos para a saúde de humanos e outros animais (BASTOS *et al.*, 2007; VEIGA; HINTON, 2002; WHO, 1990). O HgI da dieta de peixes, mesmo em baixas concentrações, também tem potencial para acumular na cadeia trófica (MONTEIRO *et al.*, 2013). As brânquias são órgãos que estão em contato direto com o ambiente externo, e podem indicar o nível de Hg no ambiente aquático (ALI; KHAN, 2018). Mesmo a concentração de Hg na água sendo maior no Rio Solimões no período de enchente (BRITO *et al.*, 2017), nenhuma espécie desse período apresentou concentração média ou mediana de HgT maior em brânquias que no fígado. O HgI é a maior parte do HgT da água, a absorção de HgI pelas brânquias é influenciada pela quantidade de matéria orgânica presente na água, a ligação do HgI com a

matéria orgânica diminui a concentração de Hg nas brânquias e sua toxicidade para o peixe (KLINCK *et al.*, 2005).

A concentração de Hg no músculo é importante para estimar o nível de exposição de humanos, já que este é o principal tecido consumido e a maior parte do HgT está na forma de MeHg (WHO, 1990; WHO,2008). Quando comparada ao fígado, a concentração de Hg em músculo também pode ser uma forma de avaliar se está ocorrendo bioacumulação nos peixes (COIMBRA *et al.*, 2018). Neste estudo, a concentração de HgT em músculo, de forma generalizada, foi estatisticamente semelhante a concentração de HgT em fígado entre os peixes de maio e inferior ao fígado em novembro. Em estudo de Havelková *et al.* (2008), a distribuição de Hg entre fígado e músculo variou com o grau de contaminação do ambiente, sendo que as maiores quantidades de Hg, em áreas muito contaminadas, foram observadas no fígado, enquanto em áreas pouco contaminadas, o Hg foi encontrado em maiores concentrações no músculo. No estudo de Coimbra *et al.* (2018), a concentração de Hg foi maior em fígado que em músculo em regiões muito e pouco impactadas.

No mês de novembro, muitas das espécies analisadas apresentavam fêmeas ovadas, como: Jaraqui, Jejú, Acará-açú, Traíra, Pescada-branca, Pacu, Acari-bodó e Surubim. O início de período reprodutivo de muitas espécies de peixe ocorre no período de enchente, algumas podem migrar para cabeceiras de rio para realizar a desova. Importantes espécies comerciais da Bacia Amazônica sobem o Rio Solimões para desovar próximo aos Andes no período que o nível dos rios está subindo (FABRÉ; BARTHEM, 2005; FREITAS; RIVAS, 2006; GODINHO *et al.*, 2010). Peixes que percorrem grandes trajetórias para completar seu ciclo de vida podem estar expostos a múltiplos fatores deletérios, como a exposição a contaminantes em meio aquático. Duas das sete espécies que apresentaram as maiores concentrações de HgT em tecidos, no mês de novembro (enchente), o surubim e o jaraqui, realizam migração, o que dificulta saber onde elas foram expostas ao Hg (STANKOVIC *et al.*, 2014), as outras 5 foram expostas na região de estudo. Dessas sete espécies, o Surubim, o Tucunaré, a Pescada-branca e o Jaraqui estão entre os peixes mais consumidos na Amazônia, tendo grande valor para a pesca (CERDEIRA *et al.*,1997; FABRÉ; ALONSO, 1998; BATISTA; FREITAS, 2003; SILVA, 2007; FERREIRA, 2015; BRAGA *et al.*, 2016; LOPES *et al.*, 2016). A exposição de peixes ao Hg, ainda que crônica, pode diminuir seu sucesso reprodutivo, o que poderia gerar prejuízos para a pesca. Embriões expostos ao Hg podem desenvolver anomalias principalmente nos sistemas esquelético, circulatório e óptico, além de retardo no desenvolvimento e efeitos tardios, que podem causar a diminuição da sua capacidade de se

alimentar e ser competitivo na natureza. Larvas expostas podem apresentar mudanças no comportamento, sendo mais ativas e susceptíveis a predadores (KIME, 1995; FRIEDMANN *et al.*, 1996; CRUMP; TRUDEAU, 2009; WEIS, 2009).

A média de HgT em músculo não ultrapassou o recomendado pela legislação brasileira, entretanto, a Traíra, o Surubim, a Pescada-Branca e o Tucunaré, todos de novembro, apresentaram indivíduos com HgT acima do permitido para predadores (1 mg.kg^{-1}). O Acará-açu, classificado como onívoro (BATISTA *et al.*, 2012; SANTOS, 2013), também apresentou indivíduo com nível de HgT acima do permitido para não-predadores ($0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$), porém, ele também pode ser considerado um peixe carnívoro (SOARES *et al.*, 2008), o que faria com que a concentração encontrada ($0,692 \text{ mg.kg}^{-1}$) fosse classificada como abaixo dos limites estabelecidos pela ANVISA. A principal forma de comercialização dos pescados no mercado de Benjamin Constant é na forma de peixe fresco eviscerado, por isso os valores estabelecidos pela ANVISA foram comparados apenas com a concentração de HgT em músculo. Caso o peixe seja oferecido inteiro ao consumidor, os valores médios de HgT nos outros tecidos seriam relevantes (BRASIL, 2013), nesse cenário, a Traíra, a Pescada-branca, o Tucunaré, o Jejú e o Jaraqui, de novembro, estariam com concentrações superiores ao estabelecido pela legislação brasileira para consumo seguro, por conta das altas concentrações de HgT em fígado.

4.7. Exposição humana ao HgT no Alto Solimões

Fatores socioeconômicos, culturais e ecológicos (como a abundância local), interferem diretamente na diversidade alimentar, especialmente de peixes, da população amazônica (SILVA, 2007). As populações da região norte ingerem uma grande quantidade de peixes em suas dietas, mais do que nas outras regiões do país, e a maior parte do peixe é consumido fresco (SARTORI; AMANCIO, 2012). O peixe é a mais importante fonte de proteína e nutrientes essenciais da dieta de ribeirinhos na Amazônia (DOREA, 2003). Em comunidades ribeirinhas, o consumo *per capita* anual de peixe pode ultrapassar 130 kg (CERDEIRA *et al.*, 1997; ISAAC; ALMEIDA, 2011; SOARES *et al.*, 2018), muito acima da média mundial, que, em 2017, foi estimada em 20,5 kg (FAO, 2018). Na região do Alto Solimões, o consumo *per capita* anual de peixe pode chegar a 294 kg. As comunidades indígenas são grandes consumidoras de pescado na região (FABRÉ; ALONSO, 1998; ISSAC; ALMEIDA, 2011). Na reserva indígena *Munduruku*, no Tapajós, não há outras opções para alimentação e o pescado representa a base da dieta, sendo consumido pelo menos três vezes por dia (BRABO *et al.*, 1999). A dieta a base de peixes é a principal forma de exposição ao Hg, principalmente

o MeHg (WHO, 1990), o que faz com que as populações amazônicas estejam expostas a maiores concentrações desse contaminante. As altas concentrações de Hg no cabelo de ribeirinhos estão relacionadas ao alto consumo de peixe (MALM *et al.*, 1995; DOREA *et al.*, 2003; WEINHOUSE *et al.*, 2017). Para humanos, a PTWI de Hg, através do consumo de peixes, é de $1,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de massa corporal (FAO; WHO, 2018).

A disponibilidade de peixes para consumo em grandes centros urbanos também é alta no norte do Brasil (SARTORI; AMANCIO, 2012). Amaro *et al.* (2014) realizaram estudo de HgT em músculo de peixes comercializados em Belém (PA), também nos períodos de maio (menos chuvoso) e novembro (mais chuvoso). O estudo utilizou duas espécies carnívoras/piscívoras (Dourada e Filhote) e uma herbívora (Aracu comum). Em ambos os estudos, nenhuma das espécies apresentou média superior aos limites estabelecidos pela legislação, e as espécies predadoras apresentaram maiores concentrações de HgT que a espécie herbívora, nos dois períodos. Em Belém, as maiores concentrações de HgT ocorreram em maio. Uma das explicações dos autores para as diferenças na concentração de HgT nos peixes foi a diferença no local de captura entre os períodos, um local era conhecidamente impactado pelo Hg e o outro não. Em maio, a maioria dos peixes foram capturados no Tapajós, local impactado pelo Hg liberado pelos garimpos desde a década de 50 (BRABO *et al.*, 1999), e a Dourada foi a espécie que apresentou a maior concentração média de HgT, $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, superior ao máximo encontrado em Benjamin Constant nesse período, $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ em Jeju. Em novembro, o máximo encontrado em Belém foi $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$, inferior a Benjamin Constant, onde a máxima foi de $0,9 \text{ mg.kg}^{-1}$. Em ambos os períodos as concentrações de HgT nas espécies herbívoras foram maiores em Benjamin Constant.

Os valores de referência da legislação brasileira e da OMS para limites toleráveis de Hg em peixes de consumo podem não ser um bom parâmetro para avaliar risco e exposição de comunidades na Amazônia. Eles são baseados em valores de consumo que podem não refletir a realidade da maior parte da Amazônia, já que nessa região o consumo de peixes ultrapassa consideravelmente a média nacional (ISAAC; ALMEIDA, 2011; SARTORI; AMANCIO, 2012) e mundial (FAO, 2018).

Apesar da concentração média de HgT (músculo) nos peixes não ter ultrapassado os valores estabelecidos pela legislação brasileira (BRASIL, 2013), é possível observar pelos dados da Tabela 6 que a maioria das espécies, mesmo quando consumidas em pouca quantidade, comparado ao consumo médio semanal na região, poderiam facilmente fazer com que o valor da PTWI fosse ultrapassado. Entre essas espécies, destacam-se: Traíra, Surubim,

Pescada-branca, Tucunaré, Mandubé, Jejú, Jaraqui, Acará-açú e Branquinha-cascuda, todas do mês de novembro. Um único dia de consumo dessas espécies já extrapolaria a PTWI. É importante notar que o maior risco de se expor a altas concentrações de HgT, através da dieta, ocorre no mês de novembro, quando o consumo de 11 das 12 espécies aumentaria o risco de se consumir mais Hg que o recomendado. Em maio, três das oito espécies poderiam ser consumidas de forma segura, dentro da média de consumo da região. Das espécies mais consumidas em Benjamin Constant (FERREIRA, 2015), analisadas no estudo, as duas espécies de pacu aparentemente não apresentaram riscos para consumo, entretanto, o jaraqui e o surubim devem ser consumidos de forma moderada e associados a outras espécies com baixo nível de HgT, para que o PTWI não seja ultrapassada.

Espécies detritívoras e piscívoras são as que apresentam maior produção em desembarques pesqueiros do rio Solimões-Amazonas. Os recursos pesqueiros explorados na região do Alto Solimões são predominantemente de espécies carnívoras/piscívoras (BATISTA *et al.*, 2012). Os resultados do estudo mostram que as espécies carnívoras/piscívoras deveriam ter seu consumo reduzido, pois, se elas forem as espécies de preferência para a alimentação, o valor da PTWI seria facilmente ultrapassada, aumentando o risco do aparecimento de sinais clínicos de intoxicação por Hg. Entre os peixes detritívoros, as duas espécies de Branquinha e o Jaraqui, uma das principais espécies para pesca na Amazônia (FREITAS; RIVAS, 2006; BATISTA *et al.*, 2012), são as que precisam ter maior atenção no seu consumo. Para reduzir o risco de exposição, sem que haja a necessidade de reduzir a ingestão de peixes, poderia ser dada preferência para o consumo de espécies em que os níveis de HgT não apresentem riscos significativos, como as espécies de Pacu, que apresentaram baixas quantidades de HgT em músculo em ambos os períodos, ou outras espécies de baixo nível trófico. Para o Curimatã, uma das espécies mais consumidas na Amazônia (BOISCHIO, 1992; CERDEIRA *et al.*, 1997; PEREIRA *et al.*, 2007; GARCEZ *et al.*, 2017; SILVA JUNIOR, 2017), incluindo a região do Alto Solimões (FABRÉ; ALONSO, 1998; FERREIRA, 2015), já é possível observar um certo risco para consumo, que poderá afetar seres humanos, principalmente, no estágio de vida intra uterino (WHO, 2008).

Em adultos, a ingestão de até o dobro da PTWI pode não significar grandes riscos para o desenvolvimento de neurotoxicidade, entretanto, mulheres grávidas ou em idade fértil devem respeitar o limite estipulado da PTWI para proteger a saúde de embriões e fetos (WHO, 2008). Das 17 espécies analisadas, 12 estão associadas a valores de ISEHg que são mais que o dobro da PTWI recomendada. O consumo de Traíra (novembro) pode ocasionar valor de

ISEHg 30 vezes maior que a PTWI, para indivíduos de 70 kg, valor que abrange grande parte dos homens em idade adulta (IBGE, 2008). Entretanto, o peso da população feminina adulta do Amazonas é, em média, inferior a 70 kg (Tabela 7), indicando que a ISEHg para mulheres em idade fértil nessa região é ainda maior que o demonstrado na Tabela 6.

Tabela 7. Valores medianos de peso (kg) da população do Amazonas, por faixa etária.

Idade	Mulheres	Homens
18 anos	54,1	63,2
19 anos	57,1	64,1
20 a 24 anos	56,7	66,8
25 a 29 anos	58,1	70,9
30 a 34 anos	60,2	73,5
35 a 44 anos	63	73,3
45 a 54 anos	64,1	72
55 a 64 anos	64,7	71

(IBGE, 2008)

A ingestão de Hg acima dos limites estabelecidos como tolerável, através do consumo de peixes e seus subprodutos, pode ocasionar patologias, especialmente em grupos vulneráveis, como grávidas, lactentes e crianças (WHO, 2007; HA *et al.*, 2017; FUENTES-GANDARA *et al.*, 2018). As pessoas com dietas pobres em zinco, glutatona, antioxidantes e Se, ou aqueles desnutridos, também apresentam maior risco de sofrer os efeitos deletérios do MeHg (WHO, 2008). O Hg pode afetar humanos em diferentes níveis de organização biológica, podendo induzir danos severos nos rins e sistema nervoso central, este último bastante afetado pela potente neurotoxicidade do MeHg (WHO, 1990; RICE *et al.*, 2014; BECKERS; RINKLEBE, 2017). A preferência de algumas comunidades ribeirinhas por peixes mais gordos (SILVA, 2007), pode ser um fator que aumenta o risco da exposição humana a maiores concentrações de MeHg, já que este é lipofílico (NEVAREZ *et al.*, 2015; SOARES *et al.*, 2018). Mulheres grávidas, mesmo quando expostas a baixas doses de MeHg, podem gerar crianças com desordens neurocognitivas (KARAGAS *et al.*, 2012; VASCONCELLOS *et al.*, 2018).

As médias de HgT em músculo dos peixes comercializados em Benjamin Constant foram comparados com as médias de peixes de capturados em outros locais da Amazônia (Tabela 8). Das 14 espécies comparadas, oito apresentaram concentrações maiores que em outras regiões, todas elas comercializadas em novembro em Benjamin Constant. A Traíra, a Pescada-branca, o Surubim, o Tucunará e o Jaraquí apresentaram concentrações maiores que regiões com conhecido impacto pelo garimpo, essas espécies foram as que apresentaram as maiores

concentrações de HgT em Benjamin Constant, todas possuem importante valor para a pesca comercial e de subsistência. É interessante observar que mesmo em áreas sem histórico conhecido de exploração de ouro por garimpos, as concentrações de Hg em peixes comercializados podem ser altas (MARTÍN-DOIMEADIOS *et al.*, 2014). A comercialização de peixes da Amazônia, dentro e fora dessa região, pode ser um fator importante na exposição de populações sem contato com áreas de garimpo.

Tabela 8. Comparativo da média de HgT (mg.kg^{-1}) dos peixes comercializados em Benjamin Constant com outras localidades da Amazônia.

Espécie	N	HgT	Local	Referência	Benjamin Constant
Acari-bodó (<i>Pterygoplichthys sp.</i>)	1	0,041	Bacia do Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2008	Menor
	27	1,212	Bacia do Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2008	Menor
Apapá (<i>Pellona castelnaeana</i>)	9	0,462	Rio Solimões ³	BELTRAN-PEDREROS <i>et al.</i> , 2011	Menor
	5	0,16	Belém	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Menor ⁶
	4	2,3	Bacia do Rio Tapajós ¹	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Menor ⁶
Aracu (<i>Leporinus spp.</i>)	2	0,108	Rio Tapajós ¹	BRABO <i>et al.</i> , 1999	Menor
	5	0,13	Bacia do Rio Tapajós ¹	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Menor ⁶
Branquinha-cascuda (<i>Psectrogaster amazônica</i>)	3	0,196	Rio Purus	CASTRO <i>et al.</i> , 2016	Maior
Branquinha-peito-chato (<i>Curimata inornata</i>)	7	0,08	Rio Solimões ³	BELTRAN-PEDREROS <i>et al.</i> , 2011	Maior
	4	0,239	Rio Purus	CASTRO <i>et al.</i> , 2016	Menor
Curimatã (<i>Prochilodus nigricans</i>)	5	0,15	Rio Bacajá ⁵	SOUZA-ARAÚJO <i>et al.</i> , 2016	Menor
	6	0,12	Rio Crepori ^{1,4}	CASTILHOS <i>et al.</i> , 2015	Menor
	8	0,17	Rio Jamanxin ^{1,4}	CASTILHOS <i>et al.</i> , 2015	Menor
	35	0,116	Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2007	Menor ⁶
	?	0,13	Rio Madeira ^{1,2}	SOARES <i>et al.</i> , 2018	Menor
	10	0,056	Rio Solimões ³	BELTRAN-PEDREROS <i>et al.</i> , 2011	Menor
Jaraqui (<i>Semaprochilodus insignis</i>)	6	0,128	Rio Purus	CASTRO <i>et al.</i> , 2016	Menor
	?	0,16	Rio Madeira ^{1,2}	SOARES <i>et al.</i> , 2018	Maior
	13	0,063	Rio Solimões ³	BELTRAN-PEDREROS <i>et al.</i> , 2011	Maior

Tabela 8. Comparativo da média de HgT (mg.kg⁻¹) dos peixes comercializados em Benjamin Constant com outras localidades da Amazônia. (Cont.)

Jejú (<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>)	2	0,22	Rio Bacajá ⁵	SOUZA-ARAÚJO <i>et al.</i> , 2016	Maior em novembro
Mandubé (<i>Ageneiosus inermis</i>)	13	0,851	Bacia do Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2008	Menor
Pacus (<i>Myleus sp.</i>)	?	0,038	Rio Negro ²	DOREA <i>et al.</i> , 2003	Menor
	1	0,09	Rio Jamanxin ^{1,4}	CASTILHOS <i>et al.</i> , 2015	Menor
	2	0,04	Bacia do Rio Gurupi ¹	PALHETA; TAYLOR, 1995	Menor
Pescada-branca (<i>Plagioscion squamosissimus</i>)	41	0,449	Bacia do Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2008	Maior
	12	0,547	Rio Solimões ³	BELTRAN-PEDREROS <i>et al.</i> , 2011	Maior
	5	0,10	Ilha do Marajó	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Maior
	5	0,62	Bacia do Rio Tapajós ¹	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Maior
	3	0,617	Rio Purus	CASTRO <i>et al.</i> , 2016	Maior
Surubim (<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>)	38	0,660	Bacia do Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2008	Maior
	1	1,20	Rio Jamanxin ^{1,4}	CASTILHOS <i>et al.</i> , 2015	Menor
	1	0,385	Rio Tapajós ¹	BRABO <i>et al.</i> , 1999	Maior
	5	0,66	Bacia do Rio Tapajós ¹	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Maior
Traíra (<i>Hoplias malabaricus</i>)	55	0,432	Bacia do Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2008	Maior em novembro
	27	0,319	Bacia do Rio Madeira ¹	SILVA <i>et al.</i> , 2012	Maior em novembro
	5	0,49	Rio Bacajá ⁵	SOUZA-ARAÚJO <i>et al.</i> , 2016	Maior em novembro
	10	0,80	Rio Crepori ^{1,4}	CASTILHOS <i>et al.</i> , 2015	Maior em novembro
	20	6,11	Rio Jamanxin ^{1,4}	CASTILHOS <i>et al.</i> , 2015	Maior em novembro
	21	0,354	Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2007	Menor ⁶
	51	0,548			Maior ⁶
	7	0,322	Rio Tapajós ¹	BRABO <i>et al.</i> , 1999	Maior em novembro
	13	0,61	Bacia do Rio Gurupi ¹	PALHETA; TAYLOR, 1995	Maior em novembro

Tabela 8. Comparativo da média de HgT (mg.kg^{-1}) dos peixes comercializados em Benjamin Constant com outras localidades da Amazônia. (Cont.)

Tucunaré (<i>Cichla spp.</i>)	96	0,428	Bacia do Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2008	Maior
	81	0,453	Rio Madeira ¹	BASTOS <i>et al.</i> , 2007	Maior ⁶
	?	0,592	Rio Negro ²	DOREA <i>et al.</i> , 2003	Maior
	22	0,215	Rio Solimões ³	BELTRAN-PEDREROS <i>et al.</i> , 2011	Maior
	17	0,267	Rio Tapajós ¹	BRABO <i>et al.</i> , 1999	Maior
	5	1,8	Represa de Tucuruí	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Menor
	5	1,8	Bacia do Rio Tapajós ¹	MARTÍN-DOIMEADIOS <i>et al.</i> , 2014	Menor
	3	0,11	Bacia do Rio Gurupi ¹	PALHETA; TAYLOR, 1995	Maior

¹Com histórico de impactos pela mineração; ²N não informado; ³Próximo a Manaus; ⁴Tributário do Rio Tapajós; ⁵Tributário do Rio Xingú; ⁶Para o mesmo período.

Uma das limitações do estudo foi identificar se a exposição dos peixes ao Hg realmente ocorria no Alto Solimões, já que 10 das 17 espécies analisada (quatro em maio e seis em novembro) realizam migrações ao longo dos rios. O uso de peixes migratórios dificulta a identificação das fontes de poluição e o tempo e duração da exposição (STANKOVIC *et al.*, 2014), porém, os valores encontrados também podem servir como um alerta de que populações fora da área estudada, inclusive dos países de fronteira (Peru e Colômbia), também podem estar expostas ao Hg através do consumo desses peixes, principalmente de Branquinha, Jaraqui, Mandubé e Surubim, por conta do teor de HgT ser relativamente alto. A Colômbia, importante mercado consumidor do Surubim capturado no Alto Solimões (MORAES *et al.*, 2010) deve ser ciente do risco que pode estar agregado ao consumo em grandes quantidades desse produto.

Além da exposição através do consumo de peixes frescos, é importante considerar que os pescados e seus resíduos, em alguns casos, poderão servir para a produção de subprodutos na indústria. Os resíduos gerados após o beneficiamento dos peixes podem ser aproveitados para a alimentação humana e ração animal (LIMA *et al.*, 2013). Esses resíduos são compostos de peixes inteiros não comercializados, cabeça, víscera, nadadeiras, cauda, coluna vertebral, barbatana, escamas, aparas de carne e pele. Esses resíduos já são utilizados para a produção de farinha, silagem e óleo de peixe (VIDOTTI; GONÇALVES, 2006; FELTES *et al.*, 2010). A silagem de peixe é uma fonte alternativa de proteína utilizada na alimentação animal e com

baixo custo de produção (SEIBEL; SOUZA-SOARES, 2003; HISANO; BORGHESI, 2011). O óleo e a farinha de peixe são os principais subprodutos gerados com o uso desses resíduos, são excelentes fontes de proteínas, lipídeos, vitaminas e minerais, sendo muito utilizados na alimentação de peixes cultivados e outros animais, e, em alguns casos, na alimentação humana (BOSCOLO *et al.*, 2005; VIDOTTI; GONÇALVES, 2006; GODOY *et al.*, 2010; FAO, 2018). Apesar da importância do uso desses resíduos para a diminuição do impacto ambiental gerado e produção de fontes alternativas de nutrição animal, é importante que seja levado em consideração a matéria-prima e as técnicas utilizadas, pois estas devem assegurar que o Hg desses pescados não concentre e chegue em doses que possam prejudicar a saúde do consumidor, ou seja mais uma fonte de contaminação por Hg na cadeia aquática (DOREA, 2006). O limite máximo permitido para HgT nesses produtos é de $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (BRASIL, 2013).

Mesmo que a exposição a altas concentrações de Hg, através da dieta, só ocorra em um determinado período, que no Alto Solimões parece ocorrer em novembro, isso não diminui o risco de aparecimento de patologias na população, que poderão ser sentidas até anos após a exposição. Altas exposições, mesmo que ocasionais, ao MeHg podem contribuir significativamente para o aumento do risco de patologias neurológicas em indivíduos que vêm sendo expostos cronicamente a esse elemento (GINSBERG; TOAL, 2000). O MeHg causa neurotoxicidade tardia, que pode se manifestar anos após cessada a exposição. O Hg possui meia-vida maior no cérebro que no sangue, parte disso se deve a conversão de MeHg em HgI no órgão. Mesmo quando os níveis de Hg no sangue não são mais detectados, o cérebro pode conter uma quantidade significativa de Hg que continuam exercendo efeitos tóxicos. Durante a exposição crônica, a proporção de HgI aumenta no cérebro e tem seu pico meses após o período de exposição. Depois de cessada a exposição, a concentração de MeHg diminui no cérebro e a de HgI se mantém relativamente constante (RICE, 1989; VAHTER *et al.*, 1994; RICE, 1996).

4.8. Novas perspectivas para estudo do Hg em peixes

Especialista da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), Organização Mundial da Saúde (OMS) e outros autores, concluíram que outros elementos contidos nos peixes e em outros itens da dieta, especialmente o selênio (Se), podem diminuir os efeitos tóxicos e acumulação de Hg, além de trazer outros benefícios para saúde (FAO; WHO, 2011; GRIBBLE *et al.*, 2016; PARK *et al.*, 2016; MONIRUZZAMAN *et al.*, 2017). Os efeitos protetores do Se minimizam as intoxicações por Hg, inclusive MeHg. No

organismo, a afinidade do Se pelo Hg é milhares de vezes maior que entre o Hg e enxofre (grupamento sulfidríla). O MeHg se liga de forma irreversível e inibitória a selenoenzimas, formando HgSe. Apesar da proteção aos efeitos do Hg, isso faz com que o Se biologicamente ativo seja diminuído, podendo causar deficiências que podem comprometer o bom funcionamento do cérebro e sistema endócrino. Para indivíduos intensamente expostos ao MeHg, é importante que seja feita a suplementação dietética para compensar o Se sequestrado pelo Hg (RALSTON *et al.*, 2014).

Com base nessas novas informações, formas mais criteriosas para avaliar da exposição humana ao Hg estão sendo desenvolvidas. Recentemente, foi desenvolvido o Valor Benéfico do Selênio para Saúde (HBV_{Se}), um critério para avaliação feito com base nas concentrações MeHg e Se de peixes. Indivíduos com dietas pobres em selênio são mais propensos a sofrer os efeitos deletérios do mercúrio com o consumo de alimentos com HBV_{Se} negativo (MeHg>Se). Para peixes de água doce, são necessários mais estudos que identifiquem lugares onde o HBV_{Se} é negativo (RALSTON *et al.*, 2016).

Além de análises que medem a concentração de elementos-traço em amostras biológicas, novas técnicas estão sendo desenvolvidas para elucidar as questões que tangem a interação entre metais e sistemas biológicos a nível molecular. Dentre as análises bioinorgânicas emergentes estão a (1) Metalômica, que avalia a totalidade de espécies metálicas e metalóides em célula ou tecido e a (2) Metaloproteômica, que estuda a parte do metaloma que está interagindo com proteínas ligantes (SZPUNAR, 2005). A utilização biomarcadores moleculares é uma importante ferramenta para o biomonitoramento da Amazônia (VAL *et al.*, 2010). Estudos com biomarcadores proteicos de mercúrio em peixes da região amazônica já foram feitos em Tucunaré (VIEIRA *et al.*, 2015), Pescada-branca (BITTARELLO *et al.*, 2018), Dourada (BRAGA *et al.*, 2015; VIEIRA *et al.*, 2017), Jaraqui (VIEIRA *et al.*, 2018), Pacu (VIEIRA *et al.*, 2017), Surubim (QUEIROZ *et al.*, 2018), e Tambaqui (BITTARELLO *et al.*, 2018).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A grande corrida do ouro na Amazônia nas décadas de 70 e 80 ocasionou grandes impactos ambientais, com a destruição de ecossistemas e descarga de grandes quantidades de Hg metálico (MALM, 1998; VEIGA; HINTON, 2002; DOREA, 2003). Após um período de declínio, a atividade voltou a crescer em grandes proporções, principalmente na Amazônia Ocidental, próximo a fronteira com o Brasil (ASNER *et al.*, 2013; ASNER, TUPAYACHI, 2017). A Amazônia Ocidental é a parte mais preservada da Amazônia, com umas das maiores biodiversidades do planeta e áreas ainda intactas (FINER *et al.*, 2008). Dentro dela, a região do Alto Solimões é uma das mais preservadas (BRASIL, 2005), entretanto, há algum tempo ela está sujeita a ação de garimpeiros ilegais (TUPINAMBÁ, 1995), e a situação parece ter se intensificado nos últimos anos (IBAMA, 2018; RYLO, 2018). Isso tem gerado conflitos inclusive com comunidades indígenas da região (CETEM, 2018). O Hg liberado em garimpos ilegais representa um risco, principalmente para a população nativa, que permanecerá exposta durante e após a atividade ser cessada na região. O Hg é um contaminante persistente na natureza, pode permanecer por longos períodos no meio ambiente e na biota, onde pode se transformar em MeHg e causar sérios problemas de saúde pública (VEIGA; HINTON, 2002; BAUDIN *et al.*, 2016).

Devido a importância dos peixes na exposição de humanos ao MeHg, especialmente de grávidas, lactentes e crianças, o governo deveria orientar a população quanto a quantidade de peixe segura para ser ingerida, de acordo com a espécie, preferências locais e período do ano, principalmente em locais onde a concentração de Hg é alta (BURGER *et al.*, 2005; WHO, 2008). A preferência por peixes carnívoros, que muitos acreditam ter o gosto melhor, deveria ser revista por comunidades expostas a altas concentrações de Hg na dieta. Para que a alta exposição ao Hg fosse evitada sem que os ribeirinhos precisem diminuir a quantidade de peixe consumida, a preferência no consumo deveria ser dada aos peixes herbívoros ou outros de baixo nível trófico (SOARES *et al.*, 2018; VEIGA; HINTON, 2002), principalmente em períodos em que a concentração de Hg em peixes é maior. No Alto Solimões, o maior risco de exposição humana a altas doses de Hg, através do consumo de peixes, ocorre no período de enchente (novembro). As espécies de Pacu, analisadas nesse estudo, parecem ser seguras para o consumo ao longo do ano.

Além de valores sobre a concentração de HgT em peixes, outros fatores devem ser levados em consideração quando se avalia a exposição ao Hg e faz recomendações para

comunidades da Amazônia. O peixe é a principal e mais abundante fonte de nutrientes para as comunidades tradicionais da Amazônia. Para evitar que a saúde dessas pessoas seja posta em risco, deve-se manter atualizadas as informações sobre o nível de Hg em peixes e fazer a devida orientação da população. Entretanto, deve-se evitar indicar uma mudança drástica na dieta. Sugerir a eliminação ou diminuição considerável do consumo de peixes, além de totalmente inviável e injustificável, poderia causar prejuízos ainda maiores para essas populações. O hábito de comer peixes gera muitos benefícios para a saúde e é uma boa estratégia de sobrevivência dos ribeirinhos, interromper subitamente este hábito poderia gerar distúrbios na adaptação metabólica de aquisição de macro e micronutrientes e déficit na ingestão de proteína de alto valor biológico dessas pessoas (DOREA, 2003; DOREA *et al.*, 2003; SARTORI; AMANCIO, 2012). A OMS recomenda que ações sejam tomadas nas diferentes regiões do planeta para reduzir ou eliminar a liberação de Hg no ambiente e reduzir a exposição humana (WHO, 2007). O desenvolvimento de tecnologias que mitiguem os problemas causados pela mineração nessa região (BAUDIN *et al.*, 2016) e evitem a liberação de Hg no ambiente devem ser adotados, para que pessoas e animais não corram o risco de terem sua sanidade ameaçada pelos efeitos adversos desse elemento, e nem precisem eliminar ou reduzir o consumo de pescado.

7. CONCLUSÕES

O estudo mostrou que pode haver variação sazonal na concentração e distribuição de HgT em Jejú, Traíra e Acari-bodó. Durante o mês de novembro, as concentrações observadas de HgT aumentaram significativamente. Foi observada correlação entre o tamanho dos animais e o nível de mercúrio nos tecidos em Traíra e Acari-bodó. As três espécies poderiam servir como biomonitoras para Hg na região e avaliação da exposição de humanos.

As espécies de maior nível trófico foram as que apresentaram as maiores concentrações de HgT nos dois períodos, entre elas há peixes de grande importância comercial para a Amazônia, como o Surubim, o Tucunaré e o Jaraqui. As concentrações encontradas nos peixes podem ser superiores àquelas encontradas em peixes de regiões historicamente impactadas pelos garimpos. Espécies carnívoras/piscívoras não devem ser as principais consumidas na dieta da população de Benjamin Constant, principalmente por mulheres em idade fértil, pois o limite da PTWI, estabelecidos pela FAO e OMS, seria facilmente ultrapassado.

No mês de novembro, a população de Benjamin Constant está mais exposta ao Hg através do consumo dos peixes disponíveis para comercialização nesse período. Para evitar riscos de intoxicação por Hg, o consumo das espécies herbívoras deve ser estimulado na região, principalmente no período de enchente, e a identificação de novas espécies seguras para consumo deve ser realizada por órgão de saúde pública. Assim, o consumo de peixes não precisaria ser reduzido e a população continuaria adquirindo todos os benefícios vindos desse alimento.

8. REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. Physiographic and ecological zoning of the entire Brazilian Amazonia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 15-24, 2010.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish biology and Fisheries**, v. 14, n. 1, p. 11-19, 2004.
- AKAGI, H. et al. Mercury Analysis Manual. Tokyo: Ministry of Environment, Japan; 2004.
- ALI, H.; KHAN, E. Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. **Environmental Chemistry Letters**, p. 1-15, 2018.
- ALLARD, L. et al. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. **Aquatic sciences**, v. 78, n. 2, p. 315-325, 2016.
- AMARO, C. S. O. et al. Concentração de mercúrio total (Hg-T) em peixes comercializados em diferentes períodos sazonais no Mercado do Ver-o-Peso, Belém, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 5, n. 1, p. 53-60, 2014.
- AMBIKAPATHI, R. et al. El Niño Southern Oscillation Affects Food Consumption, Intake, and Dietary Diversity In The Peruvian Amazon. **The FASEB Journal**, v. 31, n. 1 Supplement, p. 455.2-455.2, 2017.
- AMORIM, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 158-170, 2003.
- ARANTES, F. P. et al. Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, Rio de Janeiro, v. 88, n. 1, p. 137-147, 2016.
- ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; RUFFINO, M. L. Migratory Fish of Brazilian Amazon. In: CAROLSFELD, J. et al. (Org.). **Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status**. Victoria: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 233-302 p. 2003.
- ASNER, G. P. et al. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 46, p. 18454-18459, 2013.

- ASNER, G. P.; TUPAYACHI, R. Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 9, p. 094004, 2017.
- AULA, I. et al. The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Para, Brazil. **Science of the total environment**, v. 175, n. 2, p. 97-107, 1995.
- AUTHMAN, M. M. N. et al. Use of fish as bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. **Journal of Aquaculture Research & Development**, v. 6, n. 4, p. 1-13, 2015.
- BABIARZ, C. L. et al. Seasonal influences on partitioning and transport of total and methylmercury in rivers from contrasting watersheds. **Biogeochemistry**, v. 41, n. 3, p. 237-257, 1998.
- BARTHEM, R. B. et al. A pesca na Amazônia: problemas e perspectivas para o seu manejo. In: Padua, C. V.; Bodmer, R. E. **Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil. Instituto de Pesquisas Ecológicas**. MCT. CNPq. Brasília, p. 173-175, 1997.
- BASTOS, W. R. 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.
- BASTOS, W. R. et al. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, n. 3, p. 341-346, 2007.
- BASTOS, W. R. et al. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total environment**, v. 368, n. 1, p. 344-351, 2006.
- BATISTA, V. S. et al. Characterization of the fishery in riverine communities in the Low-Solimões/ High-Amazon region. **Fisheries Management and Ecology**, v.5, p.101-117. 1998.
- BATISTA, V. S. et al. **Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada**. Brasília: Ibama/ProVárzea, 276p. 2012.
- BATISTA, V. S.; FREITAS, V. S. O descarte de pescado na pesca com rede de cerco no baixo rio Solimões, Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 1, p. 127-143, 2003.
- BAUDIN, C. et al. Wanamei: an intervention for and with the small gold mining communities in the Peruvian Amazon. **Practicing Anthropology**, v. 38, n. 2, p. 5-10, 2016.

BECKERS, F.; RINKLEBE, J. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 9, p. 693-794, 2017.

BEGAM, M.; SENGUPTA, M. Immunomodulation of intestinal macrophages by mercury involves oxidative damage and rise of pro-inflammatory cytokine release in the fresh water fish *Channa punctatus* Bloch. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 45, n. 2, p.378-385, ago. 2015.

BELTRAN-PEDREROS, S. et al. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 4, p. 901-908, 2011.

BERNHOF, R. A. Mercury toxicity and treatment: a review of the literature. **Journal Of Environmental And Public Health**, v. 2012, 2012.

BHOWMIK, N.; PATRA, M. Assessment of genotoxicity of inorganic mercury in rats in vivo using both chromosomal aberration and comet assays. **Toxicology And Industrial Health**, v. 31, n. 7, p. 588-594, 2015.

BITTARELLO, A. C. et al. Characterization of molecular biomarkers of mercury exposure to muscle tissue of *Plagioscion squamosissimus* and *Colossoma macropomum* from the Amazon region. **Food Chemistry**, 2018.

BOISCHIO, A. A. P. Produção pesqueira em Porto Velho, Rondônia (1984-89)-Alguns aspectos ecológicos das espécies comercialmente relevantes. **Acta Amazonica**, v. 22, n. 1, p. 163-172, 1992.

BOUFFARD, Ariane; AMYOT, Marc. Importance of elemental mercury in lake sediments. **Chemosphere**, v. 74, n. 8, p. 1098-1103, 2009

BOSCOLO, W. R. et al. Farinha de resíduos da filetagem de tilápias na alimentação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) na fase de reversão sexual. **Revista Brasileira de Zootecnia**, p. 1807-1812, 2005.

BRABO, E. S. et al. Níveis de mercúrio em peixes consumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza na Reserva Munduruku, Município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 15, p. 325-332, 1999.

BRAGA, C. P. et al. Mercury fractionation in dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) of the Madeira River in Brazil using metalloproteomic strategies. **Talanta**, v. 132, p. 239-244, 2015.

BRAGA, T. M. P. et al. Preferências e tabus alimentares no consumo de pescado em Santarém, Brasil. **Novos Cadernos NAEA**, v. 19, n. 3, p. 189-20. 2016.

BRASIL. Decreto Federal nº 97.634, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre o controle da produção e da comercialização de substância que comporta risco para a vida, a qualidade de vida e o meio ambiente, e dá outras providências. 1989b. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97634.htm>. Acesso em 30 jan. 2018.

BRASIL. Decreto Federal nº 97.507, de 13 de fevereiro de 1989. Dispõe sobre licenciamento de atividade mineral, o uso do mercúrio metálico e do cianeto em áreas de extração de ouro, e dá outras providências. 1989. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97507.htm> Acesso em 30 jan. 2018.

BRASIL. Lei Federal nº. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, v. 31, 1981.

BRASIL. Mesorregião do Alto Solimões. Disponível em <http://www.mi.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=4733cf18-b99b-459b-a2d3-f9f76c098635&groupId=63635>. Acesso em 09 fev. 2019.

BRASIL. Portaria nº 368, de 04 de setembro de 1997. Regulamento Técnico sobre as condições Higiênico-Sanitárias e de Boas Práticas de Fabricação para Estabelecimentos Elaboradores/ Industrializadores de Alimentos. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1997.

BRASIL. Proposta de reestruturação do Programa de Desenvolvimento da Faixa de Fronteira: Bases de uma Política Integrada de Desenvolvimento Regional para a Faixa de Fronteira. Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2005.

BRASIL. RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Brasília: Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2013. Disponível em <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/inspecao/produtos-animal/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/documentos-da-pnrc/anvisa-resolucao-rdc-no-42-de>>

29-de-agosto-de-2013-internaliza-a-resolucao-gmc-res-n-o-12-2011.pdf>. Acesso em 8 ago. 2018.

BRIGHAM, M. E. et al. Mercury cycling in stream ecosystems. 1. Water column chemistry and transport. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 8, p. 2720-2725, 2009.

BRITO, B. 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.

BURGER, J. et al. Mercury and selenium levels, and selenium: mercury molar ratios of brain, muscle and other tissues in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey, USA. **Science of the total environment**, v. 443, p. 278-286, 2013.

BURGER, J. et al. Mercury in commercial fish: optimizing individual choices to reduce risk. **Environmental health perspectives**, v. 113, n. 3, p. 266, 2005.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size, and season. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 8, p. 1418-1429, 2011.

CASTILHOS, Z. et al. Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 15, p. 11255-11264, 2015.

CASTRO, N. S. S. et al. Mercury in fish and sediment of Purus River, Acre State, Amazon. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 24, n. 3, p. 294-300, 2016.

CERDEIRA, R. G. P. et al. Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do Lago Grande de Monte Alegre, PA-Brasil. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 3, p. 213-228, 1997.

CETEM. Garimpos ilegais de ouro na Terra Indígena do Vale do Javari na Amazônia (AM). Disponível em <<http://verbetes.cetem.gov.br/verbetes/ExibeVerbete.aspx?verid=87>>. Acesso em 12 out. 2018.

CIZDZIEL, J. et al. Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, USA. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 5, n. 5, p. 802-807, 2003.

COIMBRA, R. S. C. et al. Metal loads and biomarker suite responses in a tropical carnivorous fish indicative of anthropogenic impacts in a Southeastern Brazilian lagoon. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 9, p. 564, 2018.

- CRISTOL, D. A. et al. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. **Science**, v. 320, n. 5874, p. 335-335, 2008.
- CRUMP, K. L.; TRUDEAU, V. L. Mercury-induced reproductive impairment in fish. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 28, n. 5, p. 895-907, 2009.
- DALZUCHIO, T. et al. The use of biomarkers to assess the health of aquatic ecosystems in Brazil: a review. **International Aquatic Research**, p. 1-16, 2016.
- DIRINGER, S. E. et al. River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 17, n. 2, p. 478-487, 2015.
- DOREA, J. G. et al. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 13, n. 3, p. 239-248, 2003.
- DOREA, J. G. et al. Piranhas (*Serrasalmus spp.*) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 59, n. 1, p. 57-63, 2004.
- DOREA, J. G. Fish are central in the diet of Amazonian riparians: should we worry about their mercury concentrations? **Environmental Research**, v. 92, n. 3, p. 232-244, 2003.
- DOREA, J. G. Fish meal in animal feed and human exposure to persistent bioaccumulative and toxic substances. **Journal of food protection**, v. 69, n. 11, p. 2777-2785, 2006.
- DRISCOLL, C. T. et al. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 10, p. 4967, 2013.
- EBUS, E.; WROBLESKI, S. Mineração na Amazônia venezuelana faz crescer desmatamento e malária. *Folha de S. Paulo*, São Paulo, 15 jan. de 2018. Disponível em <<http://www1.folha.uol.com.br/ambiente/2018/01/1950328-mineracao-leva-violencia-e-malaria-a-venezuela.shtml>>. Acesso em 24 jan. 2018.
- ESPINOZA, J. C. et al. Climate variability and extreme drought in the upper Solimões River (western Amazon Basin): Understanding the exceptional 2010 drought. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 13, 2011.

EVANS, D. W. et al. Trace element concentrations in fish livers: implications of variations with fish size in pollution monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, v. 26, n. 6, p. 329-334, 1993.

FABRÉ, N. N.; ALONSO, J. C. Recursos ícticos no Alto Amazonas: sua importância para as populações ribeirinhas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Zoologia**, v. 14, n. 1, p. 19-55, 1998.

FABRÉ, N. N.; BARTHEM, R. **O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas**. ProVárzea, IBAMA, MMA, 2005.

FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture: Contributing to food security and nutrition for all. Rome, 2016. 200p. Disponível em <<http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf>>. Acesso em 24 out. 2017.

FAO. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Roma: FAO. 2018. Disponível em <<http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540ES>>. Acesso em 4 out. 2018.

FAO; WHO. General standard for contaminants and toxins in food and feed (CODEX STAN 193-1995). 2015. Disponível em <www.fao.org/input/download/standards/17/CXS_193e_2015.pdf>. Acesso em 05 fev. 2019.

FAO; WHO. General standard for contaminants and toxins in food and feed (CODEX STAN 193-1995). 2018. Disponível em <www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252Fstandards%252FCODEX%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf>. Acesso em 05 fev. 2019.

FAO; WHO. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption: 25-29 January 2010. **FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 978**. Rome, FAO, and Geneva, WHO. 50 p. 2011.

FARIAS, C. E. G. Mineração e meio ambiente no Brasil. Relatório do CGEE/PNUD, 2002. Disponível em <http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/minera.pdf>. Acesso em 28 out. 2017.

FELTES, M. et al. Alternativas para a agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 6, 2010.

- FERREIRA, M. V. Estrutura de poder e a piscicultura em Benjamin Constant, no Amazonas. Manaus: EDUA, 364 p. 2015.
- FINER, M. et al. Oil and gas projects in the western Amazon: threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. **PloS one**, v. 3, n. 8, p. e2932, 2008.
- FREITAS, C. E. C. et al. An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. **Hydrobiologia**, v. 705, n. 1, p. 159-171, 2013.
- FREITAS, C. E. C.; GARCEZ, R. C. S. Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimoes-Amazonas River (Amazon-Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 3, p. 273-280, 2004.
- FREITAS, C. E. C.; RIVAS, A. A. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v. 58, n. 3, p. 30-32, 2006.
- FRIEDMANN, A. S. et al. Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreum*). **Aquatic Toxicology**, v. 35, n. 3-4, p. 265-278, 1996.
- FUENTES-GANDARA, F. et al. Assessment of human health risk associated with methylmercury in the imported fish marketed in the Caribbean. **Environmental research**, v. 165, p. 324-329, 2018.
- GARAVELLO, J. C. et al. Ichthyofauna, fish supply and fishermen activities on the mid-Tocantins River, Maranhão State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 575-585, 2010.
- GARCEZ, R. et al. Seasonal dynamic of amazonian small-scale fisheries is dictated by the hydrologic pulse. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 43, n.2, p.207 - 221, 2017.
- GARCÍA-VÁSQUEZ, A. R. et al. Desembarque de pescado fresco en la ciudad de Iquitos, Región Loretoamazonía Peruana. **Folia Amazónica**, v. 21, n. 1-2, p. 45-52, 2012.
- GIBSON, L. A. et al. A positive correlation between mercury and oxidative stress-related gene expression (GPX3 and GSTM3) is measured in female Double-crested Cormorant blood. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 6, p. 1004-1014, 2014.
- GINSBERG, G. L.; TOAL, B. F. Development of a Single-Meal Fish Consumption Advisory for Methyl Mercury. **Risk Analysis**, v. 20, n. 1, p. 41-48, 2000.

- GODINHO, A. L. et al. Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 87, n. 2, p. 143-162, 2010.
- GODOY, L. C. et al. Análise sensorial de caldos e canjas elaborados com farinha de carcaças de peixe defumadas: aplicação na merenda escolar. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 30, n. 1, 2010.
- GOULDING M. et al. Rio Negro: rich life in poor water: Amazonian diversity and floodplain ecology as seen through fish communities. SPB Academic Publishing, 200 p. 1988.
- GOVIND, P.; MADHURI, S. Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. **Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences**, v. 2, n. 2, p. 17-23, 2014.
- GRAVES, S. D. et al. General and histological indicators of health in wild fishes from a biological mercury hotspot in northeastern North America. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 36, n. 4, p. 976-987, 2017.
- GRAY, J. E. et al. Distribution, speciation, and transport of mercury in stream-sediment, stream-water, and fish collected near abandoned mercury mines in southwestern Alaska, USA. **Science of the Total Environment**, v. 260, n. 1-3, p. 21-33, 2000.
- GRIBBLE, M. O. et al. Mercury, selenium and fish oils in marine food webs and implications for human health. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 1, p. 43-59, 2016.
- HA, E. et al. Current progress on understanding the impact of mercury on human health. **Environmental research**, v. 152, p. 419-433, 2017.
- HAVELKOVÁ, M. et al. Comparison of mercury distribution between liver and muscle—A biomonitoring of fish from lightly and heavily contaminated localities. **Sensors**, v. 8, n. 7, p. 4095-4109, 2008.
- HE, K. et al. Fish consumption and incidence of stroke. **Stroke**, v. 35, n. 7, p. 1538-1542, 2004.
- HISANO, H.; BORGHESI, R. Elaboração de silagem ácida de vísceras de surubim (*Pseudoplatystoma sp.*). **Embrapa Agropecuária Oeste-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2011.
- HOET, P. General principles. In: World Health Organization (WHO). **Biological Monitoring of Chemical Exposure in the Workplace**. Vol. 1. Geneva: 1996.

HUANG, Z. et al. Bioaccumulation of metals and induction of metallo-thioneins in selected tissues of common carp (*Cyprinus carpio L.*) co-exposed to cadmium, mercury and lead. **Applied organometallic chemistry**, v. 21, n. 2, p. 101-107, 2007.

IBAMA. Ibama e Exército apreendem equipamentos para garimpo ilegal avaliados em R\$ 8 milhões no Rio Jutai (AM). Brasília, 9 abr 2018. Disponível em <<https://www.ibama.gov.br/noticias/436-2018/1408-ibama-e-exercito-apreendem-equipamentos-para-garimpo-ilegal-avaliados-em-r-8-milhoes-no-rio-jutai-am>>. Acesso em 5 out. 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa de orçamentos familiares. 2008. Disponível em <<https://sidra.ibge.gov.br/home/ipp/brasil>>. Acesso em 27 fev. 2019.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia [WWW Document]. 2018. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br>> Acesso em 06 set. 2018.

INOUE, L. et al. Princípios básicos para produção de alevinos de surubins (Pintado e Cachara). **Embrapa Pantanal-Documents (INFOTECA-E)**, 2009.

ISAAC, V. J.; ALMEIDA, M. C. El consumo de pescado en la Amazonía brasileña. **COPESCAL. Documento Ocasional**, n. 13, p. I, 2011.

JESUS, T. B. et al. Acute intraperitoneal mercury chloride contamination and distribution in liver, muscle and gill of a neotropical fish *Hoplias malabaricus* (BLOCK, 1794). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 54, n. 2, p. 379-386, 2011.

JUNK, W. J. et al. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

KANNAN, K. et al. Distribution of total mercury and methyl mercury in water, sediment, and fish from south Florida estuaries. **Archives of environmental Contamination and Toxicology**, v. 34, n. 2, p. 109-118, 1998.

KARAGAS, M. R. et al. Evidence on the human health effects of low-level methylmercury exposure. **Environmental health perspectives**, v. 120, n. 6, p. 799, 2012.

KIME, E. The effects of pollution on reproduction in fish. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 5, n. 1, p. 52-95, 1995.

KLINCK, J. et al. Influence of water chemistry and natural organic matter on active and passive uptake of inorganic mercury by gills of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquatic Toxicology**, v. 72, n. 1-2, p. 161-175, 2005.

LEMES, M.; WANG, F. Methylmercury speciation in fish muscle by HPLC-ICP-MS following enzymatic hydrolysis. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 24, n. 5, p. 663-668, 2009.

LIMA, L. K. F. et al. Reaproveitamento de resíduos sólidos na cadeia agroindustrial do pescado. **Embrapa Pesca e Aquicultura-Documents (INFOTECA-E)**, 2013.

LOHREN, H. et al. Toxicity of organic and inorganic mercury species in differentiated human neurons and human astrocytes. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 32, p. 200-208, 2015.

LOPES, G. C. S. et al. Small-scale fisheries in the Amazon basin: general patterns and diversity of fish landings in five sub-basins. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 42, n. 4, p.889-900, 2016.

MALM, O. et al. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajos river basin, Brazil. **Science of the total Environment**, v. 175, n. 2, p. 141-150, 1995.

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

MARTÍN-DOIMEADIOS, R. C. R. et al. Comparative study of mercury speciation in commercial fishes of the Brazilian Amazon. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 12, p. 7466-7479, 2014.

MAURICE-BOURGOIN, L. et al. Mercury Pollution in the Upper Beni River. **Amazonian Basin: Bolivia Ambio**, v. 28, p. 302-6, 1999.

MENDES, G. S. et al. Peixes comerciais de Manaus. **Manaus: Ibama/AM, ProVárzea**. 141p, 2006.

MICARONI, R. C. C. M. et al. Mercury compounds. Review on determination, treatment and disposal methods. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 487-495, 2000.

MONIRUZZAMAN, M. et al. Synergistic effects of dietary vitamin E and selenomethionine on growth performance and tissue methylmercury accumulation on mercury-induced toxicity

in juvenile olive flounder, *Paralichthys olivaceus* (Temminck et Schlegel). **Aquaculture Research**, v. 48, n. 2, p. 570-580, 2017.

MONTEIRO, D. A. et al. Dietary intake of inorganic mercury: bioaccumulation and oxidative stress parameters in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 3, p. 446-456, 2013.

MONTEIRO, D. A. et al. Inorganic mercury exposure: toxicological effects, oxidative stress biomarkers and bioaccumulation in the tropical freshwater fish matrinxã, *Brycon amazonicus* (Spix and Agassiz, 1829). **Ecotoxicology**, v. 19, n.1, p.105–123, 2010.

MORAES, A. O. et al. Relações de trabalho e transporte na pesca de bagres no rio Solimões–AM. **Novos Cadernos NAEA**, v. 13, n. 1, 2010.

MORENO-BRUSH, M. et al. Is mercury from small-scale gold mining prevalent in the southeastern Peruvian Amazon?. **Environmental pollution**, v. 218, p. 150-159, 2016.

NEVÁREZ, M. et al. Estimation of seasonal risk caused by the intake of lead, mercury and cadmium through freshwater fish consumption from urban water reservoirs in arid areas of northern Mexico. **International journal of environmental research and public health**, v. 12, n. 2, p. 1803-1816, 2015.

NIYOGI, S. et al. Effects of water chemistry variables on gill binding and acute toxicity of cadmium in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): A biotic ligand model (BLM) approach. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 148, n. 4, p. 305-314, 2008.

OLIVEIRA, R. C. et al. Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): impact on hair mercury. **Annals of human biology**, v. 37, n. 5, p. 629-642, 2010.

OLIVERO, J.; SOLANO, B. Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. **Science of the total environment**, v. 217, n. 1, p. 83-89, 1998.

OLSSON, P. et al. Mechanisms of heavy metal accumulation and toxicity in fish. In: Langston W.J., Bebianno M.J. (eds). **Metal metabolism in aquatic environments**. Boston: Springer US, p. 321-350. 1998.

OYAKAWA, O.T. Family Erythrinidae (Trahiras). In: Kullander, S. O.; Ferraris, C. J. (Org.). **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EdiPUCRS, 238-240 p. 2003.

PALHETA, D.; TAYLOR, A. Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 168, n. 1, p. 63-69, 1995.

PARK, G. et al. Synergistic effects of dietary vitamin C, E and selenomethionine on growth performance, tissue mercury content and oxidative biomarkers of juvenile olive flounder, *Paralichthys olivaceus* (Temminck & Schlegel) toxified with the high dietary methylmercury. **Animal Nutrition and Feed Technology**, v. 16, p. 155-164, 2016.

PEREIRA, H. S. et al. A diversidade da pesca nas comunidades da área focal do projeto PIATAM. In: FRAXE, T. J. P.; PEREIRA, H. S.; WITKOSKI, A. S. **Comunidades ribeirinhas amazônicas: modos de vida e uso dos recursos naturais**. Manaus: EDUA, p. 171-195, 2007.

PERUGINI, M. et al. Heavy metal (As, Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Se) concentrations in muscle and bone of four commercial fish caught in the central Adriatic Sea, Italy. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 4, p. 2205-2213, 2014.

PETRERE JR, M. A pesca comercial no rio Solimões-Amazonas e seus afluentes: análise dos informes do pescado desembarcado no Mercado Municipal de Manaus (1976-1978). **Ciência e Cultura**, v. 37, n. 12, p. 1987-1999, 1985

PIEPER, I. et al. Mechanisms of Hg species induced toxicity in cultured human astrocytes: genotoxicity and DNA-damage response. **Metallomics**, v. 6, n. 3, p. 662-671, 2014.

PLETZ, J. et al. Dose-response analysis indicating time-dependent neurotoxicity caused by organic and inorganic mercury—Implications for toxic effects in the developing brain. **Toxicology**, v. 347, p. 1-5, 2016.

QUEIROZ, J. V. et al. Identification of Biomarkers of Mercury Contamination in *Brachyplatystoma filamentosum* of the Madeira River, Brazil, Using Metalloproteomic Strategies. **Biological trace element research**, p. 1-10, 2018.

RALSTON, N. V. C. et al. Selenium Health Benefit Values as Seafood Safety Criteria. In: KIM, Se-Kwon (Ed.). **Seafood Science: Advances in Chemistry, Technology and Applications**. CRC Press, p. 433-457. 2014.

RALSTON, N. V. C. et al. Selenium health benefit values: updated criteria for mercury risk assessments. **Biological Trace Element Research**, v. 171, n. 2, p. 262-269, 2016.

RÉGINE, M. B. et al. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). **Science of the Total Environment**, v. 368, n. 1, p. 262-270, 2006.

REICHEL-T-BRUSHETT, A. J. et al. Geochemistry and mercury contamination in receiving environments of artisanal mining wastes and identified concerns for food safety. **Environmental research**, v. 152, p. 407-418, 2017.

RICE, D. C. Delayed neurotoxicity in monkeys exposed developmentally to methylmercury. **Neurotoxicology**, v. 10, n. 4, p. 645-650, 1989.

RICE, D. C. Evidence for delayed neurotoxicity produced by methylmercury. **Neurotoxicology**, v. 17, n. 3-4, p. 583-596, 1996.

RICE, K. M. et al. Environmental mercury and its toxic effects. **Journal Of Preventive Medicine And Public Health**, v. 47, n. 2, p. 74, 2014.

RODRIGUES FILHO, S.; MADDOCK, J. E. L. Mercury pollution in two gold mining areas of the Brazilian Amazon. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, n. 2-3, p. 231-240, 1997.

RODRIGUES, A. P. C. et al. Chronic Effects of Methylmercury on *Astronotus ocellatus*, an Amazonian Fish Species. **Journal of Aquatic Pollution and Toxicology**, v. 1, p. 2, 2017.

RUFFINO, M. L. et al. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira. Manaus: IBAMA/ProVárzea . 256 p. 2004.

RYLO, I. Operação no AM apreende mais de R\$ 8 milhões em equipamentos usados para garimpo ilegal. Amazonas, 14 abr. 2018. Disponível em <<https://g1.globo.com/am/amazonas/noticia/operacao-no-am-apreende-mais-de-r-8-milhoes-em-equipamentos-usados-para-garimpo-ilegal.ghtml>> Acesso em 5 out. 2018.

SANTOS, C. J. A. Composição e estrutura trófica de assembleias de peixes em praias de lago da Amazônia Central e suas relações com variáveis ambientais locais. 2013. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ecofisiologia, Ictiologia, Mamíferos aquáticos, Recursos pesqueiros, Aquacultura, Sistemática e Biol) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2013.

- SANTOS, G. M. et al. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. 1984.
- SARTORI, A. G. O.; AMANCIO, R. D. Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. **Segurança alimentar e nutricional**, Campinas, v. 19, n. 2, p. 83-93, 2012.
- SEIBEL, N. F.; SOUZA-SOARES, L. A. Produção de silagem química com resíduos de pescado marinho. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 6, n. 2, p. 333-337, 2003.
- SERRÃO, E. A. O. et al. Avaliação da seca de 2005 e 2010 na Amazônia: análise da bacia hidrográfica do rio Solimões. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 9, n. 2, p.5-20, 2015.
- SILVA JÚNIOR, U. L. et al. Estimativas do Tamanho do Estoque de algumas Espécies de Peixes Comerciais da Amazônia a partir de Dados de Captura e Esforço. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 7, n. 1, p.105-121, 2017
- SILVA, A. L. Comida de gente: preferências e tabus alimentares entre os ribeirinhos do Médio Rio Negro (Amazonas, Brasil). **Revista de antropologia**, v. 50, n. 1, p. 125-179, 2007.
- SILVA, F. J. F. et al. Compra do pescado na feira de Juruá: fatores que influenciam na tomada de decisão. **REVISTA IGAPÓ-Revista de Educação Ciência e Tecnologia do IFAM**, v. 10, n. 1, p. 16-24, 2016.
- SILVA, G. S, et al. Potential risks of natural mercury levels to wild predator fish in an Amazon reservoir. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, n. 8, p. 4815-4827, 2012.
- SNIRH. Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos [WWW Document]. 2018. Disponível em <www.snirh.gov.br/hidroweb> Acesso em 06 set. 2018.
- SNYDER, C. D.; HENDRICKS, A. C. Effect of seasonally changing feeding habits on whole-animal mercury concentrations in *Hydropsyche morosa* (Trichoptera: Hydropsychidae). **Hydrobiologia**, v. 299, n. 2, p. 115-123, 1995
- SOARES, J. M. et al. Mercury in fish from the Madeira River and health risk to Amazonian and riverine populations. **Food Research International**, v. 109, p. 537-543, 2018.
- SOARES, M. G. M. et al. Peixes de lagos do médio Rio Solimões. 2ª ed. rev. Manaus: Instituto Piatam. 160p. 2008.
- SOUZA-ARAÚJO, J. et al. Mercury and methyl mercury in fishes from Bacaja River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation and biomagnification. **Journal Of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 249-263, 2016.

- SQUADRONE, S. et al. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. **Chemosphere**, v. 90, n. 2, p. 358-365, 2013.
- STANKOVIC, S. et al. Biota as toxic metal indicators. **Environmental Chemistry Letters**, v. 12, n. 1, p. 63-84, 2014.
- SUZUKI, T. et al. **Advances in Mercury Toxicology**. New York: Springer Us, 490 p. 1991.
- SWENSON, J. J. et al. Gold mining in the Peruvian Amazon: global prices, deforestation, and mercury imports. **PloS one**, v. 6, n. 4, p. e18875, 2011.
- SZPUNAR, J. Advances in analytical methodology for bioinorganic speciation analysis: metallomics, metalloproteomics and heteroatom-tagged proteomics and metabolomics. **Analyst**, v. 130, n. 4, p. 442-465, 2005.
- TANSKANEN, A. et al. Fish consumption and depressive symptoms in the general population in Finland. **Psychiatric Services**, v. 52, n. 4, p. 529-531, 2001.
- TUPINAMBÁ, A. Garimpeiros invadem área indígena no Alto Solimoes. Manaus, 2 dez 1995. Disponível em <https://documentacao.socioambiental.org/noticias/anexo_noticia/33927_20160212_174341.pdf>. Acesso em 5 out. 2018.
- VAHTER, M. et al. Speciation of mercury in the primate blood and brain following long-term exposure to methyl mercury. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 124, n. 2, p. 221-229, 1994.
- VAL, A. L. et al. Amazônia: recursos hídricos e sustentabilidade. In: BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (org.) **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 224p. 2010.
- VASCONCELLOS, A. C. S. et al. Burden of Mild Mental Retardation attributed to prenatal methylmercury exposure in Amazon: local and regional estimates. **Ciência & saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 11, p. 3535-3545, Nov. 2018.
- VEIGA, M. M. et al. Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, n. 3, p. 436-447, 2006.

- VEIGA, M. M.; HINTON, J. J. Abandoned artisanal gold mines in the Brazilian Amazon: a legacy of mercury pollution. In: **Natural Resources Forum**. Blackwell Publishing Ltd, p. 15-26. 2002.
- VERGILIO, C. S. et al. Mercury-induced dysfunctions in multiple organelles leading to cell death. **Toxicology in Vitro**, v. 29, n. 1, p. 63-71, 2015.
- VIDOTTI, R. M.; GONÇALVES, G. S. Produção e caracterização de silagem, farinha e óleo de tilápia e sua utilização na alimentação animal. Centro Avançado de Pesquisa Tecnológica do Agronegócio do Pescado Continental Instituto de Pesca-APTA-SAA. São José do Rio Preto, SP, Brasil, 2006.
- VIEIRA, J. C. S. et al. Mercury Exposure: Protein Biomarkers of Mercury Exposure in Jaraqui Fish from the Amazon Region. **Biological trace element research**, v. 183, n. 1, p. 164-171, 2018.
- VIEIRA, J. C. S. et al. Determination of the mercury fraction linked to protein of muscle and liver tissue of Tucunaré (*Cichla spp.*) from the Amazon region of Brazil. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 69, n. 4, p. 422-430, 2015.
- VIEIRA, J. C. S. et al. Identification of protein biomarkers of mercury toxicity in fish. **Environmental Chemistry Letters**, v. 15, n. 4, p. 717-724, 2017.
- WEINHOUSE, C. et al. Hair Mercury Level is Associated with Anemia and Micronutrient Status in Children Living Near Artisanal and Small-Scale Gold Mining in the Peruvian Amazon. **The American journal of tropical medicine and hygiene**, v. 97, n. 6, p. 1886-1897, 2017.
- WEIS, J. S. Reproductive, developmental, and neurobehavioral effects of methylmercury in fishes. **Journal of Environmental Science and Health, Part C**, v. 27, n. 4, p. 212-225, 2009.
- WHO. Exposure to mercury: a major public health concern. Public Health and Environment. Geneva: World Health Organization, 2007.
- WHO. International Programme on Chemical Safety (IPCS). Environmental Health Criteria 155: Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Geneva: World Health Organization, 1993.
- WHO. International Programme on Chemical Safety (IPCS). Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. Geneva: World Health Organization, 1990.

WHO. United Nations Environment Programme. Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. Geneva: World Health Organization, 2008.

ZARIBAF, F. et al. Fish consumption is inversely associated with the metabolic syndrome. **European journal of clinical nutrition**, v. 68, n. 4, p. 474-480, 2014.

ZEITOUN, M. M.; MEHANA, ES. E. Impact of water pollution with heavy metals on fish health: overview and updates. **Global Veterinaria**, v. 12, n. 2, p. 219-231, 2014.

ANEXO I

Concentração de HgT (mg.kg^{-1}) em tecidos, de acordo com a categoria trófica.

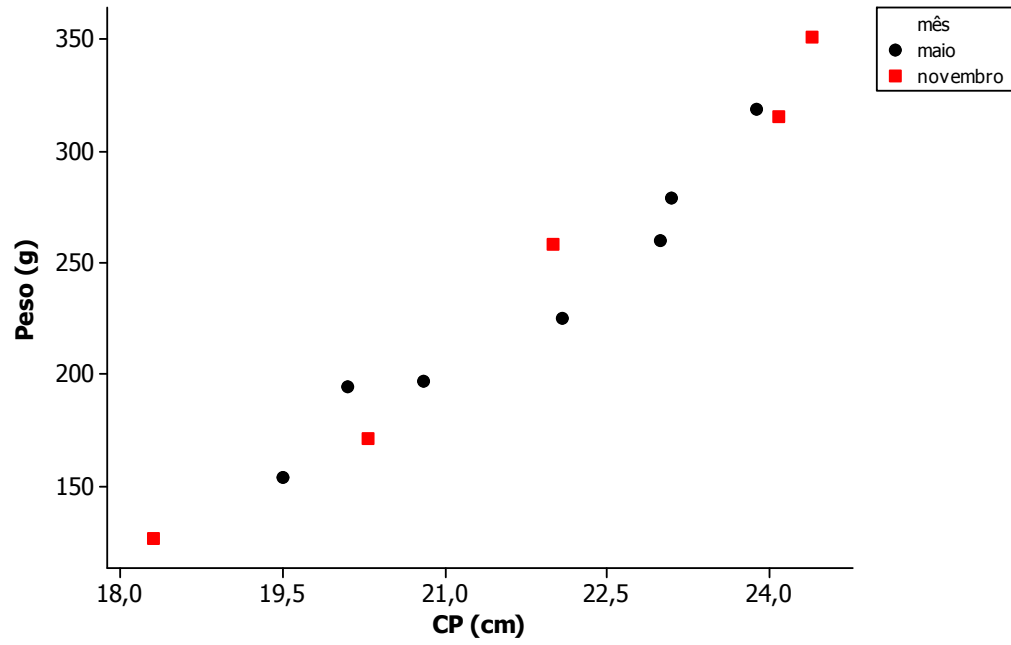
	Músculo							
	Carnívoro/piscívoro		Onívoro		Detritívoro		Herbívoro	
	Maio	Novembro	Maio	Novembro	Maio	Novembro	Maio	Novembro
N	24	43	10	7	26	43	9	7
HgT	0,120	0,722	0,074	0,395	0,043	0,192	0,023	0,029
DP	0,077	0,298	0,059	0,153	0,017	0,103	0,008	0,012
Mediana	0,099	0,647	0,052	0,356	0,044	0,211	0,023	0,027
Mín.	0,012	0,293	0,02	0,221	0,013	0,025	0,014	0,012
Máx.	0,329	1,465	0,187	0,692	0,081	0,415	0,038	0,044

	Fígado							
	Carnívoro/piscívoro		Onívoro		Detritívoro		Herbívoro	
	Maio	Novembro	Maio	Novembro	Maio	Novembro	Maio	Novembro
N	23	43	10	7	26	30	9	7
HgT	0,59	1,187	0,057	0,818	0,057	0,814	0,010	0,037
DP	0,035	1,051	0,049	0,645	0,049	0,974	0,004	0,015
Mediana	0,05	0,707	0,043	0,598	0,064	0,383	0,009	0,035
Mín.	0,012	0,105	0,008	0,228	0,008	0,071	0,006	0,018
Máx.	0,133	4,549	0,138	2,033	0,171	3,801	0,017	0,06

	Brânquias							
	Carnívoro/piscívoro		Onívoro		Detritívoro		Herbívoro	
	Maio	Novembro	Maio	Novembro	Maio	Novembro	Maio	Novembro
N	24	43	10	7	26	43	8	7
HgT	0,021	0,186	0,013	0,153	0,009	0,038	0,007	0,018
DP	0,013	0,090	0,009	0,073	0,002	0,023	0,002	0,029
Mediana	0,02	0,16	0,011	0,135	0,008	0,037	0,007	0,008
Mín.	0,005	0,071	0,002	0,069	0,005	0,007	0,004	0,005
Máx.	0,066	0,442	0,028	0,279	0,015	0,087	0,012	0,084

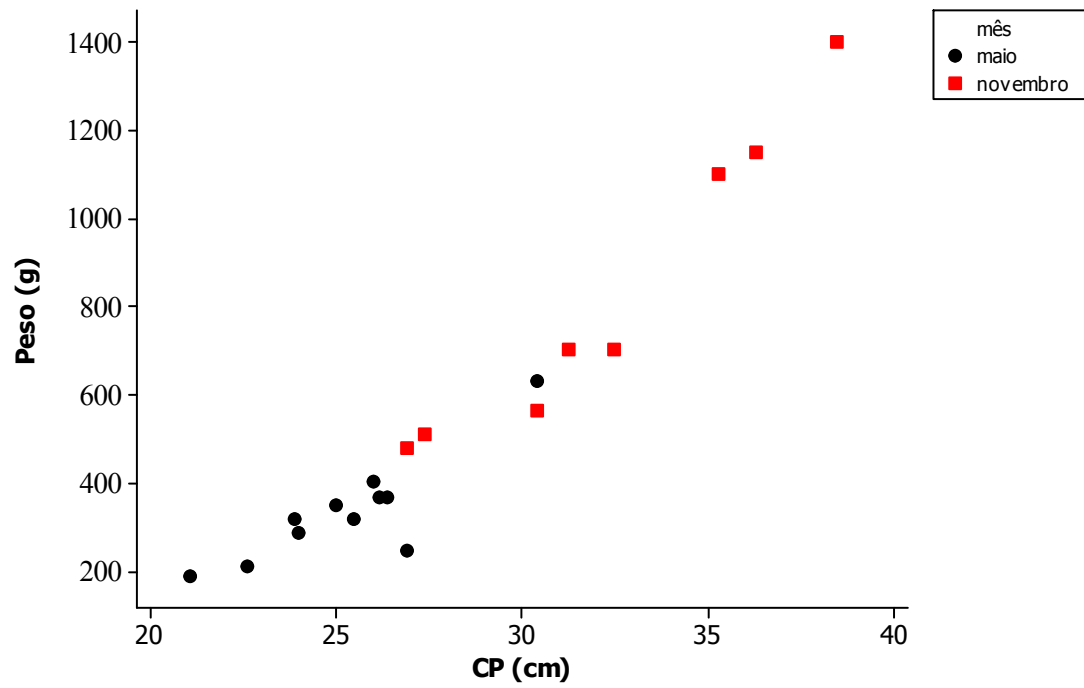
ANEXO II

Comprimento padrão (cm) e Peso (g) de Jejú *Hoplerythrinus unitaeniatus*



ANEXO III

Comprimento padrão (cm) e Peso (g) de Traíra *Hoplias malabaricus*



ANEXO IV

Comprimento padrão (cm) e Peso (g) de Acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis*

