



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
TECNOLÓGICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS**

AMANDA CAROLINA PEDRO DOS SANTOS

RESÍDUOS DE MERCÚRIO EM PEIXES COMERCIAIS CONSUMIDOS NA PAN-AMAZÔNIA.

**SANTARÉM – PA
2022**

AMANDA CAROLINA PEDRO DOS SANTOS

RESÍDUOS DE MERCÚRIO EM PEIXES COMERCIAIS CONSUMIDOS NA PAN-AMAZÔNIA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biociências, para obtenção de grau de Mestre; Universidade Federal do Oeste do Pará. Área de concentração: Fisiologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes.

**SANTARÉM – PA
2022**

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

- S237r Santos, Amanda Carolina Pedro dos
Resíduos de mercúrio em peixes comerciais consumidos na Pan-Amazônia./
Amanda Carolina Pedro dos Santos. – Santarém, 2022.
69 p. : il.
Inclui bibliografias.
- Orientador: Ruy Bessa Lopes.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Biodiversidade e Florestas, Programa de Pós-Graduação em Biociências.
1. Mercúrio. 2. Peixes comerciais. 3. Pan-Amazônia. I. Lopes, Ruy Bessa, *orient.*
II. Título.

CDD: 23 ed. 571.954 663098115

AMANDA CAROLINA PEDRO DOS SANTOS

RESÍDUOS DE MERCÚRIO EM PEIXES COMERCIAIS CONSUMIDOS NA PAN-AMAZÔNIA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biociências, para obtenção de grau de Mestre; Universidade Federal do Oeste do Pará. Área de concentração: Fisiologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes.

Conceito: Aprovada.

Data de Aprovação: 29/07/2022.



Presidente – Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes.
Universidade Federal do Oeste do Pará.



Membro interno – Prof. Dr. Maxwell Barbosa de Santana.
Universidade Federal do Oeste do Pará.



Membro externo – Prof. Dr. Tony Marcos Porto Braga.
Universidade Federal do Oeste do Pará.

Dedico aos meus pais, por todo amor e carinho que recebi durante a elaboração desse trabalho e aos meus sobrinhos, pessoas que amo genuinamente.

AGRADECIMENTO

Primeiramente agradeço a Deus.

Agradeço ao meu orientador Ruy Bessa Lopes por ter aceitado conduzir o meu trabalho de pesquisa e ter desempenhado tal função com dedicação e amizade.

A todos os meus professores do curso de Pós-graduação da Universidade Federal do Oeste do Pará pela excelência da qualidade técnica de cada um, em especial aos professores Maxwell Santana e Paulo Taube.

Ao amigo Joseph Ribeiro pela troca de conhecimentos científicos, gratidão eterna.

Aos meus amigos do curso de mestrado, que durante esse percurso compartilhamos das mesmas angústias e felicidades, em especial a Osléias Aguiar.

Aos meus pais Armando Pedro e Celita Alves e as minhas irmãs (Camilla Ayangra, Cynthia Julianne, Sibebe Patrícia e Karine Kelly), pessoas que sempre me dedicaram o apoio incondicional.

A minha esplendorosa sobrinha Maria Eduarda que é minha amiga de coração.

Aos meus colegas de trabalho que apoiaram e incentivaram essa minha jornada, em especial ao professor Alessandro Batista.

Enfim... agradeço a todas as pessoas com quem convivi ao longo desses anos de curso, que me incentivaram e que certamente tiveram impacto na minha formação.

“Onde existe uma vontade, existe um caminho”.

Provérbio Inglês

RESUMO

Diante a alta demanda do consumo de peixes pela população da Amazônia, associado a problemática da contaminação dos recursos hídricos e da biota aquática, por metais, há a necessidade de se avaliar os níveis de mercúrio em alimentos consumidos localmente tal como o pescado. E estudos que reúnam trabalhos pretéritos para avaliações do cenário de contaminação mercurial são relevantes na direção de contribuir com o monitoramento da segurança alimentar regional. Portanto esta pesquisa têm o intuito de avaliar os níveis de concentração de mercúrio nos peixes comerciais mais consumidos na Pan-Amazônia, assim como estabelecer um índice de ingestão diária aceitável para resíduos mercúrio, a partir de dados secundários. Assim esta pesquisa é uma revisão bibliográfica sistemática a partir do levantamento de dados e informações em diferentes bases de dados eletrônicas científicas para o período de 1997 a 2021, realizada por meio de descritores relacionados aos resíduos de mercúrio em peixes comerciais consumidos na Pan-Amazônia. Conclui-se que os níveis de concentração de mercúrio aumentaram ao longo dos anos nos peixes carnívoros e que as espécies carnívoras encontraram-se acima do limiar da zona de segurança alimentar preconizada pela Organização Mundial da Saúde. A média de concentrações encontrada para as espécies carnívoras foi de 0,616 $\mu\text{g/g-1}$, para onívoro 0,299 $\mu\text{g/g-1}$ e Zooplactofágos 0,411 $\mu\text{g/g-1}$, herbívoro 0,120 $\mu\text{g/g-1}$ e detritívoro 0,096 $\mu\text{g/g-1}$. O que representa um aumento 641,7% em relação ao nível trófico (detritívoro e carnívoro), mostrando o grande potencial de bioacumulação nas espécies topo de cadeia e a biomagnificação ocorrida entre um elo e outro. Dentre os níveis tróficos apenas os detritívoros e herbívoros não apresentaram concentrações acima de 0,5 $\mu\text{g/g}^{-1}$ demonstrando serem os grupos mais seguros em relação às concentrações de mercúrio, sendo estas espécies consideradas como opções seguras para o consumo humano. Todavia é relevante atentar à respeito do risco da frequência que esse alimento é ingerido, uma vez que o mercúrio é um elemento com alto poder de acumulação e que mesmo em baixas concentrações, o seu consumo frequente pode ser prejudicial à saúde. Ademais, o Quociente de Risco mostrou que o consumo de espécies carnívoras e onívoras apresenta grandes riscos à saúde. O que traz a possibilidade de efeitos adversos, onde uma alta exposição ao Hg, mesmo que ocasional, pode contribuir significativamente para o aumento do risco de patologias neurológicas em indivíduos que estão sendo cronicamente expostos a este elemento.

PALAVRAS-CHAVE: Mercúrio. Peixes Comerciais. Pan-Amazônia.

ABSTRACT

Given the high demand for fish consumption by the Amazon population, associated with the problem of contamination of water resources and aquatic biota by metals, there is a need to assess the levels of mercury in foods consumed locally such as fish. And studies that bring together past works for assessments of the mercury contamination scenario are relevant in the direction of contributing to the monitoring of regional food security. Therefore, this research aims to evaluate the levels of mercury concentration in the most consumed commercial fish in the Pan-Amazon, as well as to establish an acceptable daily intake index for mercury residues, based on secondary data. Thus, this research is a systematic bibliographic review from the collection of data and information in different scientific electronic databases for the period from 1997 to 2021, carried out through descriptors related to mercury residues in commercial fish consumed in the Pan-Amazon. It is concluded that mercury concentration levels have increased over the years in carnivorous fish and that carnivorous species are above the threshold of the food safety zone recommended by the World Health Organization. The average concentrations found for carnivorous species was $0.616 \mu\text{g/g-1}$, for omnivores $0.299 \mu\text{g/g-1}$ and Zooplanktophages $0.411 \mu\text{g/g-1}$, herbivore $0.120 \mu\text{g/g-1}$ and detritivore $0.096 \mu\text{g/g-1}$. This represents an increase of 641.7% in relation to the trophic level (detritivore and carnivore), showing the great potential for bioaccumulation in the top-of-chain species and the biomagnification that occurs between one link and another. Among the trophic levels, only detritivores and herbivores did not present concentrations above $0.5 \mu\text{g/g-1}$, demonstrating that they are the safest groups in relation to mercury concentrations, and these species are considered safe options for human consumption. However, it is important to pay attention to the risk of the frequency that this food is ingested, since mercury is an element with high accumulation power and that, even in low concentrations, its frequent consumption can be harmful to health. Furthermore, the Risk Quotient showed that the consumption of carnivorous and omnivorous species presents great health risks. This brings the possibility of adverse effects, where a high exposure to Hg, even if occasional, can significantly contribute to the increased risk of neurological pathologies in individuals who are being chronically exposed to this element.

KEYWORDS: Mercury. Commercial Fish. Pan-Amazon.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Ciclo biogeoquímico do mercúrio	17
Figura 2 – Especiação do mercúrio em ambientes aquáticos	19
Figura 3 - Ciclo do mercúrio na Amazônia.....	22
Figura 4 – Bioacumulação e biomagnificação do hg	23
Figura 5 – Pan-Amazônia.....	30
Figura 6 - Critérios da metodologia da pesquisa.....	31
Figura 7 - Esquematização em boxplot da distribuição das concentrações de mercúrio entre os níveis tróficos.	51
Figura 8 - Pirâmide trófica da concentração média de hg a cada nível.....	52
Figura 9 - Concentração média de hg por espécie do nível trófico dos carnívoros.....	53
Figura 10 - Concentração média de hg por espécie do nível trófico dos herbívoros	54
Figura 11 - Concentração média de hg por espécie do nível trófico dos onívoros.	55
Figura 12 - Concentração média de hg por espécie do nível trófico dos detritívoros.....	56
Figura 13 - Concentração média de hg por espécie do nível trófico dos zooplantívoros.....	57
Figura 14 - Comparação da dose potencial de risco entre os níveis tróficos das concentrações de mercúrio em relação a dose de referência da organização mundial da saúde.....	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Nível máximo tolerável de hg em peixes segundo distintas instituições.	26
Tabela 2 – Lista de artigos que quantificaram o consumo de peixes na Pan-Amazônia.....	34
Tabela 3 - Concentrações de mercúrio em peixes comerciais provenientes da Pan-Amazônia.....	40

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária

ASGM - Produção artesanal e de pequena escala mineração de ouro.

BW - Peso corporal.

CE - Comunidade Européia

DNA - ácido desoxirribonucleico.

DP – Desvio Padrão

Dpot -Dose potencial de ingestão de mercúrio.

ED - Duração da exposição.

EFSA - European Food Satefy Authority

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations / Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura.

FDA - Food and Drug Administration.

FE - Frequência de exposição.

Hg₂Cl₂ - Cloreto mercurioso.

Hg(CNO)₂ - Fulminato de mercúrio.

HgT – Mercúrio Total

Hg(SCN)₂ - Tiocianato de mercúrio.

IDE - Estimativa de Ingestão Diária

IR - Taxa de ingestão de peixe.

JECFA - Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives / Comitê Científico Internacional de Especialistas em Aditivos Alimentares.

LILACS - Literatura Latino-americana e do Caribe em Ciências da Saúde.

Me₂Hg ou (CH₃)₂Hg - Dimetilmercúrio

MeHg ou CH₃Hg⁺ - Metilmercúrio

PIN - Plano de Integração Nacional

PTWI- Limite de Ingestão Semanal Tolerável Provisória.

PubMed - Medical Literature Analysis and Retrievel System Online.

QR - Quociente de Risco.

RfD - Dose de referência diária.

RfC - Concentração de referência.

SciELO - Scientific Electronic Library Online / Biblioteca Eletrônica Científica Online.

US EPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

UNEP- United Nations Environment Programme.

WHO - World Health Organization / OMS - Organização Mundial da Saúde.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
2.1	Espécies químicas do mercúrio	16
2.2	Ciclo biogeoquímico do mercúrio	17
2.3	Ciclagem de mercúrio na Amazônia.....	20
2.4	Bioconcentração, a bioacumulação e a biomagnificação do mercúrio	22
2.5	O mercúrio e seus passivos sobre a saúde pública: a exposição	25
2.6	Segurança alimentar	26
3	MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1	Desenho do estudo	29
3.2	Área do estudo	29
3.3	Base de dados	30
3.4	Escolha e tratamento dos dados	31
3.5	Descritores.....	32
3.6	Cálculo de ingestão diária aceitável e quociente de risco	32
3.7	Aspectos éticos	33
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1	Artigos que quantificaram o consumo de peixes na Pan-Amazônia.....	34
4.2	A concentração de mercúrio em peixes comerciais na Pan- Amazônia.....	40
4.3	Resíduos de mercúrio em peixes comerciais na Pan-Amazônia	50
4.4	Avaliação de risco à saúde	57
5	CONCLUSÕES.....	60
	REFERÊNCIAS	61

1- INTRODUÇÃO

A busca por hábitos alimentares saudáveis tem feito a população aumentar o consumo de pescados. Assim as demandas de mercado dos peixes passou por alterações respeitáveis nos últimos anos, notadamente associada às premissas embasadas no paradigma epidemiológico que associa a ingestão deste item alimentar a variados benefícios à saúde (OLIVEIRA, 2015).

Textos científicos tem corroborado a superioridade nutricional dos peixes em comparação a outros produtos de origem animal, principalmente por ser fonte de proteínas de alto valor biológico (SARTORI; AMANCIO, 2012). Além disso, muitos estudos têm mostrado que o consumo de peixes é excelente para o crescimento e o desenvolvimento neurológico, promove a saúde vascular, respostas imunológicas em humanos e reduz o risco de doenças coronárias (REIS JÚNIOR; SILVA, 2014).

Ao mesmo tempo que há o aumento da demanda por pescados, as pessoas também ficam receosas quanto a ingestão de peixes, uma vez que os benefícios para a saúde têm sido comumente ocultados pelas informações que o consumo desse item alimentício é uma importante rota de exposição humana a vários contaminantes químicos, tais como os metais tóxicos que possuem a capacidade de bioacumular nos tecidos dos organismos aquáticos e podem alcançar o ser humano por meio da cadeia trófica (SANTOS et al., 2006).

Deste modo, a segurança alimentar fica comprometida pela exposição aos metais pesados que quando inseridos na cadeia alimentar possuem a capacidade de contaminar os alimentos e oferecer altos níveis de toxicidade. A contaminação do ambiente aquático afeta especialmente os pescados visto que estes podem acumular substâncias tóxicas em seu organismo, tal como o mercúrio e pode trazer sérios prejuízos à saúde humana. Conseqüentemente o homem estará exposto ao Hg sobretudo pelo consumo de peixes, pois, ao entrar no ambiente aquático, o mercúrio pode passar para a sua forma química mais tóxica o metilmercúrio (MeHg) que possui a capacidade de biomagnificar à altas concentrações principalmente nos peixes predadores que estão no topo da cadeia alimentar, o que torna o pescado um alimento inseguro (BORCHERS et al., 2010).

Domingo (2007), afirma que a espécie do peixe, a frequência de consumo e o tamanho da porção são aspectos essenciais para equilibrar os benefícios e os riscos do consumo regular. Adicionalmente, estudos de revisão sistemática e meta-análise sobre os riscos de contaminantes e os benefícios proporcionados pelo consumo de ácidos graxos ômega 3 evidenciaram que os

benefícios superam os riscos. Embora os benefícios superem os riscos, no Brasil, há ainda escassez de estudos científicos conclusivos sobre os contaminantes encontrados nesses alimentos (SILVA, 2012).

O mercúrio ingressa nos ambientes aquáticos sobretudo pela via antrópica, seja por meio da contaminação oriunda de indústrias, da extração de minérios, de emissão de gases, entre outras formas que poluem e contaminam o meio ambiente. O mercúrio, em concentrações tóxicas, pode causar no homem distúrbios neurológicos, gastrointestinais, renais, dermatológicos, cardiovasculares e imunitários (ZAHIR et al., 2005).

No Brasil, a região Norte é a única em que a população possui preferência por peixes em suas refeições quando comparada as outras regiões, sendo a pesca extrativa uma das principais atividades desta região e é responsável pelo abastecimento de comunidades urbanas, especialmente ribeirinhas (OLIVEIRA; FRÉDOU, 2007). Deste modo, devido à oferta constante e preços atrativos dos peixes nessa região, notadamente em comunidades ribeirinhas, é admissível que parte da população possua a tendência de consumir mais proteína oriunda de peixes, quando comparado com outros tipos de carnes (LOPES; OLIVEIRA; RAMOS, 2016).

Alguns autores afirmam que na Amazônia Brasileira o consumo médio anual de peixes é de 23 kg per capita (ARRUDA, 2017). Comumente, o consumo de peixes das comunidades ribeirinhas extrapola os 300 g por dia, o que resulta em consumo médio anual que pode ultrapassar 100 kg per capita (BATISTA; ISAAC; VIANA, 2004). Já em Oliveira et al. (2010), o valor do consumo de peixe pode chegar a 400 gramas pelas comunidades ribeirinhas tradicionais da Amazônia. Portanto, estas populações estão bastante vulneráveis, visto o consumo de peixe ser a principal forma de exposição ambiental ao mercúrio, logo, estas populações com alto valor de consumo apresentaram as maiores concentrações de mercúrio e maior chance de sofrer os efeitos provenientes desse metal.

Assim, como já foi dito a pesca na região amazônica consiste na principal fonte nutricional para as populações que residem as margens dos rios. Ao comparar com às demais regiões brasileiras, sejam costeira ou de águas interiores, existe uma maior riqueza de espécies de peixes exploradas, maior quantidade de pescado capturado e maior dependência da população tradicional a atividade pesqueira. Deste modo, peixes são notáveis agentes concentradores de mercúrio e, portanto, são excelentes biomonitores de contaminação por Hg em sistemas aquáticos (SOARES et al., 2016).

Assim, diante a alta demanda do consumo de pescados pela população da Amazônia, associado a problemática da contaminação dos recursos hídricos e da biota aquática, por metais, há a necessidade de se avaliar os níveis de mercúrio em alimentos consumidos localmente tal

como o peixe, essa é a primeira ação para a avaliação de riscos à população humana devido à contaminação ambiental por esse metal, haja visto que o mercúrio é um elemento com alto poder de acumulação e mesmo em baixas concentrações, o seu consumo recorrente pode ser prejudicial à saúde.

Nesse sentido, estudos que reúnam trabalhos pretéritos para avaliações do cenário de contaminação mercurial são relevantes na direção de contribuir com o monitoramento da segurança alimentar regional, considerando a dieta proteica da população da Amazônia baseada no consumo de peixes maior que a taxa de consumo nacional e mundial, além de projeções de vigilância e garantia à saúde pública e ambiental junto a economia pesqueira da Amazônia. Portanto espera-se que este estudo auxilie ao estabelecer um índice de ingestão diária aceitável para resíduos mercúrio em peixes comerciais que ocorrem na Amazônia, a partir de dados secundários. Nesse sentido, esta pesquisa possui como objetivo geral: Avaliar os níveis de concentração de mercúrio nos peixes comerciais mais consumidos na Pan-Amazônia, com base em dados de pesquisas publicadas nas duas últimas décadas. Assim como apresenta os seguintes objetivos específicos: estabelecer o estado da arte para estudos de resíduos de mercúrio em peixes comerciais; discutir os valores de referência para mercúrio em peixes predadores e não predadores e indicar um índice de ingestão diária aceitável para resíduos mercúrio em peixes comerciais que ocorrem na Pan-Amazônia.

2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Espécies químicas do mercúrio

A respeito das características físico-química do mercúrio (Hg), ele é um metal de peso atômico 200,6; número atômico 80; densidade 13,6; ponto de fusão 38,9°C e ponto de ebulição 356,6°C. Em seu estado elementar assemelha-se a um líquido branco-prateado, sendo também conhecido como mercúrio metálico (Hg^0). Em sua forma oxidada ele se apresenta como íon mercurioso (Hg_2^{+2}) e íon mercúrico (Hg^{+2}) além de diversas espécies orgânicas como o metilmercúrio (MeHg) CH_3Hg^+ e o dimetilmercúrio (Me_2Hg) $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Cada um desses compostos possui diferentes propriedades físico químicas e toxicológicas (BERLIN; ZALUPS; FOWLER, 2014).

O mercúrio metálico é o único metal encontrado no estado líquido em condições de temperatura e pressão normais, formando vapores incolores e inodoros. Sendo empregado na fabricação de termômetros, termostatos, amálgamas dentárias, entre outros produtos (SOUZA; BASTISTA; BERNSTEIN, 2014).

A respeito dos compostos inorgânicos de mercúrio seu processo de formação se dá naturalmente no ambiente quando há combinação entre o mercúrio e outros elementos, tais como o oxigênio e o enxofre, formando sais. Os sais de mercúrio mais relevantes são: cloreto de mercúrio (II); cloreto mercurioso (Hg_2Cl_2), que já foram utilizados como purgativo e vermífugo, na proteção de madeira e como fungicida no tratamento de sementes e brilhos vegetais; o fulminato de mercúrio [$\text{Hg}(\text{CNO})_2$], utilizado como detonador em explosivos; o tiocianato de mercúrio [$\text{Hg}(\text{SCN})_2$], empregado na produção de fogos de artifício, na fabricação de espoletas entre outras utilidades (CETESB, 2012).

O mercúrio inorgânico foi utilizado por muito tempo pela indústria farmacêutica em produtos como, cosméticos, diuréticos entre outros. No entanto, por causa dos seus efeitos adversos a saúde, esses compostos foram eliminados do mercado (USEPA, 1997).

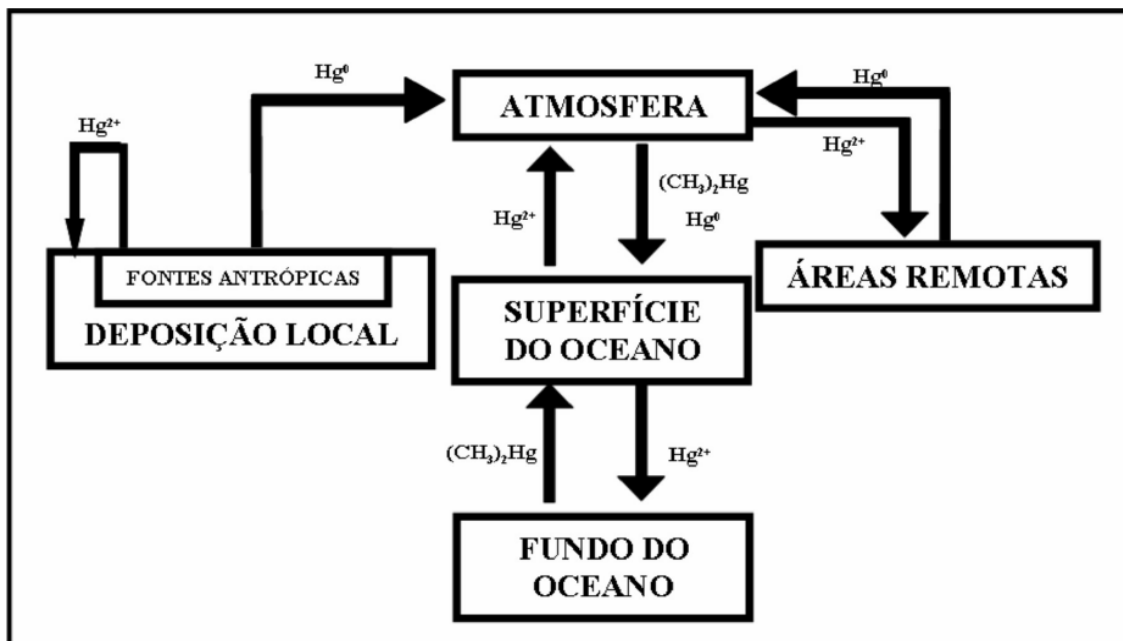
Já os compostos orgânicos de mercúrio são formados quando há combinação de mercúrio com carbono, chamados compostos organomercuriais. São os mais importantes sob o ponto de vista toxicológico, especialmente os que contêm radicais de cadeia curta metil, etil e propil, tal como: cloreto de metilmercúrio, iodeto de metilmercúrio, nitrato de metilmercúrio, cloreto de etilmercúrio, entre outros compostos (CETESB, 2012).

2.2 Ciclo biogeoquímico do mercúrio

O mercúrio é um metal traço e apresenta-se sob variadas formas químicas e físicas nos ambientes aquáticos naturais. O ciclo biogeoquímico do mercúrio (Figura 1) é bastante complexo e abrange a inter-relação entre os sistemas atmosféricos, aquáticos e terrestres (MOREL; KRAEPIEL; AMYOT, 1998).

Há dois ciclos relacionados ao transporte e a distribuição do mercúrio: O global, que abrange a circulação atmosférica do mercúrio elementar (Hg^0) oriundos de fontes na crosta terrestre para os oceanos e o local, que se relaciona com a metilação do mercúrio inorgânico (Hg^{2+}). Quanto a deposição local, o Hg emitido sob a forma de mercúrio elementar que, ao chegar à atmosfera, tem sua fração transformada em formas de mercúrio solúveis em água (íon mercuroso) as quais precipitam e retornam para o compartimento aquático ou depositam nos solos. Porém, o vapor de mercúrio continua na atmosfera por longos períodos o que faz com que seja distribuído globalmente. Tal fenômeno explica a capacidade que o mercúrio possui de ser achado em regiões que não apresentam fontes pontuais de contaminação (AMARO et al., 2014).

Figura 1: Ciclo biogeoquímico do mercúrio – adaptado de Morel et al., 1998.



Fonte: apud Miranda et al. (2007)

Após ser oxidado 60% do mercúrio atmosférico é depositado na superfície terrestre e 40% na água. A apresentação nos diferentes estados de oxidação (Hg^0 , Hg^{2+} e Hg_2^{2+}) é definida pelo potencial redox do meio e pela presença de compostos que são capazes de formar complexos com íon mercúrico (FARRIPAS, 2010).

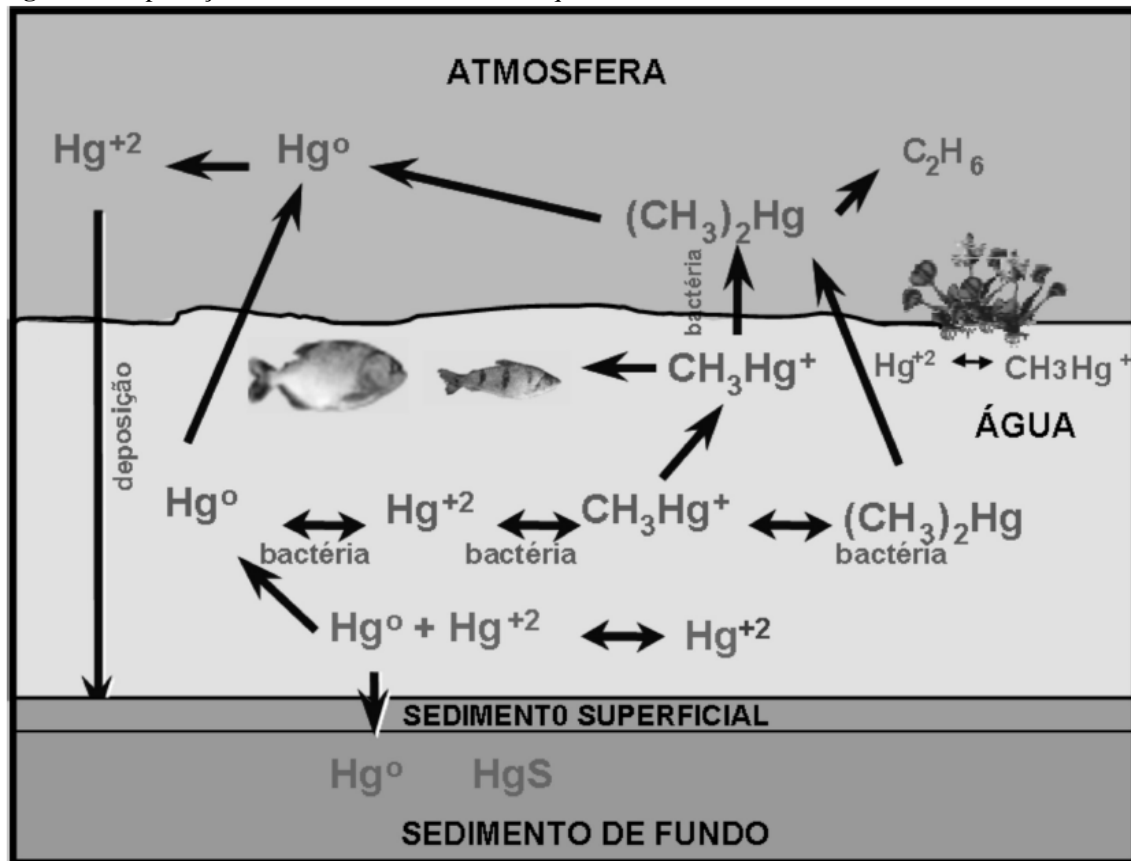
O transporte do mercúrio da atmosfera para a superfície da terra acontece através da precipitação de Hg^{2+} dissolvido. A adsorção em aerossóis também causa sua deposição. Uma vez que o Hg^0 é lentamente oxidado a Hg^{+2} , ele permanecerá por mais tempo na atmosfera, cerca de 1 ano, tempo necessário para que o mercúrio atmosférico seja distribuído por todo o planeta, antes de retornar à Terra, oceanos, lagos e gelo (MOREL et al., 1998).

No ambiente aquático, o mercúrio passa por conversão orgânica por meio de processo fotoquímico ou catalisado por bactérias redutoras de sulfato. O metal precisará primeiramente ser transportado pela membrana lipídica dos organismos unicelulares para então poder ser metilado pela ação microbiana, para em seguida adentrar cadeia alimentar via fitoplâncton ou bactérias. Assim a captação microbiológica é etapa primordial para o processo de metilação e posterior bioacumulação (MOREL et al., 1998).

O processo de metilação por micro-organismos envolve a adição de um grupamento metila ao Hg, alterando suas propriedades físico-químicas, conduzindo assim, seu acúmulo na cadeia alimentar.

Na Figura 2, está representada a distribuição das diversas espécies de mercúrio no ecossistema aquático. A natureza e as reações dessas espécies definem a solubilidade, mobilidade e toxicidade do Hg nos sistemas aquáticos, assim como o potencial de metilação (ULLRICH; TANTON; ABDRAASHITOVA, 2001).

Figura 2: Especiação do mercúrio em ambientes aquáticos.



Fonte: Adaptado de Miranda et al. (2007).

O mercúrio liberado para a atmosfera (fontes naturais ou antropogênicas) na forma de Hg^0 sofre oxidação na interface sólido-líquido (neblina, gotículas de chuva) e por meio de reações mediadas pelo ozônio e raios ultravioletas transformando-se em Hg^{2+} . Esta espécie mercurial retornará ao ambiente aquático e terrestre carregado pela água da chuva ou adsorvido a pequenas partículas. No ecossistema aquático, o Hg^{2+} é adsorvido principalmente na superfície do sedimento, ácido húmicos, material particulado e argilas por processos de coprecipitação e co-reação. Bactérias, incluindo as sulfato redutoras, transformam este Hg^{2+} em metilmercúrio (CH_3Hg^+) na interface água-sedimento. O CH_3Hg^+ é ligeiramente absorvido pelos organismos marinhos e deste modo será bioacumulado e biomagnificado ao longo da cadeia trófica. Portanto, os organismos de topo de cadeia apresentarão as maiores concentrações de HgT e $MeHg$. Em menor extensão, o CH_3Hg^+ será desmetilado a Hg^{2+} e em seguida reduzido à Hg^0 regressando a atmosfera (MOREL et al., 1998).

2.3 Ciclagem de mercúrio na Amazônia

O mercúrio foi introduzido no Brasil no final da década de 50, porém apenas nos anos 80 e 90 foram caracterizados pela utilização do mercúrio metálico com a finalidade da queima de amálgama de ouro na Amazônia, o que possibilitou, a extração do ouro granulométrico, disperso no sedimento de fundos em diversos corpos hídricos da região (WASHINGTON; MAXIMIANO, 2015).

Moraes (2011), considera o garimpo para a extração de ouro na região Amazônica como uma das principais causas da contaminação mercurial de bacias hidrográficas, afirmando ainda que os peixes podem ser afetados direta e indiretamente por este metal em decorrência de seu ciclo biogeoquímico.

A atividade de garimpagem na Amazônia ficou intensa no final da década de 1960 e início da década de 1970, período de construção das rodovias Transamazônica e Cuiabá-Santarém, como etapas das metas do Plano de Integração Nacional - PIN. A lavra garimpeira na Amazônia era excepcionalmente manual, até a metade da década de 1970, e se situava nas margens ou chapadas de rios e em aluviões ativos. Os equipamentos usados eram arcaicos como bateias, pás e picaretas, e os aparelhos eram manuais. No entanto a partir desse momento, iniciou-se o processo de mecanização nos garimpos utilizando-se maquinarias na execução dos trabalhos. O mercúrio era usado somente nas coletas das partículas de ouro. Nos rios Madeira e Tapajós, a garimpagem era executada diretamente no próprio leito ativo das drenagens, utilizando-se balsas e dragas, trazendo grandes prejuízos para o ecossistema aquático e intensificando o assoreamento dos rios (SÁ et al., 2006).

A mineração do ouro na Amazônia, nos últimos anos, tem se tornado uma forte fonte poluidora por emissão de mercúrio para a atmosfera. Nos garimpos, o ouro é produzido e comercializado, quase sempre, nos municípios de Itaituba e nas regiões que abrangem o rio Tapajós. Enormes quantidades de mercúrio são lançadas para a atmosfera da bacia amazônica, como resultado dessas atividades causando os enormes desastres ambientais e sociais (OLIVEIRA, 2015).

A garimpagem é tida como a principal atividade econômica da bacia do rio Tapajós. Os impactos ambientais presentes na lavra do ouro decorrem na remoção anual de, aproximadamente, 67 milhões de metros cúbicos de subsolo e na liberação de 12 toneladas de mercúrio que são liberados para a atmosfera, solos e rios (BEZERRA; VERÍSSIMO; UHL, 1998).

Porém, as altas concentrações de mercúrio achadas no ecossistema amazônico são atribuídas não só à mineração de ouro, como também à presença de solos com concentrações relativamente elevadas de mercúrio de origem natural, ao transporte atmosférico e à deposição de mercúrio de origem antrópica (LIMA, 2013).

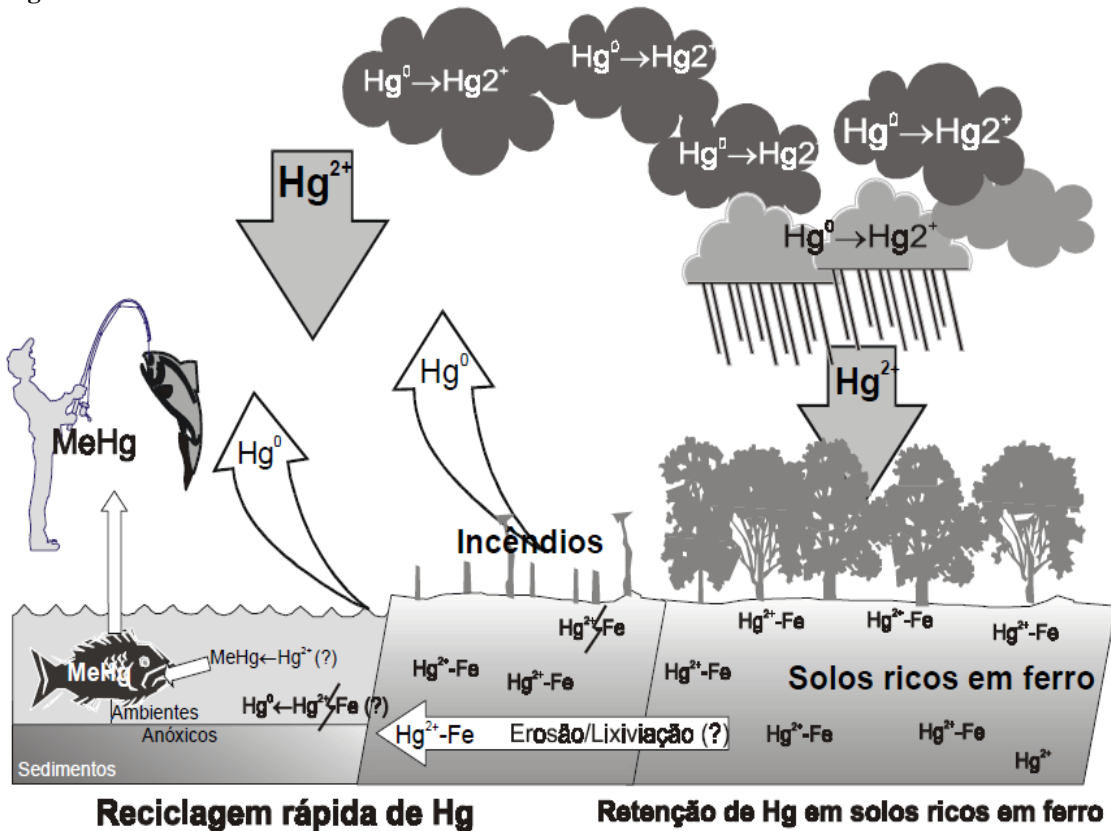
Incêndios florestais também contribuem para a emissão de mercúrio, visto que lançariam o mercúrio presente nos solos e na biomassa vegetal para a atmosfera, aumentando dessa forma as concentrações do mercúrio em ambientes menos sujeitos à queima, tal como os igarapés. Por conseguinte, é possível fazer um paralelo com o atual processo de queima de florestas pelo homem, aumentando assim o mecanismo de concentração de mercúrio em áreas inundáveis (LACERDA et al., 1999).

A natureza do mercúrio na Amazônia consiste na origem geológica (90% do mercúrio total presente nos solos), através do intemperismo de rochas. A associação entre o mercúrio e o ferro é verificável em praticamente toda a Amazônia e o mercúrio encontrado nos solos alcança os rios, apresentando facilidade de metilação e contaminação dos peixes (ROULET; LUCOTTE, 1995). Todavia nos ambientes amazônicos, a fonte de mercúrio mais discutida na maioria dos estudos, é a fonte antrópica, por causa dos seus efeitos causados nos ecossistemas, especialmente aquáticos (HACON, 1996).

Com base nesses conhecimentos, é possível observar o ciclo do mercúrio no ambiente amazônico (Figura 3), percebe-se que as concentrações de mercúrio nas águas devem ser baixas, por conta da baixa solubilidade do elemento. Já a parte atmosférica do ciclo de mercúrio deve possuir importância significativa em razão da baixa pressão de vapor do elemento. A figura mostra que o mercúrio deve ser volatilizado para a atmosfera como mercúrio metálico (Hg^0), sofre oxidação e retorna juntamente com a água da chuva na forma iônica (Hg^{+2}) (LACERDA et al., 1999).

Já os solos consistem em um sumidouro de mercúrio no qual a sua permanência é mais longa quando comparada com os outros ambientes, o que justifica dessa forma sua maior concentração. Nos sedimentos do fundo as concentrações de mercúrio são relativamente baixas, mostrando assim que o meio aquático não é uma via de transporte importante para esse elemento (LECHLER et al., 2000).

Figura 3: Ciclo do mercúrio na Amazônia.



Fonte: Adaptado de Wasserman, Hacon e Wasserman (2001).

2.4 Bioconcentração, a bioacumulação e a biomagnificação do mercúrio

Os metais difundidos no ambiente são transportados para os rios pelo escoamento de águas superficiais oriundas das chuvas, permanecendo no meio aquático em forma livre, ou iônica. Após sua inclusão no ambiente hídrico, este contamina os organismos através de cadeia biológica em sua configuração mais tóxica, o metilmercúrio (LIMA, 2013).

Desta forma, o metilmercúrio é a espécie que possui maior importância do ponto de vista ecotoxicológico, visto tratar-se de uma neurotoxina e por ter a capacidade de bioacumular e biomagnificar, desencadeando um risco à saúde humana. Essa capacidade se dá devido à sua maior lipossolubilidade. A alta toxicidade deste elemento ocorre pelo fato dele não sofrer degradação ambiental, implantando-se na cadeia alimentar aquática onde passa pelo processo de bioacumulação, sendo mais significativa e contundente nos organismos de topo da cadeia.

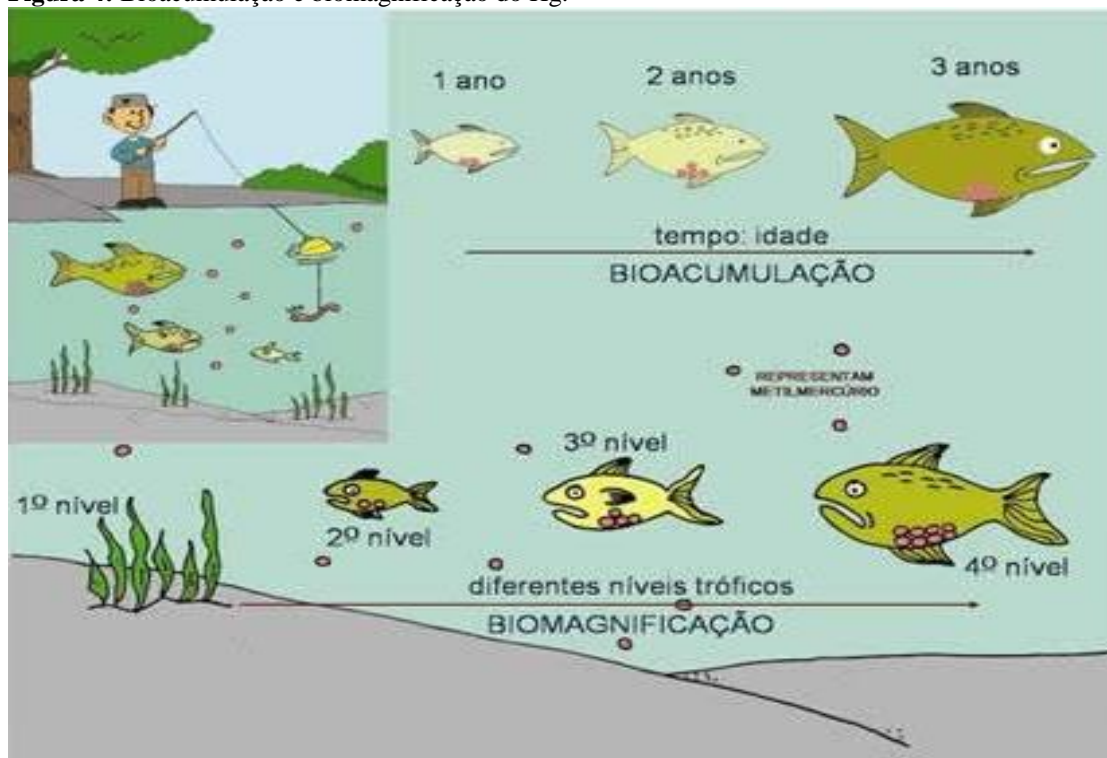
O processo acumulativo envolve a bioconcentração, a bioacumulação e a biomagnificação. A bioconcentração é o processo de absorção de substâncias químicas por meio das superfícies dérmicas e respiratórias, sendo que esta não apresenta ligação com a exposição alimentar ao contaminante. Além disso, esse processo ocorre quando as substâncias são absorvidas pelos organismos em concentrações mais elevadas do que o ambiente circundante (MORAES, 2011).

A bioacumulação ocorre a nível trófico e representa o aumento da concentração de uma substância nos tecidos ou órgãos dos organismos. O grau de bioacumulação de um poluente é influenciado por uma série de fatores que dependem do ecossistema. Ademais, inclui todas as rotas de exposição ao contaminante, inclusive a dieta alimentar (SOUZA; BASTISTA; BERNSTEIN, 2014).

O processo de biomagnificação consiste na transferência de metilmercúrio através dos níveis tróficos por ingestão direta dos alimentos contaminados, como sendo o modo de transferência de uma substância química xenobiótica, resultando normalmente em concentrações mais altas no organismo do que na fonte alimentar (MORAES, 2011).

Assim, a bioconcentração e a bioacumulação ocorrem dentro de um organismo, enquanto a biomagnificação (Figura 4) acontece entre os variados níveis tróficos da cadeia alimentar (SOUZA; BATISTA; BERNSTEIN, 2014).

Figura 4: Bioacumulação e biomagnificação do Hg.



Fonte: Adaptado de Rocha (2009).

Os processos biológicos que ocasionam a intoxicação nos peixes estão fortemente relacionados a ingestão e difusão, que acontecem respectivamente no trato digestivo e nas brânquias (WASHINGTON; MAXIMIANO, 2015).

Nos peixes, a intoxicação por metais causa uma série de distúrbios, variando entre diminuição das defesas imunológicas, baixa fertilidade e redução da taxa de crescimento, até patologias que podem induzir estes organismos a morte. Especificamente o Hg, em concentração alta causa mutações genéticas, distúrbios neurológicos e imunológicos, sangramento pelo corpo, assim como alterações bioquímicas (LIMA, 2013).

Em humanos, a ação do metilmercúrio é concentrada principalmente no sistema nervoso central, podendo causar redução do campo visual, distúrbios de mobilidade, dor nos nervos, deterioração mental, paralisia e até a morte. O metilmercúrio possui uma alta estabilidade e capacidade de penetração nas membranas dos seres vivos. Desta forma, a ingestão de alimentos contaminados, principalmente de peixes, leva a uma distribuição do metilmercúrio em todos os tecidos do organismo humano (BISINOTI; JARDIM, 2004).

Conforme Amorim (2012), por deter a capacidade de ficar por longos períodos em tecidos do organismo, especialmente em espécies aquáticas, o Hg pode ser achado em altas concentrações nos peixes, o que ressalta a urgência de se dar atenção aos riscos ambientais deste metal tóxico.

Desse modo o consumo de peixes é considerado a principal via de exposição do ser humano ao mercúrio (Hg), sobretudo para as populações que vivem às margens dos rios, onde o peixe é a importante e principal fonte de proteína (CASTILHOS; RODRIGUES, 2008).

No Brasil, os limites estabelecidos pela legislação em vigor para a ingestão segura de peixes são de 0,5 mg Hg kg⁻¹ para peixe não-predador e de 1,0 mg Hg kg⁻¹ para peixes piscívoros. Esta diferença nos valores de referência quanto às concentrações aceitas em peixes dá-se devido à posição trófica de uma determinada espécie que é fator fundamental na bioacumulação de Hg em músculos de peixes (SWEET; ZELIKOF, 2001).

Um estudo feito por Arrifano (2011), informa que apesar de algumas pesquisas indicarem que os níveis de contaminação por Hg estejam diminuindo em humanos, isso não ocorre no meio ambiente, especialmente em peixes da Região Amazônica, visto que, estes possuem um nível de Hg elevado, principalmente da espécie metilada por especiação química e que é avaliada como a mais tóxica aos seres humanos.

Esta propriedade pode acarretar exposição frequente ao Hg por via alimentar, levando em consideração os teores do metal encontrados em peixes, permitindo supor que no transcorrer do tempo essa conjuntura possa ainda se agravar (FARIAS, 2010).

2.5 O mercúrio e seus passivos sobre a saúde pública: a exposição

Quando em contato com o organismo humano, o mercúrio possui efeitos devastadores, podendo levar a morte. Ao penetrar no organismo o mercúrio se deposita nos tecidos causando lesões graves comprometendo alguns órgãos como rins, fígado e o sistema nervoso central (SOUZA; BARBOSA, 2000).

Conforme Olivares (2003), são sintomas oriundos da intoxicação por esse metal, lesões no sistema nervoso central, tal como: perda da coordenação motora; alteração da fala e do andar, com indicativos de tremores de extremidades; alterações no equilíbrio; diminuição do campo visual e cegueira. Síndrome neuropática, mudança de personalidade, delírio e danos mentais também foram relatados.

Os sintomas agudos por contaminação por mercúrio orgânico incluem: formigamento e adormecimento dos lábios, mãos e pés, dores em articulações, estreitamento da visão, dificuldade na audição e distúrbios emocionais. Intoxicações graves quase sempre apresentam sintomas irreversíveis e podem causar espasticidade, movimentos bruscos de braços, pernas, cabeça e ombros, lamentações, gritos e choros. Também podem causar vertigem, salivação excessiva, lacrimejamento, náuseas, vômitos, diarreia e constipação. Filhos de mães expostas a metilmercúrio têm apresentado retardo mental, paralisia cerebral e crises convulsivas (CDC, 1978).

Por conta de seu alto potencial toxicológico, o mercúrio foi demonstrado como elemento causador de alterações pós-natais, como atraso do desenvolvimento ou outras alterações neurológicas, nos filhos de mulheres expostas ao mercúrio durante a gravidez, podendo causar também alterações cromossômicas (ZENDRON, 2015).

O metilmercúrio, principal fonte de mercúrio orgânico, é um potencial contaminante e possui efeito neurotóxico. O efeito neurotóxico do mercúrio ocorre por sua habilidade de circular com facilidade pelo organismo e devido à sua lipossolubilidade, que lhe auxilia a atravessar a barreira hematoencefálica, acumulando-se, assim, no tecido nervoso e provocando danos (LIMA; COLON; SOUZA, 2009).

Aproximadamente 80% do vapor de mercúrio metálico inalado é absorvido e pode atravessar a barreira hematoencefálica e atingir a placenta. Este metal possui a capacidade de desnaturar proteínas, inativar enzimas e paralisar o transporte de membrana (BERLIN; ZALUPS; FOWLER, 2014).

Segundo Crespo-López et al., (2021) o estresse oxidativo (dano no DNA devido à ação de radicais livres gerados pelo metal) é um dos mecanismos moleculares que poderiam explicar as consequências genotóxicas do mercúrio. Os Radicais livres são substâncias químicas extremamente reativas que possuem a capacidade de causar dano ao DNA e, conseqüentemente, levar a um possível processo carcinogênico. Um outro mecanismo seria a influência do mercúrio na rede de microtúbulos, que pode induzir a um desarranjo na distribuição cromossômica durante o processo de divisão celular, a mitose. Outro evento citado pelo autor, seria a ação danosa do mercúrio nos mecanismos de reparo do DNA; esse mecanismo atua na defesa e proteção da integridade das informações do genoma. E um sistema de defesa deficiente poderia levar a um processo carcinogênico.

Um episódio conhecidíssimo de contaminação por mercúrio é o caso de Minamata, situação na qual foram observadas graves alterações do desenvolvimento mental e motor em todos os casos de envenenamento fetal pelo MeHg. Foram evidenciados transtornos na mastigação, deglutição, fala, marcha, coordenação motora e presença de movimentos involuntários. A alteração mental tinha uma relação estreita com distúrbio motor (EKINO et al., 2007).

2.6 Segurança alimentar

Os peixes são considerados excelentes indicadores da contaminação aquática por metais pesados, visto ocuparem diferentes níveis tróficos e apresentarem idades e tamanhos distintos (BURGER et al., 2002). Desta forma diversos órgãos sanitários a âmbito mundial têm estabelecido limites máximos toleráveis de Hg em pescados voltados para o consumo humano (Tabela 1).

Tabela 1 - Nível máximo tolerável de Hg em peixes segundo distintas instituições.

Instituições	Tipos de pescado	Concentração máxima permitida em pescados
FAO/WHO CODEX (2009)	Peixes não-predadores	0,5 µg/kg MeHg
	Peixes predadores	1,0 µg/kg MeHg
Estados Unidos FDA (2011)	Peixes	1,0 µg/kg MeHg
Japão - JETRO (2011)	Pescados	0,4 µg/kg Hg total
		0,3 µg/kg MeHg

União Européia EC (2006)	Produtos de pesca com algumas exceções	0,5 µg/kg Hg total
	Espécies predadoras	1,0 µg/kg Hg total
Brasil ANVISA (2013)	Espécie de pescado não- predadora	0,5 µg/kg Hg total
	Espécies predadoras	1,0 µg/kg Hg total

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Conforme a tabela 1, a Comissão do Codex Alimentarius adotou uma recomendação sobre os valores de referência de metilmercúrio de 0,5 µg/Kg em peixes não-predatórios e 1,0 µg/Kg em peixes predadores. O FDA (Food and Drug Administration) dos EUA estabeleceu um nível de 1,0 µg/Kg de metilmercúrio em peixes. A Comunidade Europeia permite 0,5 µg/Kg de mercúrio total nos produtos de pesca (com algumas exceções). O Japão permite até 0,4 µg/Kg de mercúrio total (ou 0,3 µg/Kg metilmercúrio) em pescados.

As concentrações no alimento são importantes, porém a frequência de consumo deste também é fator primordial ser avaliado. Pois, populações com distintas culturas e hábitos, farão diferentes consumo de peixe, apresentando maior ou menor acumulação. Dessa forma, uma população que tenha alto consumo de peixe deveria ter os limites máximos reduzidos. Ao mesmo tempo que, mesmo dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, uma população com alto consumo poderá apresentar uma alta taxa de acúmulo de Hg no organismo.

O Amazonas, por exemplo, é o estado brasileiro que consome uma maior quantidade de peixe por ano. Uma pessoa chega a ingerir aproximadamente 155 g de peixe por dia. Ao ano, o consumo individual neste estado chega a 55 kg de pescado, enquanto a média do Brasil é de 7kg (JESUS et al., 2007).

Nesse contexto é importante falar a respeito da Segurança Alimentar que é definida como a garantia do indivíduo ao acesso físico e econômico a alimentos em quantidades suficientes, sendo estes seguros e que atenda às demandas nutricionais mantendo uma vida ativa e saudável. E que apresenta três aspectos principais: qualidade, quantidade e regularidade no acesso aos alimentos (FAO/WHO, 2008).

Assim, fator essencial para a avaliação de risco à saúde humana é a ingestão alimentar por ser fonte de exposição a contaminantes para a população, representa um componente fundamental na avaliação de risco à saúde humana. Pois a presença em excesso de substâncias tóxicas no alimento pode afetar a integridade da saúde do consumidor, tornando o alimento inseguro (SADHRA; WHEATLEY; CROSS, 2007).

Diversos órgãos reguladores têm estabelecido um limite de ingestão seguro de Hg. O JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives), por exemplo, que se trata do Comitê Científico Internacional de Especialistas em Aditivos Alimentares pela FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) e pela OMS (World Health Organization), propôs um limite de ingestão semanal tolerável provisória (PTWI) para o MeHg de 1,6 µg/kg de peso corpóreo. Foi estabelecido também pelo JECFA o PTWI para o Hg inorgânico em 4 µg/kg de peso corporal, sendo este valor também aplicável a exposição alimentar para o Hg total (FAO/WHO, 2004, 2015).

Já a União Europeia, a EFSA (European Food Safety Authority) considerou como adequado o PTWI de 1,3 µg/kg de peso corporal, recomendando de 3-4 porções e 1-2 porções semanais de peixes para adultos e crianças, respectivamente, a fim de reduzir o risco de doenças cardiovasculares e a melhoria do neurodesenvolvimento (EFSA, 2015).

Nos Estados Unidos, a US EPA faz uso de uma dose de referência para a exposição oral crônica (RfD) de 0,1 µg/kg/dia de MeHg. Este valor é fundamentado na hipótese de que há limiares para certos efeitos tóxicos. Este limite foi revisto pela última vez em 2001 e corresponde a um PTWI de 0,7 µg/kg/semana (USEPA, 2002)

A PTWI corresponde a quantidade de uma substância que pode ser consumida semanalmente durante uma vida inteira sem risco considerável à saúde, é utilizado para contaminantes alimentares, como por exemplo os metais com propriedades cumulativas (WHO/UNEP, 2008).

A dose de referência diária – RfD e a concentração de referência – RfC é uma estimativa de uma exposição diária da população humana que é provável que seja sem risco considerável de efeitos deletérios, não cancerosos durante toda a vida. Não trata-se de uma estimativa direta de risco, mas sim um ponto de referência para avaliar os efeitos potenciais (OPAS, 2011).

A esse respeito Passos e Mergler (2008), realizaram uma revisão para conhecer a exposição ao mercúrio e os efeitos nocivos desse elemento químico à saúde humana na região Amazônia Brasileira. Seus resultados mostraram que a ingestão de MeHg por meio do consumo de peixes foi cerca de 1,5 µg/kg/dia, o que representa 15 vezes o valor recomendado pela US EPA (0,1 µg/kg/dia) e 6,5 vezes o valor indicado pelo JECFA (0,23 µg/kg/dia).

3 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Desenho do estudo

Esta pesquisa é uma revisão bibliográfica sistemática a partir do levantamento de dados e informações em diferentes bases de dados eletrônicas científicas para o período de 1997 a 2021, realizada por meio de descritores relacionados aos resíduos de mercúrio em peixes comerciais consumidos na Pan-Amazônia. Além de se caracterizar em um estudo observacional, descritivo e de delineamento transversal ao se tratar da quantificação do consumo de peixe por populações residentes da Pan-Amazônia.

3.2 Área de estudo

A pesquisa inclui dados de pesquisas oriundas da Pan-Amazônia. A Pan-Amazônia localiza-se a maior floresta tropical bem como a maior bacia hidrográfica do mundo, abrange 7,8 milhões de quilômetros quadrados distribuídos entre nove países: Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, França/ Guiana Francesa, Guiana, Peru, Suriname e Venezuela, sendo um deles pertencente a outro continente. Os números mostram que sua área é equivalente a 60% da superfície da América Latina e que o Brasil é o detentor da maior parte desse majestoso e rico território, possuindo 67,8% da área total. A respeito da dimensão territorial da Amazônia brasileira, também chamada de Amazônia Legal, esta detém 59% do território brasileiro e detém 11.300 km de fronteiras com sete países vizinhos, quais sejam: Bolívia, Colômbia, Guiana, Guiana Francesa (França), Peru, Suriname e Venezuela. Além disso, são cerca de 25.000 km de vias navegáveis dentro de nove estados da República Federativa do Brasil, ou seja, os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e uma considerável parte do Tocantins (PENNA FILHO, 2013).

Figura 5: Pan-Amazônia.



Fonte: Synod (2020).

3.3 Base de dados

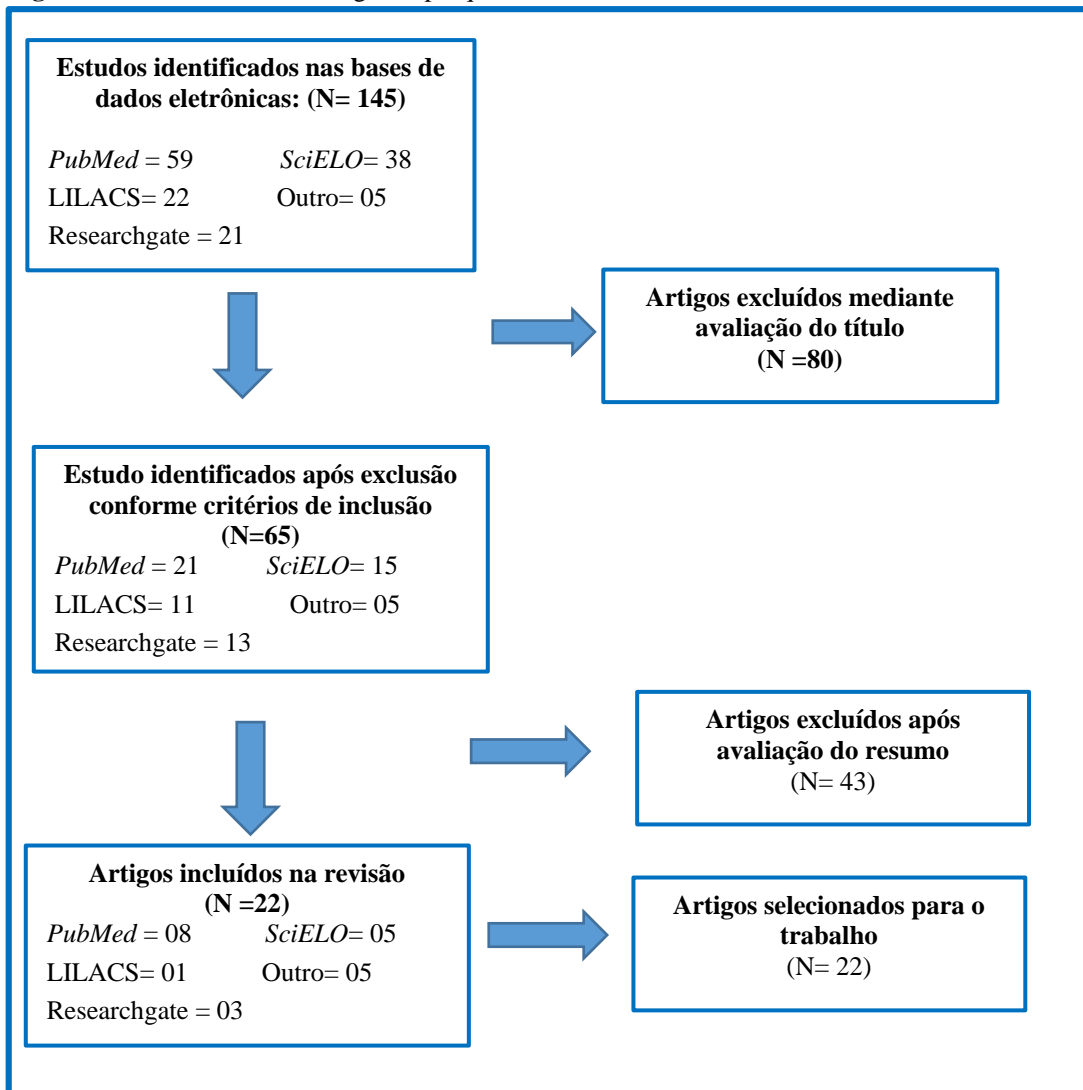
A pesquisa bibliográfica se deu a partir de: portais de busca científica como o **PubMed** (*Medical Literature Analysis and Retrieval System Online*), **MEDLINE**; **SciELO** (*Scientific Electronic Library Online*, ou Biblioteca Eletrônica Científica Online); **LILACS** (Literatura Latino-americana e do Caribe em Ciências da Saúde) e **Periódicos CAPES**. Também foram recolhidas informações de base cinza, como artigos publicados em revistas sem corpo editorial, dissertações e teses, manuais, guias, *reports* entre outros. Resumos ou quaisquer outros documentos com menos de duas páginas, assim como, documentos sem os nomes dos autores ou das instituições, não foram utilizados.

3.4 Escolha e tratamento dos dados

O conjunto das informações selecionadas nos textos foram organizadas em tabelas com o intuito de facilitar a análise dos resultados. Foram usados como critério de inclusão, artigos do tipo original, publicados em periódicos internacionais e nacionais, nos idiomas inglês e português, no período de 1997 a 2021.

Deste modo foram selecionadas um total de 22 pesquisas realizadas na Pan-Amazônia, que se enquadraram nos critérios estabelecidos na metodologia da pesquisa, sendo observada de forma resumida na Figura 6.

Figura 6: Critérios da metodologia da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).
Outro = corresponde as dissertações.

Neste estudo assumiu-se que 100% do mercúrio total é metilmercúrio, considerando que o mercúrio total é constituído de 98% de metilmercúrio. A análise estatística dos resultados decorreu de análises descritivas considerando a média e o desvio padrão dos dados observados.

3.5 Descritores

As buscas foram realizadas através da utilização de descritores, na língua portuguesa e inglesa tendo como referência os termos contidos nos títulos ou nas palavras chaves e resumos dos estudos, tais como: **Mercúrio e peixes comerciais; Mercúrio e Pan-Amazônia; Mercúrio e a Amazônia brasileira; Mercury and commercialized fish; Mercury and Brazilian Amazon.** Enfim, os dados encontrados foram filtrados, organizados e analisados de modo a apresentar uma perspectiva histórica sobre os níveis de concentração de mercúrio nos peixes comerciais oriundos da Pan-Amazônia nas últimas duas décadas.

3.6 Cálculo de ingestão diária aceitável e quociente de risco

Para avaliar os riscos à saúde da exposição total ao mercúrio foi criado um cenário médio dos hábitos alimentares das populações estudadas. A concentração total de mercúrio das espécies de peixes (I), média de ingestão de pescado pela população (II) frequência da ingestão de peixes (III) quantidade de refeições diárias, (IV) alimentação de peixes semanal (V). Procedimento para poder ser obtida a Estimativa de Ingestão Diária (EDI), para determinar o consumo diário de Hg (FAO/WHO, 2008). O consumo médio diário de peixe foi baseado em 22 estudos (Tabela 3) que avaliaram as espécies, e o consumo, bem como a concentração de Hg presente em cada espécie consumida pelas populações dos trabalhos avaliados. A Dose de Exposição Potencial Dpot ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$) foi calculado de acordo com a Equação (1) (USEPA, 2002).

Para avaliar os riscos à saúde da exposição total ao mercúrio, foi considerado os dados contidos no Tabela 3. Em relação a quantidade de peixes consumido per capita e Estimativa de Ingestão Diária (IDE), sendo a dose de exposição potencial ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$) foi calculada de acordo com a Equação (1) (USEPA, 2002):

$$D_{pot} = C \frac{IR * EF * ED}{BW}$$

Equação 1

Onde Dpot é a dose potencial de ingestão de mercúrio ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$); C é a concentração total de mercúrio das espécies de peixes ($\mu\text{g}/\text{g}$); IR é a taxa de ingestão de peixe ($\text{kg}/\text{refeição}$); FE é a frequência de exposição (refeições/dia); ED é a duração da exposição (dia, semana) e BW é o peso corporal (kg). O consumo per capita utilizado foi de 243 g/dia no estado do Pará de acordo com trabalho de Hacon et al. (2020).

A razão de risco foi calculada como a razão entre a dose de ingestão potencial e a dose de referência usando a equação do quociente de risco (Equação (2)):

$$QR = D_{pot}/RfD$$

Equação 2

Onde QR é o quociente de risco; Dpot é a dose potencial de ingestão de mercúrio ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$); e RfD é a dose de referência ($1,6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{semana}$ ou $0,23 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$) de Hg que pode ser consumida semanalmente ao longo da vida sem risco apreciável para a saúde segundo FAO/WHO (2008). Um $QR < 1$ indica uma baixa probabilidade de efeitos adversos à saúde, enquanto $QR > 1$ indica a possibilidade de efeitos adversos não carcinogênicos.

3.7 Aspectos éticos

Este estudo prioriza totalmente as questões éticas, isto pois, a pesquisa somente possui sentido quando está a serviço da vida e do homem, ou seja, quando o direito humano e seus valores estão acima dos interesses da Ciência. Além disso, através das informações (obtidas através de bases dados secundárias) compiladas ao longo da década avaliada nesse estudo, será possível estabelecer sugestões e diretrizes que visem melhorias para a saúde da população suscetível.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Artigos que quantificaram o consumo de peixes na Pan-Amazônia.

A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) recomenda a ingestão de pescados e derivados por pelo menos duas vezes por semana, em face de sua alta capacidade de manter, promover e resgatar a saúde dos que consomem. O Brasil obteve média de consumo anual per capita de pescado em torno de 10 kg/per capita, em 2018, dado considerado baixo em relação à quantidade, recomendada pela FAO, para o consumo de 12 kg/per capita (LOPES; OLIVEIRA; RAMOS, 2016).

Na particularidade amazônica, entretanto, não há grande preocupação com a ingestão contínua de peixes, a exemplo, o Estado do Pará – que por possuir uma abundância de peixes e uma forte valorização cultural desse alimento herdada dos povos indígenas – é um dos estados que mais consome pescados no Brasil, sendo um gênero alimentício marcante no cotidiano local (LOPES; OLIVEIRA; RAMOS, 2016).

A respeito do consumo de peixes por comunidades da bacia Amazônica, diversos estudos utilizaram diferentes metodologias para a coleta de informações, tais como – quantificar conforme o consumo domiciliar (CERDEIRA; RUFFINO; ISAAC, 1997; BOISCHIO; HENSHEL, 2000; OLIVEIRA et al., 2010), consumo individuais (HACON, 1996; YOKOO et al., 2001; PASSOS et al., 2008) medidas de consumo a partir da concentração de mercúrio no cabelo (DOREA et al., 2003, 2005), entre outros critérios aplicados (sexo, faixa etária, entre outros). A tabela 2 reúne a síntese de 23 artigos que investigaram o consumo de peixe na Amazônia legal e internacional, abrangendo os anos de 1997 a 2021.

Tabela 2 - Lista de artigos que quantificaram o consumo de peixes na Pan-Amazônia.

REFERÊNCIA	LOCAL	ANO	POPULAÇÃO	N	Consumo (g/Dia; Refeições/Semana; Comer Diário; µg/g)	
					MÉDIA (SD)	MIN- MAX
Cerdeira et al. (1997)	Monte Alegre/PA	1993–1995	FAMÍLIA	35	369 g/ dia	
Hacon et al. (1997)	Alta Floresta/MT	2000–2002	Todas as idades	251		3–180
Boischio e Henshel (2000)	Rio Madeira/RO	1991 e 1993	Todas as idades	607	243 (135) g/dia	100–300

Yokoo et al. (2001)	Rio Cuiabá/MT	1995–1996	>12	153	110.4 (152.5) g/dia	20–372
Fréry et al. (2001)	Rio Maroni, Comunidade Wayana Guiana Francesa	1997	Geral	165	262 g/dia	
Dorea et al. (2003)	Rio Negro/AM	1998–1999	Mulheres (15-45)	31	170.5 g/dia	23–293
Dorea et al. (2005)	Área indígena/PA		Munduruku	249	30.0 (16.6) g/dia	
			Kayabi	47	110.4 (60.6)g/ dia	
Passos et al. (2008)	Rio Tapajós/PA	2003	Mulheres > 15	121	124 (65) g/ dia	
			Homens > 15	135	189.7 (105.5) g/ dia	
Oliveira et al., 2010	Lago Puruzinho/PA	2005–2006	Todas idades	120	406 (204.1) g/ dia	
Benefice, Luna-Monrroy e Lopez-Rodriguez (2010)	Rio Beni, Amazônia Boliviana	2010	Mulheres	33	1 refeição/ diária	
				106	1 refeição/semana	
				34	> 1 refeição/semana	
Isaac et al. (2011)	Baixo Rio Amazonas Rio Trombetas Rio Purus	2006–2008	Família	85	416.39 (209.12)	
				183	490 (240.69)	
				54	469 (207.72)	
Hacon et al. (2014)	Rio Madeira, Lago Curiã, Porto Velho	2009 -2011	Geral		5.8%–57.7% consumo diário	
Mertens et al. (2015)	Comunidade de Brasília Legal e Tapajós/PA.	2004	Mulheres	46	4.9 refeição/semana	
			Homens	22	6 refeição/semana	
Faial et al. (2015)	Rio Tapajós - Comunidade de Bareiras		HOMENS		Refeição/semana	
			(0-15)	28	15 ± 0	
			(16-60)	21	20 ± 1	
			(50-60)	55	20± 0	
			MULHERES		Refeição/semana	
			(0-15)	26	14 ± 0	
			(16-60)	40	20 ± 0	
			(50-60)	17	20 ± 0	
Mourão (2016)	Rio madeira - RO	2015	Geral	51	34.29 g/dia	7.1–330
			Jovens	23	21.4 g/dia	7.1–180
			Mulheres	12	34.3 g/dia	10–328.6
			Adultos (15-49)	28	51.1 g/dia	10–330

Doria et al. (2016)	Rio madeira - RO	2009–2010	Geral	132	440 g/dia	270–460
				1	Nenhum consumo	
Milhomem Filho (2016)	Imperatriz, MA (Rio Tocantins)			5	< 2 refeições/semana	
		2016	FAMÍLIAS	20	02-04 refeição/semana	
				33	> 4 refeições/semana	
Arrifano et al. (2018)	Barragem de Tucuruí - PA		HOMENS (18-70 anos)	18	7 refeição/semana	
		2018	MULHERES (18-70 anos)	19	7 refeição/semana	
Costa Junior et al. (2018)	Rio Tapajós - São Luiz do Tapajós / Barreiras.	2013	Adultos (18-60 anos)	14	02-04 refeição/semana	
			Adultos (18-60 anos)	41	> 4 refeição/semana	
	Rio Tapajós - São Luiz do Tapajós / Barreiras.	2014	Adultos (18-60 anos)	3	02-04 refeição/semana	
			Adultos (18-60 anos)	65	> 4 refeição/semana	
Silva (2020)	Região do Alto Solimões -AM (BRASIL/ PERU/ COLÔMBIA)		GERAL		612 Refeição/semana	
Feingold et al. (2020)	Sul da Amazônia Peruana		Nunca	22	0.38 µg/g	
			Mensal	322	1.46 µg/g	
			Semanalmente	301	1.80 µg/g	
			Diário	75	2.76 µg/g	
Hacon et al. (2020)	Rios: Cassiporé; Amapá Grande; Oiapoque; Araguari; Amapari - AP		INTERIOR Criança (5-16)		Cenário atual 7.5 µg/kg/dia	
			INTERIOR Homens e mulheres (17-75)		Cenário crítico 11 µg/kg/dia	
			INTERIOR Mulher em idade fértil (16–49)		Cenário atual 1.8 µg/kg/dia	
			COSTEIRA Criança (5-16)		Cenário crítico 7.7 µg/kg/dia	
					Cenário atual 6.8 µg/kg/dia	
					Cenário crítico 6.9 µg/kg/dia	
					Cenário atual	

			COSTEIRA Homens e mulheres (17-75)	0.5 µg/kg/dia Cenário crítico 6.0 µg/kg/dia
				Cenário atual
			COSTEIRA Mulher em idade fértil (16-49)	0.08 µg/kg/dia Cenário crítico 4.7 µg/kg/dia
			HOMENS	Refeição/semana 1517.2 g
			Adultos 58	Refeição/ diária 216.75 g
			MULHERES	Refeição/semana 1180.1 g
			Idade fértil 53	Refeição/ diária 168.58 g
Vasconcelos et al. (2021)	Itaituba - Trairão.	2019	CRIANÇAS	Refeição/semana 505.7 g
			5-12 anos 24	Refeição/ diária 72.25 g
			CRIANÇAS	Refeição/semana 168.6 g
			2-5 anos 42	Refeição/ diária 24.08 g
			Vila Lago Puruzinho	Refeição/semana
			Adulto 19	4.5 ± 1.8 (0-7)
			Adolescente (>10-19) 13	3.3 ± 1.9 (0-7)
			Criança (>5-10) 13	3.0 ± 1.9 (0-7)
			Criança (0-5) 3	2.6 ± 2.0 (1-5)
			Vila São Sebastião do Tapurú	Refeição/semana
			Adulto 19	6.2 ± 1.8 (1-7)
			Adolescente (>10-19) 37	5.2 ± 2.1 (0-7)
			Criança (>5-10) 13	5.9 ± 1.4 (3-7)
			Criança (0-5) 13	5.4 ± 2.4 (1-7)

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Os estudos mais antigos, como: Cerdeira et al. (1997), Hacon et al., (1997); Boischio e Henshel (2000); Yokoo et al. (2001); Dorea et al. 2003, 2005, Passos et al., 2008 e Oliveira et al. (2010) registraram respectivamente os seguintes valores médios de consumo de peixes em

gramas: 369g/dia em famílias (Monte Alegre/PA); 3-180 g/dia em população maior de 5 anos, (Alta Floresta/MT); 243 g/dia (Rio Madeira/RO); 110,4 g/dia em população acima de 12 anos (Rio Cuiabá/MT); 170,5 g/dia em mulheres em idade reprodutiva (Rio Negro/AM); 30-110,4 g/dia (Área indígena/PA); 124 g/dia em mulheres e 190 g/dia em homens (Rio Tapajós/PA) e por fim 406 g/dia (Lago Puruzinho/PA).

Milhomem Filho et al. (2016), avaliou os níveis de exposição medindo a concentração de mercúrio conforme o número de refeições semanais de peixes, e não houve diferença significativa, entre os grupos com menos e mais refeições semanais de peixes, indicando que a população do baixo Tocantins está consumindo peixes com baixos teores de mercúrio. Então, por mais que as populações ribeirinhas da Amazônia possuam o hábito alimentar de consumir peixes da região, os níveis de exposição mudam conforme a área geográfica. Por exemplo, em áreas impactadas pelo mercúrio de atividades garimpeiras de ouro, como ocorre na bacia do Rio Tapajós e do Madeira, os níveis de exposição humana ao mercúrio são mais elevados do que em áreas não impactadas como no baixo Tocantins.

Com relação à frequência de consumo, no Brasil, o limite máximo permitido pelo Ministério da Saúde para a ingestão do alimento é de 400 g de peixe com concentração de 0,5 µg/g de mercúrio consumido por adultos semanalmente. Observa-se, dessa forma, que a população estudada representa um grupo com elevada ingestão de peixe, porém com baixos níveis de exposição ao mercúrio e, portanto, menor risco para danos decorrentes da ingestão de metilmercúrio através da dieta.

Maior parte das pesquisas realizadas sobre a exposição humana a mercúrio na bacia do rio Tapajós são recentes, produto dos últimos vinte anos. Apesar do número de estudos que envolvem populações humanas ser reduzido, nas últimas décadas essa realidade vem se alterando, em virtude da crescente preocupação dos efeitos deletérios de mercúrio em populações que vivem em áreas contaminadas.

Vasconcelos et al., (2021) conduziu sua pesquisa na Terra Indígena Sawré Muybu (também conhecida como Pimental), onde vive uma parcela da população indígena Munduruku. Essa terra indígena fica nos municípios de Itaituba e Trairão, no estado do Pará, Brasil. Através da aplicação de um questionário, constatou que 96% das famílias consomem pescado regularmente três vezes por semana. As estimativas de ingestão de Hg apontaram que a ingestão diária do metilmercúrio excede a referência da EPA dos EUA (USEPA, 2000) dose de 3 a 25 vezes, e até 11 vezes conforme a FAO/WHO (2008) da recomendação de dose diária. Esses resultados indicam que, atualmente, o consumo de pescado não é seguro para esta população

Munduruku. Deste modo, esse cenário se mostra perigoso e ameaça a sobrevivência desta população, sua segurança alimentar e sua cultura.

Mendes (2021), realizou sua pesquisa em duas comunidades situadas no Rio Madeira (Bacia Amazônica), que têm sido bastante impactado por atividades relacionadas à produção artesanal e de pequena escala mineração de ouro, desmatamento e queima (para madeira, agricultura e projetos de hidrelétricas) e todas essas atividades colaboram para a liberação ambiental de mercúrio (Hg) e a ciclagem no ecossistema Amazônico. E a taxa de consumo de peixe nas duas comunidades variou de 94,5 g a 212,3 g diário.

O rio Madeira é um importante afluente do rio Amazonas correndo das cabeceiras dos Andes (Peru e Bolívia) através da Floresta Amazônica, apresentando uma extensão de aproximadamente de 1700 km. Sua bacia perpassa cerca de 23% da Amazônia brasileira (LATRUBESSE; FRANZINELLI, 2005).

Hacon et al., (2020) constatou dose potencial de THg dos três grupos estava acima da dose de referência aceitável de 1,6 g/kg/semana ou 0,23 g/kg/dia pela FAO/WHO (2008). Em ambos os lugares, Zona interior e Zona costeira, a dose potencial de THg apresentou altos riscos de efeitos adversos à saúde em todos os grupos, independentemente da localização. A exceção foi para as mulheres em idade fértil na zona costeira (0,08 g/kg/dia). Os resultados de Hacon et al., (2020) apontam para os elevados riscos para a saúde associados ao consumo de peixes na área de estudo.

Na Amazônia da Guiana Francesa, Frery et al.(2001) realizaram um estudo que apontou 57% dos 235 habitantes da comunidade Wayána com teores de mercúrio no cabelo acima de 10,0µg/g e 270 amostras de peixes da região apresentaram teores de mercúrio total em músculos de até 1,62mg/kg. Os autores concluíram que a exposição ao mercúrio nesta população estava relacionada com o elevado consumo de peixes.

Já em Madre de Dios, no Peru, a exposição ao Hg é prevalente. É uma situação que demanda atenção para a saúde pública em áreas como a jusante da ASGM e em áreas de atividades de desmatamento. O acompanhamento de crianças e mulheres em idade fértil idade para níveis elevados de Hg é essencial para avaliar os potenciais impactos no desenvolvimento cognitivo de doenças crônicas (FEINGOLD, 2019).

4.2 A concentração de mercúrio em peixes comerciais na Pan- Amazônia

Os dados apresentados na Tabela 3, mostram que a concentração de mercúrio total e de seu metabólito metilmercúrio aumentaram ao longo dos anos nos peixes carnívoros e que o mesmo não foi verificado nos peixes não carnívoros, o que evidencia o fenômeno da biomagnificação do mercúrio ao longo da cadeia alimentar aquática, na Pan-Amazônia. Trabalhos como de Brabo et al. (2000); Faial et al. (2005); Faial (2015); Kehrig et al. (2008); Oliveira et al. (2008), entre outros reforçam essa observação.

Por outro lado, o nível de concentração de mercúrio aparentemente aumentou ao longo do período avaliado neste trabalho, sendo possível inferir, por exemplo, que espécies piscívoras da região do rio Tapajós possam estar contaminadas com níveis de metilmercúrio acima do limite de tolerância ($0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$) preconizado pela Organização Mundial da Saúde. A literatura utilizada neste estudo aponta para o aumento das concentrações de mercúrio total e, por conseguinte de metilmercúrio na bacia hidrográfica do rio Tapajós.

Em contrapartida Teodoro (2006) verificou em uma miscelânea de espécies de peixes amostrados no mercado do Ver-o-Peso (Belém –PA) concentrações de Hg total em peixes carnívoros e não carnívoros abaixo dos limites preconizados pela legislação brasileira. Apenas a espécie *Arapaima gigas* (pirarucu) apresentou um valor da concentração de Hg total superior ao limite de referência ($1,0 \mu\text{g/g}^{-1}$) recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA).

Arrifano (2011), verificou comparativamente que as espécies de peixes carnívoros do Tapajós apresentaram níveis de metilmercúrio maiores do que os níveis encontrados nos pescados coletados na região de Belém. A exceção ocorreu com representante do gênero *Cichla*, o Tucunaré, em que não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de MeHg nos exemplares dessa espécie coletados nas duas regiões (Itaituba e Belém).

Tabela 3: Concentrações de mercúrio em peixes comerciais provenientes da Pan- Amazônia, conforme levantamento realizado na literatura.

REFERÊNCIA	N	ESPÉCIE	NOME POPULAR	HÁBITO ALIMENTAR	Hg TOTAL µgHg/g ; mg.kg-1	DESVIO PADRÃO	Me Hg	DESVIO PADRÃO
Malm et al. (1997) Rio Madeira/RO	284			Carnívoro	0,854 µg/g-1	0,854		41
	3	<i>Pinirampus pinirampu</i>	Barbado	Carnívoro	0,349-0,474 µg/g-1	0,412		
	1	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Surubim	Carnívoro	0	0		
	7	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	Carnívoro	0,160-0,546 µg/g-1	0,353		
Brabo et al. (1999) Jacareacanga/PA – Rio Tapajós. (O Posto Indígena Sai Cinza)	17	<i>Cichla ocellaris</i>	Tucunaré	Carnívoro	0,173-0,338 µg/g-1	0,256		
	3	<i>Serrasalmus</i> sp.	Piranha	Carnívoro	0,065-0,450 µg/g-1	0,258		
	1	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Aruanã	Carnívoro	0	0,000		
	18	<i>Satanoperca</i>	Caratinga	Onívoro	0,067-0,198 µg/g-1	0,133		
	22	<i>Semaprochilodus brama</i>	Jaraqui	Herbívoro	0,074-0,201 µg/g-1	0,138		
	2	<i>Leporinus</i> sp.	Aracu	Herbívoro	0,097-0,120 µg/g-1	0,109		
	1	<i>Pimelodus omatus</i>	Mandiá	Onívoro	0	0,000		
	3	<i>Leiaurius marmoratus</i>	Jandiá	Onívoro	0,051-0,130 µg/g-1	0,091		
	2	<i>Mylossoma</i> sp.	Pacu	Herbívoro	0,026-0,057 µg/g-1	0,042		
	5	<i>Hydrolicus</i> sp.	Cachorro	Pscívoro	0,989 µg/g-1	0,989		
	1	<i>Brycon</i> sp.	Lorona	Onívoro	0,034 µg/g-1	0,034		
	5	<i>Prochilodus nigricans</i>	Sabalo	bentófagos	0,078 µg/g-1	0,078		
	3	<i>Piaractus brachypomum</i>	Pacu	Herbívoro	0,094 µg/g-1	0,094		
	6	<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	Herbívoro	0,094 µg/g-1	0,094		
	1	<i>Mylossoma duriventre</i>	Jatara	Herbívoro	0,086 µg/g-1	0,086		
	2	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Palometa	Pscívoro	1,219 µg/g-1	1,219		
Maurice-Bourgoina et al. (2000) Rio Beni - Bolívia	1	<i>Hemicetopsis</i> sp.	Pez ciego	Pscívoro	1,370 µg/g-1	1,37		
	1	<i>Oxydoras</i> sp.	Giro	Onívoro	1,930 µg/g-1	1,93		
	2	<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i>	Zapato	bentófagos	0,016 µg/g-1	0,016		
	2	<i>Pimelodus</i> sp.	Bagre	Onívoro	1,522 µg/g-1	1,522		
	1	<i>Practocephalus</i> sp.	Corone	Pscívoro	1,089 µg/g-1	1,089		
	4	<i>Brachyplatystoma flavicans</i>	Dourado	Pscívoro	1,237 µg/g-1	1,237		
	3	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Pintado	Pscívoro	0,436 µg/g-1	0,436		
	10	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	Surubim	Pscívoro	0,986 µg/g-1	0,986		
	1	<i>Pimelodus maculatus blochii</i>	Griso	Pscívoro	0,468 µg/g-1	0,468		
Faial, et al. (2005) Rio Tapajós /Itaituba – PA (Comunidade de Barreirras).	40	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada branca	Carnívoro	0,93 µg/g-1	0,93		
	12	<i>Calophysus macropterus</i>	Piranambu	Carnívoro	0,63 µg/g-1	0,63		
	12	<i>Cichla</i> sp.	Tucunaré	Carnívoro	0,68 µg/g-1	0,68		
	7	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Filhote	Carnívoro	0,93 µg/g-1	0,93		
	20	<i>Leporinus</i> sp.	Aracu	Herbívoro	0,13 µg/g-1	0,13		
	14	<i>Eugerus brasiliensis</i>	Caratinga	Onívoro	0,14 µg/g-1	0,14		
	22	<i>Mylossoma</i> spp	Pacu	Herbívoro	0,06 µg/g-1	0,06		
Farias et al. (2005) Alta Floresta/MT	18			Carnívoro	0,337 (018) µg/g-1	0,337		
Farias et al. (2005) Paranaíta/MT	20			Carnívoro	0,384 (0,253) µg/g-1	0,384		
TEODORO, (2006) Belém – Pará.	3	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvinha	Carnívoro	0,5323 µg/g-1	0,532		
	3	<i>Brachyplatystoma flavicans</i>	Dourada	Carnívoro	0,2365 µg/g-1	0,237		
	3	<i>Arius parke</i>	Gurijuba	Carnívoro	0,4115 µg/g-1	0,412		
	3	<i>Lutjanus purpureus</i>	Pargo	Carnívoro	0,6716 µg/g-1	0,672		

	3	<i>Macrodon ancylodon</i>	Pescada gorda	Carnívoro	0,1478 µg/g-1	0,148		
	3	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	Pirurutaba	Carnívoro	0,1479 µg/g-1	0,148		
	3	<i>Arapaima gigas</i>	Pirarucu	Carnívoro	1,296 µg/g-1	1,296		
	3	<i>Cynoscion acoupa</i>	Pescada amarela	Carnívoro	0,2986 µg/g-1	0,299		
	3	<i>Penaeus subtilis</i>	Camarão	Onívoro	0,0728 µg/g-1	0,073		
	3	<i>Ucides cordatus</i>	Carangueijo	Herbívoro	0,0582 µg/g-1	0,058		
	8	<i>Cichla sp. Santarém</i>	Tucunaré	Carnívoro		0,160	0.16 µg/g-1	0.10 µg/g-1
Kehrig et al. (2008)	10	<i>Cichla sp. Brasília Legal</i>	Tucunaré	Carnívoro		0,500	0.50 µg/g-1	0.37 µg/g-1
	8	<i>Cichla sp. Itaituba</i>	Tucunaré	Carnívoro		0,890	0.89 µg/g-1	0.39 µg/g-1
	16	<i>Cichla sp. - Jacareacanga</i>	Tucunaré	Carnívoro		0,620	0.62 µg/g-1	0.34 µg/g-1
	119	<i>Geophagus surinamensis</i>	Cará	Onívoro	0,063 ± 0,04 µg/g-1	0,063		
Kehrig et al. (2009) Reservatório Tucuruí/PA	78	<i>Cichla spp.</i>	Tucunaré	Carnívoro	0,546 ± 0,56 µg/g-1	0,546		
	11	<i>Geophagus surinamensis</i>	Cará	Onívoro	0,251 ± 0,16 µg/g-1	0,251		
Kehrig et al., (2009) Reservatório Balbina/AM	17	<i>Cichla spp.</i>	Tucunaré	Carnívoro	0,069 ± 0,02 µg/g-1	0,069		
	5	<i>Cichla sp.</i>	Tucunaré	Carnívoro		1	2X > (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada branca	Carnívoro		0,5	> (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Filhote	Carnívoro		0,5	> (0,5) µg/g-1	-
Arrifano (2011) Itaituba (Rio Tapajós) /Belém – PA	5	<i>Pellona sp. Pellona</i>	Sarda	Carnívoro		1,5	3X > (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Brachyplatystoma flavicans</i>	Dourada	Carnívoro		2,5	5X > (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Pseudoplatystoma sp.</i>	Surubim	Carnívoro		0,5	> (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Leporinus sp.</i>	Aracu	Herbívoro		0,5	< (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Mylossoma sp.</i>	Pacu	Herbívoro		0,5	< (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Satanoperca sp.</i>	Caratinga	Onívoro		0,5	< (0,5) µg/g-1	-
	5	<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	Onívoro		0,5	< (0,5) µg/g-1	-
	31			Montante Carnívoro		0,545	0,545 µg/g-1	0,545
Kasper et al. (2012) Reservatório de Samuel/RO	20			Onívoro		0,14	0,14 µg/g-1	0,14
	5			Herbívoro		0,18	0,18 µg/g-1	0,18
	38			Jusante Carnívoro		1,37	1,37 µg/g-1	1,37
	7			Onívoro		0,53	0,53 µg/g-1	0,53
	7			Herbívoro		0,12	0,12 µg/g-1	0,12
Amaro, et al. (2014) Bélem - PA.	10	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	Dourada	Carnívoro	0,4 µg/g-1	0,4	-	-
	10	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Filhote	Carnívoro	0,3 µg/g-1	0,4	-	-
	10	<i>Schizodon fasciatum</i>	Aracu	Herbívoro	0,1 µg/g-1	0,4	-	-

Bastos et al. (2015) Rio Madeira - RO	461			Carnívoro	51–1242 mg.kg-1		
	597			Pscívoro	51–1242 mg.kg-1		
	202			Planctívoro	26–494 mg.kg-1		
	784			Onívoro	26–494 mg.kg-1		
	834			Detritívoras	9–275 mg.kg-1		
	260			Herbívoras	9–275 mg.kg-1		
Oliveira, França e Rocha (2008) . Itaituba- PA (Rio Tapajós)	10	<i>Cichla sp.</i>	Tucunaré	Carnívoro	0,953 µg/g-1		0,953
	10	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada branca	Carnívoro	0,534 µg/g-1		0,534
	10	<i>Leporinu</i>	Piau	Onívoro	0,104 µg/g-1		0,104
	10	<i>Semaprochilodus sp.</i>	Jaraqui	Herbívoros	0,062 v		0,062
Faial et al., (2015) Rio Tapajós - Comunidade de Bareiras.	3	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Filhote	Carnívoro	0.69 ± 0.31		0,69
	75	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada branca	Carnívoro	0.68 ± 0.30		0,68
	14	<i>Calophysus macropterus</i>	Piranambu	Carnívoro	0.58 ± 0.28		0,58
	13	<i>Cichla sp.</i>	Tucunaré	Carnívoro	0.64 ± 0.33		0,64
	46	<i>Leporinus sp.</i>	Aracu	Herbívoros	0.12 ± 0.10		0,12
	21	<i>Eugerus brasiliensis.</i>	Caratinga	Onívoro	0.11 ± 0.05		0,11
	3	<i>Hemiodus sp</i>	Flexeira	Herbívoros	0.09 ± 0.05		0,09
	55	<i>Mylossoma spp</i>	Pacu	Herbívoros	0.05 ± 0.03		0,05
	2	<i>Astronotus crassipinnis</i>	Cara-açu	Onívoro	0.34 ± 0.1		0,34
	3	<i>Calophysus macropterus</i>	Zamurito	Onívoro	2.482 ± 1.942 µg/g-1		2,482
	4	<i>Hydrolycus scomberoides</i>	Payara	Piscívoro	1.386 ± 1.089 µg/g-1		1,386
	15	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Biara	Carnívoro	1.109 ± 0.626 µg/g-1		1,109
4	<i>Cetopsis coecutiens</i>	Candirú-Açú	Carnívoro	0.900 ± 0.741 µg/g-1		0,9	
5	<i>Sorubim lima</i>	surubi bico-de-pato	Carnívoro	0.772 ± 0.490 µg/g-1		0,772	
3	<i>Pinirampus pirinampu</i>	piranambu	Piscívoro	0.617 ± 0.279 µg/g-1		0,617	
3	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada-Branca	Piscívoro	0.617 ± 0.279 µg/g-1		0,617	
10	<i>Hypophthalmus edentates</i>	Mapará	Planctívoro	0.566 ± 0.136 µg/g-1		0,566	
44	<i>Anodus elongates</i>	Charuto	Onívoro	0.453 ± 0.118 µg/g-1		0,453	
6	<i>Roeboides affinis</i>	Cacunda	Onívoro	0.273 ± 0.085 µg/g-1		0,273	
4	<i>Curimata inornata</i>	Branquinha	Detritívoro	0.239 ± 0.146 µg/g-1		0,239	
122	<i>Triportheus angulatus</i>	Sardinha Papuda	Onívoro	0.224 ± 0.097 µg/g-1		0,224	
3	<i>Psectrogaster amazonica</i>	Branquinha Cascuda	Onívoro	0.196 ± 0.071 µg/g-1		0,196	
7	<i>Pimelodus blochii</i>	Mandi	Onívoro	0.172 ± 0.052 µg/g-1		0,172	
14	<i>Potamorhina altamazonica</i>	branquinha-cabeça-lisa	Onívoro	0.141 ± 0.070 µg/g-1		0,141	

	6	<i>Prochilodus nigricans</i>	curimatã	Onívoro	0.128 ± 0.057 µg/g-1	0,128		
	6	<i>Schizodon fasciatus</i>	Aracu-Pintado	Detritívoro	0.068 ± 0.027 µg/g-1	0,068		
	5	<i>Mylossoma duriventre</i>	Pacu manteiga	Detritívoro	0.065 ± 0.036 µg/g-1	0,065		
Milhorne Filho et al. (2016) Imperatriz, MA.	20	<i>Hydrolycus scomberoides</i>	Peixe-cachorro	Piscívoro	0,2775 ± 0,0551 µg/g-1	0,2775		
	18	<i>Leporinus friderici</i>	Aracú-cabeça-gorda	Onívoro	0,0506 ± 0,0183 µg/g-1	0,0506		
	12	<i>Prochilodus nigricans</i>	Curimatã	Onívoro	0,0308 ± 0,0108 µg/g-1	0,0308		
	20	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	Mapará	Planctívoro	0,1360 ± 0,0985 µg/g-1	0,136		
Soares et al. (2016) Rio Negro - AM	14	<i>Cichla temensis</i>	Tucunaré	Carnívoro	0,324 mg.kg-1			
	41	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	Carnívoro	0,573 mg.kg-1			
	45	<i>Auchenypterichthys thoracatus</i>	Cachorro-depadre	invertívoro	0,116 mg.kg-1			
	14	<i>Leporinus friderici</i>	Aracu	Onívoro	0,227 mg.kg-1			
	33	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	piranha-preta	Onívoro	0,589 mg.kg-1			
	37	<i>Triporthus albus</i>	sardinha-comum	Onívoro	0,173 mg.kg-1			
	38	<i>Hemiodus immaculatus</i>	charuto	Onívoro	0,275 mg.kg-1			
	18	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	Peixe-cachorro	Carnívoro	0,563 mg.kg-1			
	6	<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	Mapará	Planctívoro	0,427 mg.kg-1			
	25	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	Mapará	Planctívoro	0,515 mg.kg-1			
Prazeres et al. (2018) APA do Gelado -PA	11	<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	Onívoro	0.07±0.20 µg/g-1	0,07	-	-
Lino (2018). Itaituba/ Burburê - PA.	7	<i>Cichla monoculus</i> (Itaituba)	Tucunaré	Carnívoro	-	0,61	-	-
	5	<i>Cichla monoculus</i> (Burburê)	Tucunaré	Carnívoro	-	0,74	-	-
MAIO								
Silva e Lima (2020) Região do Alto Solimões - AM (Brasil/ Peru/ Colômbia)	7	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	Jejú	Carnívoro	0,170±0,081 mg.kg-1	0,17		
	5	<i>Hoplosternum littorale</i>	Tamoatã	Onívoro	0,124±0,040 mg.kg-1	0,12		
	11	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	Carnívoro	0,112±0,074 mg.kg-1	0,11		
	6	<i>Pellona castelnaeana</i>	Apapã	Carnívoro	0,076±0,049 mg.kg-1	0,07		
	21	<i>Prochilodus nigricans</i>	Curimatã	Detritívoro	0,048±0,014 mg.kg-1	0,04		
	5	<i>Leporinus trifasciatus</i>	Aracu	Onívoro	0,024±0,003 mg.kg-1	0,02		
	9	<i>Metynnis hypsauchen</i>	Pacu prata	Herbívoro	0,023±0,008 mg.kg-1	0,02		
	5	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Acarã-bodó	Detritívoro	0,022±0,008 mg.kg-1	0,02		
	8	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	Carnívoro	0,947±0,405 mg.kg-1	0,94		
	10	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Surubim	Carnívoro	0,783±0,194 mg.kg-1	0,78		
	9	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada-branca	Carnívoro	0,781±0,305 mg.kg-1	0,78		
	5	<i>Ageneiosus inermis</i>	Mandubé	Carnívoro	0,524±0,102 mg.kg-1	0,52		
6	<i>Cichla ocellaris</i>	Tucunaré	Carnívoro	0,605±0,279 mg.kg-1	0,6			
5	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	Jejú	Carnívoro	0,474±0,071 mg.kg-1	0,47			
7	<i>Astronotus ocellatus</i>	Acarã-açu	Onívoro	0,395±0,153 mg.kg-1	0,39			

	12	<i>Psectrogaster amazonica</i>	Branquinha-cascuda	Detritívoro	0,266±0,085 mg.kg-1	0,26		
	10	<i>Semaprochilodus insignis</i>	Jaraqui	Detritívoro	0,221±0,039 mg.kg-1	0,22		
	13	<i>Curimata inornata</i>	Branquinha-peito-chato	Detritívoro	0,198±0,084 mg.kg-1	0,19		
	8	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Acari-bodó	Detritívoro	0,036±0,017 mg.kg-1	0,03		
	7	<i>Myleus sp.</i>	Pacu	Herbívoro	0,029±0,012 mg.kg-1	120,029		
INTERIOR								
	131			Carnívoro	0,580 µg/g	0,58		
Hacon et al., (2020)	33			Onívoro	0,680 µg/g	0,68		
Rios: Cassiporé; Amapá Grande; Oiapoque; Araguari; Amapari - AP	15			Herbívoro	0,045 µg/g	0,04		
COSTEIRA								
	194			Carnívoro	0,165 µg/g	0,16		
	15			Onívoro	0,290 µg/g	0,29		
	5			Herbívoro	0,019 µg/g	0,01		
	35			Detritívoro	0,044 µg/g	0,04		
	6	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piranha preta	Carnívoro	0.33–1.95 µg/g-1	0,33	-	-
	6	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Surubim	Carnívoro	0.13–0.45 µg/g-1	0,13	-	-
	8	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Barbado	Carnívoro	0.31–0.75 µg/g-1	0,31	-	-
	6	<i>Cichla ocellaris</i>	Tucunaré	Carnívoro	0.22–0.41 µg/g-1	0,22	-	-
	2	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Peixe cachorro	Carnívoro	0.32–1.00 µg/g-1	0,32	-	-
	1	<i>Ageneiosus inermis</i>	Mandubé	Carnívoro		0,23	-	-
	1	<i>Pachyurus junki</i>	Corvina	Carnívoro		0,19	-	-
Vasconcelos et al. (2021)	10	<i>Geophagus proximus</i>	Caratinga	Onívoro	0.03–0.10 µg/g-1	0,03	-	-
Itaituba - Trairão.	7	<i>Pimelodus blochii</i>	Mandii	Onívoro	0.13–0.28 µg/g-1	0,13	-	-
	5	<i>Leporinus fasciatus</i>	Aracu Flamengo	Onívoro	0.05–0.11 µg/g-1	0,05	-	-
	6	<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	João Duro	Onívoro	0.17–0.39 µg/g-1	0,17	-	-
	1	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Charuto	Onívoro		0,23	-	-
	4	<i>Schizodon vittatus</i>	Aracu	Herbívoro	0.02–0.04 µg/g-1	0,02	-	-
	7	<i>Myloplus rubripinnis</i>	Pacu Branco	Herbívoro	0.01–0.07 µg/g-1	0,01	-	-
	6	<i>Semaprochilodus insignis</i>	Jaraqui escama grossa	Herbívoro	0.05–0.16 µg/g-1	0,05	-	-
	6	<i>Prochilodus nigricans</i>	Curimatá	Herbívoro	0.04–0.10 µg/g-1	0,04	-	-
	6	<i>Curimata sp.</i>	Branquinha	Herbívoro	0.06–0.13 µg/g-1	0,06	-	-

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Passos et al. (2008) nos traz resultados que mostram que o peixe é um alimento tradicionalmente muito consumido entre as comunidades ribeirinhas do Tapajós, se constituindo em base alimentar dessas populações, com cerca de 240g semanais de peixe ingerido, em contrapartida a média mundial de 140g.

No Oeste do Estado do Pará, a atividade mineradora, especialmente a artesanal, se faz presente há décadas e frequentemente situa-se próximas as áreas utilizadas por pescadores artesanais e também pela atividade aquícola.

A espécie *Cichla sp.* (Tucunaré), a de maior prevalência entre os estudos consultados, apresentou média de concentração do contaminante acima do limite ($0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$) sugerido pela OMS, em boa parte das referências, com valores de como encontrados em Itaituba, $\text{HgTotal} = 0,68 \mu\text{g/g}$; $\text{MeHg} = 0,51 \mu\text{g/g}^{-1}$ (FAIAL et al., 2005); Itaituba - $\text{MeHg} = 0,89 \mu\text{g/g}^{-1}$ (KEHRIG; HOWARD; MALM, 2008); $\text{HgTotal} = 0,953 \mu\text{g/g}^{-1}$ (OLIVEIRA; FRANÇA; ROCHA, 2008) e $\text{MeHg} = 0,595 \mu\text{g/g}^{-1}$ (LINO et al., 2018). Passos et al. (2008), observaram que o *Cichla sp.* apresentou as maiores concentrações de mercúrio total entre as espécies listadas nas referências avaliadas.

Estudos de Lino et al. (2018) revelaram concentrações musculares de mercúrio em 23 espécies de peixes de diferentes preferências tróficas. As amostras foram oriundas da região de Buburé e Itaituba (alto e médio Rio Tapajós). Os autores evidenciaram que as espécies carnívoras possuíam as maiores concentrações de mercúrio no tecido muscular ($0,40$ - $1,51 \mu\text{g/g}^{-1}$) quando comparado aos não carnívoros ($0,03$ - $0,30 \mu\text{g/g}^{-1}$). Já Vasconcelos et al. (2021), recentemente, avaliaram 17 espécies e quatro níveis tróficos, os resultados apontaram que três destas espécies apresentaram níveis médios de mercúrio acima de $0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$, sendo todas estas piscívoras. Os níveis médios de mercúrio em amostras de peixes não piscívoros foi de $0,10 \mu\text{g/g}^{-1}$ (DP = 0,09) e a média para os peixes piscívoros foi de $0,44 \mu\text{g/g}^{-1}$.

Um outro autor que também adotou a metodologia de realizar a comparação da concentração de mercúrio em peixes, em lugares distintos foi Kehrig et al., (2009) que fez suas coletas em represas e seu resultado apresentou a variação entre $0,05$ a $0,72 \mu\text{g/g}^{-1}$ no reservatório de Balbina/AM e entre $0,1$ a $3,4 \mu\text{g/g}^{-1}$ no reservatório de Tucuruí/PA.

Apesar de haver trabalhos sobre essa temática em diferentes localidades da Amazônia, as pesquisas se concentraram majoritariamente na região do oeste do Pará, visto ser ainda uma área de atividades garimpeiras, sobretudo no município de Itaituba.

No oeste do Pará, a atividade mineral está presente há décadas e frequentemente situadas próximas as áreas utilizadas por pescadores artesanais para captura dos peixes, portanto, a exploração da riqueza aquícola exige estudos de monitoramento toxicológicos, uma vez que os organismos aquáticos de água doce, além de serem importantes fontes proteicas de fácil acesso ou renda para várias pessoas, também são parte dos fatores essenciais para o funcionamento e a manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais. No entanto, também podem ser a principal fonte de intoxicação por metais pesados para os seres humanos.

Soares et al. (2016) conduziu um estudo de bioacumulação de mercúrio total em diferentes pontos da bacia do rio Negro. Foram utilizados um total de 264 espécimes, distribuídos entre 10 espécies de peixes: *Cichla temensis* (tucunaré - carnívoro); *Hoplias*

malabaricus (tucunaré - carnívoro); *Auchenypterichthys thoracatus* (cachorro-de padre - invertívoro); *Leporinus friderici* (aracu - onívoro); *Serrasalmus rhombeus* (piranha-preta - onívoro); *Triportheus albus* (sardinha-comum - onívoro); *Hemiodus immaculatus* (charuto - onívoro); *Acestrorhynchus falcistrostris* (Peixe-cachorro - carnívoro) ; *Hypophthalmus fimbriatus* (mapará - planctívoro) e *Hypophthalmus marginatus* (mapará - planctívoro) e organizados conforme a estratégia alimentar.

Os resultados de Soares et al. (2016) mostraram que as espécies do topo da cadeia alimentar foram as que possuíam as maiores concentrações de mercúrio total (HgT) em músculo. Deste modo, os peixes carnívoros e/ou piscívoros, traíra (*H. malabaricus*), piranha-preta (*S. rhombeus*) e cachorro (*A. falcistrostris*) foram os que apresentaram as maiores concentrações de HgT em músculo. Entretanto, mesmo o mapará (*H. marginatus*) sendo planctívoro, apresentou níveis semelhantes deste metal no músculo. Mais de 50% dos peixes onívoros e onívoros com tendência a herbívoros e mais de 90% dos peixes invertívoros, apresentaram valores de concentração de Hg em músculo inferior a 0,200 mg.kg. Adicionalmente, mais de 50% dos peixes onívoros com tendência a carnívoros e piscívoros, e mais de 70% dos peixes planctívoros apresentaram valores de - concentração de Hg em músculo superior a 0,400 mg.kg⁻¹. Apesar de serem tido encontradas concentrações elevadas de HgT em peixes carnívoros, piscívoros, planctívos e onívoros, nenhum espécime apresentou concentrações médias de Hg em desconformidade com a ANVISA.

O trabalho de Hacon et al., (2020), realizado no Estado do Amapá, especificamente, nos rios: Cassiporé; Amapá Grande; Oiapoque; Araguari; Amapari; demonstrou que todas as 428 amostras empregadas no estudo apresentaram níveis detectáveis de mercúrio, e 28,7% excederam o limite de mercúrio da Organização Mundial da Saúde - OMS (0,5 µg/g⁻¹) para consumo humano. A concentração de Hg em peixes ultrapassou o limite seguro em 77,6% dos carnívoros, 20% dos onívoros e 2,4% de herbívoros. Os peixes carnívoros perfizeram 76% (n = 325) do total de amostras, com Hg médio concentrações média de mercúrio de 0,4 µg/g⁻¹ e uma faixa de concentração de 0,008–2,1 g/g⁻¹. A concentração de Hg em peixes onívoros foi em média 0,60 µg/g⁻¹ (DP = 0,42) e atingiu um máximo de 1,8 µg/g⁻¹. Supreendentemente, duas espécies herbívoras apresentaram concentrações altas de Hg de 1,0 µg/g⁻¹ para *Mylesinus paraschombourgkii* (flaviano) e 0,85 µg/g⁻¹ para *Myloplus ternetzi* (pacu). Além disso, foi observado nesse estudo que houve diferenças significativas nas concentrações médias de Hg entre os níveis tróficos.

Ainda sobre esse estudo, quatro das sete espécies com as maiores concentrações de Hg estão entre as mais consumidas na região, sendo o nível mais alto (2,1 µg/g⁻¹) de mercúrio

encontrado em *Boulengerella cuvieri* (pirapucu), seguido por *Cichla monoculus* (tucunaré), e *Hoplias aimara* (trairão), todas espécies carnívoras. Deste modo, o estudo recomendou que o consumo das espécies de peixes carnívoros não deve ultrapassar 200 g. por semana, com uma atenção especial ao consumo de mandubé, pirapucu, tucunaré e trairão, que devem ser consumidos apenas uma vez por mês.

No Estado do Acre, ao longo do rio Purus, Castro et al. (2016) conduziu um estudo que coletou 264 amostras de 18 espécies de peixes, visando identificar se essas amostras podem ser uma via potencial de exposição do Hg para a população de Manoel Urbano (uma comunidade ribeirinha). As espécies carnívoras expuseram o mais alto nível de Hg no músculo (média de $0,927 \mu\text{g/g}^{-1}$), seguido por piscívoros (média de $0,873 \mu\text{g/g}^{-1}$), planctófagos (média de $0,566 \mu\text{g/g}^{-1}$), onívoros (média de $0,533 \mu\text{g/g}^{-1}$) e detritívoros (média de $0,176 \mu\text{g/g}^{-1}$). Ademais, 44% do total de espécies coletadas mostrou níveis médios de HgT no músculo superior ao limite recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Deste modo algumas espécies da pesquisa podem ser uma via para a exposição ao Hg. Em relação ao conteúdo de THg no músculo houve variação de $0,004$ a $5,384 \mu\text{g/g}^{-1}$. As espécies carnívoras apresentaram o maior teor de Hg em músculo (média $0,927 \mu\text{g/g}^{-1}$), em seguida os peixes piscívoro (média $0,873 \mu\text{g.g}^{-1}$), os planctófagos (média $0,566 \mu\text{g/g}^{-1}$), os onívoros (média $0,533 \mu\text{g/g}^{-1}$) e por fim os detritívoros (média $0,176 \mu\text{g/g}^{-1}$).

Milhome Filho et al., (2016), realizou sua pesquisa na comunidade Beira Rio, pertencente ao Distrito Bacuri, no município de Imperatriz, no Maranhão, delimitada pelas margens do Rio Tocantins. Nessa pesquisa quatro espécies de peixes comumente consumidas pela população foram avaliadas quanto às concentrações de HgT: peixe-cachorro (*Hydrolycus scomberoides*, piscívora. Concentração média e DP $0,2775 \pm 0,0551$); curimatã (*Prochilodus nigricans*, detritívora. Média e DP $0,0308 \pm 0,0108$); aracu-cabeça-gorda (*Leporinus friderici*, herbívora/omnívora. Média e DP $0,0506 \pm 0,0183$) e o mapará (*Hypophthalmus edentatus*, zooplanctófaga média e DP $0,1360 \pm 0,0985$). Cada espécie foi representada com 20 exemplares, à exceção do *Prochilodus nigricans* (curimatã), que devido à escassez da espécie no período foram obtidos apenas 13 exemplares. Neste estudo, todas as espécies de pescado estudados apresentaram concentrações de HgT dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira vigente de $0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$ para peixe não predador (*Leporinus friderici*, *Prochilodus nigricans* e *Hypophthalmus edentatus*), e de $1,0 \mu\text{g/g}^{-1}$ para peixe predador (*Hydrolycus scomberoides*).

A pesquisa de Bastos et al. (2015) realizada no Rio Madeira, o maior afluente do rio Amazonas e um dos mais impactados pela mineração artesanal de ouro, desmatamento para

projetos agrícolas e recentes hidrelétricas demonstrou concentrações totais de Hg e metilmercúrio determinadas em 3182 amostras de peixes de 84 espécies de diferentes níveis tróficos em função do tamanho padrão. Os resultados apontaram que os peixes piscívoros, carnívoros apresentaram as maiores concentrações médias de Hg (51–1242 mg/kg⁻¹). As espécies Planctívoras e onívoras apresentaram concentrações totais de Hg intermediárias (26–494 mg/kg⁻¹), enquanto as espécies detritívoras e herbívoras apresentaram o menor intervalo de concentrações médias de Hg (9–275 mg/kg⁻¹). Estudos conduzidos no mesmo Estado de Rondônia, como de Kasper et al., (2012) e Malm et al., (1997) já apontavam para essa realidade, concentrações de mercúrio acima do que é permitido pela ANVISA em peixes carnívoros.

Enfim, a entrada do mercúrio no ambiente aquático, com posterior bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, já é fato em muitos pontos do ecossistema Amazônico, desencadeando riscos à saúde humana. Pesquisas têm apontado para essa realidade. Em um estudo realizado por Menezes et al. (2022), no município de Santarém - PA, que coletou o sangue de 462 pessoas entre 2015 e 2019. Dos participantes do estudo, 203 são moradores da área urbana de Santarém e 259 vivem em oito comunidades ribeirinhas do município paraense, sete delas localizadas às margens do rio Tapajós e uma às margens do rio Amazonas. Os participantes dessa pesquisa apresentaram níveis elevados de mercúrio no sangue, sendo que 75,6% deles apresentaram concentrações do metal acima do limite de 10 microgramas por litro, recomendado pela Organização Mundial de Saúde (OMS). A exposição ao Hg foi maior na população ribeirinha (90%) do que nas áreas urbanas (57,1%). Os níveis médios de Hg foram $21,8 \pm 30,9$ µg/L e 50,6 µg/L em moradores urbanos e ribeirinhos, respectivamente. A média da concentração na população santarena é quase quatro vezes superior ao limite seguro da OMS.

Trabalhos sobre essa temática de concentração de mercúrio em músculos de pescados comerciais realizados em países vizinhos da Amazônia são escassos, embora se encontre bastante literatura sobre concentração de mercúrio em cabelo de populações ribeirinhas e indígenas da região. No entanto, foi encontrado o trabalho de Bourgoin et al. (2000), realizado no afluente do Rio Beni – Bolívia, entre novembro de 1996 e março de 1999. Foram analisados espécimes de peixes de 18 gêneros. As concentrações de Hg encontrados em peixes não carnívoros variou em média 0,009 µg/g⁻¹ peso úmido. Em peixes piscívoros, a concentração total de mercúrio variou de 0,327 µg/g⁻¹ peso úmido para o pintado, *Pseudoplatystoma fasciatum*, até 2.304 µg/g⁻¹ peso úmido. para surubi *Pseudoplatystoma tigrinum*. com uma média de 10 exemplares de 0,986 µg/g⁻¹. Os últimos resultados indicam que esta alta concentração de mercúrio excede o limite de segurança da OMS, 1976.

Silva et al. (2020), executou sua pesquisa em peixes comercializados no Alto Solimões, Tríplice Fronteira da Amazônia (Brasil, Colômbia, Peru) e em maio a concentração máxima de HgT neste período foi encontrada em músculo de Jejú ($0,329 \text{ mg.kg}^{-1}$). O Aracu-cabeça-gorda, Pacu prata e o Acari-bodó foram as espécies com os menores níveis de HgT em músculo. Com exceção do Curimatã e do Acari-bodó, as demais espécies apresentaram maiores concentrações de HgT em músculo>fígado>brânquias. Os peixes carnívoro/piscívoro e onívoros apresentaram as maiores concentrações de HgT nos tecidos. Os peixes herbívoros foram os que apresentaram as menores concentrações. Em novembro, as maiores concentrações de HgT em músculo foram observadas em traíra, surubim, pescada-branca e tucunaré. 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.

4.3 Resíduos de mercúrio nos pescados comerciais na Pan-Amazônia

É possível observar os valores encontrados na literatura recente com base nos critérios estabelecidos previamente na metodologia deste estudo para concentrações de mercúrio total em amostras de tecidos de peixes provenientes da Pan-Amazônia, para uma breve discussão dos resultados encontrados ao longo dos anos de observação e monitoramento.

A determinação de mercúrio na porção muscular de peixes é de suma importância para que se possa analisar e identificar possíveis níveis tóxicos presente nesses organismos aquáticos, que é uma das principais fontes de alimento do ser humano (DURAL; GÖKSU; ÖZAK, 2007).

Neste estudo, foram levantados um total de 78 espécies, sendo distribuídas da seguinte maneira, Carnívoras representando 38,5% do total (n=30 espécies), Onívoros 35,9% (n=28 espécies), Detritívoros 10,3% (n=8 espécies), Herbívoros 11,5% (n=9 espécies) e Zooplantofágos 3,8% (n=3 espécies). Desses, todos os 1786 peixes amostrados neste estudo tinham níveis detectáveis de mercúrio e 31,7% (n=567) excederam limite de mercúrio da Organização Mundial da Saúde (OMS) ($0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$) para consumo humano. Desses 92% (n=522) são predadores e 8% (n=45) não são predadores. As concentrações médias de Hg de foram de $0,420 \mu\text{g/g}^{-1}$.

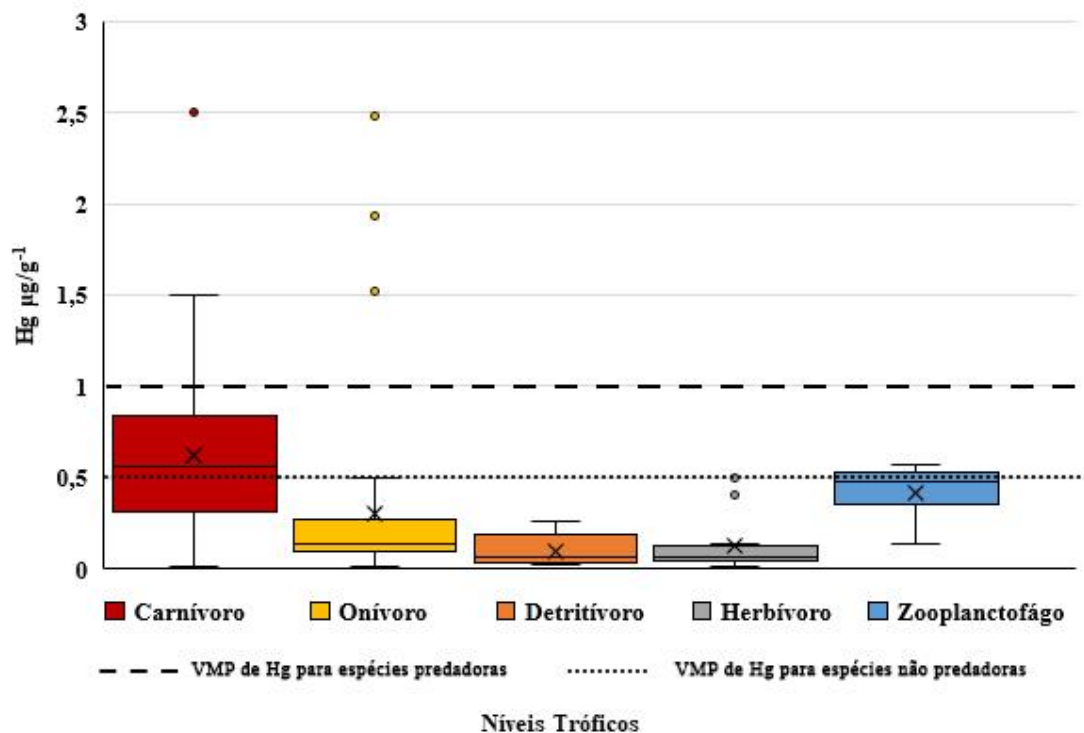
A média de concentrações para as espécies carnívoras foi de $0,616 \mu\text{g/g}^{-1}$, para onívoro $0,299 \mu\text{g/g}^{-1}$ e Zooplantofágos $0,411 \mu\text{g/g}^{-1}$, herbívoro $0,120 \mu\text{g/g}^{-1}$ e detritívoro $0,096 \mu\text{g/g}^{-1}$.

1 (Figura 7). Apresentando um aumento 641,7% em relação ao nível trófico (detritívoro → carnívoro), mostrando o grande potencial de bioacumulação nas espécies topo de cadeia e a biomagnificação ocorrida entre um elo e outro.

Os dados apresentados na Figura 8, mostram que a concentração de mercúrio aumentou ao longo da cadeia trófica, do seu nível mais basal ao mais elevado, o que evidência o fenômeno da biomagnificação do mercúrio ao longo da cadeia alimentar aquática. Trabalhos como de Brabo et al. (2000); Faial et al. (2005); Kehrig et al. (2008); Oliveira, França e Rocha (2008); entre outros reforçam essa observação.

Conforme Wasserman Hacon e Wasserman (2001), esse fenômeno é esperado devido o processo de bioacumulação que ocorre ao longo da cadeia alimentar aquática, onde peixes piscívoros podem atingir concentrações de mercúrio até um milhão de vezes superiores às concentrações encontradas na água. Assim, peixes carnívoros, por ocuparem níveis tróficos mais elevados, acumulam crescentes concentrações de mercúrio.

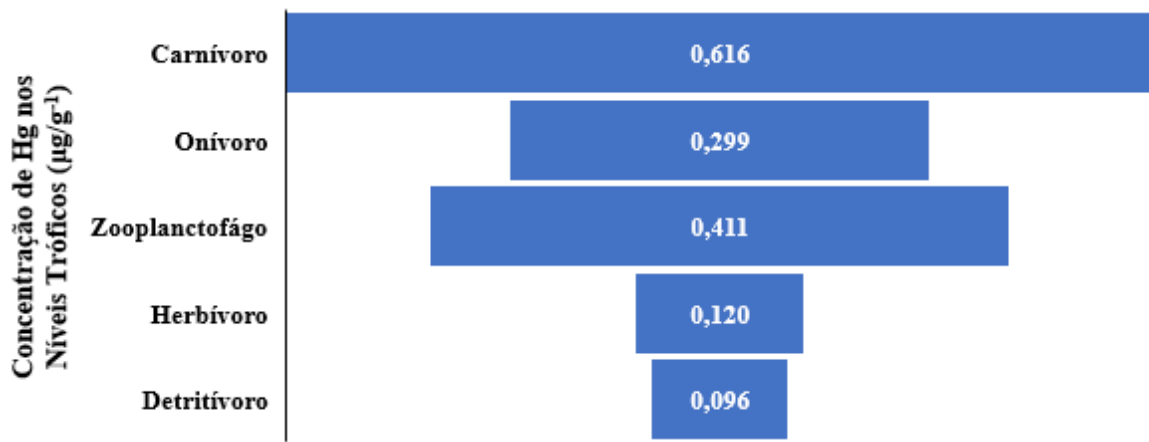
Figura 7: Esquemática em Boxplot da distribuição das concentrações de mercúrio entre os níveis tróficos.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Abaixo podemos ver abaixo na Figura 8 que o aumento das concentrações de mercúrio aumenta conforme eleva-se o nível da cadeia trófica (FAIAL et al., 2005). No nível detrital aos herbívoros houve um aumento de 125% e do herbívoro ao zooplantófagos de 325%, já para os onívoros houve uma redução de 73% em relação ao nível anterior. Do nível trófico dos herbívoros para os carnívoros há um aumento de 206%, se comparar o 1° ao último nível o acréscimo é de 641,7%.

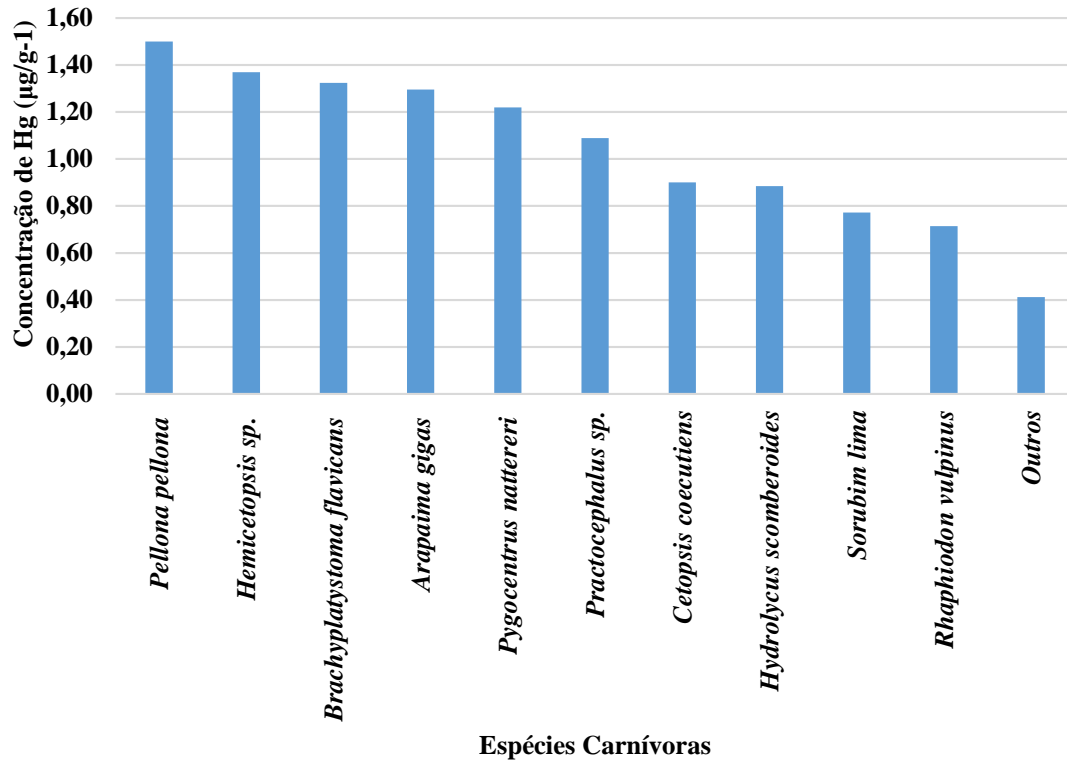
Figura 8. Pirâmide trófica da Concentração média de Hg a cada nível.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Além da diferença entre os níveis tróficos também se observou diferenças significativas nas concentrações médias de Hg dentro dos níveis ($p < 0,001$). O maior valor para carnívoros encontrou-se nas espécies *Pellona pellona* (Sardinhão) $1,50 \mu\text{g/g}^{-1}$ e o menor foi para *Pellona castelnaeana* (Apapá) $0,07 \mu\text{g/g}^{-1}$ (Figura 9). Das 30 espécies avaliadas, 17 apresentavam concentrações acima do permitido pela OMS ($0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$) sendo essas 17 espécies representando um número de 538 indivíduos avaliados do total de 733, correspondendo a 73,39% dos carnívoros com concentrações impróprias para consumo.

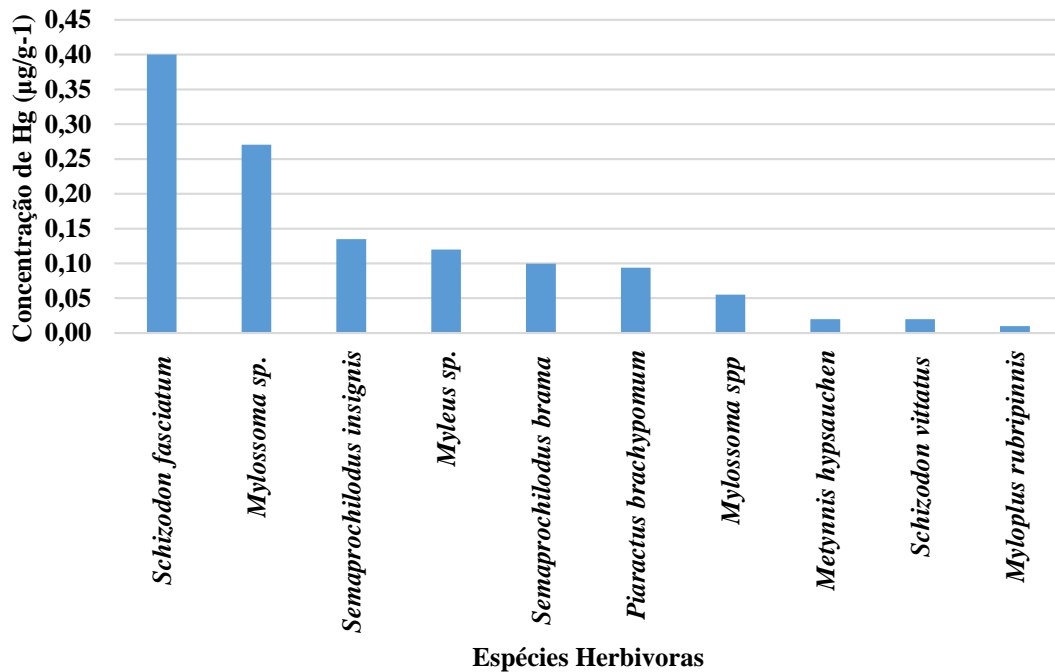
Figura 9. Concentração média de Hg por espécie do nível trófico dos carnívoros.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Já espécies herbívoras, o maior valor foi para a espécie *Schizodon fasciatum* (Aracu comum) $0,40 \mu\text{g/g}^{-1}$ e o menor *Myloplus rubripinnis* (Pacu Branco) $0,01 \mu\text{g/g}^{-1}$ (Figura 10), sendo essas espécies avaliadas nos trabalhos de Amaro, et al., (2014), Castro et al. (2016) e Vasconcelos et al. (2021). Destes nenhum encontrou-se acima do limite seguro de acordo com a OMS, sendo avaliado cerca de 162 indivíduos, o segundo menor grupo após os detritívoros. Ao comparar as concentrações entre *Schizodon fasciatum* e *Mylossoma sp.* que é a segunda espécie com maior concentração de Hg, estas apresentam uma diferença de 230%, dado a diferença na alimentação, onde um consome plantas aquáticas que tendem a acumular mais metais pesados e outro baseia sua alimentação em frutos (SANTOS, 2009). Ao comparar os níveis de *Schizodon fasciatum*, vemos um diferença 400 vezes maior que em *Myloplus rubripinni*, que apresentou as menores concentrações entres os espécimes avaliados e, ambas são espécies de alto consumo na região amazônica segundo Santos et al. (2009).

Figura 10. Concentração média de Hg por espécie do nível trófico dos herbívoros.

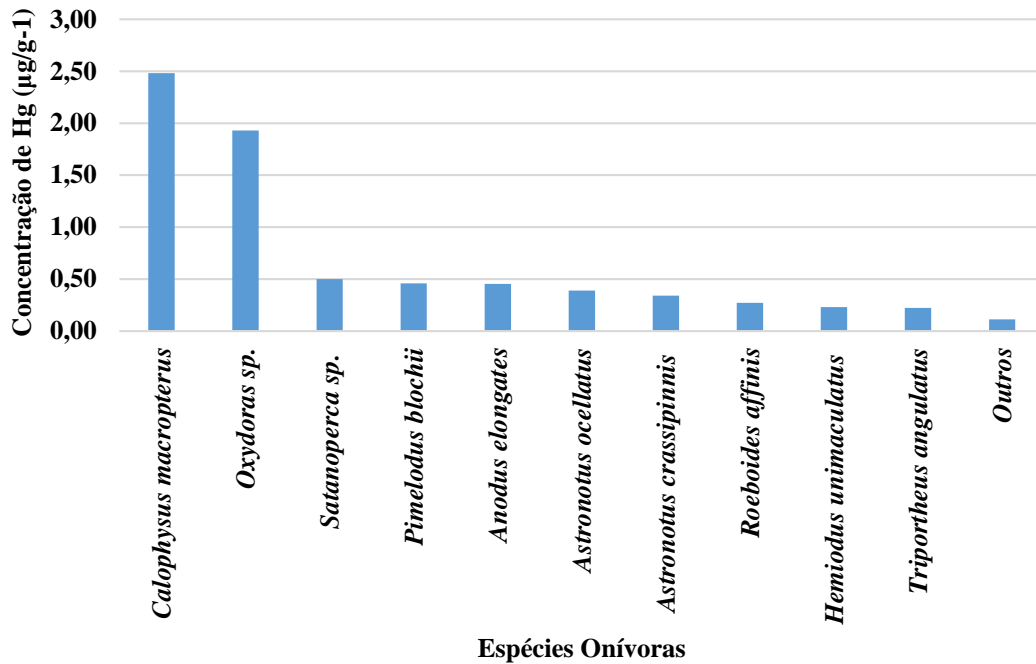


Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Ao avaliar o nível trófico dos onívoros as espécies que apresentaram a maior e menor concentração de Hg foram *Calophysus macropterus* (Piranambu) $2,48 \mu\text{g/g}^{-1}$ *Osteoglossum bicirrhosum* (Aruanã) $0,01\mu\text{g/g}^{-1}$ respectivamente (Figura 11). O *Calophysus macropterus* apresentou uma concentração 248 vezes maior que *Osteoglossum bicirrhosum*, sendo que a alimentação da primeira espécie baseia-se em pequenos invertebrados, peixes e crustáceos (GUERRA et al., 2015) e *Osteoglossum bicirrhosum* alimenta-se de pequenos invertebrados, peixes e crustáceos e frutos (MÉNDEZ; HUAYLLAHUA; GRANDEZ, 2019) e esta última pode ter apresentado menor concentração por provavelmente ser um indivíduo mais jovem e não acumulando grandes quantidades de Hg.

Se comparados os hábitos alimentares de *Calophysus macropterus* e *Oxydoras sp.* (Cuiu-cuiu), podemos notar semelhanças em suas dietas e relacionar a proximidade dos valores encontrados e mostrados na figura abaixo (MELLO, 2019; MÉNDEZ; HUAYLLAHUA; GRANDEZ, 2019)

Figura 11. Concentração média de Hg por espécie do nível trófico dos onívoros.



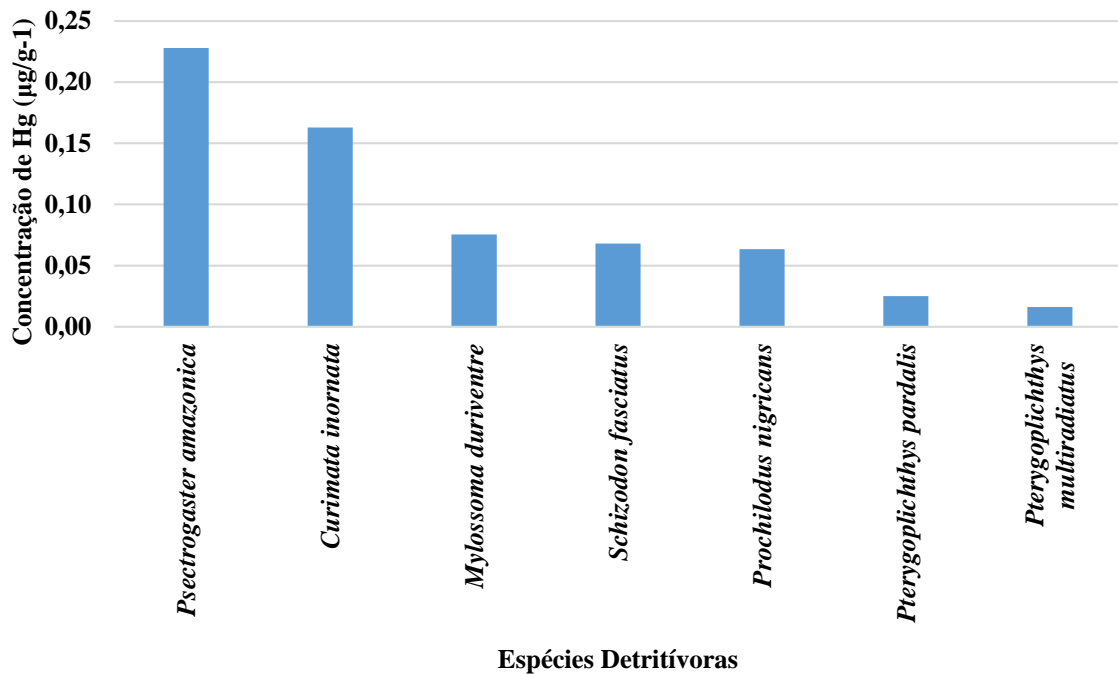
Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Os níveis tróficos detritívoro e herbívoros não apresentaram concentrações acima de $0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$ que é o limite máximo preconizado pelas OMS. Das espécies desse nível, *Psectrogaster amazonica* (Branquinha) apresentou a concentração de $0,23 \mu\text{g/g}^{-1}$ dentre os 15 espécimes avaliados (CASTRO et al. 2016; SILVA, 2020) e os menores valores foram de *Curimata inornata* (Branquinha-peito-chato) $0,16 \mu\text{g/g}^{-1}$ dos 23 espécimes e o total do grupo foram 116 indivíduos avaliados (CASTRO et al. 2016; SILVA, 2020; VASCONCELOS et al., 2021) (Figura 12).

Segundo Almeida e Resende (2012) apenas uma pequena porcentagem dos peixes se alimenta de detrito orgânico podendo ser encontrado em vários estágios de decomposição microbiana, consistindo em um dos mais importantes recursos alimentares e uma das principais vias de ciclagem de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos (DARNELL, 1961).

Os peixes detritívoros, por serem abundantes em ambientes neotropicais inundáveis, exercem um importante papel na rota do fluxo de energia e ciclagem de nutrientes no ecossistema e na dinâmica de suas respectivas comunidades ictiofaunísticas (ALMEIDA; RESENDE, 2012; VAZ et al., 1999). Sua alimentação baseia-se em detrito/sedimento, restos vegetais, na forma de partículas, algas, e em menor valor nos períodos mais críticos alimenta-se de protozoários, poríferos, insetos e microcrustáceos.

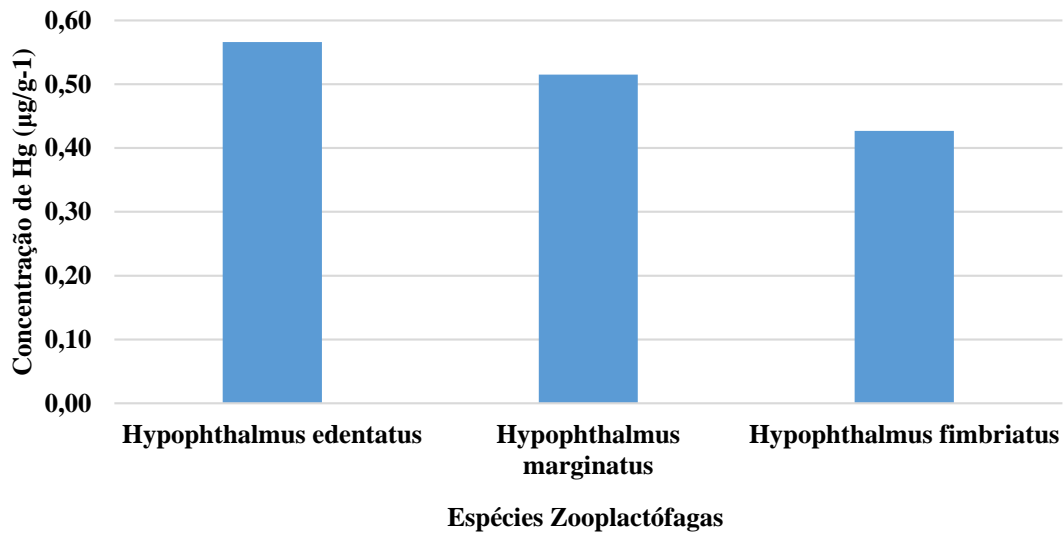
Figura 12. Concentração média de Hg por espécie do nível trófico dos detritívoros.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

E para o grupo dos zooplantívoros, que neste trabalho apresentou três espécies de um único gênero, *Hypophthalmus*, sendo avaliados 61 espécimes nos trabalhos de Castro et al. (2016), Milhome Filho et al., (2016) e Soares et al., (2016) e destes, a espécie *Hypophthalmus edentatus* (Mapará) apresentou a maior concentração de $0,566\mu\text{g/g}^{-1}$ acima do limite permitido pela OMS, e as menores valores foram da espécie *Hypophthalmus fimbriatus* (Mapará) $0,427\mu\text{g/g}^{-1}$ (Figura 13). Dos níveis tróficos os Zooplantofágos apresentaram a segunda maior concentração média de Hg, apenas atrás dos carnívoros, isso se deu possivelmente por ter sido realizado em uma amostra menor com cerca de 61 indivíduos e por seu hábito alimentar de filtrar o zooplâncton que podem acumular pequenas concentrações de mercúrio do ambiente (BASTOS et al., 2015; NASCIMENTO et al., 2020).

Figura 13. Concentração média de Hg por espécie do nível trófico dos zooplantívoros.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

As diferenças apresentadas acima para espécies dentro dos níveis tróficos podem ser explicadas principalmente pelo hábito alimentar, local de captura e idade dos indivíduos. No caso dos carnívoros podem estar em diferentes níveis na cadeia de predação, como predador primário, secundário, terciário. Dentre os níveis tróficos apenas os detritívoros e herbívoros não apresentaram concentrações acima de $0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$ demonstrando serem os grupos mais seguros em relação às concentrações de mercúrio, sendo estas espécies consideradas como opções seguras para o consumo humano, especialmente para as populações ribeirinhas, cuja fonte principal de proteína é o peixe. No entanto, também é válido alertar sobre o risco da frequência que esse alimento é ingerido, uma vez que o mercúrio é um elemento com alto poder de acumulação e que mesmo em baixas concentrações, o seu consumo frequente pode ser prejudicial à saúde (MENESES et al., 2022).

4.4 Avaliação de risco à saúde

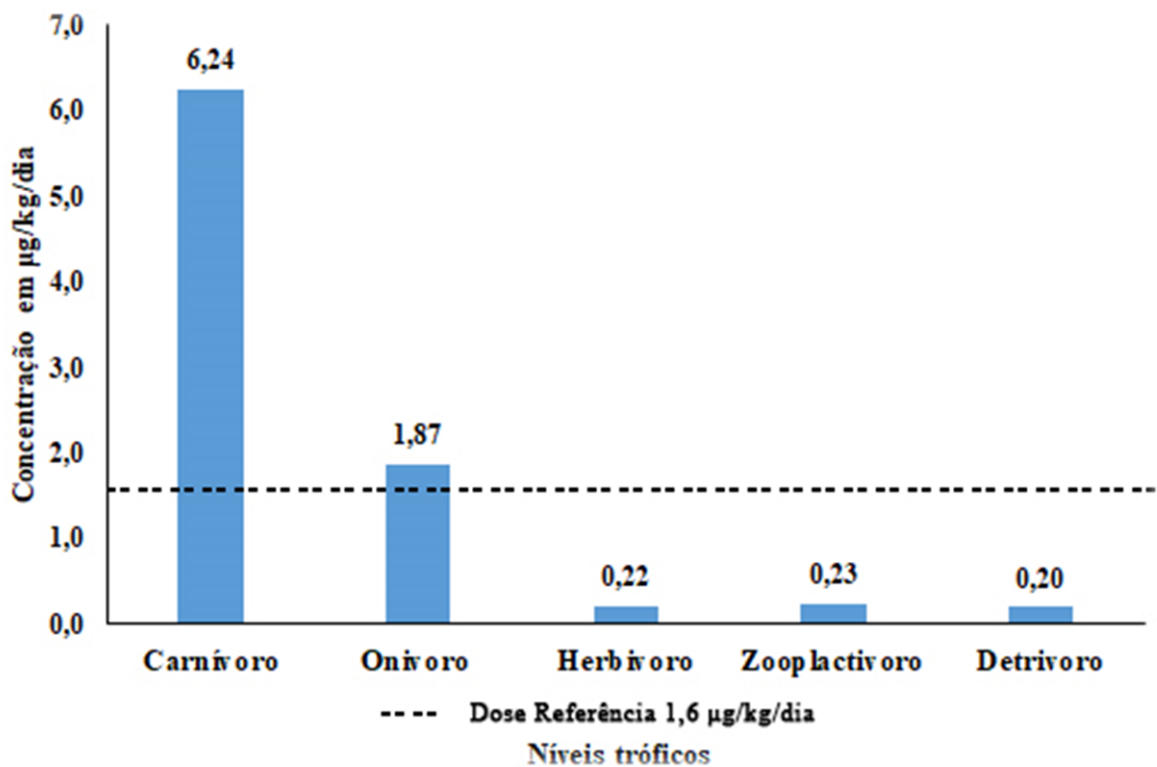
O consumo do peixe na região amazônica brasileira é de grande importância para as populações indígenas, comunidades ribeirinhas, pescadores, quilombolas, camponeses e extrativistas que habitam as áreas próximas a rios, baías e córregos e, portanto, estão altamente expostos a compostos de Hg. O alto consumo de peixe que é a base alimentar dessas populações que são extremamente vulneráveis é de grande preocupação para os sistemas de saúde, visto

que o consumo médio encontrado nos trabalhos é cerca de 430 g/dia e consumidos 7 na semana em média, gerando um consumo de cerca de 3,010 kg/semana.

Dessa forma deve-se avaliar níveis “seguros” para determinadas espécies ou grupos, dessa maneira utiliza-se modelos conceituais para avaliação do risco para o ser humano com base em seu consumo. Na Figura 14 avaliou-se a Dose potencial de Risco para os níveis tróficos, e ao avaliar o nível trófico dos carnívoros encontrou-se concentrações 6,24 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, valor 17 vezes maior que o dose referência (USEPA, 2000) e maior que o estimado por Silva e Lima (2020) para espécies carnívoras na tríplice fronteira de Amazônia, já para os onívoros que também está acima do limite de 1,6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, sua concentração em espécies onívoras estimada foi de 1,87 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, cerca de 17% do preconizado pela USEPA e OMS.

Para os outros níveis tróficos os limites estão na faixa de 0,20 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, considerado um limites baixos se comparado ao trabalho de Hacon et al. (2020) e Vasconcelos et al. (2021) também na Amazônia. Neste trabalho as estimativas para herbívoros foram de 0,22 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, detritívoro 0,20 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$ e zooplantívoro 0,23 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$.

Figura 14. Comparação da Dose Potencial de Risco entre os níveis tróficos das concentrações de mercúrio em relação a dose de referência da Organização Mundial da Saúde.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Como já observado o consumo de espécies carnívoras e onívoras apresenta grandes riscos à saúde, ao se avaliar o Quociente de Risco (QR), confirma-se essa informação. Onde um $QR < 1$ indica uma baixa probabilidade de efeitos adversos à saúde, enquanto $QR > 1$ indica a possibilidade de efeitos adversos não carcinogênicos. Para espécies carnívoras o QR foi de 3,90, demonstrando a possibilidade de efeitos adversos, onde uma alta exposição ao Hg, mesmo que ocasional, pode contribuir significativamente para o aumento do risco de patologias neurológicas em indivíduos que estão sendo cronicamente expostos a este elemento (GINSBERG; TOAL, 2008). Também para os onívoros o QR foi acima de 1, cerca de 1,17, para os outros níveis tróficos o Quocientes de Risco foram abaixo de 1, como para os zooplantívoros e herbívoros tiveram um QR calculado de 0,14, para detritívoros de 0,13. A razão de risco estimada neste estudo indica que não há consumo seguro para peixes carnívoros e onívoros.

De acordo com os parâmetros de segurança propostos pela FAO/OMS (2004) e USEPA (2000; 2002), todos que consumirem espécies onívoras e carnívoras correm o risco de adoecer devido ao alto consumo, neste estudo cerca de 83% (n=1477) das espécies são desses dois grupos e 38% (n=567) deles apresentaram concentrações de mercúrio acima do permitido, demonstrando o grande risco de exposição, visto que esse consumo semanal chega a cerca de 3 kg semanalmente e com dados já corroborados por Meneses et al. (2022) e Vasconcellos et al (2021). Além disso, é importante lembrar que as doses de ingestão seguras propostas por essas agências internacionais foram calculadas a partir de dados produzidos em estudos de outros países. No entanto, os estudos mencionados acima consideraram populações que diferem fortemente das populações amazônicas e esse fator pode, provavelmente, apresentar limites de exposição ao mercúrio e efeitos tóxicos à saúde bastante diferentes para os moradores da região amazônica. (VASCONCELLOS et al., 2021).

5 CONCLUSÕES

A partir da análise dos estudos consultados é possível concluir que os níveis de concentração de mercúrio aumentaram ao longo dos anos nos peixes carnívoros e que as espécies carnívoras ($0,616 \mu\text{g/g}^{-1}$) encontraram-se acima do limiar da zona de segurança alimentar preconizada pela Organização Mundial da Saúde. Espécies não carnívoras mantiveram um patamar seguro quanto ao consumo considerando os dados avaliados. Isto evidência o grande potencial de bioacumulação nas espécies topo de cadeia e o processo de biomagnificação, sobretudo no município de Itaituba, localidade na qual se concentrou boa parte das pesquisas revisadas, visto ser uma província aurífera ainda de intensa atividades garimpeiras.

Apesar dos níveis tróficos dos peixes detritívoros e herbívoros não terem apresentado concentrações acima de $0,5 \mu\text{g/g}^{-1}$ e serem os grupos mais seguros em relação às concentrações de mercúrio e conseqüentemente opções seguras para o consumo humano na Pan-Amazônia, é importante atentar à respeito do risco da frequência que esse alimento é ingerido, devido o mercúrio ser um elemento com alto poder de acumulação e que mesmo em baixas concentrações, o seu consumo recorrente pode contribuir significativamente para o aumento do risco de patologias neurológicas em indivíduos que estão sendo cronicamente expostos a este metal.

Portanto, esta revisão reforça e chama a atenção para a importância do monitoramento da segurança alimentar regional, uma vez que a dieta proteica da população da Amazônia é baseada no consumo de peixes, possuindo uma taxa de consumo maior que a nacional e a mundial. Desta forma, a utilização de tecidos de peixes, especialmente os carnívoros de topo de cadeia, são tidos como imprescindível ferramenta de monitoramento ambiental, que deve ser realizada de modo regular, tanto em áreas expostas como em não expostas ao mercúrio. Medidas como essas são essenciais para estabelecer projeções de vigilância e garantia à saúde pública e ambiental junto a economia pesqueira da Amazônia.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, I. M. de; RESENDE, E. K. de. **Alimentação dos peixes detritívoros da Baía Tuiuiú, rio Paraguai, Pantanal de Mato Grosso do Sul**: Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Corumbá, MS, 2012.
- 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.
- AMORIM, I. A. de et al. Concentração de mercúrio em tecidos musculares de peixes com diferentes hábitos alimentares no reservatório da UHE Samuel. In: , Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 3., 2012, Goiânia, GO. **Anais [...]**. Goiânia, GO: IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2012. p. 1–5. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2012/VIII-016.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2021.
- ARRIFANO, G. P. F. et al. Large-scale projects in the amazon and human exposure to mercury: The case-study of the Tucuruí Dam. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 299–305, 2018.
- ARRIFANO, G. de P. F. **Metilmercúrio e mercúrio inorgânico em peixes comercializados nos mercados municipais de Itaituba (Tapajós) e mercado do Ver-o-peso (Belém)**. 2011. 59 f. - Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Belém, PA, 2011.
- ARRUDA, M. C. F. de. **Avaliação dos indicadores da política de pesca do programa zona franca verde: perspectivas econômicas e ambientais**. 2017. 83 f. - Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM, 2017.
- BASTOS, W. R. et al. Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 140, p. 191–197, 2015.
- BATISTA, V. da S.; ISAAC, V. J.; VIANA, J. P. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (org.). **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. Manaus, AM: Ibama/ProVárzea, 2004. p. 63–151.
- BENEFICE, E.; LUNA-MONRROY, S.; LOPEZ-RODRIGUEZ, R. Fishing activity, health characteristics and mercury exposure of Amerindian women living alongside the Beni River (Amazonian Bolivia). **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 213, n. 6, p. 458–464, 2010.
- BERLIN, M.; ZALUPS, R. K.; FOWLER, B. A. Mercury. In: NORDBERG, G. F.; FOWLER, B. A.; NORDBERG, M. (org.). **Handbook on the Toxicology of Metals**. 4. ed. New York, NY, USA: Academic Press, Elsevier, 2014. p. 345–387.
- BEZERRA, O.; VERÍSSIMO, A.; UHL, C. (org.). **Impactos da garimpagem de ouro na Amazônia oriental**. Belém, PA: IMAZON, Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 1998.
- BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 593–600, 2004.

- BOISCHIO, A. A. P.; HENSHEL, D. Fish Consumption, Fish Lore, and Mercury Pollution—Risk Communication for the Madeira River People. **Environmental Research**, v. 84, n. 2, p. 108–126, 2000.
- BORCHERS, A. et al. Food Safety. **Clinical Reviews in Allergy & Immunology**, v. 39, n. 2, p. 95–141, 2010.
- BRABO, E. da 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, n. 2, p. 325–331, 2000.
- BURGER, J. et al. Metal Levels in Fish from the Savannah River: Potential Hazards to Fish and Other Receptors. **Environmental Research**, v. 89, n. 1, p. 85–97, 2002.
- CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. (org.). **Avaliação da potencial acumulação de mercúrio em peixes dos reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO**. Rio de Janeiro, RJ: CETEM/MCT, 2008.
- CASTRO, N. S. S. de et al. Mercury in fish and sediment of Purus River, Acre State, Amazon. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 24, n. 3, p. 294–300, 2016.
- CDC - CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. **Occupational health guideline for organo (alkyl) mercury**. Washington, DC, USA, 1978. Disponível em: <http://www.cdc.gov/niosh/docs/81-123/pdfs/0384.pdf>. Acesso em: 2 maio 2022.
- CERDEIRA, R. G. P.; RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do lago grande de Monte Alegre, PA - Brasil. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 3, p. 213–227, 1997.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mércurio e seus compostos – Ficha de informação toxicológica**. São Paulo, SP, 2012. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/mercurio.pdf>. Acesso em: 2 maio 2022.
- COSTA JUNIOR, J. M. F. et al. Teores de mercúrio em cabelo e consumo de pescado de comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira, região do Tapajós. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 23, n. 3, p. 805–812, 2018.
- CRESPO-LOPEZ, M. E. et al. Mercury: What can we learn from the Amazon?. **Environment International**, v. 146, p. 106223, 2021.
- DARNELL, R. M. Trophic Spectrum of an Estuarine Community, Based on Studies of Lake Pontchartrain, Louisiana. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 553–568, 1961.
- DOMINGO, J. L. Omega-3 fatty acids and the benefits of fish consumption: Is all that glitters gold?. **Environment International**, v. 33, n. 7, p. 993–998, 2007.
- DOREA, J. G. et al. Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Munduruku and Kayabi Indians of Amazonia. **Environmental Research**, v. 97, n. 2, p. 209–219, 2005.
- 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.

DORIA, C. R. da C. et al. A pesca em comunidades ribeirinhas na região do médio rio Madeira, Rondônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 19, n. 3, 2016.

DURAL, M.; GÖKSU, M. Z. L.; ÖZAK, A. A. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. **Food Chemistry**, v. 102, n. 1, p. 415–421, 2007.

EFSA - European Food Safety Authority. Statement on the benefits of fish/seafood consumption compared to the risks of methylmercury in fish/seafood. **EFSA Journal**, v. 13, n. 1, p. 3982, 2015.

EKINO, S. et al. Minamata disease revisited: An update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. **Journal of the Neurological Sciences**, v. 262, n. 1–2, p. 131–144, 2007.

FAIAL, K. et al. Mercury levels assessment in hair of riverside inhabitants of the Tapajós River, Pará State, Amazon, Brazil: Fish consumption as a possible route of exposure. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 30, p. 66–76, 2015.

FAIAL, K. R. F. et al. Mercury levels in fish of Trombetas river in low Amazon area: an area out of the influence of gold mining. **Cadernos de Saúde Coletiva**, v. 13, n. 1, p. 237–248, 2005.

FAO/WHO. **Evaluation of certain food additives and contaminants : sixty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives**. Roma, Itália: World Health Organization, 2004.

FAO/WHO. **Expert Committee on Food Additives. Sixty-first Meeting. Summary and Conclusions**. Genebra, Suíça 2008. Disponível em: https://cdn.who.int/media/docs/default-source/food-safety/jecfa/summary-and-conclusions/jecfa91-1to12march2021-summary-and-conclusions.pdf?sfvrsn=1d79351f_5 .

FAO/WHO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION/WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Food Standards Programme Codex Committee on Contaminants in Foods (Eighth session)**. Genebra, Suíça: Food and Agriculture Organization of The United Nations e World Health Organization, 2015. Disponível em: <https://www.fao.org/3/w1362e/W1362E00.htm> .

FARIAS, A. R. **A importância e aplicações do Mercúrio (Hg) no cotidiano**. Marialva, PR, 2010. Disponível em: <http://adaoreinaldo.blogspot.com/2010/04/importancia-e-aplicacoes-do-mercúrio-hg.html>. Acesso em: 20 mar. 2022.

FARRIPAS, S. do S. M. **Aspectos epidemiológicos da exposição ao mercúrio na região do Tapajós, no período de 1994 a 2008**. 2010. 62 f. - Dissertação (Mestrado em Doenças Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Doenças Tropicais, Universidade Federal do Pará, Belém, PA, 2010.

FEINGOLD, B. J. et al. Population-based dietary exposure to mercury through fish consumption in the Southern Peruvian Amazon. **Environmental Research**, v. 183, p.

108720, 2020. Disponível em:

FRÉRY, N. et al. Gold-mining activities and mercury contamination of native amerindian communities in French Guiana: key role of fish in dietary uptake. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 5, p. 449–456, 2001.

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, 2008.

GUERRA, F. M. et al. Impactos de las pesquerías de *Calophysus macropterus* un riesgo para salud pública y la conservación de los delfines de río en Colombia. **Momentos de Ciência**, v. 12, n. 2, p. 76–87, 2015.

HACON, S. de S. **Avaliacao do risco potencial para a saude humana da exposicao ao mercurio na area urbana de Alta Floresta, Mato Grosso - Bacia Amazonica - Brasil**. 1996. 182 f. - Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) - Programa de Pos-graduacao em Geociencias-Geoquimica, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 1996.

HACON, S. de S. et al. Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 15, p. 5269, 2020.

HACON, S. et al. The Influence of Changes in Lifestyle and Mercury Exposure in Riverine Populations of the Madeira River (Amazon Basin) near a Hydroelectric Project. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 3, p. 2437–2455, 2014.

JESUS, R. S. de et al. Valor nutricional del pescado amazónico. **Infopesca Internacional**, v. 28, p. 22–26, 2007.

KASPER, D. et al. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. **Hydrobiologia**, v. 694, n. 1, p. 87–98, 2012.

KEHRIG, H. A. et al. Methyl and total mercury found in two man-made Amazonian Reservoirs. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, n. 6, p. 1142–1152, 2009.

KEHRIG, H. do A.; HOWARD, B. M.; MALM, O. Methylmercury in a predatory fish (*Cichla* spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 154, n. 1, p. 68–76, 2008.

LACERDA, L. D. de et al. Atmospheric mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years. **Ciência e Cultura, Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, v. 51, n. 6, p. 363–371, 1999.

LATRUBESSE, E. M.; FRANZINELLI, E. The late Quaternary evolution of the Negro River, Amazon, Brazil: Implications for island and floodplain formation in large anabranching tropical systems. **Geomorphology**, v. 70, n. 3–4, p. 372–397, 2005.

LECHLER, P. J. et al. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments?. **The Science of The Total Environment**, v. 260, n. 1–3, p. 87–96, 2000.

- LIMA, D. P. de. **Assessment of contamination by heavy metals in water and fish from the Cassiporé, Amapá, Amazonas, Brazil basin**. 2013. 147 f. - Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) - Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá, Macapá, AP, 2013.
- LIMA, E. R. Z. de; COLON, J. C.; SOUZA, M. T. de. Alterações auditivas em trabalhadores expostos a mercúrio. **Revista CEFAC**, v. 11, n. suppl 1, 2009.
- LINO, A. S. et al. Mercury and selenium in fishes from the Tapajós River in the Brazilian Amazon: An evaluation of human exposure. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 48, p. 196–201, 2018.
- LOPES, I. G.; OLIVEIRA, R. .; RAMOS, F. . Perfil do Consumo de Peixes pela População Brasileira. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 2, p. 62–65, 2016.
- MAURICE-BOURGOINA, L. et al. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. **The Science of The Total Environment**, v. 260, n. 1–3, p. 73–86, 2000.
- MELLO, K. S. A. **Ictiofauna de um trecho do rio das almas/go com enfoque nos hábitos alimentares e etnoictiologia**. 2019. 59 f. - Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Instituto Federal Goiano, Ceres, GO, 2019.
- MENDES, V. A. et al. Mercury in blood, hair, and feces from subsistence fish-eating riverines of the Madeira River Basin (Western Amazon). **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 67, p. 126773, 2021.
- MÉNDEZ, C. F.; HUAYLLAHUA, M. C. G.; GRANDEZ, K. N. Crecimiento y sobrevivencia en la alimentacion de juveniles de arahuana *Osteoglossum bicirrhosum*. **Folia Amazónica**, v. 28, n. 1, p. 123–129, 2019.
- MENESES, H. do N. de M. et al. Mercury Contamination: A Growing Threat to Riverine and Urban Communities in the Brazilian Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 5, p. 2816, 2022.
- MERTENS, F. et al. The role of strong-tie social networks in mediating food security of fish resources by a traditional riverine community in the Brazilian Amazon. **Ecology and Society**, v. 20, n. 3, p. art18, 2015.
- MILHOMEM FILHO, E. O. et al. A ingestão de pescado e as concentrações de mercúrio em famílias de pescadores de Imperatriz (MA). **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 19, n. 1, p. 14–25, 2016.
- MIRANDA, M. R. et al. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 240–251, 2007.
- MORAES, J. L. **Mercúrio total em peixes e crustáceos comercializados no Estado do Pará**: 1. Rio de Janeiro, RJ, 2011.
- MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 543–566, 1998.

MOURÃO, D. de S. **Avaliação da exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas de Porto Velho, Rondônia**. 2016. 91 f. - Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, RJ, 2016.

NASCIMENTO, E. L. do et al. Dynamics of mercury in the plankton of a hydroelectric reservoir, Western Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 10, p. 647, 2020.

OLIVARES, I. R. B. **Emissões antrópicas de mercúrio para a atmosfera na Região de Paulínia (SP)**. 2003. - Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2003.

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.

OLIVEIRA, J. M. de. O peixe e a saúde: das recomendações para o consumo às possibilidades ambientais de atendê-lo. **Segurança Alimentar e Nutricional**, v. 20, n. 1supl, p. 141, 2015. Disponível em: <https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/san/article/view/8634592>.

OLIVEIRA, H. do S. P.; FRANÇA, S. C. A.; ROCHA, E. J. P. da. Atividades de mineração e avaliação de metais em água superficial, sedimento de fundo e peixes no rio Tapajós. In: OLIVEIRA, H. do S. P.; FRANÇA, S. C. A.; ROCHA, E. J. P. da (org.). **Amazônia em tempo: estudos climáticos e socioambientais**. Belém, PA: UFPA: MPEG: EMBRAPA, 2008. p. 195–221.

OLIVEIRA, D. M.; FRÉDOU, T. A pesca no Estuário Amazônico: uma análise uni e multivariada. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 2, n. 2, p. 11–21, 2007.

OPAS - ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE. **Cooperação Técnica entre Brasil, Bolívia e Colômbia: teoria e prática para o fortalecimento da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Mercúrio**. Brasília, DF: OPAS, 2011.

PASSOS, C. J. S. et al. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology**, v. 18, n. 1, p. 76–87, 2008.

PASSOS, C. J. S.; MERGLER, D. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 24, n. suppl 4, p. s503–s520, 2008.

PENNA FILHO, P. Reflexões sobre o Brasil e os desafios Pan-Amazônicos. **Revista Brasileira de Política Internacional**, v. 56, n. 2, p. 94–111, 2013.

PRAZERES, L. F. N. dos et al. Determinação de mercúrio total em *Colossoma macropomum* proveniente da APA do igarapé gelado. **Revista Valore**, v. 3, p. 43–54, 2018.

REIS JÚNIOR, J. J. do C.; SILVA, C. A. da. Determinação de Mercúrio, Chumbo, Cádmi e Arsênio em Peixes Marinhos Comercializados em Aracaju: Implicações e Risco à Saúde Humana. In: , Seminário de Iniciação Científica e Pós-Graduação da Embrapa Tabuleiros

- Costeiros, 4., 2014, Aracaju, SE. (EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Org.) **Anais [...]**. Aracaju, SE: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2014. p. 8. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/998124/1/148.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2022.
- ROCHA, C. A. M. **Avaliação da genotoxicidade do cloreto de metilmercúrio em duas espécies de peixes neotropicais**. 2009. - Tese (Doutorado. Em Neurociências e Biologia Celular) - Universidade Federal do Pará, Belém, PA, 2009.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 80, n. 1–4, p. 1079–1088, 1995.
- SÁ, A. L. de et al. Exposição humana ao mercúrio na região Oeste do Estado do Pará. **Revista Paraense de Medicina**, v. 20, n. 1, p. 19–25, 2006.
- SADHRA, S. S.; WHEATLEY, A. D.; CROSS, H. J. Dietary exposure to copper in the European Union and its assessment for EU regulatory risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 374, n. 2–3, p. 223–234, 2007.
- SANTOS, I. R. dos et al. Baseline mercury and zinc concentrations in terrestrial and coastal organisms of Admiralty Bay, Antarctica. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 2, p. 304–311, 2006.
- SANTOS, G. M. dos. **Peixes comerciais de Manaus**. 2. ed. Manaus, AM: Editora INPA, 2009.
- SARTORI, A. G. de O.; AMANCIO, R. D. Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. **Segurança Alimentar e Nutricional**, v. 19, n. 2, p. 83–93, 2012.
- SILVA, A. de M. **Prevalência, fatores associados e barreiras ao consumo de peixes e frutos do mar em escolares do município de Florianópolis - SC**. 2012. 169 f. - Dissertação (Mestrado em Nutrição) - Programa de Pós-Graduação em Nutrição, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2012.
- SILVA, S. F. da; LIMA, M. de O. Mercury in fish marketed in the Amazon Triple Frontier and Health Risk Assessment. **Chemosphere**, v. 248, p. 125989, 2020.
- SOARES, J. L. F. et al. Bioacumulação de Mercúrio Total (HgT) e Hábitos Alimentares de Peixes da Bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 1, p. 102–106, 2016.
- SOUZA, J. R.; BARBOSA, A. C. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química nova na escola**, v. 12, p. 3–7, 2000.
- SOUZA, J.; BASTISTA, G.; BERNSTEIN, A. Mercúrio na Amazônia: a bomba relógio bioquímica. **Educação Pública**, v. 20, n. 22, p. 1–8, 2014.
- SWEET, L. I.; ZELIKOF, J. T. Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 4, n. 2, p. 161–205, 2001.

SYNOD. **A Pan-Amazônia**. Vaticano, Roma, 2020. Disponível em: <http://secretariat.synod.va/content/sinodoamazonico/pt/a-pan-amazonia.html>. Acesso em: 19 fev. 2022.

TEODORO, D. M. D. **Avaliação dos teores de mercúrio e selênio em pescados da Região Amazônica**. 2006. 59 f. - Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Centro Tecnológico, Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Belém, PA, 2006.

ULLRICH, S. M.; TANTON, T. W.; ABDRAHITOVA, S. A. Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 31, n. 3, p. 241–293, 2001.

USEPA - United States Environmental Protection Agency **Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury**. Washington, DC, USA, 2002. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-02/documents/wqc-final-methylmercury-factsheet-2001.pdf>. .

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Health Effects of Mercury and Mercury Compounds**. Washington, DC, USA, 1997. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/volume5.pdf>. Acesso em: 1 mar. 2022.

USEPA - United States Environmental Protection Agency **Reference Dose for Methylmercury**. Washington, DC, USA: 2000.

VASCONCELLOS, A. C. S. de et al. Health Risk Assessment of Mercury Exposure from Fish Consumption in Munduruku Indigenous Communities in the Brazilian Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 15, p. 7940, 2021.

VAZ, M. M. et al. The dietary regime of detritivorous fish from the River Jacaré Pepira, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 6, n. 2, p. 121–132, 1999.

WASHINGTON, M.; MAXIMIANO, A. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. **Associação Brasileira de Limnologia**, v. 41, n. 1, p. 8–14, 2015.

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

WHO/ UNEP - World Health Organization / United Nations Environment Programme. **Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure**. Genebra, Suíça: WHO, 2008.

YOKOO, E. M. et al. Validation and Calibration of Mercury Intake through Self-Referred Fish Consumption in Riverine Populations in Pantanal Mato-grossense, Brazil. **Environmental Research**, v. 86, n. 1, p. 88–93, 2001.

ZAHIR, F. et al. Low dose mercury toxicity and human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 20, n. 2, p. 351–360, 2005.

ZENDRON, R. Mecanismos de neurotoxicidade e doenças neurológicas relacionadas à

intoxicação por metais pesados. **Revista Brasileira de Nutrição Funcional**, v. 64, p. 45–51, 2015.