



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

Dennys de Souza Mourão

**Avaliação da exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas de Porto Velho,
Rondônia**

Rio de Janeiro

2016

Dennys de Souza Mourão

**Avaliação da exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas de Porto Velho,
Rondônia**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Gestão de Problemas Ambientais e Promoção da Saúde.

Orientadora: Prof.^a Dra. Sandra de Souza Hacon.

Coorientadora: Prof.^a Dra. Beatriz Fátima Alves de Oliveira.

Rio de Janeiro

2016

Catálogo na fonte
Fundação Oswaldo Cruz
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica
Biblioteca de Saúde Pública

M929a Mourão, Dennys de Souza
Avaliação da exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas de Porto Velho, Rondônia. / Dennys de Souza Mourão. -- 2016.
91 f. : il. ; tab. ; graf. ; mapas

Orientadora: Sandra de Souza Hacon.
Coorientadora: Beatriz Fátima Alves de Oliveira.
Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2016.

1. Mercúrio. 2. Exposição Ambiental. 3. Recomendações Nutricionais. 4. Populações Vulneráveis. 5. Ecossistema Amazônico. I. Título.

CDD – 22.ed. – 615.925663098175

Dennys de Souza Mourão

**Avaliação da exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas de Porto Velho,
Rondônia**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Gestão de Problemas Ambientais e Promoção da Saúde.

Aprovada em: 27 de junho de 2016.

Banca Examinadora

Prof.^a Dra. Ludmilla da Silva Jacobson
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Paulo Rubens Guimarães Barrocas
Fundação Oswaldo Cruz - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Prof.^a Dra. Sandra de Souza Hacon (Orientadora)
Fundação Oswaldo Cruz - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Rio de Janeiro

2016

À minha família, Armando, Hilze, Roberta, Annie e Alessandra, que sempre me apoiaram nas minhas escolhas. Minha homenagem e agradecimento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por toda força e luz que me possibilitou concluir mais essa etapa na minha vida.

À Dra. Sandra de Souza Hacon pela minha primeira oportunidade há dez anos, quando me aceitou como bolsista de iniciação científica e sempre continuou acreditando em mim até a conclusão do mestrado. Obrigado por todo conhecimento que adquiri, por sua confiança e apoio nessa minha jornada.

À Dra. Beatriz Fátima Alves de Oliveira, primeiramente, pela amizade sincera e verdadeira que sempre me tratou durante esses anos, sempre me aconselhando e me ajudando nos momentos mais difíceis. Agradeço por toda co-orientação e ajuda em organizar a dissertação, não saberia expressar toda minha gratidão.

Aos professores Dra. Ludmilla Jacobson, Dra. Carmen Freire e Dr. Paulo Barrocas por todas as sugestões e considerações levantadas na banca de qualificação.

Aos meus amigos da sala 620, Gabriela Protázio, Danielle Ribeiro, Claudia Vega, Tercia Seixas e Julia Peixoto (ex-620) pelo apoio, incentivo e auxílio na concretização deste trabalho.

Aos meus amigos e professores da turma do mestrado de 2014, em especial, Claudio Motta, Juliana Amancio, Camila Lemos e Sayonara Azevedo.

A toda equipe de campo que participou do projeto que deram seu melhor na coleta dos dados e tornaram os momentos em campo muito mais divertido, Rosana, Deusirene, Danielle e Douglas.

À minha família por todo amor e fé com que sempre me trataram, serei eternamente grato por isso.

À CAPES pela bolsa de estudo concedida.

RESUMO

O mercúrio é uma preocupação global devido às suas propriedades físicas e químicas que permitem seu transporte a longas distâncias, persistência ambiental e seus efeitos na saúde humana, principalmente no desenvolvimento neurológico em exposição pré-natal. O objetivo deste estudo foi avaliar a dose de exposição ambiental ao mercúrio, em populações residentes na região da bacia do rio Madeira, Porto Velho, Rondônia. A dissertação é apresentada em formato de coletânea da qual fazem parte dois artigos científicos. No primeiro artigo, o consumo de peixe foi quantificado a partir de medidas *in loco* das refeições realizadas por 51 residentes das comunidades ribeirinhas. Estimou-se a quantidade em gramas e a frequência semanal de consumo de cada espécie de peixe segundo sua concentração de mercúrio. No segundo artigo, a dose de exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe foi estimada a partir da taxa de ingestão e da frequência do consumo de peixe. Nesta análise foi utilizado o software Crystal Ball para simular a dose de exposição em cada grupo de estudo. O quociente de risco foi calculado a partir da dose de exposição dividido pela dose referência da USEPA (2001) e JECFA (2007). A mediana da quantidade de peixe consumida foi de 93, 135, 195 gramas por refeição para os grupos infanto-juvenil, mulheres em idade reprodutiva e adultos, respectivamente. A mediana da dose de exposição estimada foi de 0,49 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, 0,25 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$ e 0,51 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, respectivamente, nos grupos infanto-juvenil, mulheres e adultos. Segundo a dose de referência da USEPA, observou-se risco toxicológico de 97% para o grupo infanto-juvenil, 87% para as mulheres e 96% para os adultos apresentaram risco toxicológico. Conclui-se que mesmo com as concentrações de mercúrio em peixe abaixo dos limites nacionais, a quantidade e a frequência do consumo de peixe das comunidades ribeirinhas são suficientes para manter uma dose de exposição elevada em todos os grupos.

Palavras-chave: Mercúrio. Exposição ambiental. Recomendações nutricionais. Populações vulneráveis. Ecossistema Amazônico.

ABSTRACT

Mercury is recognized as a global concern due to their physical and chemical properties that allow their transport over long distances, environmental persistence and their effects on human health, particularly in neurological development in prenatal exposures. The aim of this study was to evaluate the environmental exposure dose to mercury, in populations living in the region of the basin of the river Madeira, Porto Velho, Rondônia. The dissertation is presented in collection format that consists of two scientific articles. In the first article, fish consumption was quantified from main meal of 51 residents of riverine communities. It has been estimated yet the amount and frequency of consumption of each fish species according to their mercury concentration, considering the intake of the JECFA (2007). In the second article, the exposure dose to mercury through fish consumption was estimated from the ingestion rate and frequency of fish consumption using Crystal Ball software to simulate exposure dose for each study group. The median number of fish consumed was 93, 135 and 195 grams per meal for the groups of children and youth, women of childbearing age and adults, respectively. The median estimated exposure dose was 0.49 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, 0.25 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$ and 0.51 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$, respectively, in the groups of children and youth, women and adults. According to the reference dose USEPA, 97% children and adolescents, 87% of women and 96% of adults had toxicological risk. It can be concluded that even with the Mercury concentrations in fish below the recommended limits, the amount and frequency of fish consumption of riverine communities are sufficient to maintain a high exposure dose in all groups.

Keywords: Mercury. Environmental exposure. Recommended dietary allowances. Vulnerable populations. Amazonian ecosystem.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Espécies químicas do Hg	14
Figura 2 - Ciclo global do mercúrio (Adaptado de UNEP, 2013b).	16
Figura 3 - Área de estudo.	38
Quadro 1 - Organograma da população participante do estudo.	39
Figura 4 - Distribuição do consumo diário de peixe nos grupos de crianças, mulheres em idade reprodutiva e de adultos da população fonte, moradores das comunidades ribeirinhas do rio Madeira.....	47
Figura 5 - Representação gráfica da distribuição do consumo diário de peixe por categorias da Frequência semanal do consumo de peixe relatado no inquérito domiciliar.	48
Figura 6 - Gráfico da dispersão para o consumo de peixe quantificado e relatado.	49
Figura 7 - Área de estudo.	65
Figura 8 - Estimativa da dose potencial de ingresso do Hg pelo consumo de peixe, para os grupos: infanto-juvenil, mulheres em idade reprodutiva e adultos em geral.....	74
Figura 9 - Risco toxicológico ao Hg pelo consumo de peixe para os cenários mediano e pessimista e grupos (1) Infanto-Juvenil, (2) Mulheres em idade reprodutiva e (3) Adultos.	75
Figura 10 - Análise de incerteza para exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe. .	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Síntese dos artigos que quantificaram o consumo de peixe em comunidades da Amazônia brasileira.	21
Tabela 2 - Síntese dos artigos que avaliaram a concentração de Hg em peixe da bacia Amazônica.	23
Tabela 3 - Síntese dos artigos que analisaram a concentração de Hg no cabelo dos moradores das comunidades da Amazônia brasileira.	29
Tabela 4 - Caracterização sociodemográfica das populações de estudo e população fonte.	44
Tabela 5 - Distribuição do consumo de peixe quantificado na refeição e da frequência semanal de peixe (recordatório 7 dias) por grupo de Infanto-Juvenil, Mulheres em idade reprodutiva e de Adultos.	45
Tabela 6 - Distribuição da frequência e quantidade das espécies de peixes consumidas pelos 51 participantes.	46
Tabela 7 - Coeficientes estimados dos modelos de regressão linear para avaliar a concentração de mercúrio no cabelo.	49
Tabela 8 - Descritiva dos valores de Consumo Máximo Admissível Diário (CMAD) e Semanal (CMAS) em razão da concentração de mercúrio nas espécies de peixe, para cada grupo, (1) Espécies analisadas nesse estudo; (2) Espécies analisadas no estudo de Bastos e colaboradores (2015).	51
Tabela 9 - Revisão da literatura sobre o consumo de peixe na Amazônia brasileira.	53
Tabela 10 - Caracterização sociodemográfica das populações de estudo e população fonte.	69
Tabela 11 - Descrição das variáveis de entrada no modelo de exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe, referentes a taxa de consumo de peixe, duração da exposição, frequência da exposição e peso corporal, segundo o grupo.	71
Tabela 12 - Frequência percentual dos principais peixes consumidos relatado no inquérito domiciliar dividido por grupo e pelo geral.	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AT	Tempo Ponderado
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BW	Peso Corporal
CMAD	Consumo Máximo Admissível Diário
CMAS	Consumo Máximo Admissível Semanal
C-Pc	Concentração de mercúrio em Peixe Carnívoro
C-Pnc	Concentração de mercúrio em Peixe Não Carnívoro
ED	Duração da Exposição
EF	Frequência da Exposição
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of United Nations</i>
Hg	Mercúrio
IC	Intervalo de Confiança
IMC	Índice de Massa Corporal
IR	Taxa de ingestão de peixe
JECFA	<i>Joint FAO/WHO Expert Committee on Food additives</i>
Kg	Kilograma
MeHg	Metilmercúrio
OMS	Organização Mundial de Saúde
QR	Quociente de Risco
R _f /D	Dose de Referência
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
USEPA	<i>United State Environmental Protection Agency</i>
WHO	<i>World Health Organization</i>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	14
2.1 MERCÚRIO	14
2.2 FONTES DE MERCÚRIO.....	15
2.3 EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO	16
2.4 METILMERCÚRIO	16
2.5 EFEITOS NA SAÚDE	17
2.6 GRUPOS VULNERÁVEIS	18
2.7 VALORES DE REFERÊNCIA	18
2.8 EXPOSIÇÃO AO Hg NA BACIA AMAZONICA BRASILEIRA.....	19
3 OBJETIVOS	32
3.1 GERAL.....	32
3.2 ESPECÍFICOS	32
4 ARTIGO 1 - QUANTIFICAÇÃO DO CONSUMO DE PEIXE EM COMUNIDADES RIBEIRINHAS DO RIO MADEIRA/RO.....	32
4.1 INTRODUÇÃO.....	35
4.2 METODOLOGIA.....	36
4.3 RESULTADOS.....	43
4.4 DISCUSSÃO	54
4.5 REFERÊNCIAS	57
5 ARTIGO 2 - AVALIAÇÃO DA DOSE DE RISCO AO MERCÚRIO PROVENIENTE DO CONSUMO DE PEIXE EM GRUPOS VULNERÁVEIS DO RIO MADEIRA, PORTO VELHO, RONDÔNIA.	62
5.1 INTRODUÇÃO.....	63
5.2 METODOLOGIA.....	64
5.3 RESULTADOS.....	68
5.4 DISCUSSÃO	77
5.5 REFERÊNCIAS	80
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	84
REFERÊNCIAS	86

1 INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é reconhecido como uma preocupação global devido as suas características físicas e químicas que permitem o seu transporte atmosférico de longo alcance, sua persistência ambiental, sua capacidade de bioacumular no ecossistema e seus negativos efeitos à saúde humana, principalmente, efeitos ao sistema nervoso central (UNEP, 2013a). Por essa razão, 128 países assinaram a Convenção de Minamata, tratado global cujo objetivo é proteger a saúde humana e ambiental das emissões antropogênicas de mercúrio e seus compostos (<http://www.mercuryconvention.org/>).

Segundo a estimativa do inventário de emissões globais, a América do Sul foi a terceira região que mais emitiu Hg de origem antropogênica em 2010, 12,5 % do total de 1996 toneladas de Hg (UNEP, 2013b). A mineração de ouro artesanal foi a atividade que mais contribuiu para as emissões de fonte antropogênica, respondendo por 37% das emissões por essa fonte (UNEP, 2013b). No Brasil, as emissões de Hg pela mineração de ouro concentram-se na região Amazônica (MMA, 2013).

O ciclo de ouro na Amazônia brasileira teve seu auge na década de 80, estima-se que foram emitidas 78 toneladas de Hg por ano durante esse período (Lacerda e Martins, 1997). Além da mineração de ouro, a região apresenta grande parte da concentração de Hg de origem natural presente nos solos (Roulet et. al., 1999). Ainda que a produção do ouro e a emissão de Hg tenham diminuído, o passivo ambiental deixado pelos mais 10 anos de atividade garimpeira é enorme (Wasserman et. al., 2001). Corroborando com esse cenário, as políticas de ocupação e obras desenvolvimento da região têm provocado mudanças no uso do solo, com consequente remobilização do mercúrio e aumento da biodisponibilidade para os ambientes aquáticos da região (Fearnside, 2005; Sampaio da Silva et al., 2009).

O Hg inorgânico disponível no ambiente é carregado para os corpos hídricos onde pode sofrer metilação, pela ação de bactérias, formando o Metil-mercúrio (MeHg) (IPCS, 1976). O MeHg gerado entra na cadeia alimentar, onde bioacumula e biomagnifica resultando em concentrações mais elevadas de MeHg nas espécies predatórias (IPCS, 1990). Na região Amazônica, estudos avaliando as concentrações de mercúrio em peixes encontraram, em média, valores dentro dos estabelecidos pelos limites nacionais e internacionais, de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de Hg para peixes não predadores e $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de Hg para peixes predadores (IPCS 1990; Brasil, 1998)

Contudo, os limites máximos de Hg em peixe foram baseados em quantidades de consumo de peixe realizado pela população dos Estados Unidos (IPCS, 1990). Com base

nesses limites de Hg em peixe, o consumo humano limita-se 200 e 400 gramas semanais para os peixes não predadores e predadores, respectivamente (ATSDR, 1999). Por essa razão, esses limites não representam o consumo das populações da Amazônia que dependem do peixe como principal fonte de proteínas. Em comunidades ribeirinhas tradicionais da Amazônia o consumo de peixe pode chegar a 400 gramas por dia (Oliveira et al., 2010). Nesta população o consumo de peixe é a principal forma de exposição ambiental ao mercúrio, conseqüentemente, sabe-se que populações com alto consumo apresentam maiores concentrações de mercúrio e maiores são as chances de efeitos provenientes desse metal.

Os moradores das comunidades ribeirinhas da Amazônia brasileira apresentaram médias das concentrações de mercúrio no cabelo variando entre 2,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em comunidades ribeirinhas de Rondônia (Hacon et al., 2014) e 21,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na população adulta das comunidades do rio Negro/AM (Barbosa et al., 2001).

Ainda que o consumo de peixe seja considerado a principal fonte de exposição ambiental ao mercúrio, poucos estudos avaliaram a dose de exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe na Amazônia. A dose de exposição ao mercúrio, na região, variou entre 0,2 $\mu\text{g/peso corporal/dia}$ a 4,3 $\mu\text{g/peso corporal/dia}$ (Boischio & Henshel, 1996; Hacon et al., 1997; Passos et al., 2008), e está acima da dose de referência internacional 0,1 (USEPA, 2001) e entre 0,23 a 0,47 (FAO/WHO, 1999).

As doses de referência estimadas pelas agências internacionais são baseadas em estudos que avaliaram a exposição pré-natal ao mercúrio e os seus efeitos neurológicos em crianças residentes nas ilhas Faroas e Seycelles (US.EPA, 2001; FAO/WHO, 2007). Porém, as mesmas concentrações de dose-resposta não são encontradas no Brasil.

Os estudos realizados na região Amazônica que avaliaram os efeitos da exposição ao mercúrio no desenvolvimento neurológico de crianças (Grandjean, et. al., 1999; Fonseca et al., 2008; Marques et al., 2007, 2012) e na exposição pré-natal (Marques et. al., 2003) e de adultos (Lebel et. al., 1996; Lebel et. al., 1998; Yokoo et. al., 2003) apresentaram fracas associações e relataram que fatores de confundimento como a renda, a escolaridade materna, o consumo de peixe e o estado nutricional poderiam mascarar a relação da exposição ao mercúrio com efeitos no sistema nervoso.

Nesse contexto, a avaliação da exposição ao Hg pelo consumo de peixe permitirá uma melhor compreensão dos riscos à saúde humana em diferentes grupos populacionais. Além disso, contribuirá para a discussão de medidas de proteção à saúde associadas à exposição ao Hg em razão do consumo de peixe.

Este estudo faz parte do projeto “Avaliação de Impacto à Saúde. A Construção de uma

ferramenta para a gestão socioambiental de projetos de desenvolvimento na Amazônia”, financiado pelo edital INOVA 2013 da Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP/FIOCRUZ).

A presente dissertação está dividida em seções que serão brevemente descritas a seguir

- I. FUNDAMETAÇÃO TEÓRICA - Essa seção está definida nos seguintes itens - Toxicologia do mercúrio e Exposição ao mercúrio na bacia Amazônica brasileira.
- II. OBJETIVOS - Essa seção apresenta os objetos gerais e específicos.
- III. ARTIGO 1 - Apresenta o artigo intitulado “Quantificação do consumo de peixe em comunidades ribeirinhas do rio Madeira/RO”.
- IV. ARTIGO 2 - Apresenta o artigo intitulado “Avaliação do risco ao mercúrio proveniente ao consumo de peixe em grupos vulneráveis do rio Madeira, Porto Velho, Rondônia”.
- V. CONCLUSÕES FINAIS - Essa seção apresenta as conclusões finais com base nos resultados apresentados nos capítulos 1 e 2.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

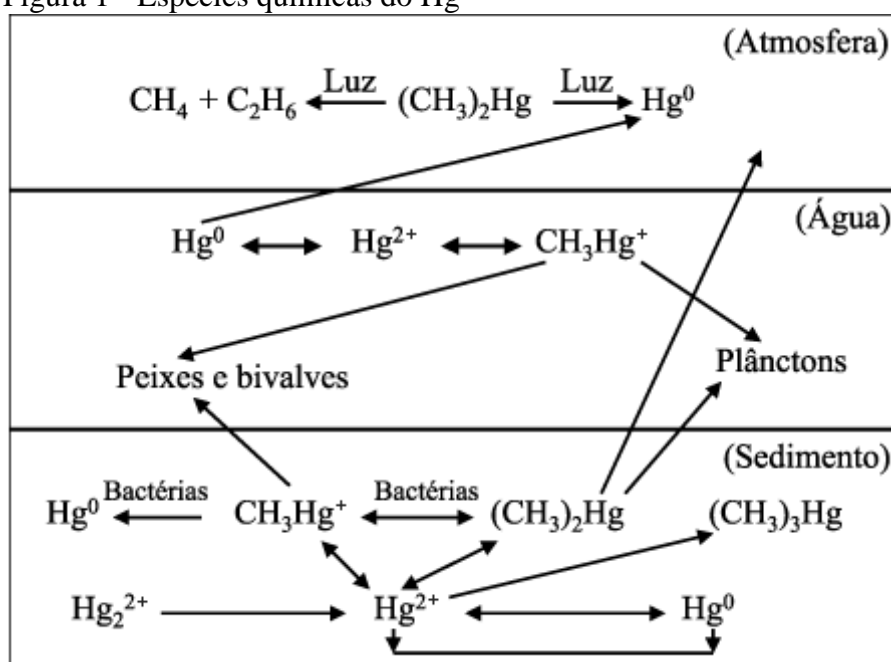
2.1 MERCÚRIO

O mercúrio (Hg) ocorre naturalmente no meio ambiente e existe em diversas espécies. Estas espécies podem ser encontradas sob três grupos principais - mercúrio metálico (também conhecido como o mercúrio elementar), espécies de mercúrio inorgânico e espécies de mercúrio orgânico, sua forma mais tóxica.

O mercúrio metálico é a forma elementar do mercúrio (Hg^0). É um metal brilhante, branco-prateado, que é líquido à temperatura ambiente, altamente volátil em temperatura ambiente e com densidade 14 vezes maior do que o da água. O mercúrio metálico quando se combina com elementos como o cloro, enxofre ou oxigênio, obtêm-se os compostos de mercúrio inorgânico, também conhecidos como sais de mercúrio. Quando um átomo de mercúrio se liga covalentemente a pelo menos um átomo de carbono, origina-se um composto de mercúrio orgânico, como por exemplo - metilmercúrio, etilmercúrio, fenilmercúrio.

A figura 1 representa o esquema das principais reações que podem ocorrer no sedimento ou solo, água e atmosfera, em que as bactérias e a luz solar têm grande importância nas reações químicas.

Figura 1 - Espécies químicas do Hg



Fonte - BISINOTI; JARDIM, 2004.

2.2 FONTES DE MERCÚRIO

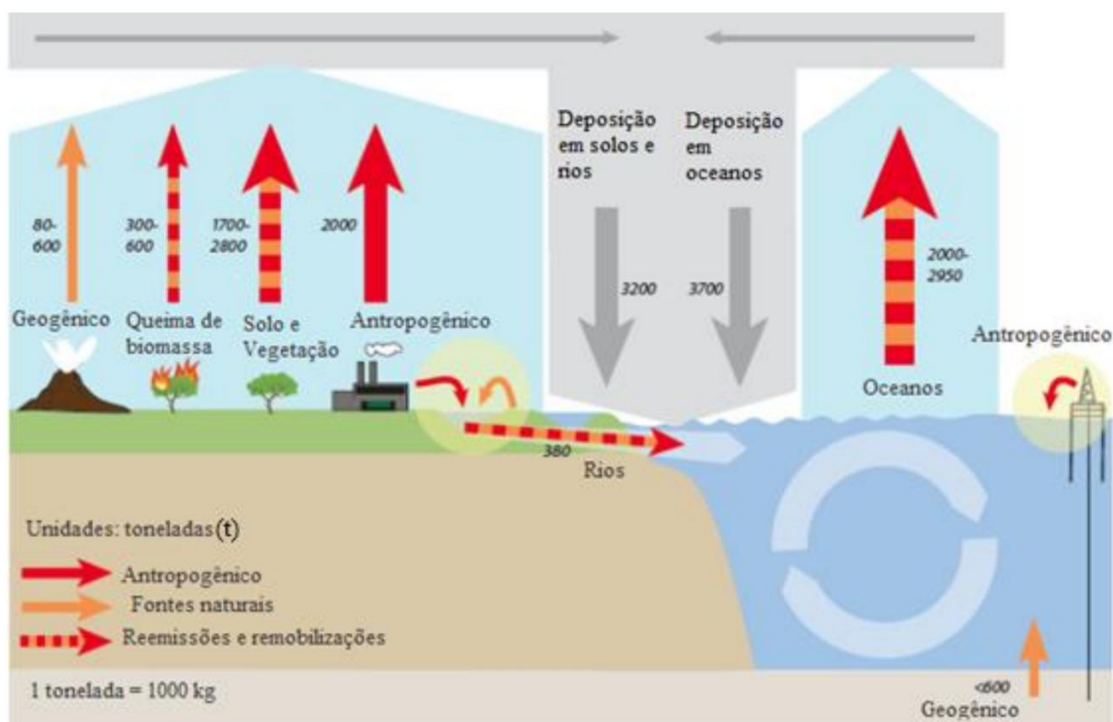
Segundo o inventário de emissões globais de mercúrio no ano de 2010 (UNEP, 2013b), as fontes de mercúrio natural e remobilização foram responsáveis por 70% do mercúrio lançado no meio ambiente e 30% são de origem das atividades antropogênicas.

As maiores fontes naturais de mercúrio são a degaseificação da crosta terrestre, as emissões vulcânicas e evaporação natural dos corpos hídricos (IPCS, 1990). O mercúrio está contido em vários minerais, incluído no minério de cinabário, também está presente como impureza em metais não ferrosos, combustíveis fósseis e carvão mineral (UNEP, 2013b). O Brasil não produz mercúrio industrialmente, importando toda a quantidade utilizada no país. No entanto, as autoridades não sabem para onde vão 35% da substância que entra no país (MMA, 2013).

As principais fontes de emissões de mercúrio na atmosfera são queima de combustíveis fósseis, mineração, atividades industriais que processam minérios para produção de vários metais ou produção de cimento. Segundo as estimativas de 2010 da UNEP (2013b), 37% das emissões atmosféricas antropogênicas de mercúrio são provenientes da mineração de ouro artesanal. No Brasil, segundo estimativas do Ministério do Meio Ambiente (MMA), são emitidas 11,7 toneladas de mercúrio por ano na atmosfera provenientes de fontes antropogênicas (MMA, 2013). Sendo o garimpo de ouro responsável por 32% desse total dessas emissões (MMA, 2013).

O mercúrio lançado para o ambiente circula entre a atmosfera, litosfera e hidrosfera até sua eventual remoção do sistema por meio da sedimentação nos corpos hídricos ou aprisionamento em compostos minerais estáveis (Figura 2).

Figura 2 - Ciclo global do mercúrio (Adaptado de UNEP, 2013b).



2.3 EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO

As três vias de exposição ao mercúrio, como qualquer outra substância química são - absorção dérmica, inalação, e ingestão. As duas primeiras são principalmente relacionados à exposição ocupacional, decorrente do trabalho por meio do contato direto ou a inalação dos vapores gerados na queima do mercúrio. Enquanto que, a ingestão ocorre de forma mais ampla a partir do consumo de alimentos onde o mercúrio se acumula.

Em geral, a exposição ambiental ao mercúrio em populações ocorre principalmente pelo consumo de alimentos, sobretudo, pelo consumo de peixe ou outros organismos aquáticos. Na exposição ambiental, quase todo o mercúrio está na forma de metilmercúrio (ATSDR, 1999). No peixe, por exemplo, cerca de 80-96% do mercúrio total está na forma de metilmercúrio (Kehrig et al., 2009).

2.4 METILMERCÚRIO

A síntese do metilmercúrio ocorre quando mercúrio inorgânico lixiviado para os corpos hídricos, sofre ação de compostos de metilcobalamina produzidas como resultado da síntese bacteriana (IPCS, 1990). O metilmercúrio formado entra na cadeia alimentar por rápida difusão e forte ligação com as proteínas na biota aquática, onde bioacumula e biomagnifica (IPCS, 1990).

A exposição humana ao metilmercúrio ocorre unicamente pela absorção oral, cuja absorção pelo organismo é entre 90 a 95% (ATSDR, 1999). O metilmercúrio é absorvido principalmente pela via gastrointestinal, e sua absorção por essa via é mais rápida do que a do mercúrio inorgânico. A dieta pode afetar a absorção e a biodisponibilidade do mercúrio no organismo. Estudos apontam que o consumo de fibras e selênio teria efeito protetor, reduzindo o acúmulo nos tecidos (ATSDR, 1999; Passos et al., 2003; Passos et al., 2007; Passos et al., 2008).

O metilmercúrio, é rapidamente distribuído para todos os tecidos, via corrente sanguínea. O mercúrio tem a capacidade de atravessar as barreiras hematoencefálica e placentária, conseqüentemente, acumulando no cérebro e no feto. Ainda no organismo, o mercúrio orgânico pode biotransformar em mercúrio inorgânico. A biotransformação ocorre principalmente no fígado e nos rins, podendo ocorrer também no cérebro. O metilmercúrio possui meia-vida longa em seres humanos, compreendida entre 44 a 80 dias (IPCS, 1990). A excreção do mercúrio orgânico ocorre predominantemente pelas fezes, podendo também ser excretado pela urina, leite materno e no cabelo. (IPCS, 1990; ATSDR, 1999; US. EPA 2001).

A toxicidade do metilmercúrio está relacionada com a sua associação com moléculas solúveis em água, como proteínas, ou aminoácidos contendo tiol, devido a alta afinidade do cátion de metilmercúrio (CH_3Hg^+) para os grupos sulfidríla (SH^-). O cátion de metilmercúrio liga-se a proteínas do grupo tiol ou sulfidríla das proteínas, que desempenham papel fundamental na estrutura ou função da maioria das proteínas (ATSDR, 1999).

Dentre os possíveis mecanismos de toxicidade podemos enumerar a inativação de várias enzimas, proteínas estruturais ou processos de transporte, ou alteração da permeabilidade da membrana celular (ATSDR, 1999). Devido à elevada lipossolubilidade do metilmercúrio, este se direciona para a bainha de mielina, onde inibe eficazmente a excitabilidade neuronal (ATSDR, 1999).

2.5 EFEITOS NA SAÚDE

Como qualquer outro elemento, os efeitos do mercúrio na saúde dependem da forma química, da via de exposição, do período de exposição, da dose e suscetibilidade biológica do indivíduo. Os principais efeitos agudos do mercúrio incluem náuseas, vômitos, diarreia, aumento da variabilidade da pressão arterial e frequência cardíaca (ATSDR, 1999). Os efeitos crônicos do mercúrio orgânico à saúde em seres humanos

estão relacionados ao Sistema Nervoso (IPCS, 1990). No cérebro, o mercúrio provoca alterações irreversíveis no sistema nervoso, resultando numa variedade de sintomas que incluem alterações de personalidade (irritabilidade, timidez, nervosismo), tremores, alterações na visão (redução do campo visual), surdez, ausência de coordenação motora, perda de sensibilidade, dificuldade de memória e dificuldade no aprendizado (ATSDR, 1999; Merlger et al., 2007; Fillion et al., 2011). Outros estudos apontam os efeitos tóxicos do mercúrio no sistema cardiovascular (Fillion et al., 2006), disfunção autoimune (Gardner et al., 2010), dano citogenético (Amorim et al., 2000) e alterações das funções motoras (Dolbec et al., 2000).

Os efeitos nos fetos e nos recém-nascidos variam na dificuldade e demora de andar e falar, até efeitos mais graves como ausência de coordenação motora e déficit cognitivo (Grandjean et al., 1999; Marques et al., 2007 e 2013; Davidson et al., 2008).

2.6 GRUPOS VULNERÁVEIS

Os fetos, recém-nascidos, crianças e as mulheres em idade reprodutiva correspondem ao grupo de maior suscetibilidade aos efeitos da exposição ao mercúrio. As crianças são um grupo suscetível por apresentarem uma razão de ingestão por peso corporal maior que nos adultos, por estarem em período de desenvolvimento do organismo que podem ser mais sensíveis a fatores ambientais e por terem mais tempo de vida para desenvolver doenças ou alterações por exposições ambientais. Enquanto que, as mulheres em idade reprodutiva são suscetíveis, uma vez que durante a gestação os fetos são expostos ao mercúrio através do consumo materno de peixe durante a gestação; e os recém-nascidos são expostos através do aleitamento materno durante a lactação (ATSDR, 1999). Esses grupos suscetíveis em comunidade com alto consumo de peixe e conseqüentemente alta exposição ao mercúrio seriam os grupos vulneráveis.

2.7 VALORES DE REFERÊNCIA

Diversas matrizes biológicas são utilizadas para determinar a exposição humana ao mercúrio, entre elas podem-se citar o cabelo, sangue e urina. O cabelo é um bom indicador para avaliação da exposição a longo prazo ao metilmercúrio. A concentração de mercurio no cabelo é proporcional a concentração no sangue no momento da formação do cabelo, sendo a razão de mercúrio entre cabelo e sangue de 1 -250 (IPCS, 1990). A coleta de amostras de cabelo é um método não invasivo e sua conservação não necessita de grandes preparos, o que torna o indicador de dose interna muito utilizado.

Enquanto que, o sangue é um indicador de exposição recente ao metilmercúrio e necessita de infraestrutura complexa, como refrigeração para conservação das amostras. A urina é um indicador de exposição recente ao mercúrio inorgânico.

A OMS (IPCS, 1990) preconiza valores de referência para o mercúrio total para sangue total, cabelo e urina, respectivamente, $8\mu\text{g/L}$, $2\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e $4\mu\text{g/L}$, para populações com baixo consumo de peixe. Em populações com alto consumo de peixe, a concentração de mercúrio no cabelo de 10 a $20\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e de $50\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ estão associados a um risco de 5% de danos neurológicos, respectivamente, na exposição pré-natal e nos adultos (IPCS, 1990).

Em relação aos limites de mercúrio em peixe, a legislação brasileira (Brasil, 1998) e a OMS (IPCS, 1990), limitam a concentração de mercúrio em peixe de até $0,5\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para os peixes não predadores e de até $1,0\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para peixes predadores.

As doses de exposição ao MeHg foi estimados em estudos que avaliaram os efeitos neurológicos na exposição pré-natal. A ATSDR (1999) limita a dose de exposição ao MeHg em $0,3\mu\text{gHg/ peso corporal /dia}$, baseado em estudos realizados na ilha Seycelles. Enquanto que, a Agência de proteção a Saúde Americana (US EPA, 2001) limita exposição ao MeHg em $0,1\mu\text{gHg/peso corporal/dia}$, baseado em estudos realizados nas Ilhas Faroës. A FAO/OMS (JECFA, 2007) limita a exposição ao MeHg em gestantes em $0,23\mu\text{gHg/ peso corporal /dia}$ e para adultos esse limite é de duas vezes maior, $0,47\mu\text{gHg/ peso corporal /dia}$.

2.8 EXPOSIÇÃO AO HG NA BACIA AMAZONICA BRASILEIRA

Consumo de peixe na Amazônia

Estudos que avaliaram o consumo de peixe nas comunidades da bacia Amazônica vêm utilizando diferentes metodologias para coleta de informações, como - quantificação do consumo domiciliar (Cerqueira et al., 1997; Boischio e Henshel, 2000; Oliveira et al., 2010), medidas individuais (Hacon et al., 1997; Yokoo et al., 2001; Passos et al., 2008) e medidas de consumo a partir da concentração de mercúrio no cabelo (Dorea et al., 2003 e 2005). A tabela 1 apresenta a síntese dos artigos que quantificaram o consumo de peixe em comunidades da Amazônia brasileira.

Dos artigos que utilizaram a metodologia do consumo familiar de peixe com medidas per capita os valores de consumo foram os mais altos, com média de consumo de peixe de 369g/dia em Monte Alegre/PA (Cerqueira et al., 1997), 243g/dia (Boischio e

Henshel, 2000) e 406 g/dia em comunidades do rio Madeira/RO (Oliveira et al., 2010).

Dentre os artigos que estimaram o consumo de peixe a partir de medidas de mercúrio no cabelo, foi observado um consumo médio de peixe de 170,5 g/dia em mulheres em idade reprodutiva de comunidades do rio Negra/AM (Dorea et al., 2003) e o consumo médio de peixe variou entre 30 a 110,4 g/dia em comunidades indígenas (Dorea et al., 2005).

No que se refere ao consumo de peixe por meio de medidas individuais, numa região impactada pelo garimpo no estado de Mato Grosso, Hacon e colaboradores (1997) observaram o consumo de peixe variando entre 3 a 180 g/dia na população maior de 5 anos. Em comunidades próximas ao rio Cuiabá, a média do consumo de peixe foi de 110,4 g/dia na população acima de 12 anos (Yokoo et al., 2001). Enquanto que, em comunidades próximas ao rio Tapajós o consumo de peixe variou entre 124 g/dia em mulheres e 190 g/dia em homens (Passos et al., 2008).

Tabela 1 - Síntese dos artigos que quantificaram o consumo de peixe em comunidades da Amazônia brasileira.

Referencia	Localidade	Ano	População	N	Consumo (g/dia)	
					Media (DP)	Mín-Máx
Cerdeira et al., 1997	Monte Alegre /PA	1993 - 1995	Famílias	35	369	-
Boischio e Henshel, 2000	rio Madeira/RO	1991 e 1993	Todas as idades	607	243 (135)	100 - 300
Yokoo et al., 2001	rio Cuiabá/MT	1995 -1996	> 12 anos	153	110,4 (152,5)	-
			Mulheres			
Dorea et al., 2003	rio Negro/AM	1998 - 1999	(15 a 45 anos)	31	170,5	23 -293
Hacon et al., 1997	Alta Floresta/MT	2000 -2002	Todas as idades	251	-	3 - 180
			Tribo Munduruku	249	30,0 (16,6)	-
Dorea et al., 2005	Comunidade indígenas/PA	-	Tribo Kayabi	47	110,4 (60,6)	-
			> 15 mulheres	121	124 (65)	-
Passos et al., 2008	rio Tapajós/PA	2003	> 15 Homens	135	189,7 (105,5)	-
Oliveira et al., 2010	Lago Puruzinho /PA	2005- 2006	Todas as idades	120	406 (204,1)	-

Níveis de mercúrio em peixes na bacia amazônica

A concentração de mercúrio em peixe tem sido bastante estudada na bacia Amazônica, em média as concentrações de Hg em peixe estão abaixo dos limites nacionais e internacionais. As concentrações máximas observadas de mercúrio em peixes foi de 5,44 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no Amazonas (Dorea et al., 2006), 1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no Mato Grosso (Hacon et al., 2000), 1,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no Pará (Kehrig et al., 2008) e 4,75 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em Rondônia (Bastos et al., 2008). A tabela 2 apresenta a síntese dos artigos que avaliaram a concentração de Hg em peixes na bacia Amazônica.

Os estudos apontam concentrações de Hg mais altos em peixes predadores do que em peixes não predadores (Lebel et al, 1997; Farias et al., 2005; Passos et al., 2008). Também foi encontrada diferença na concentração de Hg em peixe segundo a sazonalidade do rio Negro sendo maior a concentração de Hg em peixe no período de vazante do rio (Dorea et al., 2006). Em áreas próximas de garimpo, a concentração de Hg em peixe foi maior do que em áreas sem garimpo (Padovani et al, 1995). Estudo comparando a concentração de mercúrio em peixe em represas variou entre 0,05 a 0,72 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no reservatório de Balbina/AM e entre 0,1 a 3,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no reservatório Tucuruí/PA (Kehrig et al., 2009). A razão entre o MeHg e o Hg total em peixe variou entre 51 % a 96% em estudo de Brabo e colaboradores (2000) e entre 95% a 97% Kehrig e colaboradores (2009).

Tabela 2 - Síntese dos artigos que avaliaram a concentração de Hg em peixe da bacia Amazônica.

Referência	Localidade	Ano	Hábito alimentar	N	[Hg] (µg/g)		Metilação (%)
					Media (DP)	Mín-Máx	
Porvari, 1995	Reservatório Tucuruí/PA	1990	Herbívoros	14	0,11 (0,11)		
			Onívoros	89	0,32 (0,20)		
			Carnívoros	121	1,3 (0,89)		
Padovani et al., 1995	rio Madeira/RO (Área de garimpo)	1991	Geral	57		0,02 - 1,15	
	rio Madeira/RO (Área sem garimpo)			39		0,08 - 0,37	
Boischio e Henshel, 1996	rio Madeira/RO	1991	Geral	245	0,36	nd - 11,15	
Lebel et al., 1997	rio Tapajós/PA	1995	Herbívoros	68	0,07 (0,07)		
			Onívoros	32	0,46 (0,24)		
			Carnívoros	73	0,51 (0,22)		
Malm et al., 1997	rio Madeira/RO	1987 - 1994	Carnívoros	284	0,854	ni-3,921	
	rio Tapajós/PA		Carnívoros	122	0,482	ni-3,770	
Kehrig et al., 1998	Reservatório Balbina/AM	1996	Carnívoros e Onívoros	32	0,24**	0,03 - 0,9**	
Brabo et al., 1999	Comunidade indígenas/PA	1995	Não carnívoros	48	0,112 (0,036)	0,026 - 0,201	
			Carnívoros	32	0,293 (0,104)	0,065 - 0,546	
Brabo et al., 2000	Comunidade indígenas/PA	1995	Não carnívoros	48	0,095	0,026 - 0,201	59,1 - 96,2

Referência	Localidade	Ano	Hábito alimentar	N	[Hg] (µg/g)		Metilação (%)
					Media (DP)	Mín-Máx	
			Carnívoros	32	0,297	0,065 - 0,546	50,9 - 84,5
Boischio e Henshel,2000	rio Madeira/RO	1991 -1993	Geral	576	0,39	nd - 11,15	
Hacon et al., 2000	Alta Floresta/MT	1995	Não carnívoros	-	-	0,01 - 0,17	
			Carnívoros	-	-	0,3 - 1,0	
Lima et al., 2000	Santarém/PA	1997 - 1998	Não carnívoros	40	0,041	0,001 - 0,141	
			Carnívoros	69	0,222	0,075 - 0,878	
Dorea et al., 2003	rio Negro/AM	1998 - 1999	Geral			0,038 -0,59	
Dorea et al., 2005	Comunidade indígenas/PA -		Não carnívoros	126	0,053		
			Carnívoros	239	0,579		
Farias et al., 2005	Alta Floresta/MT	2000 - 2001	Não carnívoros	57	0,027(0,018)	0,015 - 0,11	
	Paranaíta/MT		Não carnívoros	26	0,034(0,023)	0,01 - 0,17	
	Alta Floresta/MT		Carnívoros	18	0,337 (018)	0,02 -0,66	
Dorea et al., 2006	Paranaíta/MT	1998 - 2001	Carnívoros	20	0,384 (0,253)	0,19 - 1,3	
	rio Negro/AM (Cheia)		Geral	307		0,002 - 1,18	
	rio Negro/AM (Estiagem)		Geral	415		0,007 - 5,44	
Hylander et al., 2006	Reservatório	Lago	1999	Carnívoros	13		0,073 - 0,756
	Manso/MT		2002	Carnívoros	35		0,082 - 0,938
Kehrig et al., 2008	rio Negro/AM		1994	Carnívoro (<i>Cihla spp.</i>)	5	0,38 (0,06)**	0,32 - 0,58**

Referência	Localidade	Ano	Hábito alimentar	N	[Hg] (µg/g)		Metilação (%)
					Media (DP)	Mín-Máx	
Bastos et al., 2008	rio Madeira/RO	1994		8	0,47 (0,29)**	0,27 - 1,10**	
	rio Tapajós/PA	1998		42	0,55 (0,38)**	0,087 - 1,43**	
	Reservatório Balbina/AM	1995		17	0,24 (0,16)**	0,07 - 0,72**	
	reservatório Tucuruí/PA	2000		19	0,49 (0,27)**	0,2 - 1,1**	
	rio Madeira/RO	1987 - 2000	Geral	1100		0,001 - 4,75	
Passos et al., 2008	rio Tapajós/PA	2003	Não carnívoros	702	0,11		
			Carnívoros	421	0,52		
Tuomola et al., 2008	Reservatório Manso/MT (Montante)	Lago		19		0,073 - 1,996	
	Reservatório Manso/MT (jusante)	Lago	2005	21		0,012 - 2,847	
	Reservatório Balbina/AM			17	0,069 (0,02)	0,047 - 0,105	96
Kehrig et al., 2009	Reservatório Tucuruí/PA		Cichla spp.	78	0,063 (0,04)	0,011 - 0,171	95
	Reservatório Balbina/AM	2000 -2001	Geophagus surinamensis	11	0,251 (0,16)	0,070 - 0,722	97
	Reservatório Tucuruí/PA		Geophagus surinamensis	119	0,546 (0,56)	0,109 - 3,350	96
Oliveira et al., 2010	rio Madeira /RO	2005- 2006	Geral	337		0,001 - 1,488	

Referência	Localidade	Ano	Hábito alimentar	N	[Hg] (µg/g)		Metilação (%)
					Media (DP)	Mín-Máx	
Kasper et al., 2012	Reservatório Samuel/RO Montante	de	Carnívoros	31	0,545**		
	Reservatório Samuel/RO Montante	de	Onívoros	20	0,14**		
	Reservatório Samuel/RO Montante	de	Herbívoros	5	0,18**		
	Reservatório Samuel/RO Jusante	de	Carnívoros	38	1,37**		
	Reservatório Samuel/RO Jusante	de	Onívoros	7	0,53**		
	Reservatório Samuel/RO Jusante	de	Herbívoros	7	0,12**		
			2007				

Referência	Localidade	Ano	Hábito alimentar	N	[Hg] (µg/g)		Metilação (%)
					Media (DP)	Mín-Máx	
Hacon et al., 2014	rio Madeira/RO	2009 -2012	Geral	1599	0,01 - 6,06		

** = MeHg

ni = Não Informado

nd = Não Determinado

Concentração de mercúrio em cabelo na Amazônia

As concentrações de mercúrio no cabelo ficaram acima do estabelecido para populações com alto consumo de peixe pela OMS (IPCS, 1990) em vários estados da Amazônia, no Amazonas (Dorea et. al., 2003), no Mato Grosso (Hacon et. al., 2000), no Pará (Pinheiro et. al., 2000a e 2000b; Passos et. al., 2007 e 2008) e em Rondônia (Boischio e Henshel, 1996; Malm et al., 1997; Bastos et. al., 2006). A tabela 3 apresenta a síntese dos artigos sobre a concentração de mercúrio em cabelos de moradores da região da Amazônia brasileira.

A concentração de Hg no cabelo apresentou diferenças entre crianças e adultos, respectivamente, 18,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 21,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Barbosa et al., 2001), entre mulheres 11,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e homens 15,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Lebel et al., 1997), entre áreas urbanas e rural, respectivamente, 1,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 8,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Vieira, et al., 2013) e diferença entre comunidades próximas da cidade e comunidades isoladas, respectivamente, 2,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e de 6,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Hacon et. al., 2014). Em comunidade não indígena no rio Madeira, estudo com 169 mulheres e crianças apresentaram mediana de mercúrio no cabelo de 14,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com variação de 0,8 a 94,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Barbosa e Dorea, 1998). A razão entre o mercúrio total analisado e o MeHg variou entre 78 a 96% (Pinheiro et al., 2000a e Passos et. al., 2007 e 2008).

Tabela 3 - Síntese dos artigos que analisaram a concentração de Hg no cabelo dos moradores das comunidades da Amazônia brasileira.

Referência	Localidade	Ano	População	N	[Hg] (ug/g)		
					Media (DP)	Amplitude	Metilação (%)
Leino e Lodenius, 1995	Reservatorio Tucuruí/PA	-	Todas as idades	125	35	0,9 - 240	-
Boischio e Henshel, 1996	rio Madeira/RO	1991	Todas as idades	237	17,2	-	-
Nogueira et al., 1997	rio Bento Gomes/MT	1994	Trabalhadores	27	-	0,3 - 34,3	-
	rio Madeira/RO		Não informado	169	9	ni-71	-
Malm et al., 1997	rio Tapajós/PA	1987 - 1994	Não informado	432	17	ni -176	-
Lebel et al., 1997	rio Tapajós/PA	1995	> 15 anos	96	12,9*		89,6
	Indigenas						
Barbosa e Dorea, 1998	rio Fresco/PA	-	(Crianças e mulheres)	82	8,3*	0,8 - 13,3	-
	Não Indigenas						
Kehrig et al., 1998	rio Madeira/RO	-	(Crianças e mulheres)	169	14,1 *	0,8 - 94,7	-
Hacon et al., 2000	Reservatório Balbina/AM	1996	Todas as idades	53	6,54 (5,45)	-	95
	Alta Floresta/MT	1995	Grávidas	75	1,12 (1,17)	0,05 - 8,2	-
	Comunidade Rainha/PA	1994		16	18,3 (8,5)	-	96
	Comunidade Rainha/PA	1995		13	14,3 (6,1)	-	89,1
	Comunidade Barreiras/PA	1994		26	18,5 (11,0)	-	90,2
Pinheiro et al., 2000a	Comunidade Barreiras/PA	1995		52	15,8 (1,6)	-	87,9
	Belém/PA	1994	Adultos	13	1,4 (0,7)	-	78,4

Referência	Localidade	Ano	População	N	[Hg] (ug/g)		
					Media (DP)	Amplitude	Metilação (%)
Pinheiro et al., 2000b	rio Tapajós/PA	1994 - 1996	Não informado	191	-	2,9 - 71,5	-
			Mulheres				
Dolbec et al., 2001	rio Tapajós/PA	1996	(12 a 79 anos)	98	12,5 *	2,9 - 27	-
Harada et al., 2001	rio Tapajós/PA	1994 - 1998	Todas as idades	132	-	14,1 - 20,8	-
			Crianças	73	18,5 (10)	0,5 - 45,9	72,8
Barbosa et al., 2001	rio Negro/AM	1998	Adultos	76	21,4(12,7)	1,7 -59	71
Crompton et al., 2002	rio Tapajós/PA	1999	Todas as idades	205	8,6	0,3 - 83,2	-
Santos et al., 2003	Comunidades Indigenas/RO	1997	Todas as idades	910	8,37 (6,4)	0,52 - 83,9	-
			Mulheres				
Dorea et al., 2003	rio Negro/AM	1998 - 1999	(15 a 45 anos)	31	18,3 *	6,5 - 32,6	-
			Munduruku				
			(não informado)	249	3,4 (1,9)	-	-
			Kayabi				
Dorea et al., 2005	Comunidade indígenas/PA	-	(não informado)	47	12,8 (7,0)	-	-
			Kuruburua				
			Crianças <10 anos	77	2,86 (2,13)	-	-
			Cururu				
Dorea et al., 2005b	Comunidade indígenas/PA	-	Crianças <10 anos	86	4,75 (2,1)	-	-

Referência	Localidade	Ano	População	[Hg] (ug/g)			
				N	Media (DP)	Amplitude	Metilação (%)
			Kayabi				
			Crianças <10 anos	40	16,6 (11,4)	-	-
Bastos et al., 2006	rio Madeira/RO	2001 - 2003	Não informado	713	15,22 (9,6)	5,99 - 150,0	-
Passos et al., 2007	rio Tapajós/PA	2003	>15anos	449	16,8 (10,3)	0,2 - 58,3	86,8
Passos et al., 2008	rio Tapajós/PA	2003	>15anos	256	17,9 (11,5)	0,2 - 58,3	-
			Crianças	49	-	9,5 - 11,4	70
Malm et al., 2010	rio Tapajós/PA	1999	Mulheres	32	-	11,8 - 15,9	73
Oliveira et al., 2010	rio Madeira /RO	2005- 2006	Todas as idades	120	17,4 (11,5)	-	-
			Urbano				
			(Mulheres >15 anos)	82	1,32 *	0,28 - 6,1	24
			Rural				
Vieira et al., 2013	rio Madeira/RO	2010 -2011	(Mulheres >15 anos)	75	8,24 *	0,72 -20,1	34
	rio Madeira/RO						
	(Comunidades ribeirinhas)			1757	2,32*	0,2 - 37,1	-
	rio Madeira/RO						
Hacon et al., 2014	(Reserva Extrativista)	2009 -2011	Todas as idades	251	6,3*	1,7 - 17,2	-

* = Mediana

ni = Não Informado

3 OBJETIVOS

3.1 GERAL

Estimar a dose de exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe nos diferentes grupos populacionais residentes em comunidades ribeirinhas no município de Porto Velho/Rondônia.

3.2 ESPECÍFICOS

- Descrever o consumo diário de peixe quantificado na residência para os grupos infante-juvenil (6 a 17 anos), Mulheres em idade reprodutiva (15 a 49 anos) e adultos (igual ou maiores que 18 anos);
- Comparar o consumo reportado no inquérito domiciliar com o quantificado na residência;
- Avaliar a relação entre a quantidade de peixe consumida com as concentrações de mercúrio no cabelo;
- Estimar o consumo máximo admissível dos principais peixes consumidos.
- Estimar o risco toxicológico ao mercúrio proveniente do consumo de peixe.

4 ARTIGO 1 - QUANTIFICAÇÃO DO CONSUMO DE PEIXE EM

COMUNIDADES RIBEIRINHAS DO RIO MADEIRA/RO

Resumo - Em consequência das políticas de mudança no uso do solo, o mercúrio no ambiente pode se tornar biodisponível e entrar na cadeia alimentar dos seres humanos, sendo uma preocupação atual na região da Amazônia. Nesse sentido, as comunidades tradicionais são consideradas de risco, pois residem próximas dos corpos hídricos e consomem grandes quantidades de peixe. Contudo, a quantidade de estudos avaliando o consumo de peixe ainda é pouco estudado e com emprego de diferentes metodologias, o que impossibilita a comparação de seus resultados. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi descrever a quantificação do consumo diário de peixe medido *in loco* por grupos de moradores das comunidades ribeirinhas do rio Madeira do estado de Rondônia, assim como comparar o consumo medido com o consumo referido no inquérito domiciliar e a relação do consumo diário de peixe com a concentração de mercúrio no cabelo. Foi realizado um estudo transversal para avaliar o consumo diário de peixe por meio da pesagem *in loco* e da frequência semanal de consumo de peixe para diferentes grupos populacionais. Foram incluídos nesse estudo 51 participantes da população fonte que durante o período de outubro a dezembro consumiram peixe. Além da pesagem do consumo de peixe, todos os integrantes participaram do inquérito de saúde e nutricional, da coleta de amostra de cabelo e da aferição de medidas antropométricas. Para comparação entre o consumo diário de peixe medido e o reportado, as variáveis categóricas foram avaliadas pelo índice de Kappa e as variáveis numéricas pelo Coeficiente Intra-Classe. A relação entre concentração de mercúrio no cabelo e consumo diário de peixe foi avaliada por meio de modelos de regressão linear simples e múltipla. Na amostra total, a mediana no consumo de peixe por refeição foi de 135 gramas de peixe por refeição (mínimo = 50g/refeição; máximo = 350g/refeição). A frequência semanal de consumo de peixe, avaliada durante o período, variou de 1 a 11 vezes na semana. A mediana do consumo diário de peixe no grupo infanto-juvenil foi de 21,4 gramas, enquanto que, no grupo de adultos o consumo foi de 51,1 gramas de peixe por dia, com diferença significativa entre os grupos. A mediana do consumo em mulheres em idade reprodutiva foi de 34,3 gramas e não apresentou diferença significativa entre os outros grupos. Segundo a legislação brasileira, o consumo seguro de peixe variou entre 1 a 2 refeições por semana, para os peixes com concentração de mercúrio de 0,50 µg/g, e de menos de uma refeição por semana para os peixes com concentração de mercúrio de 1,0 ug/g. Conclui-se que na avaliação da exposição ao

mercúrio pelo consumo de peixe em grupos vulneráveis, o consumo deve ser avaliado especificamente para cada grupo para melhor orientação sobre como controlar a exposição ao mercúrio. E que a legislação brasileira deveria discutir novos limites de concentração ao mercúrio com base no consumo de populações tradicionais e nos benefícios do consumo de peixe.

Palavras-chaves - Mercúrio, Exposição Ambiental, Recomendações Nutricionais, População vulnerável, Ecossistema Amazônico.

4.1 INTRODUÇÃO

O mercúrio é reconhecido como uma preocupação global devido ao seu transporte atmosférico de longo alcance, persistência ambiental, capacidade de bioacumular no ecossistema aquáticos e seus negativos efeitos à saúde humana e ambiental (UNEP, 2013a). Segundo o inventário de emissões globais de 2010, estima-se que foram emitidas 1960 toneladas de mercúrio para atmosfera por atividade antropogênica, sendo que dessas, 37% são provenientes da mineração de ouro artesanal de pequena escala (UNEP, 2013b).

No Brasil, a exposição ambiental ao mercúrio se concentra na bacia Amazônica devido a exploração do ouro que ocorreu no passado e, em menor escala, ainda ocorre na região por meio do garimpo artesanal. O ciclo de ouro na Amazônia brasileira teve seu auge na década de 80, estima-se que durante o período foram emitidas 78 toneladas de Hg por ano durante esse período (Lacerda e Marins, 1997). Por mais que atualmente a mineração na região esteja numa escala menor, todo o passivo ambiental deixado nesse período, ainda se encontra no ambiente. Corroborando com esse cenário, a mudança do uso do solo e a políticas nacionais de desenvolvimento, como as construções de hidrelétricas nos rios da Amazônia podem agravar a situação da exposição ao mercúrio na região (Fearnside, 2005; Sampaio da Silva et al., 2009). O mercúrio disponível no ambiente é carregado para os corpos hídricos onde sofre metilação e passa a integrar a cadeia alimentar aquática e bioacumular em peixes.

Na exposição ambiental ao mercúrio, a principal via de exposição para os seres humanos é pela ingestão de peixe. O mercúrio oriundo do consumo dos peixes é absorvido no trato digestivo e distribuído para todo corpo via corrente sanguínea. O metilmercúrio tem a capacidade de atravessar as barreiras hematoencefálica e placentária, e tem o cérebro como o principal órgão alvo, sendo que seus efeitos estão relacionados a prejuízo ao sistema nervoso central (IPCS, 1990; ATSDR, 1999; USEPA 2001). No entanto, estudos apontam efeitos do mercúrio no sistema cardiovascular (Fillion et al., 2006), disfunção autoimune (Gardner et al., 2010), dano citogenético (Amorim et al, 2000), alterações das funções motoras (Dolbec et al., 2000) e déficit no desenvolvimento cognitivo em recém-nascido (Grandjean et al, 1999; Marques et al., 2007 e 2103; Davidson et al., 2008).

Na região da Amazônia, o consumo de peixe é a principal fonte de proteína das populações ribeirinhas, conseqüentemente, a principal via de exposição ao mercúrio. Diversos estudos realizados na bacia da Amazônia brasileira vêm utilizando os peixes

como bioindicador de exposição ao mercúrio (Malm et al., 1997; Boischio e Henshel, 2000; Hacon et al., 2000; Dorea et al., 2003; Kehrig et al., 2008 e 2009; Kasper et al., 2012). Alguns desses estudos, encontraram concentrações de mercúrio em peixe carnívoros acima de $1\mu\text{g.g}^{-1}$, limite estabelecido pela legislação brasileira para concentração de mercúrio em peixes carnívoros (Brasil, 1998), no rio Amazonas/AM (Dorea et al., 2006) no rio Tapajós/PA (Kehrig et al., 2008) e rio Madeira/RO (Bastos et al., 2008 e 2015).

A exposição ao mercúrio via consumo de peixe depende da quantidade consumida, do tipo de peixe, da frequência e da massa corporal de cada indivíduo. O consumo diário de peixe na região Amazônica é considerado alto, podendo chegar, em média, a 400 gramas per capita de peixe por dia (Oliveira et al., 2010). O método usado para quantificar esse consumo de peixe difere entre os estudos, alguns quantificam o consumo domiciliar per capita (Cerdeira et al., 1997; Boischio e Henshel, 2000; Oliveira et al., 2010), alguns avaliam o consumo individual (Hacon et al., 1997; Yokoo et al., 2001; Passos et al., 2008) ou quantificam o consumo diário de peixe a partir da concentração de mercúrio no cabelo (Dorea et al., 2003 e 2005).

Por mais importante que seja o consumo de peixe para exposição ao mercúrio ainda poucos estudos quantificam o consumo de peixe, principalmente em grupos mais vulneráveis como crianças e mulheres em idade reprodutiva. O Brasil como signatário da Convenção de Minamata tem como atribuições promover o desenvolvimento e implementação de estratégias e programas para identificação e proteção de população em risco, particularmente populações vulneráveis. Nesse contexto, esse estudo tem como objetivos - 1) descrever a quantificação do consumo diário de peixe medido “*in loco*” por grupos de moradores das comunidades ribeirinhas do rio Madeira do estado de Rondônia; 2) Comparar com os valores reportados no inquérito domiciliar com as medidas realizadas no domicílio; 3) Avaliar a sua relação da quantidade de peixe consumida com as concentrações de mercúrio no cabelo; 4) Estimar o consumo máximo admissível dos principais peixes consumidos.

4.2 METODOLOGIA

Desenho do estudo

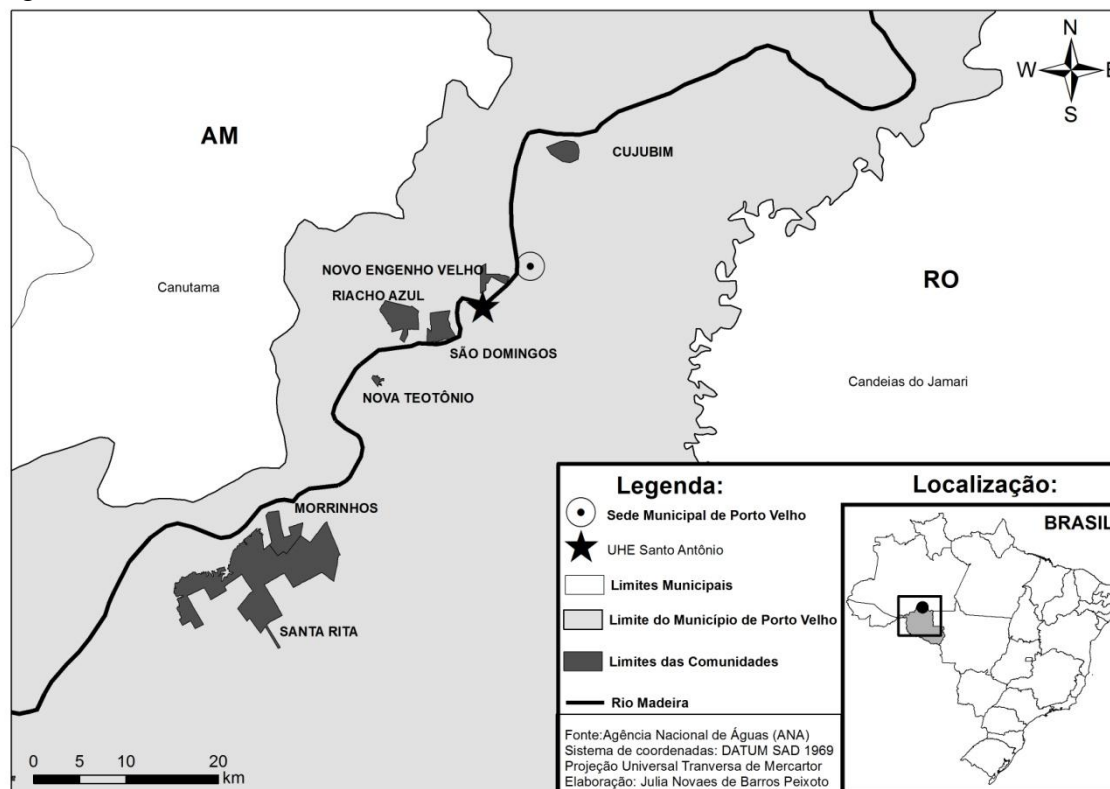
Trata-se de um estudo observacional, descritivo e de delineamento transversal referente à quantificação do consumo de peixe em um grupo de moradores das

comunidades ribeirinhas do rio Madeira/RO, no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015. Para avaliar o consumo de peixe nessa população, as seguintes análises foram consideradas - 1) Elegibilidade da população de estudo a partir de uma população fonte – conjunto de indivíduos que está sendo representado pela população do estudo; 2) Realização de um inquérito domiciliar; 3) Acompanhamento da população de estudo por meio da quantificação (em gramas) do consumo de peixe durante as refeições; 4) Comparação da quantidade de peixe mensurada em relação àquela reportada no inquérito domiciliar; 5) Estabelecimento de uma relação entre a quantidade de peixe consumida em relação às concentrações de Hg no cabelo.

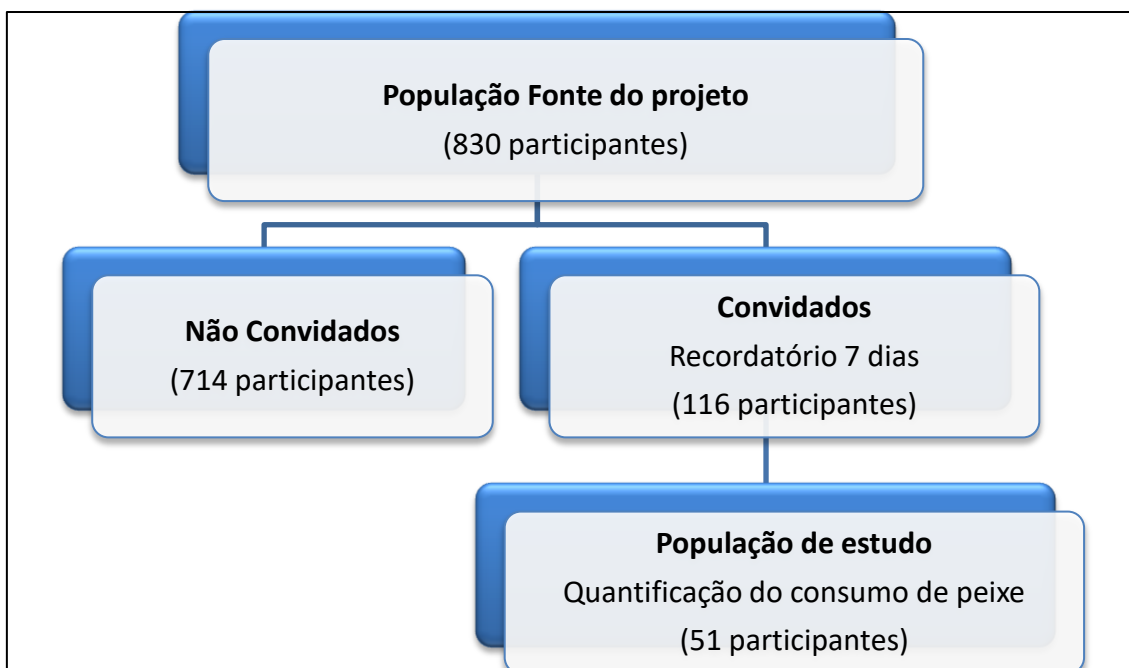
População de estudo

Este estudo faz parte do projeto “Avaliação de Impacto à Saúde - A Construção de uma ferramenta para a gestão socioambiental de projetos de desenvolvimento na Amazônia” cujo objetivo é monitorar a situação de saúde e a concentração de mercúrio em moradores das comunidades ribeirinhas ao redor da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio. A população fonte do projeto consistiu-se de 830 participantes residentes dos reassentamentos de Santa Rita, Morrinhos, Nova Vila do Teotônio, Novo Engenho, Riacho Azul, São Domingos e a comunidade de Cujubim Grande, todos localizados no município de Porto Velho capital de Rondônia (Figura 3), sendo todos maiores de 5 idade, com residência permanente na comunidade por pelo menos 1 ano.

Figura 3 - Área de estudo.



Dos 830 moradores da população fonte que estão incluídos no projeto maior, 106 foram amostrados convenientemente para participar do estudo sobre a quantificação do consumo de peixe, destes 51 indivíduos realizaram a pesagem do consumo de peixe durante o período de estudo (dezembro 2014 a dezembro de 2015), e fizeram parte da população de estudo (Quadro 1). Considerando as características biológicas, a população de estudo foi dividida em três grupos - crianças e adolescentes menores de 18 anos; mulheres em idade reprodutiva entre 15 a 49 anos; e o grupo de adultos maiores de 18 anos.



Quadro 1 - Organograma da população participante do estudo.

Inquérito domiciliar

O inquérito domiciliar foi realizado por uma equipe de enfermagem treinada e aplicado em todos os 830 participantes que compõem a população fonte do estudo. O inquérito domiciliar era composto por módulos sobre as condições socioeconômicas, demográficas e estado nutricional.

Com relação ao estado nutricional, o inquérito inclui as perguntas - (i) “Qual a frequência semanal de consumo de peixe?”; (ii) “Quantas vezes na última semana consumiu peixe?”; e (iii) “Qual a quantidade de peixe consumida na última refeição?”.

Estas questões foram utilizadas na comparação do consumo diário de peixe quantificado com o consumo referido no inquérito domiciliar. A questão sobre a Frequência Semanal de Consumo de Peixe foi categorizada como - consumo baixo (1 vez por semana ou menos), moderado (2 a 4 vezes na semana) e alto (diariamente).

Enquanto que as respostas da pergunta sobre a quantidade de peixe consumida na última refeição foi transformada em medida caseira em termos de porção referida. Desta forma, definiu-se como porção pequena 50 gramas de peixe, no qual foi o peso mínimo de peixe consumido registrado pelo método de pesagem. A nova variável foi categorizada em baixo, médio e alto, cujos limites das categorias foram definidos a partir dos tercís.

Avaliação do consumo alimentar

A avaliação do consumo de peixe foi realizada com todos os 51 participantes da população de estudo. A avaliação constituiu de uma pesagem do peixe consumido no domicílio durante a refeição do almoço. Essa pesagem foi realizada uma única vez por participante, utilizando uma balança digital da marca Toledo, com capacidade de 15 kg e sensibilidade de 5 g. Se fossem consumidos na refeição mais de uma espécie, a pesagem dos peixes seria realizada de forma separada para cada uma das espécies. Inicialmente, a balança foi tarada com o prato fornecido pelo participante e depois o próprio foi orientado a colocar o peixe que iria consumir no prato sobre a balança.

A avaliação também contou com um recordatório de 7 dias do consumo de peixe em cada participante. Nesse registro foram colhidas as seguintes informações - frequência de refeições com peixes e qual o tipo de peixe.

Para o cálculo do consumo diário de peixe (g/dia) utilizou-se a quantidade consumida durante a refeição e multiplicou-se pela frequência do consumo de peixe na semana, dividindo por sete dias na semana, conforme a fórmula abaixo (equação 1) -

(1) Equação - Consumo diário de peixe (g/dia)

$$\text{Cons. diário} \left(\frac{g}{dia} \right) = \frac{\text{quantidade (gramas/refeição)} \times \text{frequência} \left(\frac{\text{refeições}}{\text{semana}} \right)}{7 \text{ (dias/semana)}}$$

O consumo diário foi categorizado em baixo, médio ou alto, definidos a partir dos tercís do consumo ajustado para cada grupo estudado, para realizar a comparação com os tercís das medidas relatadas no inquérito domiciliar.

Amostragem e Determinação do mercúrio no cabelo e em peixe

As amostras de cabelo dos participantes foram coletadas na região occipital próxima da raiz e armazenadas em sacos plásticos. As análises foram realizadas no laboratório de absorção atômica, do departamento de química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC/RJ), pela técnica de absorção atômica com geração de vapor frio (CV AAS), no equipamento modelo Perkin-Elmer 3300. As amostras foram digeridas em solução ácida (H₂SO₄ -HNO₃ 1 -1 e V₂O₅ 0,1%) a 80°C e posteriormente foi adicionada uma solução de 5% (m/v) KMnO₄ conforme método proposto por Campos (1988).

As amostras de peixe foram submetidas a digestão ácida adicionando uma solução de H₂SO₄ -HNO₃ 1 -1 e V₂O₅ 0,1%. Posteriormente foi submetida a

aquecimento de 80°C até a completa dissolução da mesma. As determinações foram realizadas pela técnica de absorção atômica com geração de vapor frio (CV AAS), no equipamento modelo Perkin-Elmer 3300, segundo o método proposto por Campos (1980). Para verificar a qualidade analítica do método, foram realizadas diariamente leituras de branco e curvas de calibração externa. A exatidão da metodologia foi avaliada mediante análise do Material de referência certificado (DORM-2, Dogfish Muscle Certified Reference Material for trace element, *National Research Council, Canada*), que apresentou uma recuperação acima de 96%.

Medidas antropométricas

Todos os participantes realizaram medidas antropométricas de peso e altura. A avaliação da altura foi realizada com um estadiometro portátil e o peso foi mensurado por uma balança digital portátil, previamente calibrada. As medidas de Índice de Massa Corporal (IMC) infantil foram calculadas com o software *AnthroPlus* da World Health Organization, enquanto que o IMC dos adultos foi calculado pelo peso ao quadrado dividido pela altura. Posteriormente, as medidas de IMC foram categorizadas em “Normal ou magreza” e “Sobrepeso ou Obesidade”.

Consumo Máximo Admissível

Para determinar os valores de consumos seguros para cada uma das espécies de peixe e para cada um dos grupos de estudo, foram utilizados dois cálculos - Consumo Máximo Admissível Diário (CMAD) e Consumo Máximo Admissível Semanal (CMAS).

O CMAD foi calculado a partir das informações sobre medida Provisória de Ingestão diária (ID), média do peso corporal do grupo de estudo e concentração de mercúrio no peixe (Equação 2).

Neste estudo o ID utilizado para o grupo de mulheres em idade reprodutiva foi de 0,23 µg/Kg de peso corporal /dia e para o grupo de adultos foi de 0,47 µg/Kg (JECFA, 2007). O ID foi obtido a partir da medida Provisória de Ingestão Semanal Tolerável (PTWI) de 1,6 e 3,3 µg /Kg de peso corporal por dia para os grupos de mulheres em idade reprodutiva e adultos, respectivamente (JECFA, 2007). O PTWI foi dividido por 7 para uma medida diária. A JECFA (2007) não possui medida de ingestão diária para o grupo de infanto-juvenil, sendo consideradas para este estudo as duas medidas.

(2) Equação - Consumo Máximo Admissível Diário (CMAD) -

$$CMAD = \frac{ID \times BW}{[Hg]}$$

Onde - CMAD = Consumo Máximo Admissível Diário (gramas/dia); ID = Ingestão Diária Tolerável para metilmercúrio ($\mu\text{g} / \text{Kg} \cdot \text{dia}$); BW = Peso corporal (Kg); [Hg] = concentração de mercúrio em cada espécie de peixe ($\mu\text{g} / \text{gramas}$).

O CMAS foi calculado a partir do CMAD multiplicado por sete dias na semana, dividido pela mediana do consumo de peixe por refeição para cada um dos grupos (Equação 3). A mediana do consumo de peixe por refeição foi 93, 135, e 160 gramas, respectivamente, Infante-Juvenil; Mulheres e Adultos.

(3) Equação - Consumo Máximo Admissível Semanal -

$$CMAS = \frac{CMAD \times S}{RP}$$

Onde - CMAS = Consumo Máximo Admissível Semanal (refeição/semana); Consumo Máximo Admissível Diário (gramas/dia); S = 7 dias na semana (dia/semana); RP = quantidade de consumo de peixe por refeição (gramas/refeição).

Análise dos dados

Primeiramente, foram realizadas análises descritivas das variáveis do inquérito domiciliar, da quantificação e frequência do consumo de peixe, com medidas de tendência central e dispersão, além de gráficos de histograma. Para a comparação das diferenças entre os grupos foi utilizado o teste não-paramétrico Mann-Whitney, considerando nível de significância de 5%.

Para a comparação da distribuição da frequência entre a população fonte e a população de estudo foram utilizados os testes χ^2 e exato de Fisher.

Para comparação entre o consumo quantificado e o referido utilizou-se o coeficiente *Kappa* e seus respectivos intervalos de confiança. O Coeficiente de Correlação Intra-Classe foi utilizado para estimar a variabilidade total das medidas entre o consumo de peixe reportado e medido. Além disso, usou-se o gráfico de *Bland-Altman* para comparar duas técnicas de medição, sendo observado neste gráfico as diferenças entre as duas técnicas plotadas em comparação com as médias das duas técnicas.

Modelos de regressão linear simples e múltipla foram ajustados para avaliar a relação entre concentração de mercúrio no cabelo (variável dependente) e consumo diário de peixe (variável independente). O teste Shapiro Wilk foi utilizado para verificar

a normalidade da variável dependente. Uma vez que a hipótese de normalidade não foi verificada, utilizou-se a transformação logarítmica na variável dependente. As variáveis de ajuste foram sexo, idade e índice de massa corporal categorizada (sobrepeso, sim=1 ou não=0).

Aspectos éticos

O projeto foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca da Fundação Oswaldo Cruz, CAAE - 18634613.0.0000.5240.

4.3 RESULTADOS

Caracterização da população

A tabela 4 representa uma síntese das características sociodemográficas das populações fonte e o grupo de estudo. A população fonte constitui-se de 830 integrantes enquanto que a do grupo de estudo foi composta de 51 participantes. A proporção de crianças e adultos na população de estudo foi de 46% e 54% respectivamente, e não apresentou diferença significativa com a população fonte (p-valor= 0,192). A proporção de integrantes do sexo masculino foi de 39% e do sexo feminino foi de 61% na população de estudo, sem diferença significativa com a população fonte (p-valor= 0,618).

A renda dos participantes economicamente ativos na população de estudo foi de 40% recebem menos de um salário mínimo, 40% recebem de um a três salários e 20% recebem mais de três salários, a renda entre a população de estudo e a população fonte não apresentou diferença significativa com a população fonte (p-valor= 0,981). Em relação à escolaridade na população de estudo, 6% eram analfabetos, 80% tem até o ensino fundamental e 14% tem o ensino médio ou superior, essa proporção não apresentou diferença significativa com a população fonte (p-valor=692).

Tabela 4 - Caracterização sociodemográfica das populações de estudo e população fonte.

	População de estudo		População fonte		p-valor
	N	%	N	%	
Faixa etária					
Criança	23	46	299	36	0,192*
Adulto	28	54	531	64	
Sexo					
Masculino	20	39	355	43	0,618*
Feminino	31	61	475	57	
Renda¹					
Menor 1 salário ²	8	40	168	46	0,981**
1 – 3 salários ²	8	40	166	46	
Mais de 3 salários ²	4	20	30	8	
Escolaridade					
Analfabeto	3	6	56	7	0,692**
Ensino Fundamental	41	80	624	75	
Ensino Médio ou superior	7	14	150	18	

¹ Renda da população economicamente ativa.

² Salário mínimo de 2015 = R\$ 788,00.

* Teste χ^2

** Teste Fisher

Descrição do consumo médio diário

A tabela 5 representa a distribuição do consumo de peixe pesado na refeição e a frequência do consumo de peixe para os grupos Infante-Juvenil, Mulheres em idade reprodutiva e Adultos. Na população de estudo, a mediana do consumo por refeição foi de 135 gramas, com mínimo de 50 gramas e máximo de 350 gramas, e a frequência do consumo de peixe variou de 1 a 11 refeições por semana. No grupo Infante-Juvenil, a mediana do consumo por refeição foi de 93 gramas, com mínimo de 50 gramas e máximo de 250 gramas, e a frequência do consumo de peixe variou de 1 a 9 refeições por semana. No grupo de mulheres em idade reprodutiva, a mediana do consumo por refeição foi de 135 gramas, com mínimo de 60 gramas e máximo de 230 gramas, e a frequência do consumo de peixe variou de 1 a 10 refeições por semana. No grupo de adultos, a mediana do consumo por refeição foi de 160 gramas, com mínimo de 70

gramas e máximo de 350 gramas, e a frequência do consumo de peixe variou de 1 a 11 refeições por semana. O consumo de peixe por refeição apresentou diferença significativa entre o grupo de crianças e adultos (p -valor =0,003).

Tabela 5 - Distribuição do consumo de peixe quantificado na refeição e da frequência semanal de peixe (recordatório 7 dias) por grupo de Infante-Juvenil, Mulheres em idade reprodutiva e de Adultos.

Grupo	Consumo de peixe	N	Média	D.P	Mínimo	P25	Mediana	P75	P95	Máximo
Infanto-Juvenil	Quantidade por refeição (g)	22	113	50	50	80	93	145	195	250
	Frequência semanal (x/semana)	22	3	2	1	1	1	3	8	9
Mulheres Id. Rep.	Quantidade por refeição (g)	13	131	51	60	90	135	170	230	230
	Frequência semanal (x/semana)	13	3	3	1	1	2	3	10	10
Adultos	Quantidade por refeição (g)	28	163	65	70	108	160	190	265	350
	Frequência semanal (x/semana)	28	4	3	1	2	2	4	10	11
Total	Quantidade por refeição (g)	51	139	64	50	85	135	180	260	350
	Frequência semanal (x/semana)	51	3	3	1	1	2	4	10	11

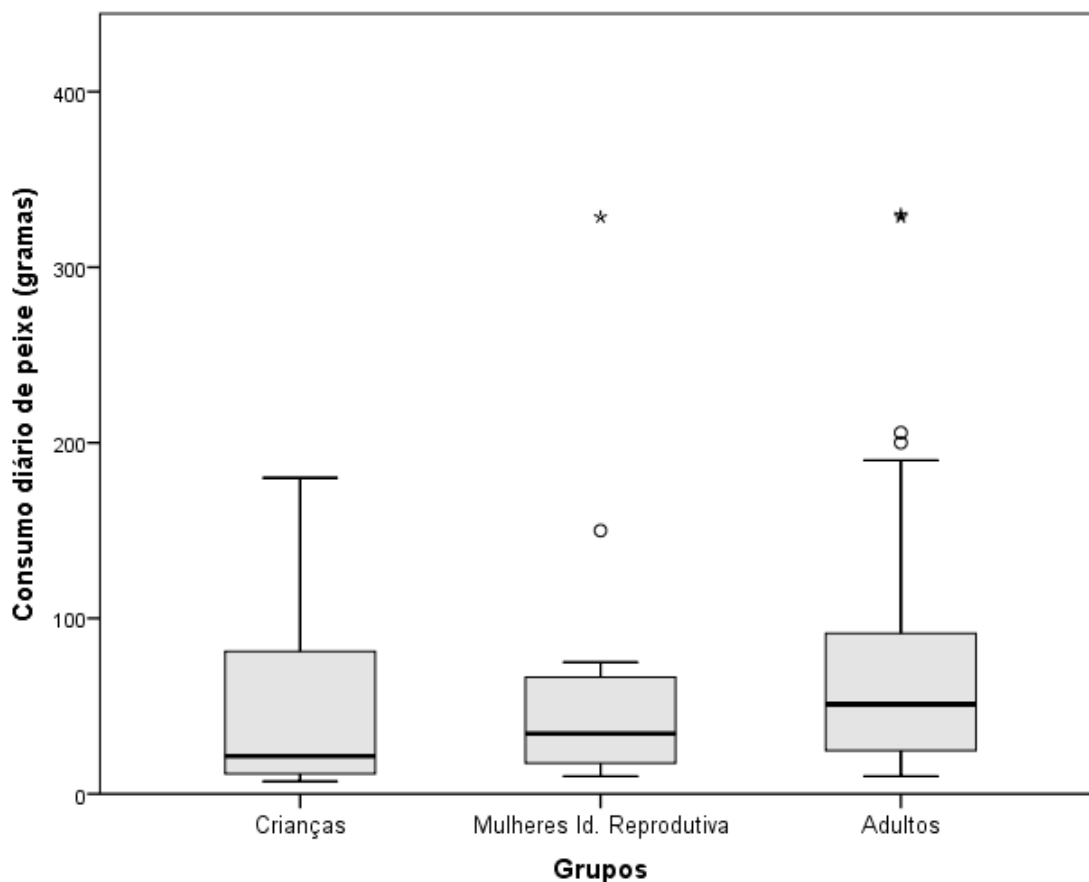
A tabela 3 apresenta os peixes quantificados pela pesagem durante as refeições durante avaliação do consumo de peixe. Dos 51 participantes, 6 deles comeram mais de uma espécie de peixe, em razão disso o total de peixes quantificados foram 57. Os peixes mais consumidos foram o Barba-chata (*Pinirampus pinirampu*) 16% e o Tambaqui (*Colossoma macropomum*) 11%. Em relação à quantidade, os peixes mais consumidos por refeição foram Dourado (*Brachyplatistoma flavicans*) e Piranha (*Serrasalmus spp*), com média de 191 gramas e 157 gramas, respectivamente. No geral o consumo de peixes não carnívoros apresentou maior frequência do que das espécies carnívoras. A quantidade consumida de peixe carnívoros não apresentou diferença estatisticamente significativa (p -valor=0,141) entre os carnívoros e não carnívoros.

Tabela 6 - Distribuição da frequência e quantidade das espécies de peixes consumidas pelos 51 participantes.

Nome popular	Nome científico	Hábito alimentar	N	%	Média	D.P	Mínimo	P 25	Mediana	P 75	Máximo
BARBA-CHATA	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Carnívoros	9	16	120.6	47.9	65	85	110	150	210
BRANQUINHA	<i>Psectrogaster rutiloides</i>	Não Carnívoros	4	7	70	24.2	50	55	62.5	85	105
CARA	<i>Cichlasoma spectabile</i>	Não Carnívoros	3	5.3	145	32.8	115	115	140	180	180
CURIMATÃ	<i>Prochilodus nigricans</i>	Não Carnívoros	5	8.8	90	12.7	75	80	90	100	105
DOURADA	<i>Brachyplatistoma flavicans</i>	Carnívoros	4	7	191.3	44.2	145	160	185	223	250
JARAQUI	<i>Semaprochilodus theraponera</i>	Não Carnívoros	4	7	118.8	46.1	70	83	115	155	175
JATUARANA	<i>Argonectes scapularis</i>	Não Carnívoros	2	3.5	75	84.9	15	15	75	135	135
MANDI	<i>Pimelodus spp</i>	Não Carnívoros	4	7	120	30.3	80	98	125	143	150
PACU	<i>Mylossoma spp</i>	Não Carnívoros	4	7	152.5	77.2	80	100	135	205	260
PIAU	<i>Schizodon fasciatus</i>	Não Carnívoros	2	3.5	102.5	3.5	100	100	102.5	105	105
PIRAMUTABA	<i>Brachyplatistoma vaillant</i>	Carnívoros	3	5.3	100	48.2	65	65	80	155	155
PIRANHA	<i>Serrasalmus spp</i>	Carnívoros	2	3.5	157.5	38.9	130	130	157.5	185	185
SURUBIM	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Carnívoros	2	3.5	92.5	24.7	75	75	92.5	110	110
TAMBAQUI	<i>Colossoma macropomum</i>	Não Carnívoros	6	11	154.2	101	85	90	117.5	165	350
TUCUNARE	<i>Cichla monoculus</i>	Carnívoros	3	5.3	150	37.7	115	115	145	190	190
CARNÍVOROS			23	40	134.8	51.1	65	85	130	175	250
NÃO CARNÍVOROS			34	60	117.9	60.8	15	80	105	140	350
TOTAL			57	100	124.7	57.2	15	85	115	150	350

A figura 4 apresenta a distribuição do consumo diário de peixe nos grupos de crianças, adultos e mulheres em idade reprodutiva da população de estudo. A mediana do consumo diário no grupo Infanto-Juvenil foi de 21,4 gramas, com mínima de 7 gramas e máxima de 180 gramas. No grupo de mulheres em idade reprodutiva, na faixa etária de 15 a 49 anos, a mediana do consumo diário de peixe foi de 34,3 gramas, com mínima de 10 gramas e máxima de 328 gramas. No grupo de adultos, a mediana do consumo diário de peixe foi de 51 gramas, com mínima de 10 gramas e máxima de 330 gramas. O consumo diário de peixe apresentou diferença significativa (p -valor = 0,019) entre os grupos de crianças e adultos.

Figura 4 - Distribuição do consumo diário de peixe nos grupos de crianças, mulheres em idade reprodutiva e de adultos da população fonte, moradores das comunidades ribeirinhas do rio Madeira.

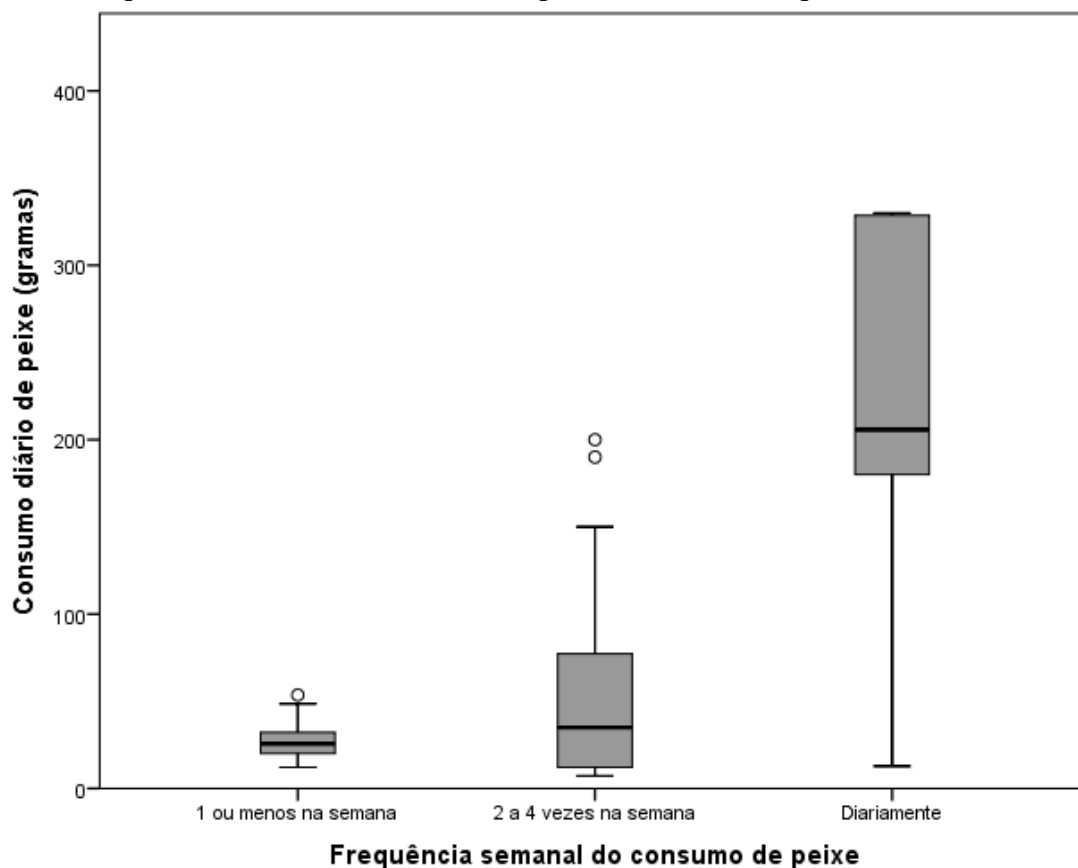


Comparação do consumo medido com o consumo reportado

A figura 5 representa a distribuição do consumo diário de peixe pelas categorias de frequência semanal de consumo de peixe. O consumo diário de peixe apresentou diferença somente entre as categorias “2 a 4 vezes na semana” e “Diariamente” (p -valor

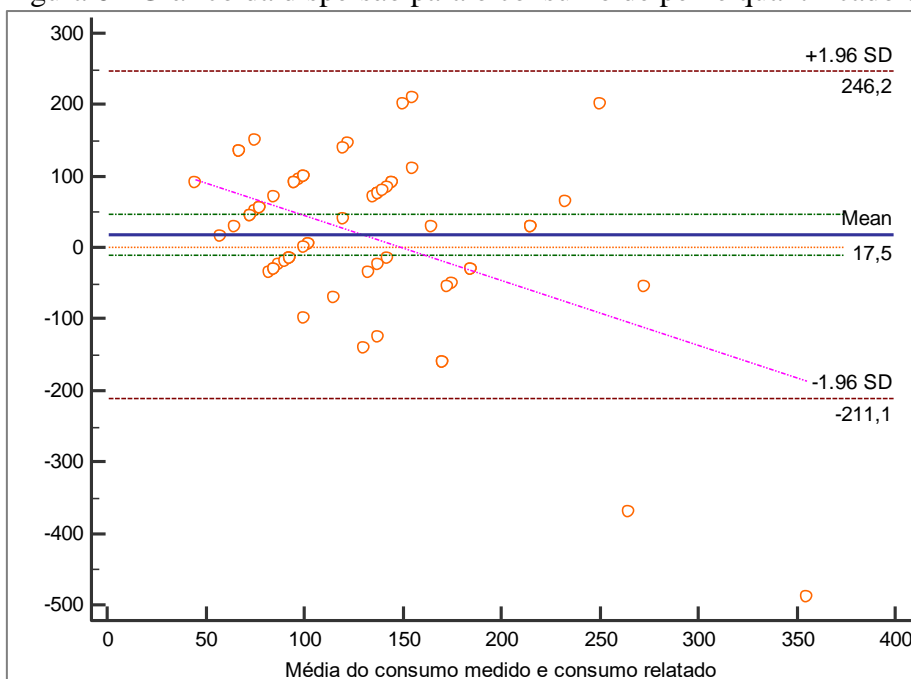
= 0,11). A concordância entre as categorias de consumo de peixe baixo, médio, alto do questionário e daquelas estabelecidas pelo consumo de peixe medido não apresentou significância estatística (Kappa= 0,15, IC 95% - 0,06 – 0,35; P-valor= 0,137). Quando avaliado o consumo diário de peixe tanto o reportado quanto o medido como variáveis contínuas observou-se um CCI de 0,30 (IC 95% 0,029-0525; p-valor =0,016).

Figura 5 - Representação gráfica da distribuição do consumo diário de peixe por categorias da Frequência semanal do consumo de peixe relatado no inquérito domiciliar.



A figura 6 apresenta a comparação entre a quantidade de peixe medido com o relatado segundo o método de *Bland-Altman*. Observa-se que a média das diferenças foi 17,5 g, e mais de 95% dos valores observados encontram-se entre os limites de concordância (246,2 a -211,1). A linha de tendência da regressão linear indica que quanto maior a média, maior a diferença entre o consumo medido com o consumo relatado, contudo, esse resultado sofrendo influência dos *outliers*.

Figura 6 - Gráfico da dispersão para o consumo de peixe quantificado e relatado.



Relação entre consumo de peixe e mercúrio no cabelo

A tabela 7 apresenta os modelos estimados por regressão linear. O modelo 1 (modelo de regressão linear simples) foi o que melhor se ajustou aos dados. Apesar do coeficiente de determinação ajustado (R^2 ajustado) ter sido baixo, o consumo diário de peixe explicou 8% da variação da concentração de mercúrio no cabelo, este modelo foi estatisticamente significativo (p-valor=0,024). A análise dos resíduos não mostrou violação das suposições do modelo de regressão linear.

Tabela 7 - Coeficientes estimados dos modelos de regressão linear para avaliar a concentração de mercúrio no cabelo.

Modelos	Intercepto	Quantidade diária	Idade	Sexo Feminino	Sobrepeso	R^2 Ajustado	p-valor
Modelo 1	0,953173*	0,0048*				0,080	0,024
Modelo 2	0,914496*	0,0047*	0,002			0,062	0,081
Modelo 3	0,950674*	0,0048*		0,004		0,061	0,083
Modelo 4	0,982876*	0,0050*			-0,099	0,063	0,079
Modelo 5	0,905881*	0,0048*	0,004	0,020	-0,179	0,026	0,274

A variável dependente dos modelos é o Ln (Hg).

* p-valor<0,05

Consumo Máximo Tolerável

A tabela 8 apresenta o Consumo Máximo Admissível Diário e Semanal devido à concentração de mercúrio em cada tipo de peixe para cada um dos grupos de estudo. A Pirapitinga (*Piaractus brachypomus*) e o Pacu (*Mylossoma ssp*) foram as espécies de peixe que apresentaram as menores concentrações de Hg, e por essa razão são as que podem ser consumidas com maior frequência. Enquanto que o Surubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*) e o Barba-chata (*Pinirampus pirinampu*) foram os peixes com maiores concentrações de Hg, sendo recomendada a precaução no consumo.

Conforme os limites de Hg em peixes estipulados pela legislação brasileira (Brasil, 1988), para os peixes com concentração de Hg de 0,50 ug/g, o CMAS é de 1 a 2 refeições, 1 refeição e 2 refeições por semana, respectivamente, para os grupos de infanto-juvenil, mulheres e adultos. Enquanto que, para os peixes com concentração de Hg de 1,0 ug/g, o CMAS é de < 1 a 1 refeição, < 1 refeição e 1 refeição por semana, respectivamente, para os grupos de infanto-juvenil, mulheres e adultos.

Tabela 8 - Descritiva dos valores de Consumo Máximo Admissível Diário (CMAD) e Semanal (CMAS) em razão da concentração de mercúrio nas espécies de peixe, para cada grupo. (1) Espécies analisadas nesse estudo; (2) Espécies analisadas no estudo de Bastos e colaboradores (2015).

Peixe	[Hg] (ug/g)	Infanto-Juvenil				Mulheres em Id.		Id.	
		PWTI 1		PWTI 2		Reprodutiva		Adultos	
		CMA	CMA	CMA	CMA	PWTI 1		PWTI 2	
Nome Popular		D	S	D	S	CMAD	CMAS	D	S
Peixe	Não								
carnívoro	0.5	16.7	1.3	34.1	2.6	30.2	1.6	63.0	2.8
Peixe Carnívoro	1	8.3	0.6	17.1	1.3	15.1	0.8	31.5	1.4
Pirapitinga (1)	0.04	229.0	17.2	468.0	35.2	413.9	21.5	863.8	37.8
Pacu (2)	0.04	186.2	14.0	380.6	28.6	336.6	17.5	702.5	30.7
Piau (1)	0.11	74.4	5.6	152.0	11.4	134.4	7.0	280.6	12.3
Jatuarana (1)	0.12	72.6	5.5	148.3	11.2	131.2	6.8	273.8	12.0
Tambaqui (1)	0.14	59.7	4.5	122.0	9.2	107.9	5.6	225.2	9.9
Curimatã (2)	0.15	56.3	4.2	115.0	8.7	101.7	5.3	212.3	9.3
Branquinha (1)	0.17	49.5	3.7	101.2	7.6	89.5	4.6	186.7	8.2
Pirarucu (1)	0.17	48.2	3.6	98.5	7.4	87.1	4.5	181.9	8.0
Tamuatá (1)	0.29	29.3	2.2	59.8	4.5	52.9	2.7	110.4	4.8
Mandi (1)	0.32	26.0	2.0	53.2	4.0	47.0	2.4	98.2	4.3
Traíra (2)	0.36	23.5	1.8	48.0	3.6	42.4	2.2	88.6	3.9
Sardinha (1)	0.41	20.5	1.5	41.8	3.1	37.0	1.9	77.2	3.4
Dourada (2)	0.52	16.0	1.2	32.8	2.5	29.0	1.5	60.5	2.6
Piranha (1)	0.66	12.7	1.0	25.9	2.0	22.9	1.2	47.9	2.1
Bico de bato (2)	0.76	11.0	0.8	22.4	1.7	19.8	1.0	41.4	1.8
Piramuataba (1)	0.94	8.9	0.7	18.2	1.4	16.1	0.8	33.6	1.5
Surubim (1)	1.18	7.1	0.5	14.5	1.1	12.8	0.7	26.7	1.2
Barba-Chata (1)	2.05	4.1	0.3	8.3	0.6	7.4	0.4	15.4	0.7

PTW11 = 0,23 µg /Kg de peso corporal por dia

PTW12 = 0,47 µg /Kg de peso corporal por dia

Comparação com outros estudos realizados na Amazônia brasileira

A tabela 9 apresenta uma revisão da literatura sobre os estudos que quantificaram o consumo diário de peixe na região da Amazônia brasileira. O menor consumo médio diário quantificado foi de 30 g/dia em comunidade indígenas, em um estudo que avaliou o consumo de peixe a partir da concentração de mercúrio no cabelo (Dórea et al., 2005). Enquanto que os valores mais altos de consumo diário foram observados nos estudos que quantificaram o consumo de peixe de forma per capita (Cerdeira et al., 1997; Boischio e Henshel, 2000; Oliveira et al., 2010).

Tabela 9 - Revisão da literatura sobre o consumo de peixe na Amazônia brasileira.

Referencia	Localidade	Ano	População	N	Consumo (g/dia)	
					Media (DP)	Mín-Máx
		1993	–			
Cerdeira et al., 1997	Monte Alegre /PA	1995	Famílias	35	369	-
Boischio e Henshel, 2000	rio Madeira/RO	1991	e Todas as idades	60		100 –
		1993		7	243 (135)	300
Yokoo et al., 2001	rio Cuiabá/MT	1995	-	15	110,4	
		1996	> 12 anos Mulheres	3	(152,5)	-
		1998	– (15 a 45 anos)			
Dorea et al., 2003	rio Negro/AM	1999		31	170,5	23 -293
				14		
Hacon et al., 1997	Comunidades/MT	1995	Adultos	4	-	5 – 300
			Tribo Munduruku	24		
				9	30,0 (16,6)	-
	Comunidade indígena/PA				110,4	
Dorea et al., 2005		-	Tribo Kayabi	47	(60,6)	-
			> 15 mulheres	15	12	
				1	124 (65)	-
				13	189,7	
Passos et al., 2008	rio Tapajós/PA	2003	> 15 Homens	5	(105,5)	-
		2005-	Todas as idades	12		
Oliveira et al., 2010	Lago Puruzinho /AM	2006		0	406 (204,1)	-
					Med = 7,1	–
			Geral	51	34,29	330
			Infanto-Juvenil	23	Med = 21,4	7,1 – 180
			Mulheres (15-49)	12	Med =34,3	10 – 328,6
Este estudo	rio Madeira/RO	2015	Adultos	28	Med =51,1	10 – 330

4.4 DISCUSSÃO

Os resultados apresentados mostram uma significativa diferença no consumo de peixe entre o grupo de adultos e o infanto-juvenil. O grupo de mulheres em idade reprodutiva não apresentou diferença significativa com nenhum dos grupos. Os resultados também sinalizaram uma fraca concordância, coeficiente de correlação Intra-Classe de 30%, na comparação entre o consumo medido e o consumo reportado. A concentração de mercúrio no cabelo apresentou uma relação fraca com o consumo de peixe, com modelo linear simples apresentando R^2 ajustado de 8%. Apesar disso, essa relação foi próxima da encontrada por Passos e colaboradores (2008) que encontraram uma relação de 9%.

Os consumos diários de peixe encontrado nesse estudo de 21, 34 e 51 gramas por dia, respectivamente, para os grupos de Infanto-Juvenil, Mulheres em idade reprodutiva e Adultos, ficaram abaixo dos relatados em outros estudos em comunidades tradicionais da Amazônia brasileira. Em parte, isso se deve ao emprego de diferentes metodologias, por exemplo, em estudos que avaliaram o consumo diário de peixe por meio de pesagem per capita foram os que apresentaram os maiores valores, Cerdeira e colaboradores (1997) encontraram um consumo diário de peixe de 360 gramas em Monte Alegre/PA, enquanto que, em comunidades ribeirinhas do rio Madeira/RO o consumo per capita diário foi de 243 gramas de peixe (Boischio e Henshel, 2000). Estudo realizado em comunidade isolada no lago Puruzinho/AM encontrou o maior consumo per capita, 406 gramas de peixe por dia (Oliveira et. al., 2010).

Outros estudos utilizaram a concentração de mercúrio no cabelo para estimar o consumo de peixe. Em estudo realizado com mulheres em idade reprodutiva em comunidades ribeirinhas do rio Negro/AM o consumo estimado foi de 170,5 gramas de peixe por dia, com variação de 23 a 293 gramas (Dórea et al., 2003). Em outro estudo, utilizando a mesma abordagem, Dórea e colaboradores (2005) avaliaram duas comunidades indígenas e a média do consumo estimado variou entre 30 a 110 gramas por dia de peixe, entre as duas comunidades.

Dos artigos com metodologia comparáveis aos deste estudo avaliaram o consumo diário de peixe por meio de medidas individuais, Hacon e colaboradores (1997) avaliaram o consumo de comunidades com pisciculturas, em região antigamente impactada pelo garimpo no estado de Mato Grosso. Nesse estudo, os autores encontraram o consumo de peixe variando entre 3 a 115g/dia em crianças e 3 a 180 g/dia em adultos na população adulta, mas não foi discutido se houve diferenças

estatisticamente significantes. No presente artigo, os grupos de infanto-juvenil e de adultos apresentaram diferença significativa no consumo de peixe.

Em comunidades próximas do rio Cuiabá o consumo diário de peixe foi 110,4 g/dia (Yokoo et al., 2001). Nesse mesmo estudo ainda validou o consumo referido com o quantificado e os coeficientes dessa relação variaram entre 15 a 67% (Yokoo et al., 2001). Contudo, os autores não mencionaram a frequência do consumo de peixe na semana, assumindo a medida realizada como um consumo diário, diferentemente deste estudo que teve os resultados suavizados ao serem ajustados pelo consumo de peixe na semana.

Em relação ao consumo de peixe entre sexo, Passos e colaboradores (2008) encontraram um consumo de 124 g/refeição em mulheres e 190 g/refeição em homens residentes em comunidades ribeirinhas do rio Tapajós/PA, com diferença estatisticamente significativas. No presente estudo, a diferença entre sexo não foi explorada, mas durante a coleta de dados observou-se que devido à responsabilidade das mulheres em preparar as refeições dos maridos e filhos, o consumo delas poderia menor quando comparada aos homens.

Os resultados deste estudo relataram que o consumo de peixe representa 8% da concentração de mercúrio no cabelo, sendo este corroborado por estudo de Passos e colaboradores (2008) que por meio de uma regressão linear simples mostrou que o consumo de peixe em comunidades ribeirinhas do rio Tapajós explicou 28% do Hg no sangue e 9% do Hg no cabelo.

Ainda que os resultados apontem um aumento da exposição ao mercúrio conforme o aumento no consumo do peixe (Passos et. al., 2003; Hacon et. al., 2014). O peixe ainda é um alimento rico em vitaminas, minerais e gorduras saudáveis (FAO/WHO, 2011). De fato, esse é um dos grandes desafios em avaliar os efeitos do Hg na saúde. A base alimentar dessas comunidades ribeirinhas é fundamentada quase que exclusivamente no consumo do peixe, o que poderia contrabalancear os efeitos deletérios do mercúrio. O peixe é considerado um dos alimentos mais saudáveis devido a suas propriedades nutricionais como fonte de proteínas e baixo teor de gorduras insaturadas, o que o torna em um fator protetor para inúmeras morbidades, incluindo doenças cardiovasculares (Whelton et al., 2004; Dewailly et al., 2008).

Como limitação do estudo pode citar o período de avaliação do consumo, que na região foi o começo da cheia do rio Madeira, algo que dificulta a pesca de subsistência, o que poderia explicar, em partes, os baixos valores no consumo diário de peixe e por

essa razão a baixa inclusão de mais participantes. O ideal seria ter outro período de avaliação do consumo no período de seca para avaliar a diferença no consumo diário de peixe. Apesar do estudo de Yokoo e colaboradores (2001) avaliarem o consumo diário de peixe em dois períodos, seca e chuva, e não encontraram diferença estatisticamente significativa entre os períodos.

Em relação à comparação entre o consumo reportado e o consumo medido, o intervalo de tempo entre as duas avaliações pode explicar a fraca relação entre as informações. O mesmo pode ter acontecido para a relação do consumo diário e a concentração de mercúrio no cabelo, nesse caso, o tipo de peixe que não foi avaliado neste artigo também pode contribuir para explicar a fraca relação entre as variáveis.

Vale ressaltar a importância de diferenciar o consumo diário de peixe para os diferentes grupos populacionais para avaliação da exposição ao mercúrio. A utilização do consumo diário de peixe, calculado em adultos, para o grupo de crianças poderia superestimar o risco ao mercúrio e resultar em políticas de saúde pública que reduzam o consumo de alimento nutritivo como peixe para crianças. Pode-se concluir que legislação brasileira referente aos limites de mercúrio em peixes está desatualizada. A legislação não se baseia em estudos locais sobre o consumo de peixe em comunidades tradicionais e nem nos benefícios do consumo de peixe.

4.5 REFERÊNCIAS

AMORIM, Marúcia IM et al. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 4, p. 497-507, 2000.

ATSDR, U. S.. Toxicological profile for mercury. **Atlanta - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services**, 1999.

BASTOS, Wanderley R. et al. Mercury in fish of the Madeira River (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. **Environmental research**, v. 140, p. 191-197, 2015.

BASTOS, Wanderley Rodrigues et al. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total environment**, v. 368, n. 1, p. 344-351, 2006.

BOISCHIO, Ana Amelia Peixoto; HENSHEL, Diane. Fish consumption, fish lore, and mercury pollution—risk communication for the Madeira River people. **Environmental Research**, v. 84, n. 2, p. 108-126, 2000.

BRASIL, L.. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos DINAL-Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998. *Diário Oficial da União. Brasília. seq, 1*, 1415-1437. 1998.

CAMPOS, R. *Estudo da Determinação de Mercúrio por Espectrofotometria de Absorção Atômica sem Chama pela Técnica do Vapor Frio*, 28, 1980. Dissertação de Mestrado. Dep. de Química, PUC-Rio.

CERDEIRA, Regina Glória Pinheiro; RUFFINO, Mauro Luis; ISAAC, Victoria Judith. Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do lago grande de Monte Alegre, PA. Brasil. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 3, p. 213-228, 1997.

DAVIDSON, Philip W. et al. Neurodevelopmental effects of maternal nutritional status and exposure to methylmercury from eating fish during pregnancy. **Neurotoxicology**, v. 29, n. 5, p. 767-775, 2008.

Dewailly E, Chateau-Degat L, Suhas E. Fish consumption and health in French Polynesia. *Asia Pac J Clin Nutr* 2008, 17 -86-93.

DOLBEC, Julie et al. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. **Science of the total environment**, v. 271, n. 1, p. 87-97, 2001.

DOREA, José et al. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **international Journal of environmental Health research**, v. 13, n. 3, p. 239-248, 2003.

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

FAO/WHO. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. 2011.

FEARNSIDE, Philip M. Brazil's Samuel Dam - Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, v. 35, n. 1, p. 1-19, 2005.

FILLION, Myriam et al. A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon. **Environmental Health**, v. 5, n. 1, p. 29, 2006.

GARDNER, Renee M. et al. Mercury exposure, serum antinuclear/antinucleolar antibodies, and serum cytokine levels in mining populations in Amazonian Brazil - a cross-sectional study. **Environmental research**, v. 110, n. 4, p. 345-354, 2010.

GRANDJEAN, Philippe et al. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. **Environmental Health Perspectives**, v. 107, n. 7, p. 587, 1999.

HACON, S. et al. Exposure to mercury in pregnant women from Alta Floresta—Amazon Basin, Brazil. **Environmental research**, v. 84, n. 3, p. 204-210, 2000.

HACON, Sandra et al. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, n. 2, p. 209-216, 1997.

HACON, Sandra 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.

International Programme on Chemical Safety (IPCS) - Environmental Health Criteria 101, Methylmercury. World Health Organization, Geneva, 1990.

JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES (JEFCA). **Safety evaluation of Certain Food Additives - prepared by the sixty-seventh meeting of the**

KASPER, Daniele 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, Helena 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, Helena do A.; HOWARD, Bruce M.; MALM, Olaf. Methylmercury in a predatory fish (*Cichla* spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 154, n. 1, p. 68-76, 2008.

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

MALM, O. et al. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajos basins, Amazon, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 97, n. 1-2, p. 45-51, 1997.

MARQUES, Rejane C. et al. Fish consumption during pregnancy, mercury transfer, and birth weight along the Madeira River Basin in Amazonia. **International journal of environmental research and public health**, v. 10, n. 6, p. 2150-2163, 2013.

MARQUES, Rejane Corrêa et al. Maternal mercury exposure and neuro-motor development in breastfed infants from Porto Velho (Amazon), Brazil. **International Journal of Hygiene and environmental Health**, v. 210, n. 1, p. 51-60, 2007.

OLIVEIRA, Ronaldo 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.

PASSOS, Carlos Jose et al. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 93, n. 2, p. 123-130, 2003.

PASSOS, Carlos José Sousa et al. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 18, n. 1, p. 76-87, 2008.

SAMPAIO da Silva, D., LUCOTTE, M., PAQUET, S., & DAVIDSON, R.. Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. **Environmental Research**, v. 109, n. 4, p. 432-446, 2009.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Global Mercury Assessment 2013 - Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. 2013b.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Minamata Convention on Mercury. 2013a.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Water Quality Criterion for the Protection of Human Health - Methylmercury. 2001.

Whelton SP, He J, Whelton PK, Muntner P. Meta-analysis of observational studies on fish intake and coronary heart disease. *Am J Cardiol.* 2004;93 -1119–1123.

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.

5 ARTIGO 2 - AVALIAÇÃO DA DOSE DE RISCO AO MERCÚRIO PROVENIENTE DO CONSUMO DE PEIXE EM GRUPOS VULNERAVEIS DO RIO MADEIRA, PORTO VELHO, RONDÔNIA.

RESUMO - O peixe é uma potencial fonte de exposição ambiental ao mercúrio para comunidades ribeirinhas da Amazônia brasileira. O objetivo deste artigo foi estimar o risco toxicológico ao mercúrio proveniente do consumo de peixe para os diferentes grupos populacionais residentes nas comunidades que vivem as margens do rio Madeira, Porto Velho, Rondônia. Trata-se de um estudo transversal, com residentes das comunidades ribeirinhas da cidade de Porto Velho/RO. Foram definidos três grupos de estudo, o de infante-juvenil (5 a 18), o de mulheres em idade reprodutiva (15 a 49 anos) e o de adultos. A dose de exposição ao mercúrio foi estimada a partir das medidas de quantidade e frequência do consumo de peixe por refeição, peso corporal e concentração de mercúrio em peixe aferidas na área de estudo, com auxílio do software *CrystalBall*. O quociente de risco (QR) foi calculado pela razão da dose de exposição e os valores de referência da US.EPA e da JECFA. A mediana da concentração de mercúrio em peixe encontrada nesse estudo foi de 0,11 µg/g para peixes não predadores e 0,33 µg/g para peixes predadores. A mediana da dose de exposição estimada foi de 0,49 µg/kg/dia, 0,25 µg/kg/dia e 0,51 µg/kg/dia, respectivamente, nos grupos infante-juvenil, mulheres e adultos. O QR ficou acima de 1 entre 51% a 97%, 55% a 87% e 54% a 96%, respectivamente, nos grupos infante-juvenil, mulheres e adultos. A dose de exposição estimada nesse estudo corrobora os resultados encontrados em outros estudos na região. Todos os grupos apresentaram probabilidade maior que 50% de ter dose de exposição ao mercúrio maior que a dose de referência para efeitos neurológicos baseadas em estudos internacionais. A construção de dose de referências para efeitos na saúde e limites de mercúrio em peixes representativos para o Brasil serviria para melhorar a compreensão da situação de exposição e, conseqüentemente, em orientações mais realistas aos hábitos de cada comunidade brasileira.

PALAVRAS CHAVES - Mercúrio, Exposição Ambiental, Recomendações Nutricionais, Grupos de Risco, Ecossistema Amazônico.

5.1 INTRODUÇÃO

O mercúrio é um problema de saúde ambiental e de grande repercussão global devido as suas características físicas e químicas que permitem o seu transporte atmosférico de longo alcance, sua persistência ambiental, sua capacidade de bioacumular no ecossistema e seus negativos efeitos à saúde humana (<http://www.mercuryconvention.org/>). Entre os efeitos na saúde, destacam-se àqueles relacionados ao sistema nervoso, especialmente em fetos e lactentes (IPCS, 1990, ATSDR, 1999, USEPA 2001).

De acordo com o inventário de 2010, a América do Sul é a terceira região que mais contribuiu com as emissões de Hg na atmosfera em 2010, responsável por 12,5% da emissão mundial de Hg, sendo o garimpo artesanal de ouro a principal atividade antropogênica emissora (UNEP, 2013). No Brasil, a exposição ambiental ocorre predominantemente na região da Amazônia brasileira, onde a carga desse poluente é resultante principalmente do mercúrio natural presente no solo (Roulet et al., 1999). Durante o auge do ciclo do ouro, década de 80, estima-se que foram emitidas 78 toneladas de Hg por ano durante esse período (Lacerda e Marins, 1997).

Ainda que a mineração do ouro tenha diminuído na região, as constantes mudanças no uso do solo em consequência das políticas públicas favorecem o aumento da disponibilidade do mercúrio (Fearnside, 2005). O mercúrio inorgânico transportado e depositado nos corpos hídricos é transformado em metilmercúrio (metilHg), e devido a sua lipossolubilidade, acumulam-se nos organismos da cadeia alimentar (IPCS, 1990).

A exposição ambiental humana ao metilHg ocorre principalmente pelo consumo de peixe e atinge, especialmente, populações ribeirinhas. Em comunidades da Amazônia brasileira, o consumo diário de peixe ultrapassa os 100 gramas por dia (Cerdeira et al., 1997; Boischio e Henshel, 2000; Yokoo et al., 2001; Passos et al., 2008), podendo chegar a 406 gramas de peixe por dia em comunidades ribeirinhas isoladas (Oliveira et al., 2010). Em relação à concentração de Hg no peixe, os estudos realizados na Amazônia (Malm et al., 1997; Lebel et al., 1997; Hacon et al., 2000; Dorea et al., 2003 e 2006; Kehrig et al., 2008; Passos et al., 2008; Bastos et al., 2008 e 2015) mostraram que os valores estão dentro dos limites de 0,5 µg/g para peixes não carnívoros e de 1,0 µg/g para peixes carnívoros estabelecidos pelo governo brasileiro (Brasil, 1998).

O elevado consumo e a concentração de mercúrio nos peixes refletem nos bioindicadores de exposição que apresentam concentrações acima dos valores de

referência, de 10 µg/g, recomendado pela OMS (IPCS, 1990). Estudos em diversas localidades da Amazônia apresentaram concentrações de mercúrio médias e máximas no cabelo acima deste valor, no rio Tapajós/PA (Pinheiro et al., 2000; Dolbec et al., 2001; Passos et al., 2007 e 2008) no rio Negro/AM (Barbosa et al., 2001; Dorea et al., 2003) e no rio Madeira/RO (Bastos et al., 2006; Oliveira et al., 2010; Vieira, et al., 2013; Hacon et al., 2014).

Nessa região, alguns efeitos da exposição ao Hg em comunidades ribeirinhas foram observados, como alterações no sistema cardiovascular (Fillion et al., 2006), disfunção autoimune (Gardner et al., 2010), dano citogenético (Amorim et al., 2000), alterações das funções motoras (Dolbec et al., 2000) e déficit no desenvolvimento cognitivo (Grandjean et al., 1999; Marques et al., 2007 e 2103; Davidson et al., 2008).

Considerando que as populações ribeirinhas são mais vulneráveis devido a sua exposição, neste estudo o objetivo foi estimar o risco toxicológico ao mercúrio proveniente do consumo de peixe pelos moradores das comunidades que vivem as margens do rio Madeira, Porto Velho, Rondônia.

5.2 METODOLOGIA

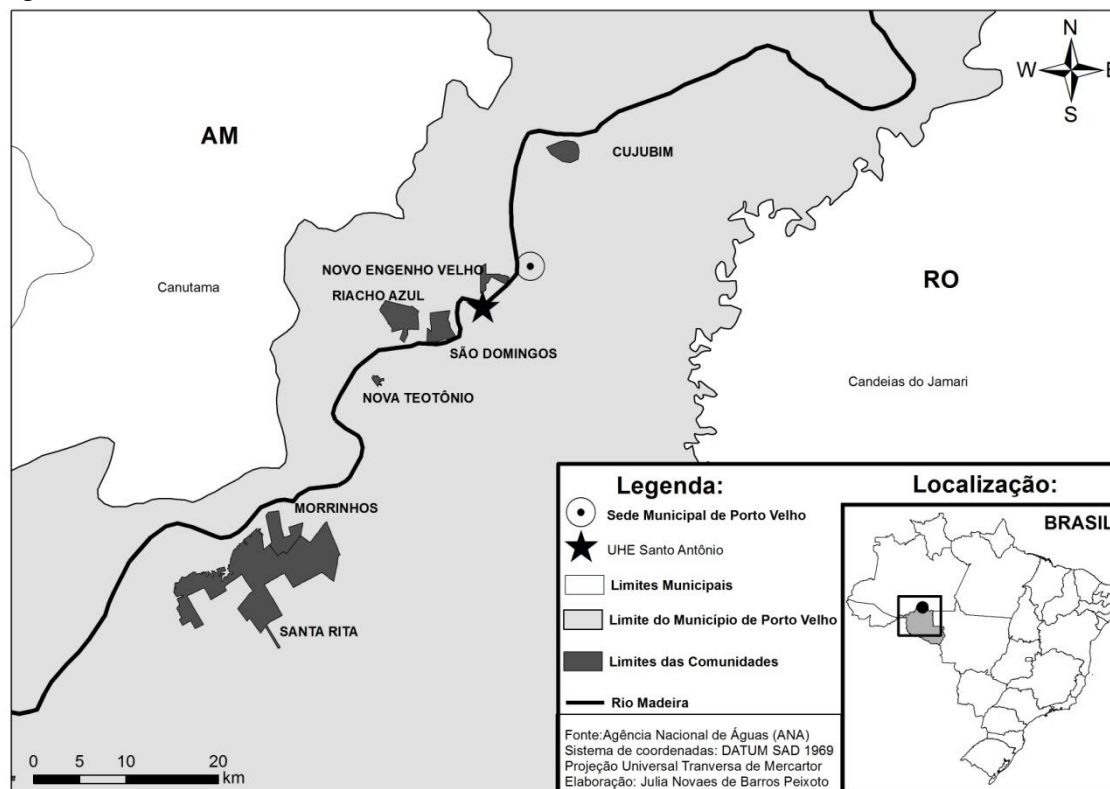
Desenho de estudo

Trata-se de um estudo observacional, descritivo e de delineamento transversal parte do projeto “Avaliação de Impacto à Saúde. A Construção de uma ferramenta para a gestão socioambiental de projetos de desenvolvimento na Amazônia”.

Área e população de estudo

A população de estudo consistiu-se de habitantes dos reassentamentos das comunidades de Santa Rita, Morrinhos, Nova Vila do Teotônio, Novo Engenho, Riacho Azul, São Domingos e a comunidade de Cujubim Grande, todos localizados na cidade de Porto Velho capital de Rondônia (Figura 7).

Figura 7 - Área de estudo.



Dose potencial de exposição

A avaliação de risco ao Hg foi estabelecida a partir dos pontos medianos da quantidade e frequência do consumo de peixe para cada grupo residentes na área de estudo. Para esse cenário, o modelo probabilístico foi usado para avaliação da dose, utilizando uma equação geral de dose potencial (Equação 1). As variáveis de ingresso no modelo e a distribuição dos pressupostos assumidos estão apresentados na tabela 2. A dose de exposição ao mercúrio foi calculada para os grupos - Infanto-Juvenil (menores de 18 anos), Mulheres em idade reprodutiva (15 a 49 anos) e Adultos (maiores de 18 anos).

(1) Equação da dose potencial de ingresso

$$I = C \times \frac{IR \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT}$$

Onde -

I = Dose de ingestão de Mercúrio ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$);

C = Concentração de Mercúrio em peixe para peixes Carnívoros e Não Carnívoros ($\mu\text{g}/\text{g}$);

IR = Taxa de ingestão de peixe ($\text{g}/\text{refeição}$);

EF = Frequência da exposição ($\text{refeições}/\text{semana}$);

BW = Peso corporal (kg);

ED = Duração da exposição (semana) – Em relação há uma semana;

AT = Tempo ponderado (dia) - O tempo ponderado leva em consideração a duração da exposição, dessa forma o tempo ponderado para a duração de exposição de uma semana foi de 7 dias.

Quociente de risco

O risco toxicológico devido à exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe foi estimado pela razão entre a dose potencial de ingresso e a dose de referência (Equação 2).

(2) Equação do quociente de risco -

$$QR = \frac{I}{RfD}$$

Onde -

QR = quociente de risco

I = dose potencial de ingresso ou de exposição ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{dia}$)

RfD = Dose de referência.

Os quocientes de risco (QR) estimado foram classificados em - QR \leq 1 como pouco provável ocorrência de efeitos adversos à saúde; QR $>$ 1 com possibilidade de efeitos adversos não carcinogênicos.

Variáveis de entrada no modelo

Concentração de mercúrio total em peixe -

A concentração de mercúrio total em peixes foi determinada pela técnica de absorção atômica com geração de vapor frio (CV AAS), segundo método proposto por Campos (1980). Para verificação da qualidade analítica do método foi realizada

diariamente leituras de branco e curvas de calibração externa. A exatidão da metodologia foi avaliada mediante análise do Material de referência certificado (DORM-2, Dogfish Muscle Certified Reference Material for trace element, *National Research Council, Canada*), que apresentou uma recuperação acima de 96%. Pelo princípio da precaução foi considerado que 100% da concentração de mercúrio total nos peixes é de metilmercúrio. O pressuposto utilizado para estimativa da dose de exposição foi a função lognormal.

Taxa de ingestão de peixe -

Para a taxa de ingestão de peixe foi assumida a quantificação do consumo realizada individualmente na residência durante o período do almoço, com 51 do total de 830 participantes do projeto. Na taxa de ingestão de peixe foi aplicada a proporção do consumo de peixes Carnívoros (C) e Não Carnívoros (NC), obtido no módulo alimentar do inquérito domiciliar. O pressuposto utilizado para a estimativa da dose de exposição foi a função triangular.

Frequência da exposição -

Para a Frequência da exposição foi considerada a quantidade de refeições realizadas na semana, a partir do questionário de frequência semanal de consumo de peixe relatado no inquérito domiciliar. A Frequência da exposição teve como pressuposto para o modelo uma função triangular.

Dados antropométricos -

O peso corpóreo foi realizado para cada um dos 830 participantes, em balança digital portátil, realizada por uma equipe de enfermagem treinada. O pressuposto utilizado para a estimativa da dose de exposição foi a função lognormal.

Doses de referência

Para avaliação do risco toxicológico ao mercúrio foram utilizadas as doses de referência de duas instituições - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US.EPA, 2001) e Comitê conjunto de Especialista FAO/OMS em Aditivos Alimentares (JECFA,2007).

A dose de referência é baseada nos parâmetros toxicológicos para o desfecho mais sensível ao mercúrio, tal como - desenvolvimento neurológico. A US.EPA (2001)

baseou sua dose nos resultados da Ilhas Faroës. Enquanto que, a JECFA (2007) fundamentou sua dose a partir da combinação dos resultados obtidos nas Ilhas Faroës e Seychelles.

R/d -

0,11 µgHg/Kg/dia (US.EPA, 2001);

0,23 µgHg/Kg/dia para grupos vulneráveis (JECFA, 2007);

0,47 µgHg/Kg/dia para grupo de adultos (JECFA, 2007).

Análise de dados

A dose de exposição foi estimada a partir da função probabilística usando a simulação de Monte Carlos, para cada um dos 3 grupos de estudo, por meio do software *Crystal Ball*. Cada dose calculada foi simulada em 1000 replicações, com um intervalo de confiança de 95%. Foram realizadas análises descritivas, com medidas de tendência central e dispersão. Para a comparação das diferenças entre os grupos foi utilizado o teste não-paramétrico *Mann-Whitney*, considerado nível de significância de 5%.

Aspectos éticos

O projeto foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca da Fundação Oswaldo Cruz, CAAE - 18634613.0.0000.5240.

5.3 RESULTADOS

Caracterização da população

A tabela 10 representa uma síntese das características sociodemográficas da população de 830 participantes. A proporção de crianças e adultos na população foi de 31% e 69% respectivamente. A proporção de integrantes do sexo feminino foi de 57% e do sexo masculino foi de 43% da população. A proporção da renda dos participantes economicamente ativos foi de - 46% recebem renda menor que um salário mínimo, 46% recebem de um a três salários e 8% recebem mais de três salários. Em relação à escolaridade da população, 7% se declarou analfabeta, 57% tem ou está cursando o ensino fundamental e 18% tem ou está cursando o ensino médio ou superior. Para os participantes maiores de 15 anos foram questionados sobre hábitos de tabagismo e etilismo. Deste grupo 24% se declarou fumante e 62% ex-fumante, e 30% declarou que consumiu algum tipo de bebida alcoólica.

Tabela 10 - Caracterização sociodemográfica das populações de estudo e população fonte.

Características	N	%
Faixa etária		
Criança	255	31
Adulto	575	69
Sexo		
Masculino	355	42,8
Feminino	475	57,2
Renda¹		
Menor 1 salário ²	168	46,2
1 – 3 salários ²	166	45,6
Mais de 3 salários ²	30	8,2
Escolaridade		
Analfabeto	56	6,7
Ensino Fundamental	624	75,3
Ensino Médio ou superior	150	18
Tabagismo³		
Fumante	134	24
Ex-fumante	350	62
Nunca fumou	80	14
Etilismo no último mês³		
Sim	169	30
Não	335	59,4
Não respondeu	60	10,6
IMC		
Baixo peso	46	5,6
Normal	366	44,4
Sobrepeso	244	29,6
Obesidade	168	20,4

¹ Renda da população economicamente ativa.

² Salário mínimo de 2015 = R\$ 788,00.

³ Grupo maior de 15 anos.

Variáveis de entrada no Modelo

A tabela 11 apresenta a descritiva das variáveis de entrada no modelo de exposição ao mercúrio. Para a construção da dose de exposição foi utilizado à mediana da taxa de ingestão diária de peixe, sendo 93, 135, e 160 gramas por refeição, respectivamente, para os grupos Infanto-Juvenil, Mulheres em idade reprodutiva e Adultos. A mediana da frequência da exposição ao consumo de peixe foi de 2 refeições por semana em todos os grupos, com mínimo de 1 e máximo de 21 refeições por semana. A mediana do peso corporal foi de 36,3kg, 65,6kg e 67kg, respectivamente para os grupos Infanto-Juvenil, Mulheres e de Adultos. A mediana da concentração de mercúrio em peixe foi de 0,11 e 0,33 μ g/g.

Tabela 11 - Descrição das variáveis de entrada no modelo de exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe, referentes a taxa de consumo de peixe, duração da exposição, frequência da exposição e peso corporal, segundo o grupo.

Variáveis	N	Média	D.P	Mínimo	P 25	Mediana	P 75	P 95	Máximo	Pressuposto
Taxa de ingestão de peixe (gramas/refeição)										Triangular
Infanto-Juvenil	-	113	50	50	80	93	145	195	250	
Mulheres id. Rep.	-	131	51	60	90	135	170	230	230	
Adultos	-	163	65	70	108	160	190	265	350	
Frequência da exposição (refeição/semana)										Triangular
Infanto-Juvenil	248	3	2	1	1	2	3	6	14	
Mulheres id. Rep.	229	3	2	1	1	2	3	6	14	
Adultos	568	3	3	1	1	2	3	7	21	
Peso corporal (Kg)										Lognormal
Infanto-Juvenil	255	38,2	13,4	14,6	28,1	36,3	47,4	63	81,7	
Mulheres id. Rep.	232	67,1	14,9	37,0	56,5	65,6	75,9	95	114,0	
Adultos	575	68,7	14,1	33,0	59,2	67,0	76,5	95	124,0	
Concentração de Hg em peixe ($\mu\text{g/g}$)										Lognormal
Carnívoro	209	0,42	0,40	0,15	0,20	0,33	0,52	0,94	3,57	
Não Carnívoro	328	0,16	0,16	0,01	0,06	0,11	0,17	0,55	1,02	

Frequência do consumo de peixe

A tabela 12 apresenta a frequência percentual dos principais peixes consumidos segundo o levantamento feito pelo inquérito domiciliar, representado por grupos, Infante-Juvenil, Mulheres em idade reprodutiva e de adultos. No geral, 76% da população de estudo consumiu peixes não carnívoros, destes os principais peixes mais relatados foram - Tambaqui (*Colossoma macropomum*), o Pacu (*Mylossoma spp*), o Curimatã (*Prochilodus nigricans*) e a Jatuarana (*Brycon spp*). Enquanto que, os peixes carnívoros foram consumidos por 24% das vezes pela população. Os principais peixes carnívoros consumidos foram o Dourado (*Brachyplatistoma flavicans*), o Barba-Chata (*Rhaphiodon vulpinus*) e o Surubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*). Dentre o total de 830 participantes, 1,6 relataram não consumir peixe, sendo 2,9% no grupo infante-juvenil, 1,3 no grupo de mulheres e 1,2 no grupo de adultos.

No grupo Infante-Juvenil a proporção de consumo de peixes carnívoros e não carnívoros foi respectivamente de 27% e 73%. No grupo das Mulheres a proporção de consumo de peixes carnívoros e não carnívoros foi respectivamente de 22% e 78%. E no grupo de Adultos esta proporção foi de 23% e 77%.

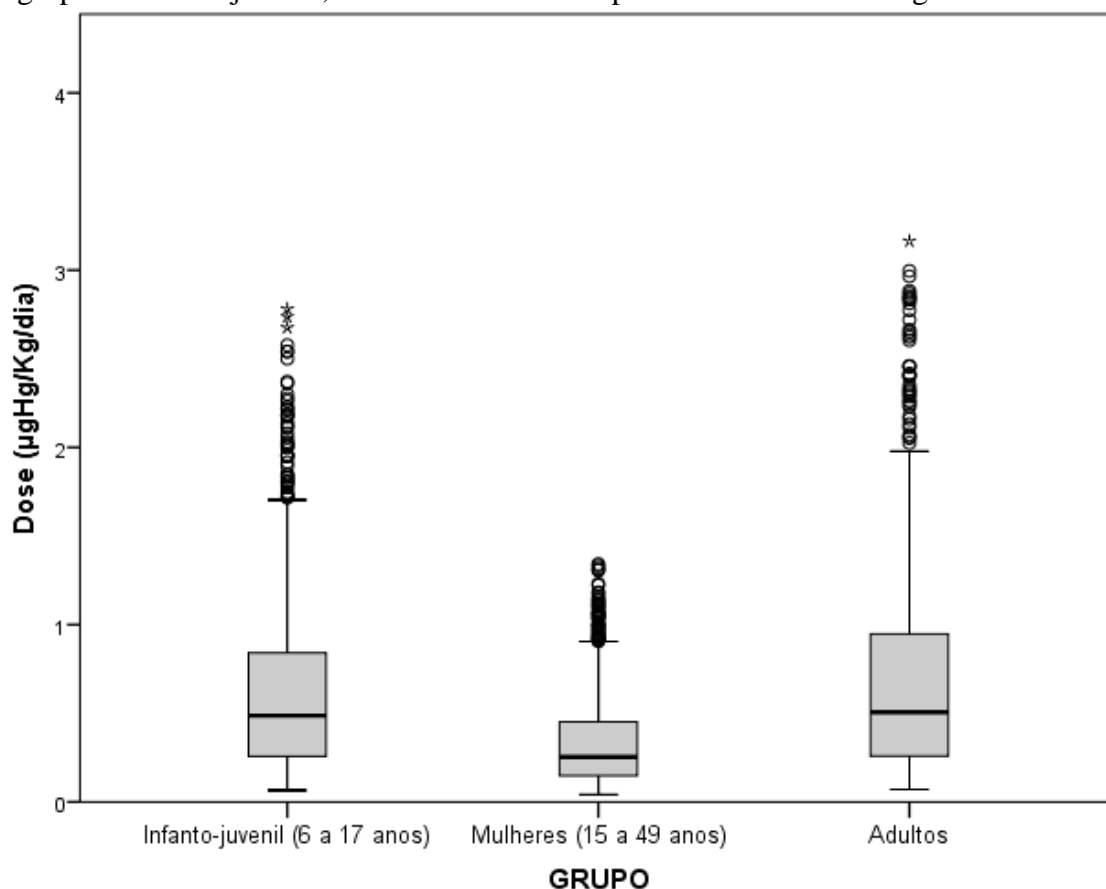
Tabela 12 - Frequência percentual dos principais peixes consumidos relatado no inquérito domiciliar dividido por grupo e pelo geral.

Nome Popular	Nome científico	Hábito alimentar	Infanto-Juvenil (%)	Mulheres em Id. Rep (%)	Adultos (%)	Geral (%)
Tambaqui	Colossoma macropomum	Não carnívoro	25.1	26.3	27.7	26.7
Pacu	Mylossoma spp	Não carnívoro	10	14.7	11.8	12
Curimatã	Prochilodus nigricans	Não carnívoro	9.2	8.8	8.1	8.5
Jatuarana	Brycon spp	Não carnívoro	3.3	7.8	11.2	8.6
Dourado	Brachyplatistoma flavicans	Carnívoro	2.9	3.4	5	4.2
Mandi Barba-chata	Pimelodus spp	Não carnívoro	7.1	3	2.6	3.8
	Rhaphiodon vulpinus	Carnívoro	3.7	4.5	3.3	3.7
Sardinha	Tripurtheus albus	Não carnívoro	2.5	4.3	3.5	3.4
Surubim	Pseudoplatystoma fasciatum	Carnívoro	3.1	2.8	3.3	3.2
Piau	Schizodon fasciatus	Não carnívoro	1.8	3.9	3	2.9
Branquinha	Psectrogaster rutiloides	Não carnívoro	2.5	2.8	2.9	2.8
Cara	Cichlasoma spectabile	Não carnívoro	2.7	2.4	1.9	2.2
Outros peixes			23.9	15.3	15.7	17.6
Peixes Carnívoros			27	22	23	24
Peixes Não carnívoros			73	78	77	76
Não Lembra			8.2	1.9	1.5	3.2
Não come peixe			2.9	1.3	1.2	1.6

Dose potencial de ingresso

A figura 8 apresenta a estimativa da dose potencial de ingresso de Hg pelo consumo de peixe. A mediana da dose no grupo infante-juvenil foi de 0,49 $\mu\text{gHg/Kg/dia}$, com mínimo de 0,06 e máxima de 2,8 $\mu\text{gHg/Kg/dia}$. No grupo das mulheres em idade reprodutiva a mediana da dose foi de 0,25 (0,04 a 1,3 $\mu\text{gHg/Kg/dia}$) e no grupo de adultos a mediana da dose foi de 0,51 $\mu\text{gHg/Kg/dia}$ (0,07 a 3,2 $\mu\text{gHg/Kg/dia}$) A dose de ingestão no grupo das mulheres foi estatisticamente menor comparado aos demais grupos de análise (p-valor=0,000). Quanto à dose de ingestão de mercúrio entre os grupos de infante-juvenil e de adultos não apresentou diferença significativa (p-valor=0,193).

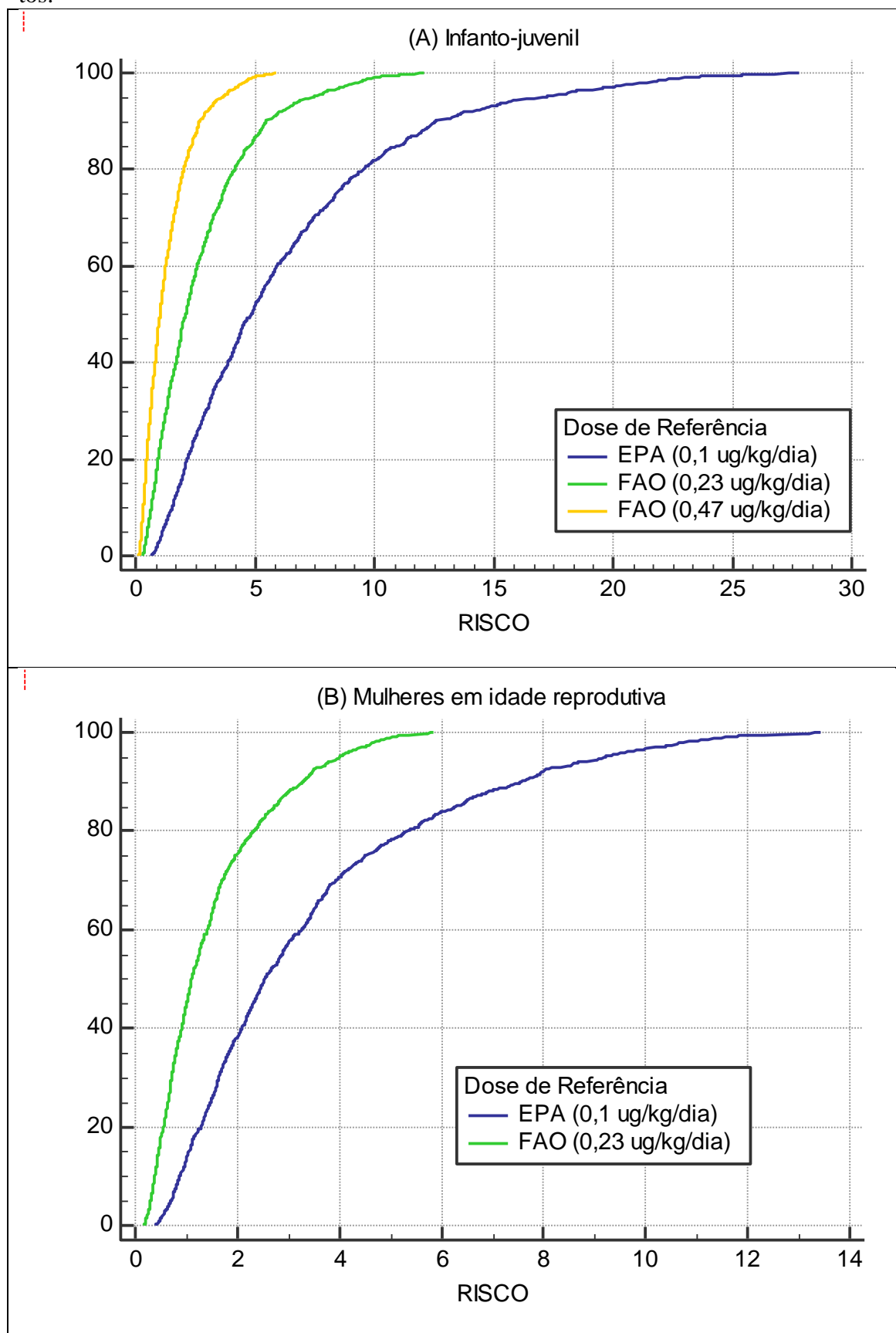
Figura 8 - Estimativa da dose potencial de ingresso do Hg pelo consumo de peixe, para os grupos - infante-juvenil, mulheres em idade reprodutiva e adultos em geral.

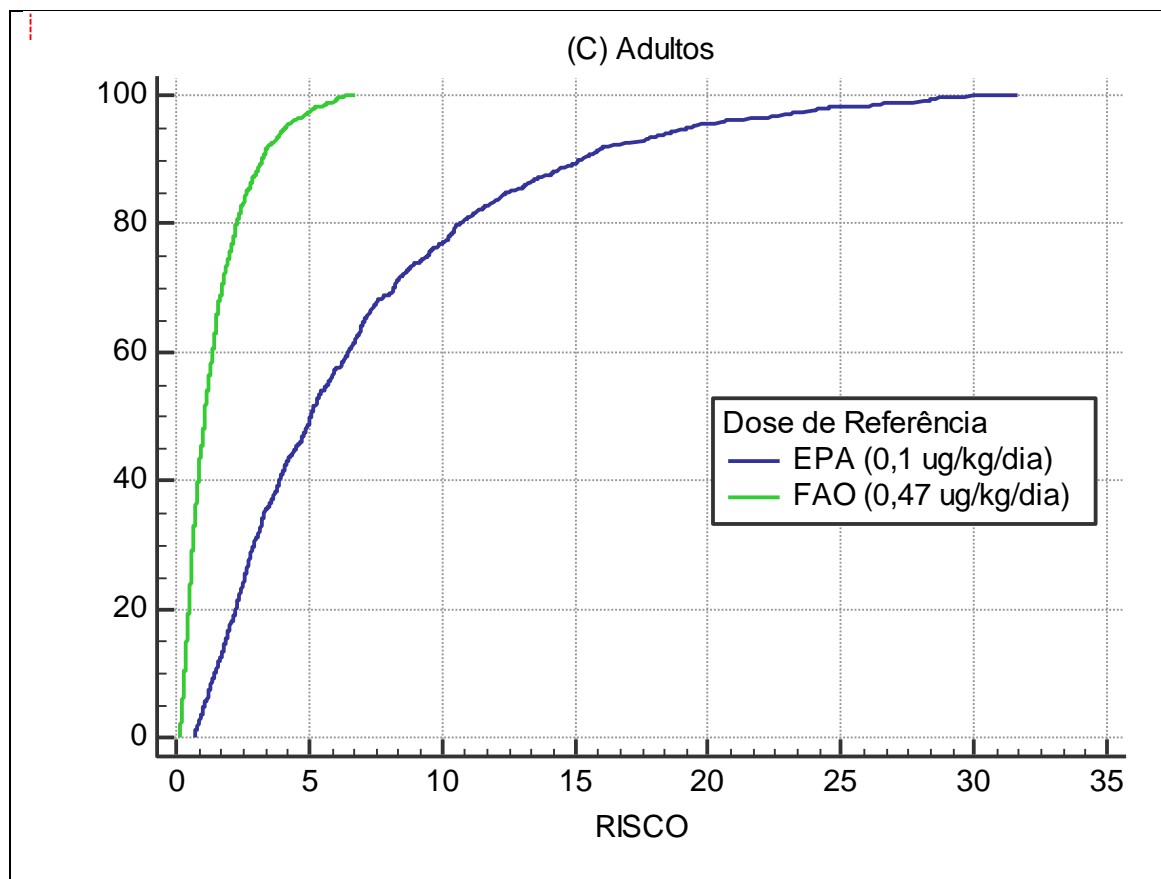


Risco toxicológico

A figura 9 apresenta a descritiva do risco toxicológico ao Hg pelo consumo de peixe com base nas diferentes doses de referência. No grupo Infante-Juvenil, o QR ficou acima de um em 97%, 78% e 51%, respectivamente, com base nas doses de referência da US.EPA (0,1 µgHg/Kg/dia), JECFA (0,23 µgHg/Kg/dia) e JECFA (0,47 µgHg/Kg/dia). No grupo de mulheres, o QR ficou acima de um em 87% e 55%, respectivamente, com base nas doses de referência da US.EPA (0,1 µgHg/Kg/dia) e JECFA (0,23 µgHg/Kg/dia). No grupo de adultos, o QR ficou acima de um em 96%, e 54%, respectivamente, com base nas doses de referência da US.EPA (0,1 µgHg/Kg/dia) e JECFA (0,47 µgHg/Kg/dia).

Figura 9 - Risco toxicológico ao Hg pelo consumo de peixe para os cenários mediano e pessimista e grupos (1) Infanto-Juvenil, (2) Mulheres em idade reprodutiva e (3) Adultos.

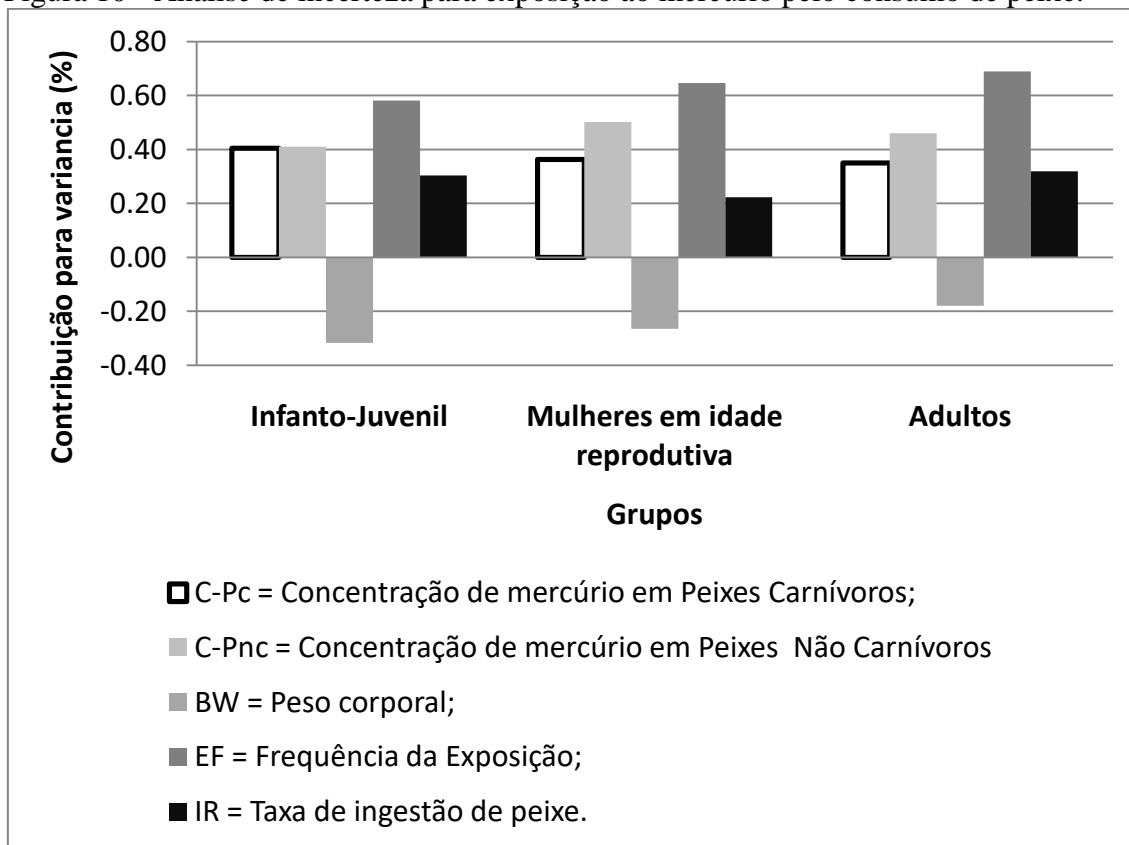




Análise de incerteza

A figura 10 apresenta as variáveis que mais influenciaram no cálculo da estimativa de risco, para cada um dos grupos e cenários avaliados. O uso da análise de incerteza permite determinar os parâmetros mais sensíveis para avaliação do risco e que necessitam de maior investigação para diminuição das incertezas. A frequência de exposição foi o parâmetro que mais contribuiu para a sensibilidade da dose de exposição, com variação de 58% a 69%, seguido da concentração de mercúrio em peixe não carnívoro, que variou entre 41% a 50%. O peso corporal apresentou uma relação inversa com a dose de exposição, a sensibilidade variou entre 18% a 32%.

Figura 10 - Análise de incerteza para exposição ao mercúrio pelo consumo de peixe.



5.4 DISCUSSÃO

Neste estudo, a mediana da dose de exposição ao Hg pelo consumo de peixe foi de 0,48 $\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{dia}$ (Intervalo de Confiança (IC) 95% - 0,44 a 0,52) no grupo infante-juvenil, 0,25 $\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{dia}$ (IC 95% - 0,24 a 0,28) para mulheres em idade reprodutiva, e 0,51 $\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{dia}$ (IC 95% - 0,48 a 0,54) para adultos residentes nas comunidades do rio Madeira, Rondônia. Esses resultados ficaram abaixo dos encontrados por Boischio e Henshel (1996), no ano de 1991, em comunidades ribeirinhas do rio Madeira. Em 1991, a dose de exposição ao Hg foi 3,8, 1,2 e 1,4 $\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{dia}$, para os grupos Infante-Juvenil, Mulheres em idade reprodutiva e Adultos (Boischio & Henshel 1996), respectivamente.

Na área urbana de Alta Floresta, Mato Grosso, Hacon e colaboradores (1997) estimaram a dose de exposição ao Hg. No grupo de crianças a dose variou entre 0,2 a 3,5 $\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{dia}$ entre as famílias sem e com pescadores, e para adultos a dose variou entre 0,2 a 2,2 $\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{dia}$ entre as famílias sem e com pescadores. As doses em crianças e adultos de família de pescadores (Hacon et. al., 1997) foram acima dos estimados no presente estudo.

A dose de exposição ao Hg apresentado nesse estudo corrobora com a dose

estimada por Passos e colaboradores (2008) para maiores de 14 anos, moradores das comunidades ribeirinhas do Tapajó/RA por meio da quantificação do consumo de peixe. A mediana da dose de exposição foi 0,59 µg/Kg/dia, variando entre 0 a 4,3 µg/Kg/dia (Passos et. al., 2008).

A taxa de ingestão diária peixe foi de 26,6, 38,6 e 45,7 gramas para os grupos de infante-juvenil, mulheres e adultos, respectivamente, apresentou valores menores que os encontrados em outros estudos (Cerqueira et al., 1997; Boischio e Henshel, 2000; Yokoo et. al., 2001; Oliveira et al., 2010).

O risco toxicológico ao mercúrio foi calculado a partir da dose de exposição em razão das doses de referência das agências internacionais US.EPA (2001) e JECFA (2007). No grupo de infante-juvenil a probabilidade de apresentar o quociente de risco acima de 1 ($QR > 1$) foi 97%, em relação a dose de referência da US.EPA (2001), e variou entre 51% a 78% (JECFA, 2007). No grupo de mulheres em idade reprodutiva a probabilidade de $QR > 1$ variou entre 55% a 87%. No grupo de Adultos a probabilidade de $QR > 1$ variou entre 54% a 96%.

As doses de referências estimadas pelas agências internacionais são baseadas em estudos que avaliaram a exposição pré-natal ao mercúrio e os seus efeitos neurológicos em crianças residentes nas Ilhas Faroas e Seycelles (US.EPA 2001; JECFA, 2007). A US.EPA estabeleceu a dose de referência a partir dos estudos realizados nas ilhas Faroas onde se avaliou o efeito da exposição pré-natal ao metil-mercúrio do desenvolvimento neurológico numa coorte de crianças até os 7 anos de vida (US.EPA, 2001). Enquanto que, a JECFA estabeleceu a dose de referência a partir da combinação dos estudos avaliando a exposição pré-natal realizados nas ilhas Faroas e Seycelles (JECFA, 2007). A JECFA (2007) considera que duas vezes a dose de 0,23 µg/Kg/dia não representaria qualquer risco neurotóxico em adultos, enquanto que, para crianças e jovens não foi identificado dose que não representaria risco neurotóxico.

Ainda que os efeitos do mercúrio sobre as populações da Amazônia brasileira não sejam tão claros, estudos realizados na região avaliaram os efeitos da exposição ao mercúrio no desenvolvimento neurológico de crianças (Grandjean, et. al., 1999; Fonseca et al., 2008; Marques et al., 2007, 2012), na exposição pré-natal (Marques et. al., 2013) e de adultos (Lebel et. al., 1998; Yokoo et. al., 2003). Estes estudos relataram possíveis fatores de confundimento como renda, escolaridade materna, consumo de peixe e estado nutricional, que poderiam mascarar a relação da exposição ao mercúrio com efeitos no sistema nervoso.

A mediana da concentração de mercúrio em peixe encontrada no presente estudo foi de 0,11 µg/g para peixes não predadores e 0,33 µg/g para peixes predadores. Esses valores ficaram abaixo dos limites nacionais (Brasil, 1998), que estabelece limites de 0,5 e 1,0 µg/g para peixes não predadores e predadores, respectivamente. Contudo, esses limites nacionais foram baseados em limites internacionais com base na quantidade de peixe consumido nos Estados Unidos (IPCS, 1990). Com esses limites, a quantidade ingerida de peixe recomendável seria inferior a 400 e a 200 gramas, respectivamente, peixes não predadores e predadores (ATSDR, 1999). Recentemente, agências internacionais já discutem os limites de mercúrio com base nos riscos e benefícios do consumo de peixe (FAO/WHO, 2011).

Dentre as limitações do estudo, a análise de incerteza apontou que a frequência do consumo de peixe foi a medida que mais contribuiu para a variação na estimação da dose. A frequência do consumo foi avaliada por um recordatório de 7 dias, que depende da memória do entrevistado para ser corretamente respondida. Além disso, a avaliação da frequência do consumo de peixe foi realizada no período de cheia do rio, período em que o consumo de peixe é menor. A taxa de ingestão assumida na estimação da dose de exposição também poderia ser outra limitação do estudo, em razão de não ser uma amostra representativa da população de estudo. Contudo, a quantidade de peixe utilizada é uma medida local e foi coletada para os diferentes grupos populacionais, numa região onde a acessibilidade e participação são complicadas.

Em suma, todos os grupos apresentaram probabilidade maior que 50% de apresentar dose de exposição ao mercúrio maior que a dose de referência para efeitos neurológicos baseadas em estudos internacionais. Ainda que a exposição ao mercúrio não seja um problema de saúde pública no Brasil, o desenvolvimento de dose de referências para efeitos na saúde e limites de mercúrio em peixes representativos é importante para melhor compreensão da situação de exposição e conseqüentemente para elaborações de orientações mais realistas aos hábitos de cada comunidade brasileira.

5.5 REFERÊNCIAS

ATSDR, U. S.. Toxicological profile for mercury. **Atlanta - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services**, 1999.

BARBOSA, A. C. et al. Hair mercury speciation as a function of gender, age, and body mass index in inhabitants of the Negro River basin, Amazon, Brazil. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 40, n. 3, p. 439-444, 2001.

BASTOS, Wanderley R. et al. Mercury in fish of the Madeira River (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. **Environmental research**, v. 140, p. 191-197, 2015.

BASTOS, Wanderley Rodrigues et al. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.

BASTOS, Wanderley Rodrigues et al. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total environment**, v. 368, n. 1, p. 344-351, 2006.

BOISCHIO, Ana Amelia Peixoto; HENSHEL, Diane. Fish consumption, fish lore, and mercury pollution—risk communication for the Madeira River people. **Environmental Research**, v. 84, n. 2, p. 108-126, 2000.

BRASIL, L.. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos DINAL-Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998. *Diário Oficial da União. Brasília. seq, 1*, 1415-1437. 1998.

BOISCHIO, Ana Amelia; HENSHEL, Diane S. Risk assessment of mercury exposure through fish consumption by the riverside people in the Madeira Basin, Amazon, 1991. **Neurotoxicology**, v. 17, n. 1, p. 169-175, 1996.

CAMPOS, R. *Estudo da Determinação de Mercúrio por Espectrofotometria de Absorção Atômica sem Chama pela Técnica do Vapor Frio*, 28, 1980. Dissertação de Mestrado. Dep. de Química, PUC-Rio.

CERDEIRA, Regina Glória Pinheiro; RUFFINO, Mauro Luis; ISAAC, Victoria Judith. Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do lago grande de Monte Alegre, PA. Brasil. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 3, p. 213-228, 1997.

DAVIDSON, Philip W. et al. Neurodevelopmental effects of maternal nutritional status and exposure to methylmercury from eating fish during pregnancy. **Neurotoxicology**, v. 29, n. 5, p. 767-775, 2008.

DOLBEC, Julie et al. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. **Science of the total environment**, v. 271, n. 1, p. 87-97, 2001.

DOLBEC, J. et al. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. **International Archives of Occupational and Environmental Health**, v. 73, n. 3, p. 195-203, 2000.

DOREA, José et al. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **international Journal of environmental Health research**, v. 13, n. 3, p. 239-248, 2003.

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

FAO/WHO. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. 2011.

FEARNSIDE, Philip M. Brazil's Samuel Dam - Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, v. 35, n. 1, p. 1-19, 2005.

FILLION, Myriam et al. A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon. **Environmental Health**, v. 5, n. 1, p. 29, 2006.

GARDNER, Renee M. et al. Mercury exposure, serum antinuclear/antinucleolar antibodies, and serum cytokine levels in mining populations in Amazonian Brazil - a cross-sectional study. **Environmental research**, v. 110, n. 4, p. 345-354, 2010.

GRANDJEAN, Philippe et al. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. **Environmental Health Perspectives**, v. 107, n. 7, p. 587, 1999.

HACON, S. et al. Exposure to mercury in pregnant women from Alta Floresta—Amazon Basin, Brazil. **Environmental research**, v. 84, n. 3, p. 204-210, 2000.

HACON, Sandra et al. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, n. 2, p. 209-216, 1997.

HACON, Sandra 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.

International Programme on Chemical Safety (IPCS) - Environmental Health Criteria 101, Methylmercury. World Health Organization, Geneva, 1990.

JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES (JEFCA). **Safety evaluation of Certain Food Additives - prepared by the sixty-seventh meeting of the**

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

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

MALM, O. et al. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajos basins, Amazon, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 97, n. 1-2, p. 45-51, 1997.

MARQUES, Rejane C. et al. Fish consumption during pregnancy, mercury transfer, and birth weight along the Madeira River Basin in Amazonia. **International journal of environmental research and public health**, v. 10, n. 6, p. 2150-2163, 2013.

MARQUES, Rejane Corrêa et al. Maternal mercury exposure and neuro-motor development in breastfed infants from Porto Velho (Amazon), Brazil. **International Journal of Hygiene and environmental Health**, v. 210, n. 1, p. 51-60, 2007.

OLIVEIRA, Ronaldo 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, Ronaldo 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.

PASSOS, Carlos Jose et al. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 93, n. 2, p. 123-130, 2003.

PASSOS, Carlos José Sousa et al. Epidemiologic confirmation that fruit consumption influences mercury exposure in riparian communities in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 105, n. 2, p. 183-193, 2007.

PASSOS, Carlos José Sousa et al. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 18, n. 1, p. 76-87, 2008.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Global Mercury Assessment 2013 - Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. 2013.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Water Quality Criterion for the Protection of Human Health - Methylmercury. 2001.

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.

VIEIRA, Solange M. et al. Total and methyl-mercury in hair and milk of mothers living in the city of Porto Velho and in villages along the Rio Madeira, Amazon, Brazil. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 216, n. 6, p. 682-689, 2013.

ROULET, M. et al. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, air, and soil pollution**, v. 112, n. 3-4, p. 297-313, 1999.

LEBEL, J. et al. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 97, n. 1-2, p. 31-44, 1997.

PINHEIRO, Maria da Conceição Nascimento et al. Exposição humana ao metilmercúrio em comunidades ribeirinhas da Região do Tapajós, Pará, Brasil. 2000.

YOKOO, E. M. et al. Low level methylmercury exposure affects neuropsychological function in adults *Environ Health* 2 - 1–8. **Find this article online**, 2003.

MARQUES, Rejane C. et al. Role of methylmercury exposure (from fish consumption) on growth and neurodevelopment of children under 5 years of age living in a transitioning (tin-mining) area of the western Amazon, Brazil. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 62, n. 2, p. 341-350, 2012.

LEBEL, Jean et al. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. **Environmental research**, v. 79, n. 1, p. 20-32, 1998.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo a quantidade de peixe consumida por refeição ficou abaixo das encontradas na revisão bibliográfica para comunidades ribeirinhas isoladas. Contudo, as doses de exposição na região ficaram acima dos valores de referência. A estimativa da dose de exposição para os diferentes grupos permitiu calcular o risco toxicológico do mercúrio no sistema nervoso. A probabilidade de apresentar dose de exposição ao mercúrio maior que os valores de referência para efeitos neurológicos variou entre 51% a 97%, 55% a 87% e 54% a 96%, para os grupos infanto-juvenil, mulheres em idade reprodutiva e adultos, respectivamente.

As doses de referência utilizadas para calcular o risco foram baseadas em grandes estudos epidemiológicos que avaliaram a exposição pré-natal e seus efeitos em crianças nascidas nas Ilhas Faroas e Seychelles. Contudo, os mesmos resultados não foram encontrados nos estudos realizados na região da Amazônia brasileira. Os estudos que avaliaram efeitos neurológicos da exposição ao mercúrio na região, apontam que outras características sociais, hábito alimentar e co-exposições poderiam estar mascarando os efeitos na saúde. Por essa razão, seriam necessários estudos epidemiológicos mais robustos para a definição de uma dose-resposta para região e conseqüentemente, para a discussão de valores de referência para região da Amazônia brasileira.

Em média, as concentrações de mercúrio em peixes ficaram abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira. Porém, esses limites são oriundos de estudos no exterior onde o consumo de peixe é menor que os da Amazônia brasileira. Os limites nacionais de mercúrio em peixe deveriam levar em consideração a concentração dose-resposta para neurotoxicidade de estudos locais, quantidade de peixe ingerida e os riscos-benefícios da ingestão de peixe.

A partir da frequência semanal de consumo de peixe relatado no inquérito domiciliar, identificou-se que a mediana do consumo de peixe foi de duas vezes na semana para os três grupos avaliados nessa região. Com base nesta frequência de consumo de peixe, o cálculo do Consumo Máximo Admissível Semanal de mercúrio identificou que as concentrações máximas de mercúrio em peixe deveriam ser de 0,32 a 0,66 $\mu\text{g/g}$, de 0,41 $\mu\text{g/g}$ e de 0,69 $\mu\text{g/g}$, para os grupos infanto-juvenil, mulheres e adultos, respectivamente. Esse cálculo utilizou valores de referência internacionais e não contemplou os benefícios do consumo de peixe.

Em suma, ainda que o consumo de peixe contribua para o aumento da concentração de mercúrio no organismo humano, o seu consumo deve ser mantido pois este é um alimento

fonte de vitaminas, de minerais, de proteínas e de gorduras saudáveis. No entanto, para os grupos mais sensíveis, gestantes e lactantes sugere-se que optem por aumentar o consumo de peixes não predadores, reduzam o consumo dos peixes predadores e discutam esse assunto com os seus médicos.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, Marúcia IM et al. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 4, p. 497-507, 2000.
- ATSDR, U. S.. Toxicological profile for mercury. **Atlanta - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services**, 1999.
- BARBOSA, A. C. et al. Hair mercury speciation as a function of gender, age, and body mass index in inhabitants of the Negro River basin, Amazon, Brazil. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 40, n. 3, p. 439-444, 2001.
- BARBOSA, A. C.; SILVA, S. R. L.; DÓREA, J. G. Concentration of mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon basin. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 34, n. 1, p. 100-105, 1998.
- BASTOS, Wanderley R. et al. Mercury in fish of the Madeira River (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. **Environmental research**, v. 140, p. 191-197, 2015.
- BASTOS, Wanderley Rodrigues et al. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.
- BASTOS, Wanderley Rodrigues et al. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total environment**, v. 368, n. 1, p. 344-351, 2006.
- BISINOTI, Márcia Cristina; JARDIM, Wilson F.. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Quím. Nova**, São Paulo , v. 27, n. 4, p. 593-600, Aug. 2004
- BOISCHIO, Ana Amelia Peixoto; HENSHEL, Diane. Fish consumption, fish lore, and mercury pollution—risk communication for the Madeira River people. **Environmental Research**, v. 84, n. 2, p. 108-126, 2000.
- BOISCHIO, Ana Amelia; HENSHEL, Diane S. Risk assessment of mercury exposure through fish consumption by the riverside people in the Madeira Basin, Amazon, 1991. **Neurotoxicology**, v. 17, n. 1, p. 169-175, 1996.
- BRABO, E. D. et al. Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Pará State, Brazil. **Environmental Research**, v. 84, n. 3, p. 197-203, 2000.
- BRABO, Edilson et al. Níveis de mercúrio em peixes consumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza na Reserva Munduruku, Município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil Mercury levels in fish consumed by the Sai Cinza. **Cad. Saúde Pública**, v. 15, n. 2, p. 325-331, 1999.
- BRASIL, L.. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos DINAL-Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998. *Diário Oficial da União. Brasília. seq. 1*, 1415-1437. 1998.

CAMPOS, R. *Estudo da Determinação de Mercúrio por Espectrofotometria de Absorção Atômica sem Chama pela Técnica do Vapor Frio*, 28, 1980. Dissertação de Mestrado. Dep. de Química, PUC-Rio.

CERDEIRA, Regina Glória Pinheiro; RUFFINO, Mauro Luis; ISAAC, Victoria Judith. Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do lago grande de Monte Alegre, PA. Brasil. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 3, p. 213-228, 1997.

CROMPTON, Peter et al. Assessment of mercury exposure and malaria in a Brazilian Amazon riverine community. **Environmental Research**, v. 90, n. 2, p. 69-75, 2002.

DAVIDSON, Philip W. et al. Neurodevelopmental effects of maternal nutritional status and exposure to methylmercury from eating fish during pregnancy. **Neurotoxicology**, v. 29, n. 5, p. 767-775, 2008.

Dewailly E, Chateau-Degat L, Suhas E. Fish consumption and health in French Polynesia. *Asia Pac J Clin Nutr*, 17 -86-93, 2008.

DOLBEC, J. et al. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajós river, Brazilian Amazon. **International Archives of Occupational and Environmental Health**, v. 73, n. 3, p. 195-203, 2000.

DOLBEC, Julie et al. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. **Science of the total environment**, v. 271, n. 1, p. 87-97, 2001.

DOREA, José et al. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **international Journal of environmental Health research**, v. 13, n. 3, p. 239-248, 2003.

DOREA, José G. et al. Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Mundurucu and Kayabi Indians of Amazonia. **Environmental Research**, v. 97, n. 2, p. 209-219, 2005.

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

FAO/WHO. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. 2011.

FARIAS, Renato Aparecido de et al. Mercury contamination in farmed fish setup on former garimpo mining areas in the Northern Mato Grosso State, Amazonian region, Brazil. **Science of the total environment**, v. 348, n. 1, p. 128-134, 2005.

FEARNSIDE, Philip M. Brazil's Samuel Dam - Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, v. 35, n. 1, p. 1-19, 2005.

FILLION, Myriam et al. A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon. **Environmental Health**, v. 5, n. 1, p. 29, 2006.

FILLION, Myriam et al. Neurotoxic sequelae of mercury exposure - an intervention and follow-up study in the Brazilian Amazon. **Ecohealth**, v. 8, n. 2, p. 210-222, 2011.

GARDNER, Renee M. et al. Mercury exposure, serum antinuclear/antinucleolar antibodies, and serum cytokine levels in mining populations in Amazonian Brazil - a cross-sectional study. **Environmental research**, v. 110, n. 4, p. 345-354, 2010.

GRANDJEAN, Philippe et al. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. **Environmental Health Perspectives**, v. 107, n. 7, p. 587, 1999.

HACON, S. et al. Exposure to mercury in pregnant women from Alta Floresta—Amazon Basin, Brazil. **Environmental research**, v. 84, n. 3, p. 204-210, 2000.

HACON, S. et al. Exposure to mercury in pregnant women from Alta Floresta—Amazon Basin, Brazil. **Environmental research**, v. 84, n. 3, p. 204-210, 2000.

HACON, Sandra et al. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, n. 2, p. 209-216, 1997.

HACON, Sandra 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.

HARADA, Masazumi et al. Mercury pollution in the Tapajós River basin, Amazon - mercury level of head hair and health effects. **Environment International**, v. 27, n. 4, p. 285-290, 2001.

HYLANDER, Lars D. et al. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 81, n. 2, p. 155-166, 2006.

International Programme on Chemical Safety (IPCS) – World Health Organization (WHO). Mercury. Environmental Health Criteria 1. Geneva, Suíça. 1976.

International Programme on Chemical Safety (IPCS) - Environmental Health Criteria 101, Methylmercury. World Health Organization, Geneva, 1990.

JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES (JEFCA). **Safety evaluation of Certain Food Additives - prepared by the sixty-seventh meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives**. World Health Organization, 2007.

KASPER, Daniele 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, Helena 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, Helena do A.; HOWARD, Bruce M.; MALM, Olaf. Methylmercury in a predatory fish (*Cichla* spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 154, n. 1, p. 68-76, 2008.

KEHRIG, Helena et al. Methylmercury in fish and hair samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 77, n. 2, p. 84-90, 1998.

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

LEBEL, J. et al. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 97, n. 1-2, p. 31-44, 1997.

LEBEL, Jean et al. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. **Environmental research**, v. 79, n. 1, p. 20-32, 1998.

LEINO, Tuija; LODENIUS, Martin. Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 175, n. 2, p. 119-125, 1995.

LIMA, Ana Paula et al. Mercury contamination in fish from Santarém, Pará, Brazil. **Environmental Research**, v. 83, n. 2, p. 117-122, 2000.

MALM, O. et al. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 97, n. 1-2, p. 45-51, 1997.

MALM, Olaf et al. Sequential hair mercury in mothers and children from a traditional riverine population of the Rio Tapajós, Amazonia - Seasonal changes. **Environmental research**, v. 110, n. 7, p. 705-709, 2010.

MARQUES, Rejane C. et al. Fish consumption during pregnancy, mercury transfer, and birth weight along the Madeira River Basin in Amazonia. **International journal of environmental research and public health**, v. 10, n. 6, p. 2150-2163, 2013.

MARQUES, Rejane C. et al. Role of methylmercury exposure (from fish consumption) on growth and neurodevelopment of children under 5 years of age living in a transitioning (tin-mining) area of the western Amazon, Brazil. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 62, n. 2, p. 341-350, 2012.

MARQUES, Rejane Corrêa et al. Maternal mercury exposure and neuro-motor development in breastfed infants from Porto Velho (Amazon), Brazil. **International Journal of Hygiene and environmental Health**, v. 210, n. 1, p. 51-60, 2007.

MERGLER, Donna et al. Methylmercury exposure and health effects in humans - a worldwide concern. **AMBIO - A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 1, p. 3-11, 2007.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). Perfil do Gerenciamento de Mercúrio no Brasil, incluindo seus Resíduos. Brasília, 2013. 106p.

NOGUEIRA, Flávia; DA CRUZ NASCIMENTO, Osmar; JUNK, Wolfgang. Mercúrio total em cabelos - uma contribuição para se avaliar o nível de exposição em Poconé, Mato Grosso, Brasil Total mercury in hair - a contribution to the evaluation of mercury exposure levels in Poconé. **Cad. Saúde Públ**, v. 13, n. 4, p. 601-609, 1997.

OLIVEIRA, Ronaldo 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.

PADOVANI, Carlos R.; FORSBERG, Bruce R.; PIMENTEL, Tânia P. Contaminação mercurial em peixes do rio Madeira - Resultados e recomendações para consumo humano. **Acta Amazonica**, v. 25, n. 1/2, p. 127-135, 1995.

PASSOS, Carlos Jose et al. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 93, n. 2, p. 123-130, 2003.

PASSOS, Carlos José Sousa et al. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 18, n. 1, p. 76-87, 2008.

PASSOS, Carlos José Sousa et al. Epidemiologic confirmation that fruit consumption influences mercury exposure in riparian communities in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 105, n. 2, p. 183-193, 2007.

PINHEIRO, Maria da Conceição Nascimento et al. Avaliação da contaminação mercurial mediante análise do teor de Hg total em amostras de cabelo em comunidades ribeirinhas do Tapajós, Pará, Brasil. 2000b.

PINHEIRO, Maria da Conceição Nascimento et al. Exposição humana ao metilmercúrio em comunidades ribeirinhas da Região do Tapajós, Pará, Brasil. 2000a.

PORVARI, Petri. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Moju in Amazonia, in the state of Para, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 175, n. 2, p. 109-117, 1995.

ROULET, M. et al. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, air, and soil pollution**, v. 112, n. 3-4, p. 297-313, 1999.

SAMPAIO da Silva, D., LUCOTTE, M., PAQUET, S., & DAVIDSON, R.. Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. **Environmental Research**, v. 109, n. 4, p. 432-446, 2009.

SANTOS, Elisabeth C. Oliveira et al. Avaliação dos níveis de exposição ao mercúrio entre índios Pakaanóva, Amazônia, Brasil Mercury exposure among Pakaanóva Indians, Amazon Region, Brazil. **Cad. Saúde Pública**, v. 19, n. 1, p. 199-206, 2003.

TUOMOLA, Leena et al. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. **Science of the total environment**, v. 390, n. 1, p. 177-187, 2008.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Global Mercury Assessment 2013 - Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. 2013b.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Minamata Convention on Mercury. 2013a.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Water Quality Criterion for the Protection of Human Health - Methylmercury. 2001

VIEIRA, Solange M. et al. Total and methyl-mercury in hair and milk of mothers living in the city of Porto Velho and in villages along the Rio Madeira, Amazon, Brazil. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 216, n. 6, p. 682-689, 2013.

WASSERMAN, Julio Cesar; HACON, Sandra S.; WASSERMAN, Maria Angélica. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo & vida**, v. 2, n. 1/2, p. 46-53, 2001.

Whelton SP, He J, Whelton PK, Muntner P. Meta-analysis of observational studies on fish intake and coronary heart disease. *Am J Cardiol*. 2004;93 -1119–1123.

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.