



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
NÚCLEO DE MEDICINA TROPICAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DOENÇAS TROPICAIS

PAULO DOUGLAS DE OLIVEIRA ANDRADE

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO NO
OESTE PARAENSE**

BELÉM, PA

2015

PAULO DOUGLAS DE OLIVEIRA ANDRADE

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO NO
OESTE PARAENSE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Doenças Tropicais do Núcleo de Medicina Tropical da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do título de Mestre em Doenças Tropicais.

Orientador: Prof. Dr. Givago da Silva Souza.

Área de concentração: Patologia das Doenças Tropicais.

**BELÉM, PA
2015**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFPA

Andrade, Paulo Douglas de Oliveira, 1982-
Avaliação temporal da exposição humana ao mercúrio
no oeste paraense / Paulo Douglas de Oliveira Andrade. -
2015.

Orientador: Givago da Silva Souza.
Dissertação (Mestrado) - Universidade
Federal do Pará, Núcleo de Medicina Tropical,
Programa de Pós-Graduação em Doenças Tropicais,
Belém, 2015.

1. Mercúrio - Toxicologia. 2. Tapajós,
Região (PA). I. Título.

CDD 22. ed. 615.925663

PAULO DOUGLAS DE OLIVEIRA ANDRADE

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO NO
OESTE PARAENSE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Doenças Tropicais, do Núcleo de Medicina Tropical da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do título de Mestre em Doenças Tropicais.

Área de Concentração: Patologia das Doenças Tropicais.

Aprovada em: 27/11/2015

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Givago da Silva Souza
Orientador – ICS/UFPA

Profa. Dra. Maria da Conceição Nascimento Pinheiro
Membro – NMT/UFPA

Profa. Dra. Eliza Maria da Costa Brito Lacerda
Membro – NMT/UFPA

Profa. Dra. Luisa Caricio Martins
Membro – NMT/UFPA

Prof. Dr. Luiz Carlos de Lima Silveira
Suplente – NMT/UFPA

À minha filha, fonte da minha energia.
À minha esposa, minha melhor amiga.
Aos meus pais, por me educarem e me amarem por toda a vida.
À minha irmã, sempre ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Ao bondoso Deus, pela infinita misericórdia e por ter realizado um milagre natural em minha vida.

À minha família que me apoiou nos momentos mais difíceis desta caminhada: minha mãe Maria Helena, minha eterna educadora; meu pai Pedro Paulo, pela lição de humildade quando eu ainda era criança; minha irmã Ana Helena, por me provar que a fé move montanhas; minha esposa Wilcylene Andrade, que não permitiu que eu desistisse quando parecia estar tudo perdido; minha filha Ana Luísa, meu maior tesouro.

Ao meu orientador e amigo Givago Souza, por guiar meus passos e me dar forças em meio às intempéries dessa árdua trajetória.

À profa. Maria da Conceição Pinheiro, por me mostrar um caminho o qual aprendi a valorizar. Hoje sinto-me realizado em ter, de alguma forma, contribuído para esta temática e espero poder permanecer nesta linha, aprendendo cada vez mais e sempre disposto a ajudar.

À profa. Eliza Lacerda, pela prestatividade com a qual sempre me recebeu, fornecendo conselhos imprescindíveis ao desenvolvimento da pesquisa, e pelo exemplo de profissionalismo que pude absorver durante a convivência no laboratório, que levarei por toda minha carreira acadêmica.

À minha amiga de turma Camila Pâmela, sinônimo de resiliência, pelo exemplo de simplicidade e competência, e pelas longas conversas que me orientavam espiritualmente e me fizeram acreditar no impossível.

Aos grandes doutores da vida, Daisy Ykeda e Marcelo Saldanha, que mesmo pelos poucos minutos de convivência puderam me transmitir ensinamentos que mudaram minha forma de pensar e agir.

*Faça todo o bem que puder,
Usando todos os meios que puder,
De todas as maneiras que puder...
Para todas as pessoas que puder,
Durante o maior tempo que puder.*

Autor desconhecido

RESUMO

Na presente pesquisa foi realizada uma descrição da evolução temporal da exposição ao mercúrio (Hg) em duas comunidades ribeirinhas localizadas na bacia do rio Tapajós, Amazônia brasileira. Tais comunidades são expostas a este metal através do consumo do peixe contaminado pelo metilmercúrio presente no rio, processo que ocorre em virtude principalmente do intemperismo do solo da região (que é naturalmente rico em Hg) e da atividade garimpeira que utiliza o mercúrio para isolar o ouro. A análise utilizou um banco de dados que continha os valores dosimétricos de mercúrio a partir de amostras de cabelo de ribeirinhos do Tapajós. A coleta foi realizada por um período de 17 anos (1998 a 2014) e totalizou 1.502 (uma mil, quinhentas e duas) amostras, que foram separadas em quatro grupos: masculino adulto, feminino adulto, masculino criança e feminino criança. Nossos resultados apontam para um grupo com maior risco de exposição: os adultos do sexo masculino. Ao longo de todos os anos do estudo, este foi o grupo que apresentou maior média dos níveis de Hg ($14,41 \mu\text{g/g} \pm 10 \mu\text{g/g}$). Por outro lado, todos os grupos apresentam uma tendência a queda destes níveis, sendo que os homens demoraram mais tempo para iniciar esse processo de redução das taxas. Seus níveis baixaram de $16,61 \mu\text{g/g}$ em 2007 para $11,23 \mu\text{g/g}$ em 2013. Já o grupo das mulheres reduziu de $13,92 \mu\text{g/g}$ em 2004 para $7,04 \mu\text{g/g}$ em 2013. As crianças apresentaram redução mais significativa, sendo que as meninas foram de $15,42 \mu\text{g/g}$ em 2001 para $3,83 \mu\text{g/g}$ em 2014, e os meninos de $12,96 \mu\text{g/g}$ para $5,95 \mu\text{g/g}$ nos mesmos anos. A situação problemática envolvendo o grupo masculino adulto pode indicar uma rotina de vida mais tradicional (regrada em uma elevada ingestão desse pescado), um menor contato com os profissionais e pesquisadores que instruem a população quanto aos riscos de intoxicação, e um menor acesso aos alimentos diversos, tais como carne vermelha, frutas, etc. Neste sentido, torna-se evidente a necessidade de uma maior conscientização desse grupo em específico, devendo-se potencializar as políticas públicas de ação em saúde voltadas pontualmente aos homens da região.

Palavras-chave: mercúrio, Tapajós, evolução temporal, grupo de risco.

ABSTRACT

In the present study we described mercury (Hg) exposure evolution in two riverside communities of Tapajos River Basin, Brazilian Amazon. These communities are exposed to this metal by the consumption of fishes that they fishing from the contaminated river. The contamination is due to a process that occurs mainly due to the weathering of soil in the area (which is naturally rich in Hg) and gold mining, that uses mercury to isolate the gold. The analysis used a dosimetric database containing values of mercury, wich was generated from hair samples of the riversides from Tapajos. The data collection was conducted for 17 years (1998-2014) and totaled 1.502 (one thousand, five hundred two) samples, which were divided into four groups: adult male, adult female, male child and female child. The results reveled the group with the highest risk of exposure: the adults males. After all the years of study, the adult male group was the group with the highest average Hg levels (14,41 $\mu\text{g/g} \pm 10 \mu\text{g/g}$). On the other hand, all groups showed a trendy to decrease these levels, with the men took more time to start this process of reduction rates. Their levels dropped from 16,61 $\mu\text{g/g}$ in 2007 to 11,23 $\mu\text{g/g}$ in 2013. Women's group reduced from 13,92 $\mu\text{g/g}$ in 2004 to 7,04 $\mu\text{g/g}$ in 2013. Children had more significant reduction, wherein the girls dropped from 15.42 $\mu\text{g/g}$ in 2001 to 3.83 $\mu\text{g/g}$ in 2014, and the boys from 12.96 $\mu\text{g/g}$ to 5.95 $\mu\text{g/g}$ in the same years. The problematic situation involving the adult male group may indicate a more traditional lifestyle (based on a high fish consumption), less contact with professionals and researchers who instruct the population about the risks of poisoning, and more restrict nutrition, without red meat, tropical fruits, etc. In this sense, it is evident the need for greater awareness of this group in particular (adults males), and must the public health policies aimed specifically, must be enhanced in the region.

Keywords: mercury, Tapajos, temporal evolution, risk group.

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

Figura 01: Crianças habitantes de uma comunidade da bacia do Tapajós, brincando às margens do rio	18
Figura 02: Crianças sequeladas pela intoxicação por mercúrio no Japão	25
Figura 03: Saca do fungicida importado por agricultores iraquianos	27
Figura 04: Território do Pará (em lilás) pertencente à bacia hidrográfica do rio Tapajós	29
Figura 05: Bacia Hidrográfica Amazônica evidenciando o rio Tapajós (destaque lilás)	30
Figura 06: Bacia Hidrográfica do rio Tapajós (em destaque: área cinza)	31
Figura 07 A e B: Garimpos de ouro na Amazônia	33
Figura 08: Comunidade ribeirinha localizada no oeste paraense	34
Figura 09: Crescimento populacional em Itaituba (PA)	35
Figura 10: Processo de erosão do solo	37
Figura 11: Desmatamento na localidade da bacia do rio Tapajós	38
Figura 12: Atividade garimpeira de pequena escala na Amazônia	41
Figura 13: Mapa do Brasil com suas unidades federativas e respectivas capitais simbolizadas por estrelas pretas, com destaque para o Estado do Pará (esquerda). Cidades importantes do Estado simbolizadas por pequenos círculos brancos e o rio Tapajós com a localização da principal atividade de garimpagem da região simbolizada por uma área ovalada em branco (direita)	42
Figura 14: Queima da amálgama ouro-mercúrio	43
Figura 15: Ciclo do mercúrio na atividade garimpeira e adjacências	44
Figura 16: Biomagnificação do mercúrio na cadeia trófica aquática	47
Figura 17: Família residente às margens do rio Tapajós, limpando peixe para consumo próprio	48
Figura 18: Distribuição percentual das amostras por grupo	56
Tabela 01: Quantitativo de amostras aproveitadas por ano a partir do banco de dados	57
Figura 19: Rio Tapajós e algumas de suas comunidades, entre elas São Luiz do Tapajós e Barreiras	59
Figura 20: Vista da entrada da cidade de Itaituba, com acesso pelo rio Tapajós	60

Figura 21: Vilarejo em São Luís do Tapajós	61
Figura 22: Ribeirinhos desembarcando na Vila de Barreiras, às margens do rio Tapajós	62
Figura 23: Concentração média de mercúrio nos quatro grupos estudados entre 1998 e 2014	68
Figura 24: Média móvel dos níveis de mercúrio ao longo do tempo nos grupos dos adultos	70
Figura 25: Média móvel dos níveis de mercúrio ao longo do tempo nos grupos das crianças	71
Figura 26: Família de comunidade do rio Tapajós evidenciando consumo de peixe	73
Figura 27 A, B, C e D: Diferença nos hábitos diários dos integrantes das famílias ribeirinhas da bacia do Tapajós. Rotina do homem: pesca (A e B). Rotina da mulher e crianças: atividades domésticas e escolares (C e D)	77
Figura 28: Extrapolação da função linear obtida pela média móvel dos níveis de mercúrio no grupo dos adultos ao longo do tempo	79
Figura 29: Média móvel dos níveis de mercúrio ao longo do tempo nos grupos das crianças	73

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

$\mu\text{g/g}$ – micrograma por grama

$\mu\text{g/L}$ – micrograma por litro

APA – Agência de Proteção Ambiental

Au-Hg – amálgama ouro mercúrio

A^o – amperes

°C – graus Celsius

cm – centímetro

ELA – esclerose lateral amiotrófica

Hg – elemento mercúrio

H⁺¹ – mercúrio mercurioso

H⁺² – mercúrio mercúrico

HgS – sulfeto de mercúrio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

Km – quilômetro

MeHg - metilmercúrio

mm – milímetro

mmHg – milímetros de mercúrio

ng – nanograma

NMT – Núcleo de Medicina Tropical

OMS – Organização Mundial da Saúde

Pa – pressão atmosférica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. JUSTIFICATIVA	22
3. OBJETIVOS	29
3.1. OBJETIVO GERAL	29
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
4. REFERENCIAL TEÓRICO	30
4.1. ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS E HISTÓRICOS DO MERCÚRIO	30
4.2. ACIDENTES HISTÓRICOS ENVOLVENDO CONTAMINAÇÃO HUMANA POR MERCÚRIO	33
4.2.1. Minamata (1953) e Niigata (1965)	33
4.2.2. México (1969)	35
4.2.3. Iraque (1971)	35
4.2.4. Estados Unidos (1990)	36
4.3. ATIVIDADE GARIMPEIRA NO OESTE PARAENSE: A EVOLUÇÃO DA POLUIÇÃO DO RIO TAPAJÓS	37
4.4. MECANISMOS DE CONTAMINAÇÃO DO RIO	43
4.4.1. Solo	43
4.4.2. Garimpo	47
4.5. ENTRADA DO MERCÚRIO NA CADEIA ALIMENTAR	44
4.6. RISCOS TOXICOLÓGICOS DO MERCÚRIO	55
5. MATERIAL E MÉTODOS	58
5.1. DELINEAMENTO DO ESTUDO	58
5.2. COMUNIDADES ENVOLVIDAS E POPULAÇÃO ALVO	58
5.3. ASPECTOS ÉTICOS	62
5.4. RISCOS E BENEFÍCIOS	63
5.5. SUJEITOS	64
5.6. DADOS COLETADOS	66
5.7. COLETA DA AMOSTRA	67
5.8. ANÁLISE DAS AMOSTRAS	67
5.9. AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA	68
6. RESULTADOS	69

6.1. CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE MERCÚRIO NO PERÍODO DE 1998 A 2014	69
6.2. EVOLUÇÃO TEMPORAL DOS VALORES DE CONCENTRAÇÃO DO MERCÚRIO NAS POPULAÇÕES TAPAJÔNICAS NO PERÍODO DE 1998 A 2014	70
7. DISCUSSÃO	74
8. CONCLUSÕES	79
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
APÊNDICE	97

1. INTRODUÇÃO

Comunidades ribeirinhas localizadas nas proximidades de onde existe ou existiu atividade garimpeira de ouro em mais de 50 países em desenvolvimento são conhecidamente expostas à contaminação por mercúrio (Hg), justamente pelo fato deste metal ser utilizado em larga escala nesse ramo de mineração (VEIGA *et al.*, 2006; HARADA *et al.*, 2001). A exposição dessa população se dá, sobretudo, pela ingestão de peixes contaminados, uma vez que as pessoas que rotineiramente se alimentam de peixe são as que possuem maior risco de envenenamento por mercúrio (ZAHIR *et al.*, 2005).

No oeste do Estado do Pará (Brasil) existe uma região com tais características: trata-se da região da bacia hidrográfica do rio Tapajós, que tem um contingente populacional de cerca de 820 mil habitantes e abrange atualmente um total de 10 municípios, sendo que o principal é Itaituba, conhecida como “Cidade da Pepita” por se tratar da maior reserva aurífera do mundo (MACHADO, 2013; MONTEIRO, 2011a). Desde o final do século XX tem sido observado um teor elevado de metilmercúrio na maioria das espécies de peixes do rio Tapajós, excedendo o limite de mercúrio recomendado para tecidos de peixes comestíveis no Brasil, que seria menor que 0,5 ppm (AKAGI *et al.*, 1995a). Isto talvez explique as taxas anormalmente elevadas de mercúrio total em amostras de cabelo e sangue de habitantes das vilas de pescadores na bacia do rio Tapajós, onde mais de 90% do metal encontrado em ambas as amostras estava na forma de metilmercúrio (AKAGI *et al.*, 1995b). Também foram encontradas grandes variações na concentração de mercúrio no leite materno de mulheres habitantes de comunidades às margens de um rio da bacia Amazônica (BARBOSA & DOREA, 1998).

Diversos grupos de pesquisa estimam que entre os anos de 1550 e 1880 cerca de 200.000 toneladas de mercúrio tenham sido liberadas no meio ambiente e que apenas na bacia do rio Amazonas essa perda de mercúrio durante a atividade de garimpagem esteja na ordem de 100 a 170 toneladas por ano (MALM, 1998; AKAGI *et al.*, 1995a, 1995b; SANTOS *et al.*, 2000; CAMARA *et al.*, 2000). O rio Tapajós é um dos principais afluentes do rio Amazonas impactado pela mineração do ouro a partir de meados da década de 1980 (NEVADO *et al.*, 2010).

Todavia, ao longo dos anos essa região vem passando por constantes mudanças estruturais e culturais que podem interferir no comportamento de sua população, influenciando também na variação da taxa de contaminação destes indivíduos em função do tempo (CAHETE, 1995; FILLION *et al.*, 2009). Outro detalhe a ser destacado seria a heterogeneidade dos hábitos de vida de cada integrante dessas famílias ribeirinhas, o que pode determinar diferentes níveis de exposição entre homens, mulheres e crianças, assim como padrões distintos de variação dos níveis de Hg nestes grupos.

São questionamentos como estes que a presente pesquisa se propõe a investigar.

2. JUSTIFICATIVA

O mercúrio é um poluente de alto risco e todas as suas formas possuem um grande espectro de efeitos tóxicos, não se conhecendo nenhuma função fisiológica benéfica para o homem ou qualquer outro ser vivo (CLARKSON *et al.*, 2003; RODRIGUES *et al.*, 1994). O nível limite de exposição humana ao mercúrio, segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS) é de 10 µg/g de cabelo (HARADA *et al.*, 1999; NEVADO *et al.*, 2010). Na região do oeste paraense existem evidências de exposição ao mercúrio em diversos grupos, a saber:

- Adultos: já foi possível encontrar em ribeirinhos da comunidade de Barreiras que nunca trabalharam em garimpos uma média de mercúrio total acima de 20 µg/g de cabelo (PINHEIRO *et al.*, 2000), assim como uma média de 14,1 a 20,8 µg/g em três comunidades do rio Tapajós, entre elas as duas populações alvo do presente estudo: São Luís do Tapajós e Barreiras (HARADA *et al.*, 2001);

- Crianças: Mais de 80% das crianças estudadas em três comunidades da bacia do Tapajós (Figura 1) também tiveram concentrações de mercúrio no cabelo acima do limite preconizado pela OMS e tais níveis foram associados a alterações encontradas em testes neuropsicológicos que avaliaram atenção, performance visuoespacial e função motora (GRANDJEAN *et al.*, 1999). PINHEIRO *et al.* (2007) encontraram nas duas comunidades aqui estudadas uma média de mercúrio total cerca de 50% acima do limite preconizado pela OMS na faixa etária de 7 a 12 anos e de 65% acima deste limite na faixa de 2 a 6 anos, mas de apenas 27% acima nos bebês de 0 a 1 ano, o que aponta para uma menor bioacumulação nesta faixa de idade. Outros estudos demonstraram que crianças de 7, 12 e 14 anos de idade com histórico conhecido de exposição pré-natal ao

mercúrio apresentam comprometimento cognitivo (YORIFUJI *et al.*, 2011; GANDJEAN *et al.*, 1997, 1999).



Figura 1. Crianças habitantes de uma comunidade da bacia do Tapajós, brincando às margens do rio.

Fonte: disponível em <http://www.internationalrivers.org/blogs/260/the-next-big-threat-to-amazonian-rivers-dams-and-industrial-waterways-on-the-tapaj%C3%B3s>

- Gestantes, puérperas e recém-nascidos: A toxicidade do metilmercúrio é especialmente danosa ao cérebro em desenvolvimento, portanto a exposição na gravidez é considerada mais perigosa (GRANDJEAN *et al.*, 1999). Um achado relevante foi a correlação positiva observada entre a quantidade de mercúrio encontrada no sangue de puérperas e a frequência de consumo de peixe das mesmas (SANTOS *et al.*, 2007). A ocorrência de um elevado teor de mercúrio no sangue de recém-nascidos de mães expostas (residentes na bacia do Tapajós) já foi comprovada e pode ser explicada pela transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas que ocorre em larga escala da mãe para o feto (SANTOS *et al.*, 2007). Tais puérperas imediatas e seus respectivos bebês apresentaram uma taxa de mercúrio no sangue superior ao limite definido como seguro e em alguns casos até mesmo acima do que é considerado como limite de tolerância

biológica, ou seja, 30 µg/L de sangue (SANTOS *et al.*, 2007). Um total de 12,3% destes bebês necessitou de cuidados intensivos.

Portanto são claras e numerosas as evidências de contaminação por mercúrio com níveis acima do preconizado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) nas comunidades ribeirinhas da região da bacia do rio Tapajós, principalmente naquelas mais próximas a garimpos de ouro, assim como também já foram identificados sintomas subclínicos resultantes dessa exposição, mesmo pela intoxicação em baixa intensidade do metal, demonstrando seu efetivo poder tóxico (SANTOS *et al.*, 2003, 2010; AKAGI *et al.*, 1995a; PINHEIRO *et al.*, 2000; DOREA, 2003).

Neste sentido, faz-se necessária uma investigação detalhada da variação dos níveis de contaminação em função do tempo nos diferentes grupos de faixa etária e sexo, a fim de observar se algum grupo permanece mais tendencioso à exposição e enfim direcionar pontualmente as ações educativas e as políticas públicas de ação em saúde para o mesmo. Só assim o risco de exposição na comunidade como um todo poderá ser reduzido e enfim poder-se-á prevenir em tais populações possíveis danos à saúde causados pela contaminação por metilmercúrio.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Caracterizar a variação da concentração de mercúrio no cabelo de adultos e crianças de ambos os sexos, residentes em comunidades ribeirinhas da bacia do Rio Tapajós no intervalo dos anos 1998 e 2014.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Relatar os valores de concentração capilar de mercúrio de residentes em comunidades ribeirinhas da bacia do Rio Tapajós no período de 1998 a 2014;

- Descrever a função que representa a variação da concentração de mercúrio no cabelo de habitantes de comunidades ribeirinhas da bacia do Rio Tapajós em função do tempo;

- Comparar os valores e variação da concentração de mercúrio no cabelo de adultos e crianças dos sexos masculino e feminino residentes em comunidades ribeirinhas da bacia do Rio Tapajós no intervalo dos anos 1998 e 2014;

- Identificar a existência ou não de um grupo de risco para a contaminação por mercúrio nas comunidades estudadas.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1. ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS E HISTÓRICOS DO MERCÚRIO

O mercúrio é um metal pesado, de aspecto argênteo e inodoro, cujo símbolo (Hg) deriva do latim *Hydrargyrum*, que significa prata líquida (TAGLIARI, 2009). Apresenta cor prateada e capacidade de oxidação lenta quando exposto a umidade, possuindo densidade treze vezes superior à da água, é volátil, único metal líquido à temperatura ambiente e apresenta grande afinidade pelos metais, inclusive o ouro, formando compostos sólidos denominados amálgamas (MAGNO, 2009; ALMEIDA, 2007; BRADBERRY, 2007).

Apresenta o número atômico 80, massa atômica relativa de 200,61, densidade relativa 13,6 (para comparação: água = 1), viscosidade 1,55 Pa.s a 20° C, gravidade específica 13,456 a 20° C, temperatura crítica 1.462° C, ponto de ebulição 356,9° C, ponto de fusão 38,9° C, pressão crítica 1,587 atm, pressão de vapor 9,16 Pa – 0,0012 mmHg e absorve luz ultravioleta 2,537 Å (MIRANDA, 2006).

Após sua entrada nos sistemas ambientais, o mercúrio apresenta um ciclo complexo no meio natural, compondo as formas inorgânica e/ou orgânica. Na forma inorgânica, pode ser encontrado sob três diferentes estados de oxidação (OLIVEIRA *et al.*, 2007): o Hg elementar (Hg^0), o íon Hg dimérico (Hg_2^{2+}), forma pouco estável em sistemas naturais, e o íon mercúrico (Hg^{2+}). Na forma orgânica, o íon mercúrico apresenta-se ligado covalentemente a um radical orgânico, sendo o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$) os mais comuns, podendo ainda combinar-se a ligantes orgânicos naturais, como ácidos fúlvicos e ácidos húmicos (OLIVEIRA *et al.*, 2007). A conversão entre estas diferentes formas de Hg é a base do complexo padrão de

distribuição deste elemento em seu ciclo biogeoquímico e de sua magnificação biológica, sendo que em sua forma elementar e em condições normais de temperatura e pressão é um líquido denso e prateado, pertencendo à família química dos metais do grupo IIb da tabela periódica, juntamente com o cádmio e o zinco (TAGLIARI, 2009).

Vários fatores são capazes de interferir na concentração disponível de mercúrio, entre os quais destacam-se (AZEVEDO, 1993):

- localização geográfica, já que 99% dos minérios de mercúrio que são extraídos situam-se em áreas que correspondem às zonas móveis, de deslocamento, da terra;
- temperatura, porque o mercúrio é relativamente volátil à temperatura ambiente;
- diversas condições de solo, incluindo o pH.

Este metal é pesado e tóxico, capaz de causar envenenamento agudo e principalmente crônico no sistema nervoso de seres humanos (NOVAIS & CAMARA, 2009; MAGNO, 2009). Apesar da hipótese de uma homenagem ao deus romano Mercúrio (mensageiro dos deuses) devido à sua fluidez (LIMA, 2010), acredita-se que o metal tenha recebido este nome pela cor vermelho-dourada do Cinábrio (HgS) semelhante à do planeta Mercúrio, característica esta que fez o mesmo ser utilizado na pré-história como pigmento para pinturas corporais e desenhos nas cavernas (MIRANDA, 2006).

Os compostos mercuriais já foram muito utilizados na medicina: a princípio na Idade Média, por Aristóteles e outros médicos da época, ao acreditarem que os mesmos apresentavam efeitos afrodisíacos e rejuvenescedores que pudessem prolongar a vida. Posteriormente na Europa, século XV, foi usado como alternativa para tratamento da sífilis e outras doenças de pele, sendo todo e qualquer efeito terapêutico desmistificado já no século XIX ao se revelarem seus efeitos tóxicos (MIRANDA,

2006). Antes disso foram aproveitados pela indústria em geral para fabricação de laxativos, antissépticos, diuréticos, entre outros produtos, sobretudo cosméticos (FARRIPAS, 2010).

Um arquiteto romano chamado Vitruvius foi o responsável pelo primeiro uso não decorativo do mercúrio em seus experimentos de amalgamação para recuperar o ouro que posteriormente seria comercializado para fabricação de roupas utilizadas pelos nobres daquela época (MIRANDA, 2006).

O primeiro relato de envenenamento industrial por mercúrio data de 1557, quando um grupo de trabalhadores expostos de forma crônica a um tipo de mercúrio inorgânico passou a apresentar tremor nas mãos, agitação, depressão e falta de concentração (PAVLOGEORGATOS & KIKILIAS, 2002). Já no ano de 1860 foi publicada uma descrição clínica de intoxicação por mercúrio em chapeleiros, que utilizavam soluções de nitrato de mercúrio para a limpeza de chapéus de feltro e para processar peles de castor, utilizados muito comumente pela sociedade em geral da época (O'CARROLL *et al.*, 1995; AMORAS, 2011; CLARKSON *et al.*, 2003). Tal relato foi divulgado pelos escritos da Sociedade Médica de Nova Jersey e incluíam achados clínicos como fadiga, tremores, ataxia e prejuízo na capacidade intelectual (O'CARROLL *et al.*, 1995; NOVAIS & CAMARA, 2009), além de convulsões, perda de apetite, dor de cabeça e até a morte (HILSON & PARDIE, 2006). Cerca de cinco anos após, o matemático e poeta Charles Lutwidge Dodgson, mais conhecido pelo pseudônimo Lewis Carroll, escreveu a fábula *Alice no País das Maravilhas*, obra clássica que trazia como um dos personagens um chapeleiro com transtornos de humor, irritabilidade, timidez, nervosismo, depressão, agitação e marcha característica, ou seja, sinais e sintomas sugestivos de acometimento cerebral causado pela intoxicação por

mercúrio e que levaram ao surgimento da expressão “louco como um chapeleiro” (O´CARROLL *et al.*, 1995; MAGNO, 2009; AMORAS, 2011).

Atualmente possui diversas formas de utilização (LIMA, 2010; FARRIPAS, 2010): em compostos orgânicos como fungicidas na agricultura; na forma inorgânica em preparações cosméticas e farmacêuticas; e na sua forma elementar pode ser utilizado na indústria (equipamentos elétricos, baterias, tintas de látex, termômetros, termostatos, esfigmomanômetros, lâmpadas, etc.), na odontologia (amalgamas dentários) e nas atividades de mineração primária de ouro.

4.2. ACIDENTES HISTÓRICOS ENVOLVENDO CONTAMINAÇÃO HUMANA POR MERCÚRIO

4.2.1. Minamata (1953) e Niigata (1965)

Durante aproximadamente 40 anos, entre as décadas de 1920 e 1960, uma indústria de fertilizantes químicos no sudoeste do Japão, na cidade de Minamata, utilizou mercúrio como catalisador na fabricação de aldeído acético, descarregando os resíduos deste processo na baía daquela localidade, quando então o metal era sequestrado pelo plâncton e outros microorganismos presentes na água desses rios e assim entrava na cadeia alimentar aquática (HARADA *et al.*, 1999). Milhares de habitantes da própria cidade e de vilarejos próximos à mesma dependiam do consumo dos peixes desta baía como alimento principal de suas famílias, sendo que apenas em 1953 os efeitos tóxicos deste consumo destes peixes contaminados por metilmercúrio

passaram a ser mais evidenciados, com a identificação dos primeiros casos de lesão do sistema nervoso central, o que posteriormente ficou conhecido como doença de Minamata (HARADA *et al.*, 1998).

Este episódio ficou marcado historicamente, pois culminou com mais de 1.300 óbitos e centenas de pessoas, sobretudo crianças (Figura 2), desenvolveram sequelas neurológicas graves (HARADA *et al.*, 1999; GOCHFELD, 2003).



Figura 2. Crianças sequeladas pela intoxicação por mercúrio no Japão.
Fonte: disponível em http://joyceriver.com.sg/?page_id=6

Cerca de 12 anos após, entre 1964 e 1965, outro episódio semelhante ocorreu na cidade de Niigata, também no Japão, quando residentes às margens do rio Agano também apresentaram a doença de Minamata, contudo o episódio foi rapidamente controlado em virtude do conhecimento prévio da causa desta intoxicação, limitando o número de casos em 64 vítimas (HARADA *et al.*, 1998).

4.2.2. México (1969)

Pouco tempo depois, em 1969, no Novo México, uma única família foi contaminada por mercúrio, mas o caso ganhou repercussão mundial pela característica da contaminação: a família se alimentou de um porco que era tratado com uma ração que recebia um fungicida contendo mercúrio (MAGNO, 2009). Os quatro filhos do casal desenvolveram sinais de intoxicação, sendo que os dois mais velhos ficaram cegos e o mais novo desenvolveu quadriplegia grave, ficando em estado vegetativo até evoluir ao óbito (MAGNO, 2009).

4.2.3. Iraque (1971)

Logo em seguida, em 1971, no Iraque, ocorreu uma das maiores tragédias ambientais envolvendo mercúrio que se conhece: a população rural do país importou um fungicida (Figura 3) contendo metilmercúrio e aplicou em toda a lavoura (VASSALO *et al.*, 1996; BAKIR *et al.*, 1973). O trigo colhido nesta lavoura era usado para a fabricação de pão caseiro, que alimentava boa parte da população do país (VASSALO *et al.*, 1996). Este episódio rendeu um total de 459 mortes e 6.530 hospitalizações de pessoas com sintomas semelhantes à doença de Minamata (BAKIR *et al.*, 1973).



Figura 3. Saca do fungicida importado por agricultores iraquianos.

Fonte: disponível em https://en.wikipedia.org/wiki/1971_Iraq_poison_grain_disaster

4.2.4. Estados Unidos (1990)

Na década de 90 uma cooperativa de artistas comprou um edifício na cidade de Hoboken, em Nova Jersey (EUA), e o transformou em um estúdio e apartamentos residenciais (FIEDLER *et al.*, 1999). Contudo, neste prédio funcionava uma fábrica que produzia lâmpadas de vapor de mercúrio e deixou o imóvel completamente carregado deste metal, de tal forma que era possível identificar gotículas de mercúrio elementar na estrutura das paredes (ORLOF *et al.*, 1997).

Dos 29 inquilinos, 19 apresentaram teor de mercúrio superior a 20 µg/L na urina, com consequente prejuízo no segmento neurocomportamental (FIEDLER *et al.*, 1999).

Inúmeros outros casos de acidentes ambientais foram registrados ao longo dos anos, todavia optou-se aqui por enfatizar os mais notórios historicamente, quer pela magnitude dos prejuízos para a saúde de uma determinada população, quer pela especificidade da etiologia da intoxicação, que chamou a atenção da comunidade

científica para a diversidade de formas de contaminação às quais a humanidade está sujeita.

4.3. ATIVIDADE GARIMPEIRA NO OESTE PARAENSE: A EVOLUÇÃO DA POLUIÇÃO DO RIO TAPAJÓS

A floresta amazônica compreende uma área de $7,8 \times 10^6$ km², da qual participam nada menos que nove países (Brasil, Bolívia, Equador, Peru, Suriname, Guiana Francesa, Venezuela, Guiana e Colômbia), sendo que a maior parte desta vasta extensão territorial está localizada em território brasileiro (DOREA, 2003). Nas últimas décadas o desmatamento na Amazônia tem constituído um importante fator de degradação regional do meio ambiente, aumentando a exposição do mesmo a poluentes tóxicos, sobretudo ao mercúrio, associado aos processos de mineração artesanal do ouro ou de garimpos de pequena escala que acontecem principalmente na área que corresponde à bacia do rio Tapajós (Figura 4), boa parte no oeste do Pará (SANTOS *et al.*, 2000).

O conhecimento da existência de ouro no Rio Tapajós (Figura 5), localizado no estado do Pará (Amazônia Brasileira), data do início do século XVIII, como comprovam os registros do boletim da exploração geológica feita pelo Museu Paraense de História Natural e Etnografia no ano de 1901 (SANTOS *et al.*, 2000).

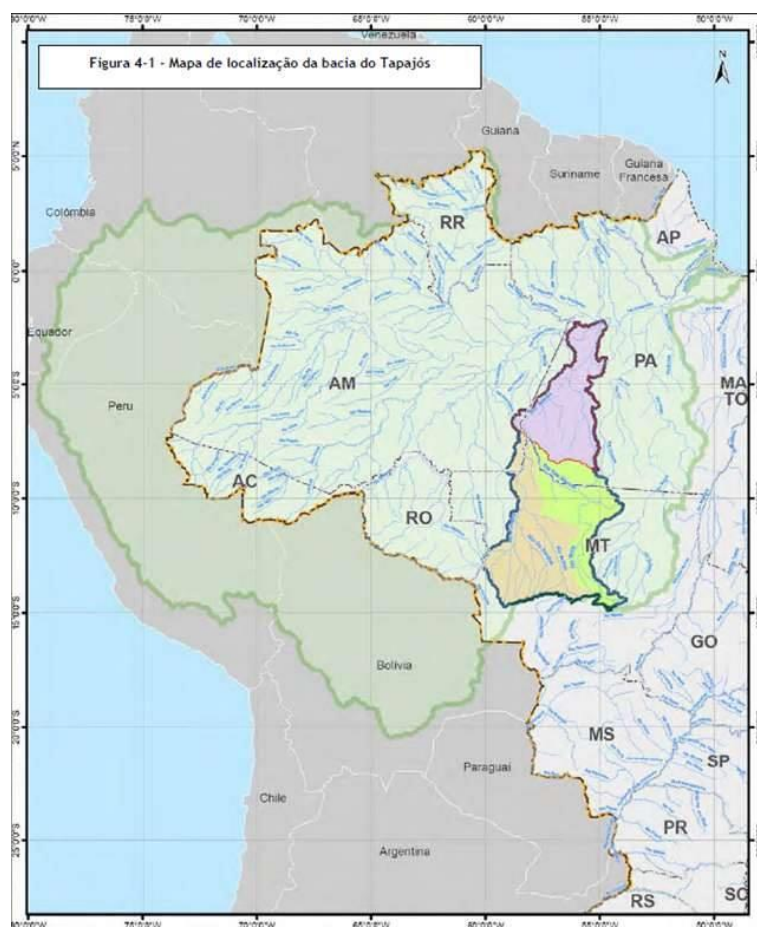


Figura 4. Território do Pará (em lilás) pertencente à bacia hidrográfica do rio Tapajós.
Fonte: MONTEIRO, 2014.

Este rio é um dos principais afluentes do rio Amazonas, que por sua vez é o 2º maior rio do mundo e de acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA) possui a maior bacia hidrográfica do mundo, com cerca de 9.694.728 habitantes, o que corresponde a mais de 5% da população de todo o país (SANTOS *et al.*, 2000; MACHADO, 2013; MONTEIRO, 2011a; NEVADO *et al.*, 2010). O rio Tapajós é formado pelo encontro de dois outros rios, Juruena e Teles, exatamente na divisa dos estados Mato Grosso, Amazonas e Pará, a partir de onde avança por 825 quilômetros até desaguar na margem direita do rio Amazonas (MONTEIRO, 2011b). A bacia hidrográfica do rio Tapajós (Figura 6), é uma das principais sub-bacias de toda a bacia

amazônica, medindo cerca de 2.000 quilômetros de extensão, quase 500.000 quilômetros quadrados e possuindo contingente populacional de cerca de 820.000 habitantes, segundo o censo do IBGE do ano 2000 (AKAGI *et al.*, 1995b; MONTEIRO, 2011a).



Figura 5. Bacia Hidrográfica Amazônica evidenciando o rio Tapajós (destaque lilás).

Fonte: disponível em https://pt.wikipedia.org/wiki/Bacia_do_rio_Amazonas

A exploração do ouro nesta região se deu tanto no canal principal do rio Tapajós quanto em diversos subafluentes deste, sendo os cinco principais: Teles Pires, Tropas, Jamanxim, Rato e Crepuri (AKAGI *et al.*, 1995b).

O início da atividade de garimpagem em toda a região da bacia do rio Tapajós data de 1958, quando um garimpeiro chamado Nilçon Pinheiro liderou uma expedição partindo do rio Amazonas e adentrando pelo rio Tapajós, e enfim encontrou a primeira jazida com alto teor de ouro no rio das Tropas, um subafluente do Tapajós localizado a 350 km da cidade de Itaituba (MUS. PARA. EMÍLIO GOELDI, 1991;

MACHADO, 2013). A notícia da referida descoberta rapidamente se difundiu na região, sobretudo pelo conhecimento a respeito da alta produtividade desta jazida, o que fez com que muitas pessoas passassem a procurar, por conta própria, outras jazidas de ouro ao longo do rio Tapajós e seus subafluentes como os rios Jamanxim, Crepori e o próprio Tropas, surgindo assim os primeiros garimpos às margens do Tapajós e dando início a primeira grande corrida para o ouro (MACHADO, 2013; FARRIPAS, 2010).

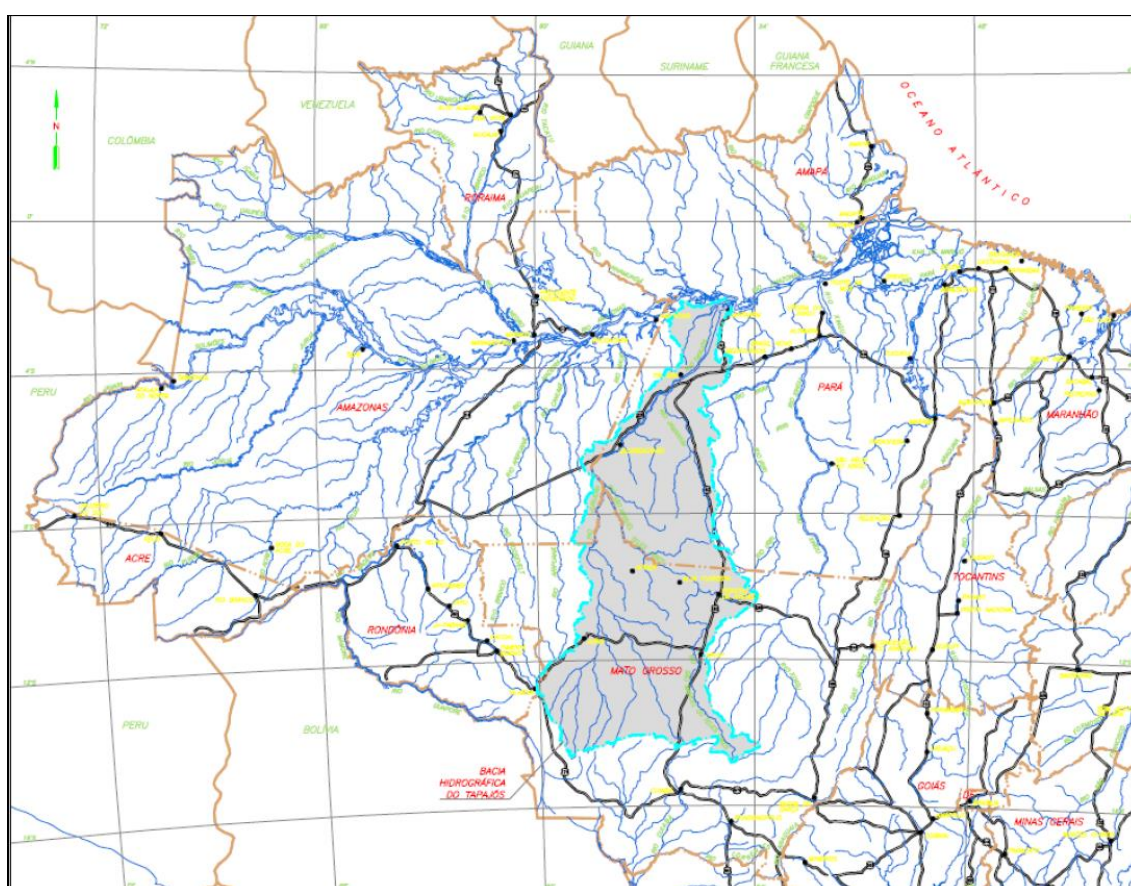


Figura 6. Bacia Hidrográfica do rio Tapajós (em destaque: área cinza).

Fonte: adaptado de <http://www.ecodebate.com.br/2011/07/15/tapajos-recursos-naturais-da-amazonia-valem-quatrilhoes-de-dolares-artigo-de-telma-monteiro/>

Em 1960 foi construída a primeira pista de pouso para pequenos aviões no garimpo Cuú-cuí, originando um novo sistema de acesso aos garimpos, facilitando o abastecimento e diversas operações (MACHADO, 2013). Tal sistema rapidamente

proliferou para os vários outros garimpos e inúmeras pistas de pouso semelhantes foram inauguradas em seguida (MACHADO, 2013). No final da década de 60 a atividade garimpeira viveu seus primeiros sinais de crise, contudo essa fase foi momentaneamente superada nos anos 70, sobretudo pela alta no preço do ouro no mercado nacional e principalmente internacional, levando a região a viver uma nova corrida do ouro, além da abertura das rodovias Cuiabá-Santarém (BR-163) e Transamazônica (BR-320), que fez com que o número de estabelecimentos comerciais em Itaituba aumentasse de 37 pra 170 só no ano de 1976 (MATHIS, 1995; CAHETE, 1995; MACHADO, 2013; SA *et al.*, 2006).

Essa nova corrida do ouro por volta do ano de 1970 foi, a princípio, uma consequência do aumento no preço do ouro por um fator em torno de 8 a 10, mas acabou somando-se às dificuldades socioeconômicas incluindo pobreza, desemprego, etc., que fez com que muitas pessoas buscassem a atividade garimpeira (Figura 7) como forma de subsistência (MALM, 1998; LIMA, 2010). Neste período, o Brasil tornou-se o segundo na produção mundial deste mineral, com 90% desta produção vindo de minas ou garimpos informais, e ocupando a primeira posição na América do Sul, seguido da Colômbia, Venezuela, Peru e Bolívia (MALM, 1998). Considerando que para cada 1 quilo de ouro extraído são utilizados de 1,3 a 2 quilos de mercúrio, a quantidade estimada de mercúrio liberado em toda a extensão da bacia hidrográfica da Amazônia em decorrência dessa atividade de garimpagem está na ordem de 100 toneladas por ano, das quais 45% foram despejadas diretamente nos rios e 55% liberadas na atmosfera, o que significou um quantitativo de algo em torno de 2.000 a 3.000 toneladas de mercúrio liberadas no meio ambiente da Amazônia brasileira durante a corrida do ouro (AKAGI *et al.*, 1995a; MALM, 1998; SANTOS *et al.*, 2000).

A construção das rodovias citadas se deu pela criação do Plano Nacional de Integração (PIN) no início da década de 70, plano este que reservou uma faixa ao longo dessas rodovias para a aplicação de programas do Governo Federal de colonização e reforma agrária, sob responsabilidade do INCRA, que associados ao slogan do governo “*há terra para todos na Amazônia*”, na segunda metade dos anos de 1970, aumentaram consideravelmente o fluxo migratório em massa para a região (MACHADO, 2013). Esse crescimento populacional não amentou a contaminação do rio Tapajós simplesmente pela atividade garimpeira, mas também pelo desmatamento e queimadas provocados por estas pessoas a fim de possibilitar o plantio (CAHETE, 1995).



Figura 7 A e B. Garimpos de ouro na Amazônia.

Fontes: <http://infoamazonia.org/2012/12/the-river-of-gold-and-soy/#!/story=post-3695> e <http://www.fatimamissionaria.pt/artigo.php?cod=24059&sec=8>

Essa política de ocupação da Amazônia ocorrida por volta dos anos 1970 favoreceu o estabelecimento desse tipo de atividade econômica (garimpo), o que resultou em um aumento significativo dos pontos de emissão do mercúrio tanto para a atmosfera quanto para os sistemas aquáticos (SANTOS *et al.*, 2002). Tal avanço populacional contribuiu para a dispersão do mercúrio em diferentes compartimentos

ambientais, possibilitando sua incorporação na cadeia alimentar aquática através do processo de bioacumulação e constituindo o principal meio de exposição das comunidades ribeirinhas (Figura 8) a este metal com poder tóxico (SANTOS *et al.*, 2002).



Figura 8. Comunidade ribeirinha localizada no oeste paraense.

Fonte: disponível em http://telmadmonteiro.blogspot.com.br/2015_02_01_archive.html

Em 1978 houve a introdução de balsas para auxiliar no processo de extração do ouro, dando início à fase de mecanização da garimpagem, o que acelerou o ritmo de crescimento da produção e possibilitou o acesso a jazidas que antes não estavam ao alcance dos garimpeiros (MATHIS, 1995).

Em 1979, com o novo aumento no preço do ouro no mercado internacional, a abertura cada vez maior de garimpos clandestinos fez com que a produção anual de ouro no setor informal chegasse a 90% (CAHETE, 1995).

A população de Itaituba aumentou de 40 mil em 1983 para 100 mil habitantes em 1984 (Figura 9), tornando-se nesse período a região que mais produzia ouro no Brasil (MACHADO, 2013).

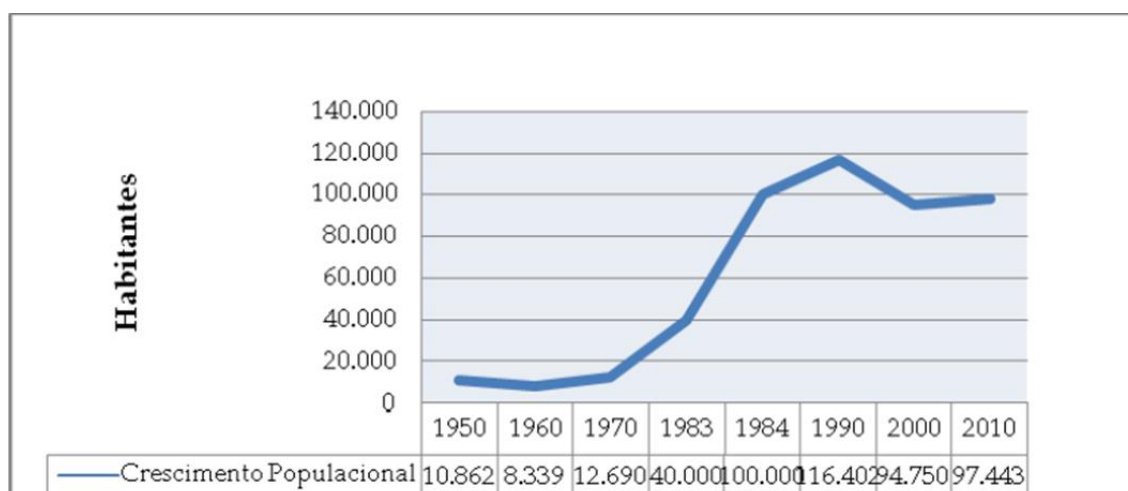


Figura 9. Crescimento populacional em Itaituba (PA).

Fonte: Adaptado de MATHIS, 1995, p. 339.

Na década de 1980 como um todo, a grande concentração de garimpos localizada nos municípios de Itaituba e Jacareacanga, ambos no oeste paraense, foi responsável por aproximadamente 50% de toda a produção de ouro no Brasil (SANTOS *et al.* 2003; AMORAS, 2007).

Neste sentido, conclui-se que o ápice dessa atividade garimpeira na Amazônia, entre as décadas de 70 e 80, coincidiu com o período de maior crescimento demográfico da região e produziu importantes agravos à saúde em virtude da degradação do ambiente, ausência de saneamento básico e desabastecimento alimentar, principalmente pela falta de uma infraestrutura (MIRANDA, 2006).

4.4. MECANISMOS DE CONTAMINAÇÃO DO RIO

Apesar de existirem hipóteses de outras formas de contaminação do rio por mercúrio, dois mecanismos são conhecidamente comprovados:

4.4.1. Solo

Roulet *et al.* (1998a) e Roulet *et al.* (2000) destacaram que o teor de mercúrio em uma coluna de água do rio Tapajós não depende exclusivamente da atividade de garimpagem, ou seja, a erosão do solo (Figura 10) desempenha um papel primordial nas concentrações de mercúrio sedimentar superficial nos sistemas aquáticos do rio, favorecendo seu aumento substancial. É possível observar mudanças ambientais que levam à contaminação por mercúrio dos sistemas aquáticos explorados pela população ribeirinha do rio Tapajós através do estudo geoquímico dos sedimentos superficiais dos ecossistemas lênticos do rio, considerando perfis verticais de 30 a 80 centímetros (ROULET *et al.*, 2000).



Figura 10. Processo de erosão do solo.

Fonte: disponível em <http://sosriosdobrasil.blogspot.com.br/2012/09/ii-semana-da-mata-ciliar-do-sosriosbr.html>

Os mesmos defendem que a carga de partículas de mercúrio neste rio e em seus subafluentes é atribuível aos padrões de sedimentação em relação à fisiologia do rio, sendo influenciada por partículas finas erodidas de solo perturbado ao longo da bacia hidrográfica do rio. O intemperismo e outros processos do solo tem impacto direto na distribuição de mercúrio no mesmo, sendo que o poder deste impacto depende da origem litogênica ou atmosférica desse elemento, embora a acumulação do mercúrio litogênico por esse intemperismo progressivo próximo à superfície do solo seja limitado pelo desequilíbrio de minerais secundários (GRIMALDI *et al.*, 2008).

Dados preliminares usando um modelo de concentração inicial constante indicam que as mudanças ambientais registradas nos sedimentos do rio Tapajós devem ter tido início entre as décadas de 50 e 70, coincidindo com o período de colonização da Amazônia brasileira e possuindo importante implicação para a interpretação geoquímica de distúrbios antropogênicos na Amazônia (ROULET *et al.*, 2000). Na verdade, a recente colonização das bacias de drenagem e exploração de novas parcelas de terra na Amazônia Central perturbou os ciclos de matéria orgânica e mineral, assim como o do

mercúrio, favorecendo a exportação de partículas finas de mercúrio para o escoamento do rio (ROULET *et al.*, 2000).

Nesta região, em decorrência da fragilidade da cobertura do solo, do cultivo e do desmatamento (Figura 11), a superfície do solo passou a ficar suscetível a processos erosivos de partículas finas ricas em óxido de mercúrio, portanto tal erosão contribuiu para uma importante liberação de mercúrio nesse solo, sendo transportado em forma de partículas pelas águas que escoam (ROULET *et al.*, 1998b). Segundo estes autores 97% do mercúrio presente no solo amazônico é de origem pré-antropogênica, ou seja, o solo da Amazônia é o maior reservatório natural de mercúrio que se conhece, e que com o posterior desmatamento e exploração da terra para fins agrícolas, o mesmo sofreu erosão, com conseqüente exportação desse mercúrio acumulado no mesmo.



Figura 11. Desmatamento na localidade da bacia do rio Tapajós.

Fonte: disponível em <http://www.redetapajosnoticias.com/2014/07/desmatamento-na-amazonia-sobe-358-em.html>

Isso explicaria a carga de mercúrio presente na água do rio em uma escala de longa distância da atividade mineradora, mesmo a uma distância de 50 quilômetros córrego abaixo (GRIMALDI *et al.*, 2008; ROULET *et al.*, 1998a). Isso

significa que a concentração de mercúrio no solo do vale do Tapajós também pode ser explicada pelo processo pedogênico que influencia de forma distinta o acúmulo ou motilidade deste metal de acordo com sua fonte (GRIMALDI *et al.*, 2008).

A afinidade do mercúrio durante as fases de transporte pode explicar as correlações observadas entre conteúdos de ferro ou argila e o mercúrio, todavia tal associação pode refletir uma somatória do intemperismo com os processos de transferência, que juntos interferem no destino do mercúrio e, conseqüentemente, na composição química e mineralógica do solo (GRIMALDI *et al.*, 2008).

O aumento do mercúrio sedimentar resulta de um enriquecimento de depósitos sedimentares de partículas finas ricas em aluminossilicatos, oxi-hidróxidos e mercúrio, transportados em suspensão na água (ROULET *et al.*, 2000). A mineralogia dos oxi-hidróxidos de ferro e alumínio associados com partículas finas e argilosas parecem controlar o acúmulo de metais pesados de uma forma geral nos sedimentos do Tapajós, principalmente do mercúrio (ROULET *et al.*, 1998b).

Neste sentido, a erosão do solo intensificada por atividades humanas como desmatamento, agricultura e mineração mostrou-se de fato uma importante fonte de mercúrio natural para os sistemas aquáticos da região (NEVADO *et al.*, 2010). Basicamente o intemperismo do solo gera o acúmulo de mercúrio litogênico derivado das rochas, enquanto que os processos de transferência geram acúmulo de mercúrio atmosférico proveniente da superfície, justificando a elevada concentração de mercúrio presente no solo ao longo de todo o vale da bacia do Tapajós (GRIMALDI *et al.*, 2008).

4.4.2. Garimpo

De acordo com o Art. 10 da lei nº 7.805 de 18/06/1989 a garimpagem é uma atividade de aproveitamento de substâncias minerais executada no interior de áreas estabelecidas para este fim, exercida por cooperativa de garimpeiros autorizada a funcionar como empresa de mineração, sob o regime de permissão de lavra garimpeira (MIRANDA *et al.*, 1997).

A chamada mineração artesanal ou de pequena escala (Figura 12) proporciona uma fonte primária e adicional de renda, particularmente em regiões rurais, uma vez que as alternativas econômicas para a agricultura encontram-se limitadas, como ocorre na Amazônia brasileira, onde esse tipo de atividade é geralmente praticada por sujeitos que convivem em meio à pobreza, falta de recursos tecnológicos, financeiros e de saúde (VEIGA *et al.*, 2006; HILSON & PARDIE, 2006). A denominação “mineiro artesanal” tem sido empregada aos indivíduos que garimpam ouro e pedras preciosas ao longo das margens dos rios e em 1998, segundo a Organização Mundial do Trabalho, havia cerca de 55 milhões de pessoas atuando neste segmento, em 55 diferentes países, sugerindo que cerca de 80 a 100 milhões de pessoas no mundo dependam direta ou indiretamente desta atividade para a sobrevivência (VEIGA *et al.*, 2006). Mesmo quase uma década após esse período a quantidade estimada de trabalhadores neste perfil, empregados diretamente na mineração artesanal ainda estava entre 10 e 15 milhões de pessoas, sendo 4,5 milhões de mulheres e 600 mil crianças (VEIGA *et al.*, 2006).



Figura 12. Atividade garimpeira de pequena escala na Amazônia.

Fonte:

<http://www.newsrondonia.com.br/noticias/garimpos+clandestinos+levam+devastacao+a+amazonia+legal/21673>

Tais condições favorecem a falta de informação quanto ao risco de saúde que se corre ao utilizar certas substâncias e quanto ao destino final das mesmas. A manipulação destes recursos naturais na região Amazônica pela atividade humana de forma direta ou indireta, para benefício próprio, tem causado importante desequilíbrio na referida região e colocado em risco a saúde de cerca de 6 milhões de pessoas que lá habitam (HARADA *et al.*, 2001; TAGLIARI, 2009). Diversos processos mobilizam substâncias que podem causar efeitos deletérios, tais como o aumento na concentração de mercúrio no curso das águas, comprometendo de forma danosa toda a cadeia trófica pela acumulação progressiva deste metal na mesma e afetando, inclusive, quem detém o topo desta cadeia, ou seja, o homem (CARDOSO *et al.*, 2009; TAGLIARI, 2009).

Nos garimpos brasileiros os garimpeiros utilizam o mercúrio para facilitar a identificação do ouro, uma vez que este último é difícil de ser extraído em sua forma pulverizada, enquanto que quando se liga ao mercúrio forma com ele uma amálgama (Hg – Au), que facilita sua visualização (NOVAIS & CAMARA, 2009). Este processo de amalgamação tem sido utilizado na mineração há mais de 4.500 anos e

atualmente gera altas emissões de mercúrio para a atmosfera, principalmente em países tropicais da América do Sul, como o Brasil (MALM, 1998). Na Amazônia, o maior garimpo (Figura 13) é encontrado na área central da bacia de um dos principais afluentes do rio Amazonas, o rio Tapajós (NEVADO *et al.*, 2010).

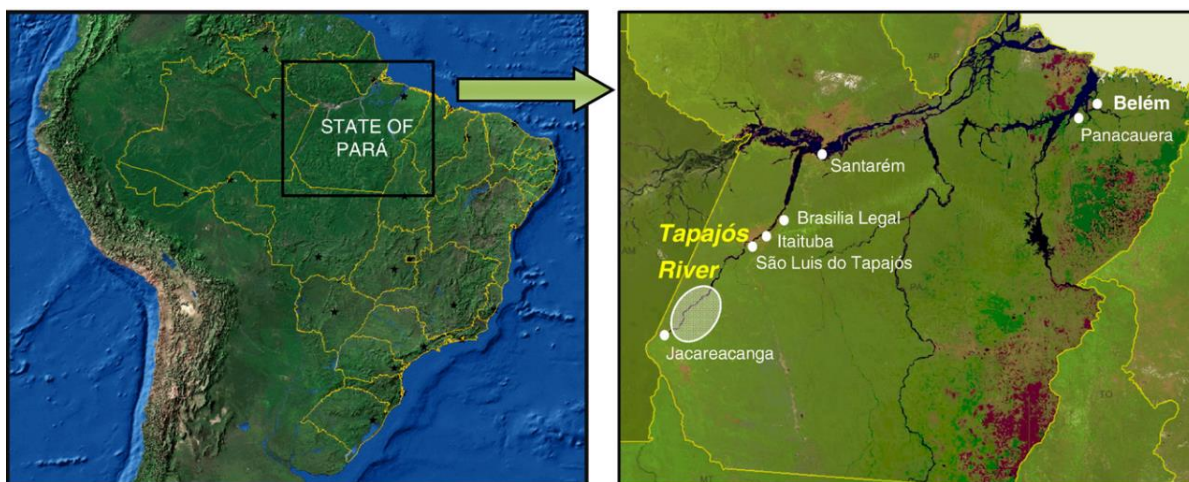


Figura 13. Mapa do Brasil com suas unidades federativas e respectivas capitais simbolizadas por estrelas pretas, com destaque para o Estado do Pará (esquerda). Cidades importantes do Estado simbolizadas por pequenos círculos brancos e o rio Tapajós com a localização da principal atividade de garimpagem da região simbolizada por uma área ovalada em branco (direita).

Fonte: Nevado *et al* (2010).

Dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) estimam que através da atividade antropogênica podem ter sido liberadas no meio ambiente cerca de 200.000 (duzentas mil) toneladas de mercúrio entre o final do século XIX e o final do século XX, sendo que em se tratando somente de garimpos amazônicos brasileiros podem ter sido lançadas cerca 100 toneladas do metal no auge da atividade garimpeira do ouro (MAGNO, 2009).

Essa atividade mineradora rendeu ao Brasil, só no ano de 1972, uma produção de 9,6 toneladas de ouro, produção esta que continuou aumentando até o final da década de 80, quando o país chegou a atingir a produção de 111 toneladas (SANTOS *et al.*, 2000).

Nos garimpos de ouro, o material chamado de cascalho, que é retirado de barrancos ou do fundo dos rios através de sondas, é lavado numa caixa do tipo “cobra fumando” ou “lontrona” para a extração do ouro de granulação fina, prática esta comum desde a Antiguidade e que envolve o processo de amalgamação entre pequenas partículas de ouro e o mercúrio elementar, onde tais partículas de ouro aluvionar ou coluvionar são capturadas pelo mercúrio no processo de bateamento (AMORAS, 2011).

Após misturar-se aproximadamente um quilo de mercúrio para cada quilo de ouro a amálgama ouro-mercúrio é em seguida queimada (NOVAIS & CAMARA, 2009), como ilustrado na Figura 14. É justamente durante essa queima do amálgama que o ouro é purificado e ocorre a liberação do mercúrio para o ambiente, quando os vapores do metal são liberados na atmosfera e o mesmo é carregado pela água das chuvas para o solo, rios e lagoas, além de contaminar diretamente o trabalhador (LINS, 1992; NOVAIS & CAMARA, 2009).



Figura 14. Queima da amálgama ouro-mercúrio.

Fonte: Disponível em <http://projects.inweh.unu.edu/inweh/inweh/content/1223/IWLEARN/review-of-mercury-and-cyanide-uses-in-the-artisanal-gold-mining-may-2007s.html>

Uma vez contaminando as águas, os animais que ali habitam tais como peixes e moluscos passam a acumular este metal na forma de mercúrio orgânico, a mais tóxica possível, sendo que estes animais servirão de alimento, posteriormente, para a

população ribeirinha que reside às margens desses rios, causando as sequelas da intoxicação no homem (LINS, 1992). Tal ciclo pode ser exemplificado pela Figura 15.

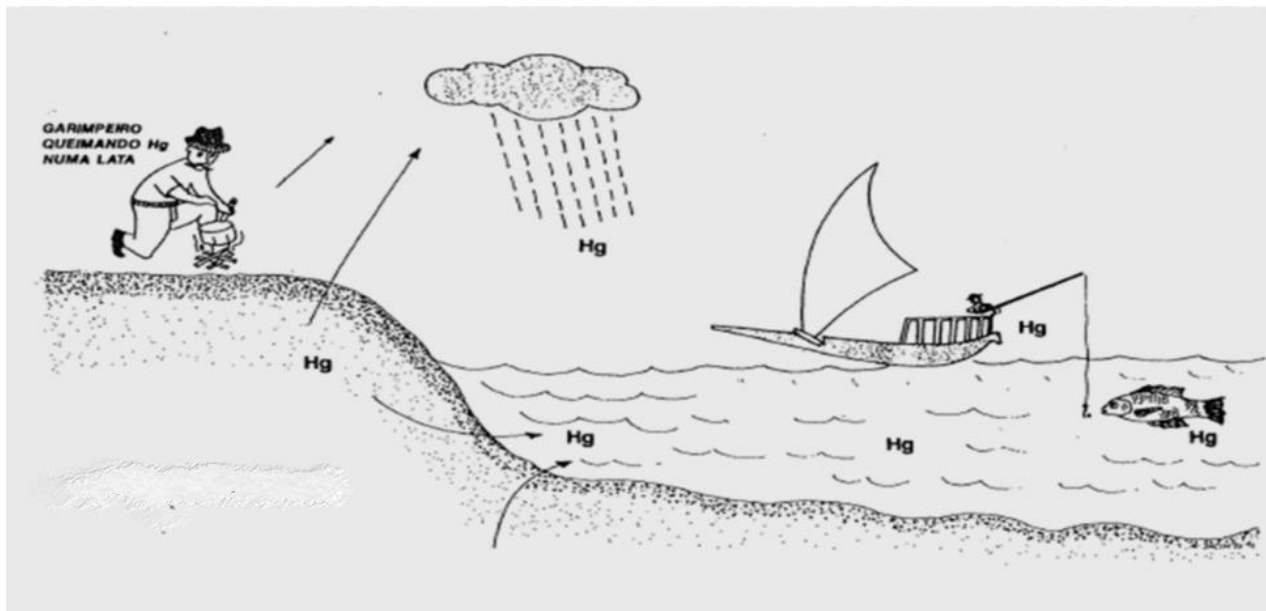


Figura 15. Ciclo do mercúrio na atividade garimpeira e adjacências.
Fonte: Adaptado de LINS, 1992, p. 39.

Além desta forma de contaminação das águas através dos vapores gerados na queima da amálgama que se transformam em chuva carregada de mercúrio, tem também o metal excedente da amalgamação, isto é, aquele que não se agregou ao ouro durante o processo, que acaba sendo despejado diretamente sobre os rios (AMORAS, 2011).

4.5. ENTRADA DO MERCÚRIO NA CADEIA ALIMENTAR

Após a entrada do mercúrio nas águas, este passa por série de fases que culminam com a formação do composto metilmercúrio (MeHg), capaz de penetrar nas membranas celulares, comprometendo seriamente a vida aquática, a fauna e a flora (AMORAS, 2011).

Desde quando o metilmercúrio deixou de ser usado como fungicida, os peixes passaram a ser a principal fonte deste composto tóxico para contaminação humana (CLARKSON *et al.*, 2003). Embora todas as formas de mercúrio sejam tóxicas, os compostos de alquilmercúrio (como o metilmercúrio, por exemplo) merecem preocupação especial pela sua fácil penetração nas membranas biológicas, elevado poder de bio-acumulação, alta volatilidade e eliminação dos tecidos de longo prazo (NEVADO *et al.*, 2010).

O processo que culmina com contaminação por mercúrio é um ciclo que passa, de forma didática, por cinco etapas (FARRIPAS, 2010):

- 1ª etapa: com a queima da amálgama no garimpo o vapor de mercúrio é liberado no ambiente, contaminando a atmosfera;
- 2ª etapa: as chuvas formadas dessa atmosfera contaminada também contaminam o solo e os rios onde caem. É nesta etapa que ocorre o processo de metilação, onde no ambiente aquático o mercúrio inorgânico é transformado em composto orgânico;
- 3ª etapa: o mercúrio passa a concentrar-se na cadeia alimentar aquática, sobretudo nos peixes que constituem fonte de alimento para os ribeirinhos da região;
- 4ª etapa: a população habitante às margens dos rios consome os peixes contaminados e passa a acumular metilmercúrio (MeHg) em seu organismo;
- 5ª etapa: surgem as manifestações clínicas características da intoxicação por mercúrio na comunidade exposta.

O processo de metilação do mercúrio ocorre em larga escala no fundo dos lagos, rios e oceanos, tendo sido muito pesquisado também em peixes e inúmeros microorganismos, podendo seguir um dos seguintes caminhos em ecossistemas naturais (PAVLOGEORGATOS *et al.*, 2006; MIRANDA *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 2012):

- Atividade biológica por diferentes espécies de microorganismos, principalmente bactérias anaeróbicas (especialmente as bactérias redutoras de sulfato);
- Reações químicas através de substâncias húmicas;
- Processos fotoquímicos.

Essa produção de metilmercúrio neurotóxico no ambiente depende, sobretudo, da biodisponibilidade do mercúrio divalente inorgânico para as bactérias anaeróbicas responsáveis pela metilação (ZHANG *et al.*, 2012). O processo ocorre geralmente em condições anaeróbicas sendo que esses microorganismos desempenham importante papel, pois seu crescimento e metabolismo aumentado favorecem a metilação (DOREA, 2003; PAVLOGEORGATOS *et al.*, 2006). Dentre as diversas espécies de bactérias capazes de promover a metilação no ecossistema aquático está a *Pseudomonas spp.* (PAVLOGEORGATOS *et al.*, 2006).

O metilmercúrio (MeHg) é considerado a forma mais tóxica de todas e está relacionado à grande maioria de eventos de exposição não ocupacional ao mercúrio (FARRIPAS, 2010). Os peixes menores absorvem esse MeHg da água e dos alimentos da flora e da fauna, sendo que posteriormente servem de alimento aos peixes maiores, que por sua vez vão concentrando uma quantidade cada vez maior do metal (Figura 16) à medida que se aproximam do topo da cadeia alimentar aquática (FARRIPAS, 2010). O resultado disto é que quanto maior o peixe, maior a possibilidade de se ter um teor elevado de MeHg em seus tecidos, quer seja pela posição que ocupa na cadeia

alimentar, como as grandes espécies predadoras (atum, peixe-espada, etc), quer seja pelo tempo de vida que se traduz em um maior período em que passou acumulando o mercúrio (BRADBARRY, 2007).

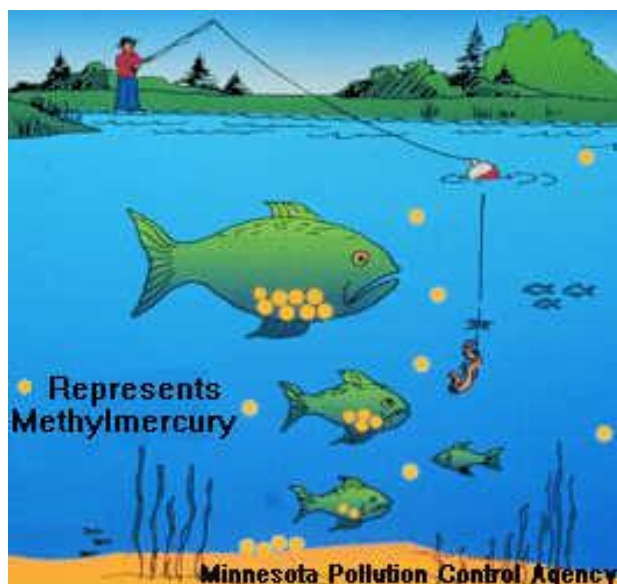


Figura 16. Biomagnificação do mercúrio na cadeia trófica aquática.

Fonte: Adaptado de <https://oecotextiles.wordpress.com/2010/08/18/mercury-fish-and-fabric/>

Em outras palavras o metal se concentra de forma mais intensa quanto mais se evolui na cadeia trófica, processo este conhecido por biomagnificação, onde toda vez que um organismo contaminado por mercúrio estiver num nível inferior desta cadeia, seu predador absorverá aquele mercúrio orgânico, mas revelará concentrações comparativamente aumentadas (AZEVEDO *et al.*, 2001).

A preocupação com a contaminação por mercúrio pela ingestão destes peixes data de décadas, inclusive em 1978 a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabeleceu um limiar para ingestão diária que seria equivalente a 0,5 μg por quilo de peso corporal, contudo, com os estudos posteriores e o agravamento desta preocupação,

a Agência de Proteção Ambiental (APA) recomendou uma redução deste limiar para tão somente 0,1 µg de mercúrio por quilo por dia, como uma quantidade mais segura e aceitável (CLARKSON *et al.*, 2003).

4.6. RISCOS TOXICOLÓGICOS DO MERCÚRIO

É bem estabelecido que ao sofrer o processo de alquilação, o mercúrio inorgânico ganha lipossolubilidade, processo este necessário para seu transporte através das membranas celulares e para a bioacumulação nos tecidos de um organismo vivo (AZEVEDO *et al.*, 2001). No ambiente florestal da Amazônia, o peixe constitui uma importante fonte de nutrientes para suprir as deficiências nutricionais dos nativos (Figura 17), devido seu elevado teor de proteína de alto valor biológico e à lisina altamente disponível no mesmo, que se assemelha à proteína do leite, além do que 70 a 80% da energia provida da dieta destas pessoas provém da mandioca (DOREA, 2003).



Figura 17. Família residente às margens do rio Tapajós, limpando peixe para consumo próprio.
Fonte: disponível em <http://ehp.niehs.nih.gov/118-a491b/>

Nessas populações as taxas de mercúrio parecem aumentar com a idade e o tempo de residência na comunidade, até o limite de 25 anos (SANTOS *et al.*, 2000). A hipótese para esta ocorrência reside na diferença de exposição *in utero*, uma vez que pessoas com mais de 25 anos foram geradas de mães que não sofreram exposição ao mercúrio visto que durante sua gestação ainda não havia atividade garimpeira (SANTOS *et al.*, 2000).

O consumo de peixes e mamíferos marinhos constitui a principal forma de contaminação humana por metilmercúrio na atualidade, e como já ressaltado estes animais infelizmente representam a principal fonte de proteína para a população ribeirinha adulta (SANTOS *et al.*, 2000; CLARKSON *et al.*, 2003). Contudo, o risco de exposição fetal (*in utero*) e de um lactente (amamentação) ao mercúrio pode estar relacionado tanto a uma restauração de amálgama dentária da mãe, levando à intoxicação por mercúrio inorgânico, quanto à ingestão de peixes contaminados por parte da mesma, quando se intoxica por metilmercúrio (DOREA & DONANGELO, 2006).

O fato preocupante é que o mercúrio é um composto químico ambiental altamente tóxico e reconhecidamente deletério às populações humanas, sendo que a exposição crônica e a acumulação de baixos níveis deste poluente pode causar efeitos neurotóxicos que só se manifestam após alguns anos de intoxicação (MAGNO, 2009; ALMEIDA, 2007). As propriedades físico-químicas do mercúrio por si só já o tornam um poluente de elevada toxicidade, entretanto, uma das características que potencializam esse efeito tóxico é seu poder cumulativo (DOREA, 2003; LIMA, 2010), capaz de causar danos à saúde humana, mesmo muito tempo depois de cessada a exposição.

Beuter & Edwards (1998) identificaram a ocorrência de tremores de repouso, cinéticos e posturais em indivíduos expostos cronicamente a baixas doses de metilmercúrio, e afirmaram que os efeitos tóxicos deste metal são conhecidos desde o século XVI, quando Paracelsus descreveu pela primeira vez os mais importantes sinais e sintomas de intoxicação por mercúrio metálico no corpo humano. Já em 1940, Hunter e colaboradores conseguiram identificar alguns sinais específicos em pessoas intoxicadas por mercúrio após exposição ocupacional e descreveram um quadro de características neurológicas composto por ataxia, constrição do campo visual e distúrbios da fala (HUNTER & RUSSEL, 1954).

O sistema nervoso central (SNC) é deveras susceptível à contaminação pelas diversas espécies de mercúrio, principalmente o metilmercúrio, que tende a se acumular nas células nervosas e exercer nelas seu maior potencial tóxico (SANFELIU *et al.*, 2003). Uma exposição crônica, por exemplo, pode resultar em uma síndrome neurológica com sinais de neuropatia semelhantes à esclerose lateral amiotrófica (ELA), envolvendo também ataxia cerebelar, disartria e distúrbios sensoriais (LEBEL *et al.*, 1998). Além disso, pela capacidade de atravessar a barreira placentária humana, existe a possibilidade de teratogenia, morte prematura, desenvolvimento anormal e debilitação generalizada (KAKITA *et al.*, 2000; SASS *et al.*, 2001).

A absorção do mercúrio metálico por via oral é bem baixa, chegando a menos de 0,01% da dose ingerida, o que difere totalmente quando comparado ao composto metilmercúrio (tanto na forma de sais quanto ligado à proteína, como no tecido muscular de peixes comestíveis), cuja taxa de absorção pelo trato intestinal pode atingir o percentual de 90 a 100%, independente de animal ou homem (AMORAS, 2011). Em se tratando do homem, após absorvido é distribuído para todos os tecidos do corpo em um processo que pode demorar até seis dias (FARRIPAS, 2010). Atravessa

rapidamente a barreira hematoencefálica e migra para o encéfalo, mais especificamente para o lobo occipital e cerebelo, sendo que seu transporte pelos tecidos é mediado por um complexo semelhante à metalotioneína, do ponto de vista estrutural, conhecido como cisteínametilmercúrio (AMORAS, 2011). A meia vida biológica do MeHg no homem é longa, variando de 44 a 80 dias, sua excreção ocorre principalmente pela urina, fezes e leite materno; e há um período latente entre a contaminação e o surgimento dos sintomas que varia de semanas a meses (CLARKSON *et al.*, 2003; FARRIPAS, 2010).

O primeiro dano a se manifestar em mamíferos, considerando a toxicidade do metilmercúrio, está relacionado ao sistema nervoso central (uma vez que o cérebro é o tecido alvo principal), envolvendo déficits sensório motores e comprometimento comportamental, que posteriormente evoluem com quadro de letargia, anorexia e demais distúrbios do controle motor, como ataxia (WOLFE *et al.*, 1998; CLARKSON *et al.*, 2003). Testes de desempenho psicomotor envolvendo destreza manual, motricidade fina, força de pinça e velocidade de movimento evidenciaram uma variância de 8 a 16% na performance de pessoas com níveis alterados de mercúrio no cabelo, sugerindo efeitos neurotóxicos sutis em funções motoras, com manifestações neurocomportamentais associadas a exposição de baixos níveis de metilmercúrio (DOLBEC *et al.*, 2000).

Com a progressão da intoxicação pode ocorrer deficiência visual e até o óbito, sendo este precedido por episódios de convulsão (WOLFE *et al.*, 1998). Pequenos mamíferos que receberam dieta com concentração de 4 a 5 µg/g de metilmercúrio sobreviveram por apenas 1 ou 2 meses (WOLFE *et al.*, 1998).

Esses achados clínicos foram descritos desde o incidente ocorrido no Japão, que a princípio levou o nome de Doença de Minamata, mas que depois tais

sintomas foram associados a um complexo chamado de Hunter-Russell, que além do quadro de ataxia, do distúrbio sensorial e da constrição concêntrica do campo visual, também descrevia déficit auditivo e disartria (CLARKSON *et al.*, 2003; FARRIPAS, 2010). Estudos neuropatológicos revelaram destruição regional de neurônios do córtex visual e de células granulares do cerebelo (CLARKSON *et al.*, 2003). Além destes, outros sintomas também foram encontrados, como no caso de algumas crianças com susceptibilidade genética / bioquímica que podem desenvolver uma capacidade reduzida de excretar o mercúrio, portanto quando a alimentação das mesmas é regada a base dos peixes contaminados estas desenvolvem as chamadas desordens do espectro autista, com conseqüente prejuízo na interação social e na comunicação (GEIER *et al.*, 2008). Outros estudos encontraram, inclusive, associação estatística entre doença cardiovascular e mercúrio, com achados histopatológicos de lesão degenerativa hidrópica no tecido cardíaco, bem como elevação gradativa nos níveis da enzima CK-MB, com conseqüente aumento no risco de infarto agudo deste músculo (CLARKSON *et al.*, 2003; MAGNO, 2009).

Baseando-se nos Critérios de Saúde Ambiental para o Metilmercúrio estabelecidos pela OMS em 1989 e publicados no ano seguinte, a taxa de tolerância máxima para exposição humana ao mercúrio seria de 10 µg/g de cabelo, sendo que este valor foi baseado em episódios de intoxicação aguda, enquanto que o limite em alimentos para o consumo humano é de 0,5 µg/g (NEVADO *et al.*, 2010; PINHEIRO *et al.*, 2000). Tais valores encontram-se em discussão pelo fato de que exposições prolongadas a pequenos níveis de mercúrio foram suficientes para induzir efeitos genotóxicos, bem como alterações neuropsicomotoras subclínicas, principalmente sobre a coordenação motora (NEVADO *et al.*, 2010). Já o limite de normalidade de mercúrio

no sangue recomendado pelo Programa Internacional de Segurança Química é de 8 µg/L (SANTOS *et al.*, 2007).

Os danos à saúde causados pela exposição ao mercúrio acabam não sendo bem monitorados pelos serviços de saúde pela falta de treinamento dos profissionais do sistema e sua consequente limitação em distinguir a toxicidade do mercúrio no contexto das doenças endêmicas e mais comuns da região (SANTOS *et al.*, 2000).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. DELINEAMENTO DO ESTUDO

Trata-se de um estudo epidemiológico, observacional, retrospectivo, descritivo e analítico, que consistiu na análise do banco de dados cedido pelo laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana, do Núcleo de Medicina Tropical da Universidade Federal do Pará (UFPA), contendo os níveis de mercúrio em duas comunidades ribeirinhas expostas a este metal no oeste do Pará, cujas coletas foram realizadas em um período de 17 anos (1998 a 2014).

5.2. CRITÉRIOS DE INCLUSÃO E EXCLUSÃO

Foram incluídas na análise as amostras que continham os seguintes dados: sexo, idade e taxa de mercúrio total do indivíduo estudado.

Excluíram-se aquelas em que um destes dados estava ausente.

5.3. RISCOS E BENEFÍCIOS

O risco deste estudo envolve o sigilo das informações contidas no banco de dados cedido pelo laboratório do NMT / UFPA e utilizado para a análise do presente estudo. Todos os dados coletados sobre cada um dos participantes da pesquisa serão

mantidos em caráter confidencial e o resultado da quantificação de Hg total será preservado em sigilo nos termos da legislação vigente. Como parte interessada pela presente proposta, assumo total responsabilidade pelas informações a mim confiadas e garanto a preservação das mesmas, incluindo a identidade de cada indivíduo submetido ao estudo.

Em relação aos benefícios, destaca-se o conhecimento gerado pelo estudo, possibilitando entender o comportamento da contaminação por mercúrio ao longo do tempo em toda essa população tapajônica exposta, independente do sexo e faixa etária. Esses dados visam contribuir para a construção de estratégias profiláticas e demais providências de vigilância dos inúmeros efeitos tóxicos do mercúrio, a fim de minimizar os atuais níveis de exposição e preservar a saúde dos habitantes desta localidade.

5.4. AMOSTRA

Um total de 1.502 (uma mil, quinhentas e duas) amostras foi selecionado do banco de dados utilizado na presente pesquisa. O grupo feminino adulto foi responsável pela maior quantidade de amostras (Figura 18).

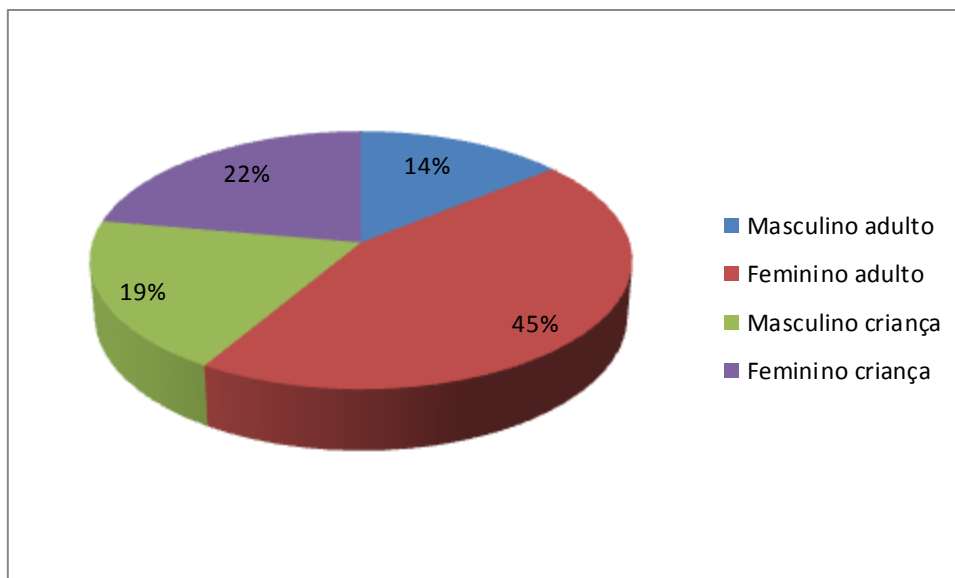


Figura 18. Distribuição percentual das amostras por grupo.

O total de amostras em cada grupo por ano pode ser observada na tabela a seguir:

Tabela 1. Quantitativo de amostras aproveitadas por ano a partir do banco de dados
Quantidade de amostras por ano

	Adulto masc	Adulto fem	Criança masc	Criança fem	TOTAL
1998	24	61	19	13	117
1999	-	14	-	-	14
2000	18	13	-	-	31
2001	21	49	11	12	93
2002	19	31	-	-	50
2003	10	113	66	75	264
2004	-	-	-	-	-
2005	26	71	4	4	105
2006	11	80	17	24	132
2007	24	36	45	56	161
2008	14	32	50	51	147
2009	5	15	19	37	76
2010	-	-	-	-	-
2011	-	-	-	-	-
2012	32	79	7	4	122
2013	8	74	37	40	159
2014	-	-	13	18	31

-: ausência de amostras.

5.5.AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA

A análise foi baseada nos dados obtidos de ribeirinhos em estudos conduzidos pelo Núcleo de Medicina Tropical (NMT) da UFPA, no período de 1998 a

2014. O referido banco de dados apresentava os valores dosimétricos de mercúrio total das populações estudadas, além das seguintes variáveis: sexo, idade e nome de cada participante do estudo.

Foi realizada a estatística descritiva e analítica através da análise de variância pelo teste de Kruskal-Wallis seguido pelo teste pos-hoc de Dunn dos níveis de mercúrio dos adultos e crianças do sexo masculino e feminino. O nível de significância foi de 5%. Foi avaliada a média móvel de cada subgrupo populacional para o intervalo de três anos. Quando na sequência de 3 anos, havia ano que não apresentava dados disponíveis, este foi excluído da média móvel e a média móvel foi calculada com os dados dos demais anos do intervalo temporal com dados disponíveis para o cálculo.

Funções lineares foram ajustadas aos dados com intuito de avaliar a tendência linear da variação da concentração de mercúrio dos diferentes subgrupos.

Além da metodologia utilizada em nossa análise, julgamos circunspeto discorrer sobre os métodos empregados na coleta dos dados, pois embora não tenham feito parte do presente estudo, serviram para a construção do banco de dados que nos foi cedido para esta pesquisa. Os subitens a seguir retratam tais materiais e métodos.

5.6. COMUNIDADES ENVOLVIDAS E POPULAÇÃO ALVO

As comunidades alvo das coletas feita pelo referido laboratório, São Luís do Tapajós e Barreiras (Figura 19), são áreas de elevada carência socioeconômica, situam-se às margens do rio Tapajós e a exemplo de muitas outras populações

ribeirinhas seu intenso consumo de peixe acaba por expô-las de forma demasiada à intoxicação pelo metilmercúrio (BARBIERI & GARDON, 2009; PINHEIRO *et al.*, 2000). Ambas pertencem ao município de Itaituba (PA).

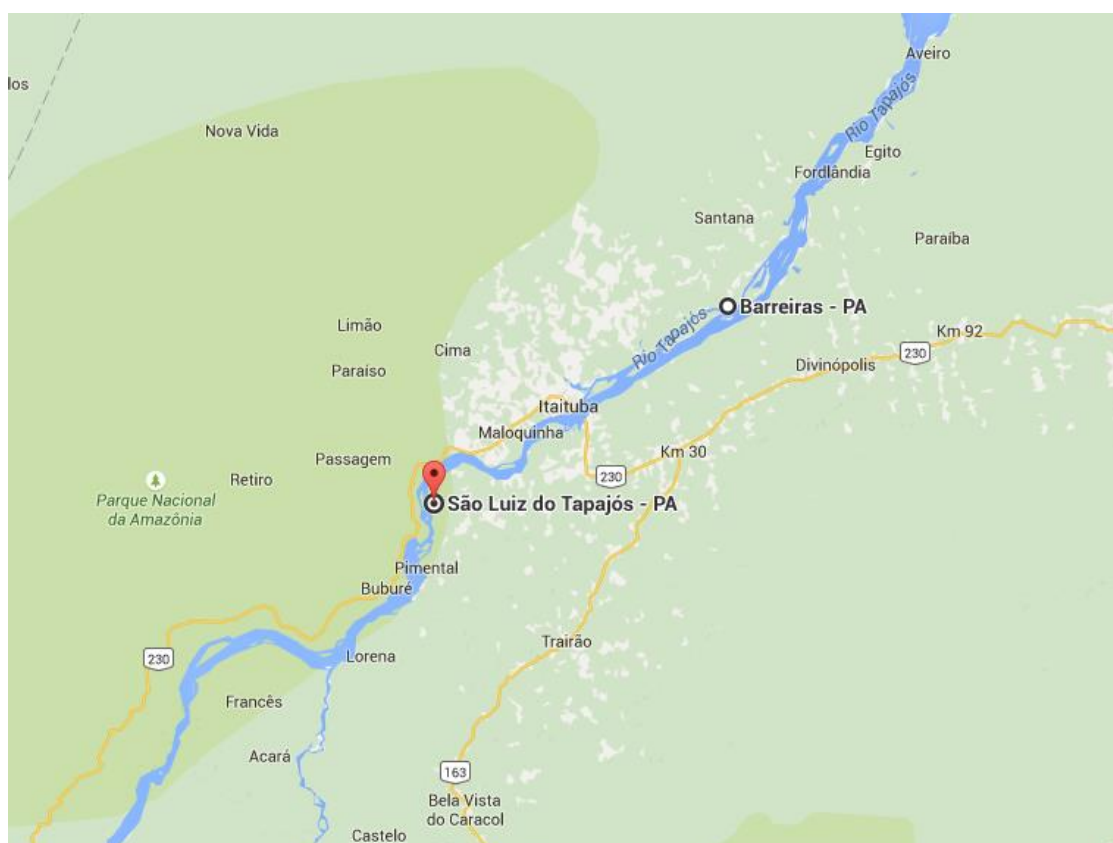


Figura 19. Rio Tapajós e algumas de suas comunidades, entre elas São Luiz do Tapajós e Barreiras. Fonte: Google Maps.

A cidade de Itaituba (Figura 20), sede do município, situa-se no sudoeste paraense, em uma região conhecida como *Zona Fisiográfica do rio Tapajós*, 891 quilômetros distante de Belém em linha reta (quinto município mais afastado da capital, dos 144 municípios do Estado). Ocupa uma área correspondente a 17,7% do Estado, medindo 221.992,977 km² e com uma população municipal geral estimada em 97.443 habitantes, segundo o Censo 2010 do IBGE, onde mais de 70% (70.682 habitantes)

reside na zona urbana. Nela encontra-se uma das maiores reservas de ouro do Pará, inclusive maior em território até mesmo que o Estado de Sergipe, chamada de *Província Aurífera do Tapajós*, que possui uma vasta área de 28.745 km² segundo o Ministério de Minas e Energia. Itaituba é limitada ao norte pelo município de Aveiro, de onde foi desmembrada; ao sul pelas cidades de Jacareacanga e Novo Progresso; ao leste pelos municípios de Altamira, Trairão e Rurópolis; e ao oeste pelo Estado do Amazonas. Sua altitude é de 45 metros e suas coordenadas geográficas são de 04° 16' 34'' de latitude sul e 55° 59' 06'' de longitude oeste.



Figura 20. Vista da entrada da cidade de Itaituba, com acesso pelo rio Tapajós .

Fonte: <http://jamminglobal.com/2010/11/brazil-part-3-the-end-of-the-transamazonica.html>

O rio Tapajós corta a cidade de Itaituba no sentido sul – norte e ao longo de suas margens existem várias comunidades, de diferentes contingentes populacionais, mas que se identificam pela íntima relação com o mesmo e dependem da pesca e agricultura familiar para sua subsistência.

A escolha das comunidades citadas se deu em virtude de estarem em uma zona de influência da atividade de garimpagem do ouro e pelas evidências existentes de intoxicação por mercúrio pelo consumo de peixes contaminados.

São Luís do Tapajós (Figura 21) fica à margem direita do rio Tapajós, a uma distância de 120 km rio acima de Itaituba, sendo o acesso por via fluvial e a viagem durando em torno de 4 horas. Suas coordenadas geográficas são 04° 20' 31'' de latitude sul e 56° 15' 02'' de longitude oeste. A população estimada é de 620 habitantes divididos em 210 domicílios. A base alimentar consiste no pescado da região e a agricultura familiar baseia-se na produção de mandioca.



Figura 21. Vilarejo em São Luís do Tapajós.

Fonte: Disponível em <http://noticias.uol.com.br/cotidiano/ultimas-noticias/2015/02/12/rio-tapajos-ja-sofre-efeitos-de-hidretricas-que-nem-sairam-do-papel.htm>

Já a comunidade de Barreiras (Figura 22) situa-se à margem esquerda do rio Tapajós, a uma distância de 80 km rio abaixo de Itaituba, tendo como coordenadas 04° 05'52'' de latitude sul e 55° 40'59'' de longitude oeste. O acesso por Itaituba é via fluvial, embora exista uma opção de acesso terrestre rodoviário, contudo o mesmo é

deveras precário, com estradas de difícil trafegabilidade, sobretudo no período chuvoso que se estende de janeiro a abril. A população estimada é de 926 habitantes distribuídos em 230 domicílios constituídos ao longo de três ruas e quatro travessas. Nesta comunidade existe apenas uma única escola, a qual oferece o ensino fundamental, sendo o nível médio ofertado por regime modular. A exemplo de São Luís do Tapajós, as principais atividades são a pesca e agricultura de subsistência, sendo o peixe da região uma importante fonte de proteína para a dieta dos ribeirinhos.



Figura 22. Ribeirinhos desembarcando na Vila de Barreiras, às margens do rio Tapajós.
Fonte: disponível em http://br.worldmapz.com/photo/5431_en.htm

5.7. ASPECTOS ÉTICOS

Toda a etapa de coleta de dados foi realizada pela equipe de pesquisadores do Laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana, da Universidade Federal do Pará, e obedeceu aos princípios éticos normatizados pelas Diretrizes e Normas de Pesquisa em Seres Humanos (Resolução 196/96) do Conselho Nacional de Saúde / Ministério da Saúde.

Para que fosse possível a execução das coletas, vários projetos foram avaliados pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Núcleo de Medicina Tropical da UFPA, todos eles obtendo parecer favorável.

Os responsáveis por todos os menores envolvidos nos projetos foram informados sobre os objetivos e procedimentos que foram realizados. Todos os menores que participaram das pesquisas vieram acompanhados do consenso por escrito de seus responsáveis legais.

5.8. SUJEITOS

Para determinar os níveis de mercúrio nas comunidades foram selecionados os indivíduos de acordo com os seguintes critérios:

- grupo – adultos (adolescentes, adultos jovens e idosos): idade a partir de 13 anos, tempo de residência na localidade maior que 01 ano e que tenham concordado em participar da pesquisa. Foram excluídos os habitantes que permaneciam

mais tempo fora da comunidade por ocasião de suas atividades ocupacionais ou acadêmicas;

- grupo – crianças (lactentes e crianças): idade inferior a 13 anos, tempo de residência da mãe na comunidade igual ou superior a 03 anos. Foram excluídas crianças com doenças crônicas ou inflamatórias sistêmicas, crianças em uso de medicação imunossupressora e crianças cujas mães estivessem impossibilitadas de prestar informações.

As crianças foram recrutadas através do convite direto ao responsável e aqueles que permitiram a participação no estudo foram esclarecidos de todo o procedimento, bem como seus riscos e benefícios. Aqueles que estavam de total acordo assinaram um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (APÊNDICE 1 - modelo) que permitiram a utilização dos dados coletados nesta pesquisa.

5.9. DADOS COLETADOS

Para a coleta dos dados a referida equipe elaborou formulários específicos para a obtenção das informações pertinentes, tais como: sexo, idade, tempo de residência no local, frequência de consumo semanal de peixe, localidade do estudo, mês e ano da coleta de amostra de cabelo, e nível de mercúrio na amostra de cabelo coletada. Entretanto, as variáveis utilizadas para a presente análise foram apenas o sexo, idade e a taxa de mercúrio total.

5.10. COLETA DA AMOSTRA

Para determinação de mercúrio total a equipe do laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana obteve cerca de 5 g de cabelo de cada voluntário, retiradas de três partes diferentes do couro cabeludo, a uma distância de 1 cm da inserção no mesmo, cortados com tesoura de aço inoxidável. Tais amostras de cabelo foram armazenadas em envelopes de papel devidamente identificados (localidade, município, nome, idade, data da coleta e número do formulário) para transporte até o Laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana do Núcleo de Medicina Tropical (NMT) da Universidade Federal do Pará (UFPA), onde então foram analisadas.

5.11. ANÁLISE DAS AMOSTRAS

Após a coleta, a referida equipe procedeu da seguinte forma com as amostras obtidas: primeiramente as amostras de cabelo foram lavadas com detergente neutro e em seguida enxaguadas de forma intensa com água deionizada para retirada do detergente aplicado. Além disso, o cabelo era lavado mais duas vezes com 03 ml de acetona, sendo colocado para secar à temperatura ambiente. Por fim, essas amostras de cabelo eram picotadas em cortes menores que 02 mm com tesoura de aço inoxidável e transferidas para frascos de vidro previamente lavados com permanganato de potássio a 5%.

As amostras coletadas em 1998 foram analisadas no Laboratório Internacional de Mercúrio, no Japão, sendo que nos demais anos a análise foi realizada no Laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana, do Núcleo de Medicina Tropical, da UFPA.

O procedimento utilizado para a quantificação de mercúrio total nestas amostras de cabelo foi o método da combustão, seguida da espectrofotometria de absorção atômica sem chamas, com amalgamação em lâmina de ouro e emprego do monitor analisador de mercúrio da *Nippon Instrument Corporation* - Tokio (Japão), modelo SP-3D, denominado comercialmente como *Mercury Analyser*. Este método consiste em mineralizar a amostra de cabelo em forno fechado a 800 °C, sendo que o vapor de mercúrio liberado deste processo sofre amalgamação em lâminas de ouro, com posterior lavagem e transferência para um detector com comprimento de onda fixo em 254,7 nm. Através de padrão certificado de cálculo, IAEA 085 Referência Padrão Internacional (> 95%), foram verificadas a acurácia e precisão dessas medidas.

6. RESULTADOS

6.1. CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE MERCÚRIO NO PERÍODO DE 1998 A 2014

Considerando todos os anos de coleta do presente estudo (de 1998 a 2014), a análise dos níveis médios de mercúrio mostrou diferenças significativas na comparação entre adultos e crianças ($p < 0,05$). Os grupos adultos masculinos e femininos apresentaram maiores valores médios de concentração de mercúrio ($14,41 \pm 10 \mu\text{g/g}$, $11,6 \pm 8,6 \mu\text{g/g}$, respectivamente) que os grupos infantis ($p < 0,05$). Não houve diferença estatística nos valores de concentração média de mercúrio entre os grupos de crianças ($p > 0,05$), sendo crianças masculino: $9,59 \pm 9,05 \mu\text{g/g}$, e crianças feminino: $9,4 \pm 9,59 \mu\text{g/g}$. A Figura 23 mostra a comparação dos valores médios dos grupos estudados para todos os anos no intervalo de 1998 a 2014, sendo que a linha horizontal vermelha representa o nível de $10 \mu\text{g/g}$.

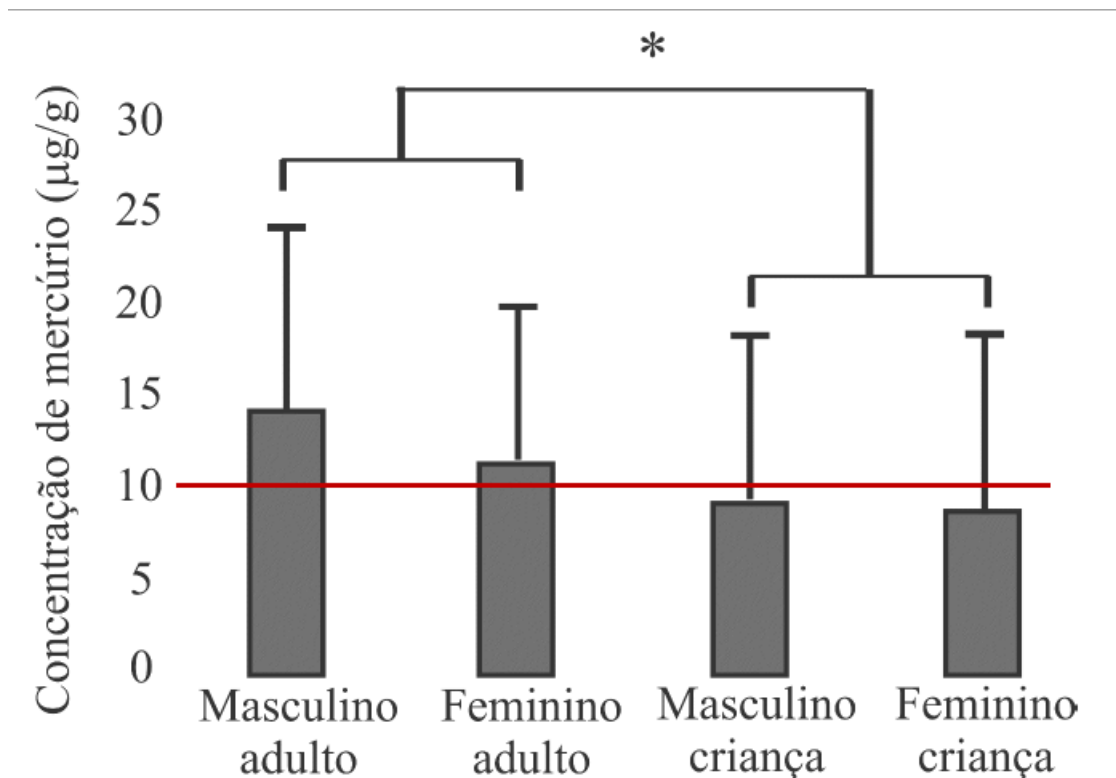


Figura 23. Concentração média de mercúrio nos quatro grupos estudados entre 1998 e 2014. *, $p < 0,05$.

6.2. EVOLUÇÃO TEMPORAL DOS VALORES DE CONCENTRAÇÃO DO MERCÚRIO NAS POPULAÇÕES TAPAJÔNICAS NO PERÍODO DE 1998 A 2014

A média móvel dos níveis de mercúrio no grupo masculino adulto sempre mostrou valores superiores ao grupo feminino adulto, com a exceção do ano de 2010. Ambos os grupos de adultos apresentaram duas fases de variação da concentração dos valores de mercúrio ao longo o período estudado: uma fase de discreta elevação dos níveis de concentração do metal e outra de rápido declínio destes níveis (Figura 24).

O grupo de adultos do sexo masculino apresentou um aumento discreto dos valores dos níveis de mercúrio durante os anos de 1998 a 2007 (9 anos de intervalo), seguido por um declínio da exposição entre os anos de 2007 e 2013. Assim

como os homens, o grupo de adultos do sexo feminino também teve um discreto aumento dos valores de concentração de mercúrio entre os anos de 1998 e 2004 (6 anos de intervalo), seguido por um declínio dos valores de exposição do mercúrio entre os anos de 2004 e 2013.

Se considerarmos desde o momento de início do declínio dos valores de concentração de mercúrio (destacado pelas setas vermelhas na Figura 24), o grupo dos adultos do sexo masculino apresentou uma reta com inclinação de $-0,74 \mu\text{g/g/ano}$ (reta verde na Figura 24). Em 2007, início da fase de declínio, o grupo masculino adulto apresentou a média móvel dos últimos 3 anos de $16,61 \mu\text{g/g}$, enquanto que em 2013 os valores da média móvel foram de $11,23 \mu\text{g/g}$. O grupo dos adultos do sexo feminino apresentou uma reta com inclinação de $-0,69 \mu\text{g/g/ano}$ (reta roxa na Figura 24). Em 2004, início da fase de declínio do grupo, as mulheres de idade adulta apresentaram média móvel dos últimos 3 anos de $13,92 \mu\text{g/g}$ e em 2013 os valores foram de $7,04 \mu\text{g/g}$.

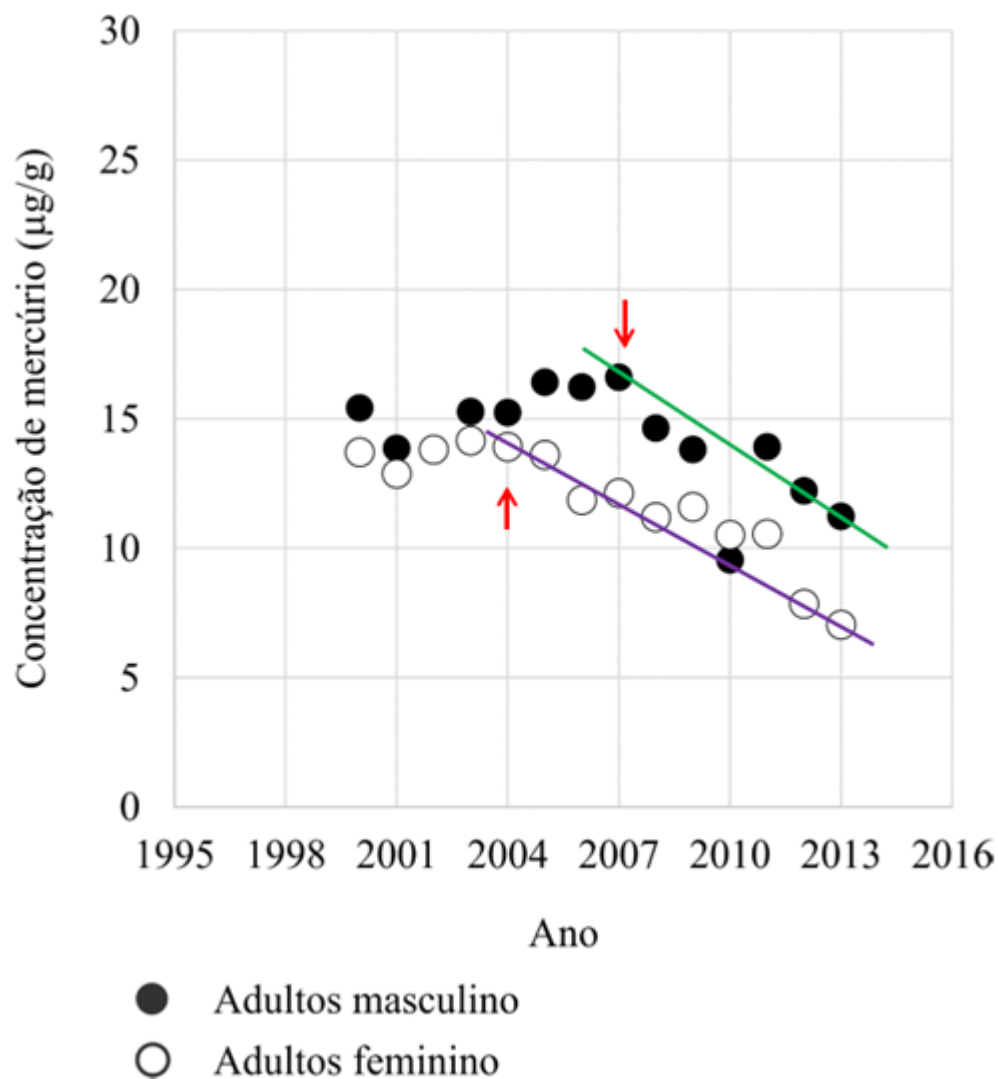


Figura 24. Média móvel dos níveis de mercúrio ao longo do tempo nos grupos dos adultos.

A evolução temporal dos valores da média móvel dos grupos das crianças (masculino e feminino) apresentou um decréscimo ao longo dos anos estudados. O grupo das meninas apresentou um declínio com inclinação de $-0,8 \mu\text{g/g/ano}$ (reta rosa na Figura 25), enquanto o grupo dos meninos apresentou um declínio com inclinação de $-0,53 \mu\text{g/g/ano}$ (reta azul na Figura 25). Os valores da média móvel do grupo das meninas em 2001 foi de $15,42 \mu\text{g/g}$ e em 2014 foi $3,83 \mu\text{g/g}$, enquanto os valores dos meninos para os mesmos anos foram de $12,96 \mu\text{g/g}$ e $5,95 \mu\text{g/g}$, respectivamente (Figura 25). Em ambos os grupos parece haver uma tendência para

estabilização dos valores da média móvel, sobretudo no grupo das meninas, onde essa tendência ocorreu nos últimos três anos de análise (2012 a 2014), enquanto no dos meninos se deu apenas nos dois últimos anos (2013 e 2014), conforme observado no destaque feito na Figura 25 com o triângulo pontilhado de vermelho.

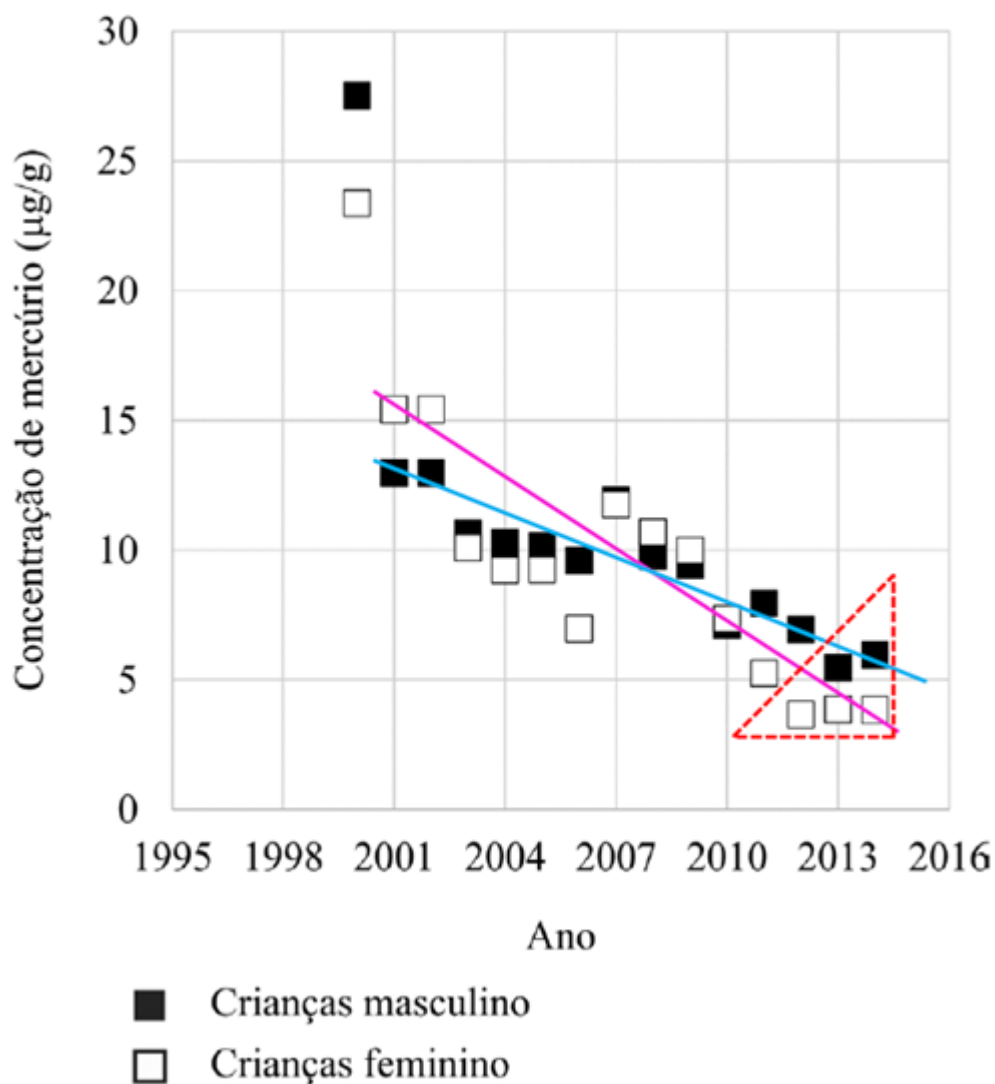


Figura 25. Média móvel dos níveis de mercúrio ao longo do tempo nos grupos das crianças .

7. DISCUSSÃO

Esta análise mostra que os adultos do sexo masculino constituem um grupo vulnerável à exposição por mercúrio na região da bacia do rio Tapajós. Quando comparados ao grupo dos adultos do sexo feminino e principalmente ao grupo das crianças, tanto masculino quanto feminino, os homens apresentaram uma média mais elevada de níveis de mercúrio no cabelo ao longo dos 17 anos de pesquisa, sendo o único grupo a permanecer com os níveis acima do considerado como seguro pela OMS ao final do estudo. Além disso, ainda levando em consideração essa comparação entre tais grupos, os adultos do sexo masculino apresentaram uma maior demora para iniciar o processo de decréscimo nos níveis de mercúrio em função do tempo (somente a partir de 2007), bem como uma possível tendência a estabilizar tais níveis em valores mais elevados.

Tanto quanto sabemos, este é o primeiro estudo a descrever e comparar a evolução temporal da contaminação por mercúrio de ambos os gêneros e diferentes grupos etários, separando-os didaticamente em quatro grupos: adultos masculino, adultos feminino, crianças masculino e crianças feminino. De uma forma geral, é possível observar que o oeste do Pará, região marcada pela presença do rio Tapajós, constitui uma área onde as comunidades estão expostas à contaminação por mercúrio, considerando os níveis elevados deste metal no organismo dos habitantes locais (AKAGI *et al.*, 1995a; PASSOS & MERGLER, 2008; PINHEIRO *et al.*, 2008), principalmente nos vilarejos mais próximas de onde existia atividade garimpeira (PINHEIRO *et al.*, 2005, 2006, 2007).

Como já haviam sido comprovados os elevados níveis de contaminação por mercúrio nas comunidades ribeirinhas da bacia do Tapajós em estudos anteriores, Harada *et al.* (2001) nem sequer se preocuparam em dosar tais quantidades quando estudaram os efeitos clínicos e subclínicos desta exposição, evidenciando a segurança deste grupo de autores em afirmar, baseados em evidências, o quão comprometidas estão tais populações (Figura 26) quanto à intoxicação por mercúrio.



Figura 26. Família de comunidade do rio Tapajós evidenciando consumo de peixe.

Fonte: disponível em <http://www.imow.org/exhibitions/women-power-and-politics/environment/measuring-mercury>

Nossos achados confirmaram os de estudos prévios onde foram identificados nos adultos níveis acima do estabelecido pela OMS como seguro à saúde humana, ou seja, 10 µg/g de cabelo (FILLION *et al.*, 2000; PINHEIRO *et al.*, 2000; HARADA *et al.*, 2001). Entre a população infantil, as comunidades estudadas também parecem apresentar níveis bem mais elevados quando comparados a populações não expostas, como também já demonstrado (AMORAS, 2011).

Todavia, é possível identificar através de nossa análise uma diferença significativa dos níveis de exposição entre adultos e crianças ao considerar uma evolução temporal de 17 anos a partir de 1998, o que ainda não havia sido possível avaliar nos estudos desenvolvidos até então (BARBOSA & DOREA, 1998; GRANJEAN *et al.*, 1999; PINHEIRO *et al.*, 2000, 2007, 2008; SA *et al.*, 2006). Os níveis de mercúrio que encontramos na população adulta até 2004 estavam em torno de 15 µg/g, condizendo com algumas pesquisas já desenvolvidas (PINHEIRO *et al.*, 2005, 2007, 2008; FILLION *et al.*, 2009; GROTTTO *et al.*, 2010), mas abaixo do valor de 20 µg/g encontrado por muitos autores previamente (AKAGI *et al.*, 1995a; MALM *et al.*, 1995; GRANDJEAN *et al.*, 1999; HARADA *et al.*, 2001).

De qualquer forma constata-se claramente uma tendência temporal a redução dos níveis de mercúrio estatisticamente significativa em todos os grupos, o que nos levou a identificar uma função linear decrescente em se tratando de exposição ao mercúrio orgânico ao longo do tempo nesta população tapajônica. A referida tendência não fora observada por Pinheiro *et al.* (2012), mas já havia sido cogitada isoladamente em alguns trabalhos (PASSOS *et al.*, 2003; BAHIA *et al.*, 2004; CORVELO *et al.*, 2014, MARINHO *et al.*, 2014).

As novidades mostradas aqui dizem respeito ao fato das crianças terem um comportamento semelhante entre si (meninos e meninas), sempre apresentando uma queda dos níveis de Hg ao longo do tempo e com uma possível tendência à estabilização nos últimos anos em valores de 5 µg/g; ao fato das mulheres terem tido uma queda desses níveis a partir de 2004 e terem conseguido reduzi-los de valores tóxicos a valores não tóxicos; e principalmente ao fato dos homens só terem mostrado um declínio dos níveis de Hg a partir de 2007 e, portanto, ainda evidenciando uma média de contaminação acima do estabelecido pela OMS como arriscado à saúde humana.

Como a exposição ao mercúrio orgânico na Amazônia está relacionada ao elevado consumo de peixe na região (AKAGI *et al.*, 1995a; MALM *et al.*, 1995; LEBEL *et al.*, 1998; GRANDJEAN *et al.*, 1999; SANTOS *et al.*, 2000; HARADA *et al.*, 2001; PINHEIRO *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2008, 2012; PASSOS & MERGLER, 2008; COSTA *et al.*, 2008; FILLION *et al.*, 2009) e essa exposição crônica a baixos níveis de mercúrio gera danos à saúde por induzir a neurotoxicidade e sintomas neurocomportamentais subclínicos (AMORIM *et al.*, 2000; DOURSON *et al.*, 2001; CARTA *et al.*, 2003; AUGER *et al.*, 2005; CRESPO-LOPEZ *et al.*, 2007, 2009), nota-se a necessidade de se manter tais populações sob sistema rigoroso de vigilância em saúde (PINHEIRO *et al.*, 2012), sobretudo o grupo identificado neste estudo como de risco (adultos masculino).

Vale ressaltar que AKAGI *et al.* (1995b) também demonstraram que os trabalhadores no ramo de mineração residentes nestas localidades estavam contaminados tanto com metilmercúrio quanto com mercúrio inorgânico, sugerindo uma intoxicação direta por inalação do vapor de mercúrio durante a queima da amálgama Hg-Au por ocasião da atividade de garimpagem. Posteriormente, foi relatado que nos assentamentos de garimpos de ouro não era mais comum o consumo de peixes, justamente pela crença de que os mesmos estariam contaminados por mercúrio (KLIGERMAN *et al.*, 2001).

Nos últimos anos os habitantes destes vilarejos às margens do rio passaram a ter acesso a mais opções de alimentos, que não somente aos produzidos por eles mesmos ou adquiridos em suas pescarias (MACHADO, 2013). Assim sendo, a ocorrência de uma queda constante dos níveis de mercúrio entre as crianças, bem como a média alcançada pelas mulheres nos últimos anos da pesquisa (abaixo de 10 µg/g), indica uma modificação nos hábitos alimentares destes grupos, uma vez que menos de

10% das crianças destas comunidades se alimentava de frango, menos de 30% consumia carne bovina e mais de 82% delas comia peixe todos os dias (AMORAS, 2011). Tal mudança na dieta não foi acompanhada, na mesma intensidade, pelo grupo dos homens, o que nos gera uma constante preocupação, pois a mesma é imprescindível para a redução dos níveis do metal no organismo e consequente profilaxia dos agravos à saúde.

Além da disponibilidade de uma variedade maior de alimentos, tais como carne, frutas e verduras, a evolução tecnológica com o acesso à internet e a conscientização da população por parte das equipes de projetos de pesquisa, associada também às políticas públicas de educação em saúde de uma forma geral, entre outros fatores, foram fundamentais para essa mudança dos hábitos alimentares de boa parte dos nativos dessa região. Hábitos de vida inerentes à cultura regional, sobretudo os que dizem respeito à alimentação, como principalmente o consumo frequente de peixe, foram paulatinamente sendo substituídos por práticas mais saudáveis e seguras à saúde humana (SCHUBER & MORAES, 2015).

Tal modificação de comportamento afetou de forma distinta a concentração de mercúrio em homens, mulheres e crianças destas comunidades, pelo simples fato destes grupos apresentarem hábitos de vida distintos entre si (Figura 27), apesar da análise dessa população até 2010, envolvendo adultos de ambos os sexos, não ter mostrado diferença significativamente estatística na carga de mercúrio total do cabelo destes sujeitos ao longo de 17 anos (PINHEIRO *et al.*, 2012). Na realidade, o referido estudo evidenciou apenas um nível de mercúrio mais elevado que o recomendado pela OMS durante todo esse período. Contudo, vale destacar que foram avaliados apenas adultos e que a amostra não foi analisada separadamente por sexo, sem contar que os dados limitam-se a um período que culmina em 2010.

Por outro lado, a avaliação temporal de mulheres em idade reprodutiva ao longo de 14 anos (1999 – 2012) já observou uma tendência à queda nestes níveis de contaminação, o que não afastou ainda o risco à reprodução e à saúde humana, uma vez que ao final do estudo mais de 20% dessas mulheres ainda apresentavam uma taxa superior a 10 µg/g (CORVELO *et al.*, 2014). Não havia relatos anuais da exposição ao mercúrio em crianças desta região, embora Marinho *et al.* (2014) tenham comparado seus resultados de 2013-2014 com dados de Pinheiro *et al.* (2007) e Grandjean *et al.* (1999), identificando uma tendência de diminuição nos níveis de exposição das crianças, sem a divisão deste grupo por gênero.



Figura 27. Diferença nos hábitos diários dos integrantes das famílias ribeirinhas da bacia do Tapajós. Rotina do homem: pesca (A e B). Rotina da mulher e crianças: atividades domésticas e escolares (C e D). Fonte: disponível em <http://rederionegro.socioambiental.org/agregator/categorias/1?page=4>, <http://www.naturezafotos.org/artigos/2010/10/25/amazonia-conservacao-da-biodiversidade-e-comunidades-tradicionais/> e <http://reporterbrasil.org.br/2015/07/governo-expulsa-da-floresta-comunidades-que-mais-preservam-a-floresta/>

As mulheres tendem a ser as responsáveis pelos afazeres do lar e por cuidar dos filhos, passando mais tempo em casa com estes. Já o homem passaria a maior parte do tempo fora de casa, trabalhando, muitos deles na própria atividade de pesca. Isso faria com que as mulheres e crianças tivessem mais contato com profissionais de saúde e integrantes de projetos de pesquisa que costumam orientar quanto aos malefícios do consumo do peixe naquela região. Além disso, poderiam também se beneficiar melhor das modificações estruturais ocorridas na região, com a abertura de novas vias de escoamento, por exemplo, que possibilitou o acesso de mercadorias oriundas de outros locais, sobretudo alimentos diversos tais como frutas, carne vermelha, etc. (MACHADO, 2013; SCHUBER & MORAES, 2015). Isso poderia explicar o comportamento decrescente nas taxas de contaminação das mulheres e principalmente das crianças, visto que um maior consumo de frutas tropicais (banana, laranja, ingá, etc.) está associado a uma menor acumulação de mercúrio no organismo (PASSOS *et al.*, 2003, 2007a, 2007b, 2008).

Essa resistência por parte do grupo de adultos masculino também parece estar relacionada a um estilo de vida mais tradicional que os homens levam quando comparados às mulheres e crianças. Os achados de Fillion *et al.* (2009) indicam que tal estilo de vida se baseia, entre outros fatores, numa ingestão diária e consumo elevado de peixes, sendo que isto teria uma associação com uma percepção de melhor qualidade de vida.

Considerando que os decaimentos dos níveis de mercúrio dos grupos adultos masculino e feminino mantenham a mesma tendência dos últimos anos, podemos fazer uma predição de quando os níveis de mercúrio estariam em torno de 5 $\mu\text{g/g}$, ou seja, próximo aos níveis nos quais as crianças parecem ter estabilizado. Sendo assim, fazendo a extrapolação da função linear do decaimento dos níveis médios de

mercúrio para homens e mulheres, observamos que eles atingiriam o valor de $5 \mu\text{g/g}$ no final de 2020 e no início de 2017, respectivamente (Figura 28).

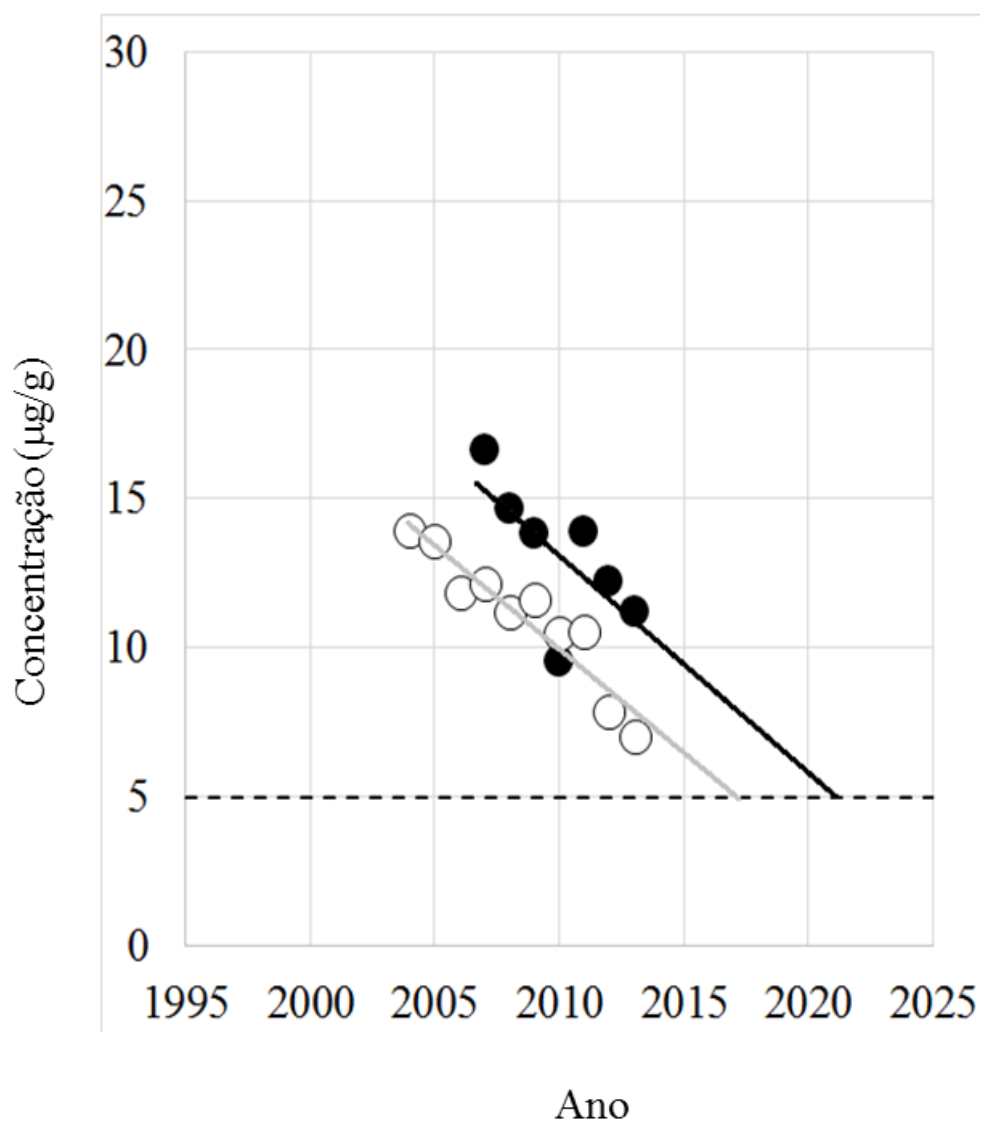


Figura 28. Extrapolação da função linear obtida pela média móvel dos níveis de mercúrio no grupo dos adultos ao longo do tempo.

Tudo isso nos leva a concluir a importância de sempre avaliar fatores que vão além da influência da exposição ocupacional ou da susceptibilidade individual, mas que envolvam o estilo de vida relacionado ao sexo e idade dos indivíduos, como já fora

muito bem destacado por Pinheiro *et al.*, (2008). Por fim, enfatizamos a necessidade identificada no presente estudo de se concentrar as políticas públicas de ação em saúde, as ações educativas dos programas de atenção básica de saúde e os esforços dos grupos de pesquisa **no grupo masculino adulto**, alertando estes homens quanto aos resultados das pesquisas desenvolvidas até o momento e educando-os com protocolos de prevenção da intoxicação por mercúrio, em especial quanto à redução no consumo do peixe (substituindo-o por outras fontes de proteína) e na prática da ingestão regular de frutas tropicais (NEVADO *et al.*, 2010).

8. CONCLUSÕES

Conclui-se que o grupo dos homens (adultos) possui um maior risco para a exposição ao mercúrio na região do oeste paraense (bacia do rio Tapajós). Foi possível demonstrar que a função que melhor descreve a variação da concentração de mercúrio nessa população como um todo ao longo do tempo é uma função linear decrescente. Todavia, apenas as mulheres, meninos e meninas já conseguiram obter uma redução desses níveis para valores não tóxicos, mesmo apresentando algumas diferenças em relação à velocidade e período de início desta redução.

A hipótese para este acontecimento reside num estilo de vida mais tradicional, bem como na rotina de trabalho destes homens, o que pode interferir no grau de exposição destes ao mercúrio.

Estes dados revelam a necessidade de se estabelecer uma intensificação das políticas públicas de ação em saúde destinada exclusivamente aos homens desta região. Tal medida deve proporcionar uma redução no consumo de peixe por parte destes sujeitos, a fim de preservar a saúde desta população como um todo.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHA, D.; IÑIGUEZ, V.; ROULET, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; LUNA, R.; ALANOCA, L.; SANCHEZ, S. Sulfate-reducing bacteria in floating macrophyte rhizospheres from an amazonian floodplain lake in bolivia and their association with Hg methylation. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, p. 7531-7535, 2005.

AGENCIA NACIONAL DAS AGUAS. **Região Hidrográfica Amazônica**: A maior do mundo em disponibilidade de água. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/amazonica.aspx>>. Acesso em: 20 ago. 2015.

AKAGI, H.; MALM, O.; KINJO, Y.; HARADA, M.; BRANCHES, F.J.P.; PFEIFFER, W.C.; KATO, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 175, p. 85-95, 1995.

AKAGI, H., MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; KINJO, Y.; KASHIMA, Y.; GUIMARAES, J. R. D.; OLIVEIRA, R. B.; HARAGUCHI, K.; PFEIFFER, W. C.; TAKIZAWA, Y.; KATO, H. Human exposure to mercury due to goldmining in the Tapajos river basin, Amazon, Brazil: speciation of mercury in human hair, blood and urine. **Water, Air and Soil Pollution**. v. 80, p. 85-94, 1995.

ALMEIDA, S. S.; VIEIRA, J. L. F.; PINHEIRO, M. C. N.; FREITAS JUNIOR, J. A. B.; RIBEIRO, D. R. G.; AZEVEDO, A. A.; FERREIRA, M. N. Concentração de mercúrio total em peixes consumidos pela população amazônica. In: III Encontro da ANPPAS, maio 2006, Brasília – DF.

ALMEIDA, S. S. de. **Marcadores imunossorológicos na exposição mercurial na região amazônica**. 2007. 82 f. Dissertação (Mestrado em Patologia das Doenças Tropicais) – Núcleo de Medicina Tropical, Universidade Federal do Pará, Belém, 2007.

ALPERS, C. N.; HUNERLACH, M. P.; MAY, J. T.; HOTHEM, R. L. Mercury contamination from historical gold mining in california. **Publications of the US Geological Survey**, Nebraska, v. 3014, 2005.

AMORAS, W. W. **Interferentes bio-sócio-ambientais na exposição ao mercúrio em crianças ribeirinhas de diferentes regiões da Amazônia.** 2011. 103 f. Tese (Doutorado em Doenças Tropicais) – Núcleo de Medicina Tropical, Universidade Federal do Pará, Belém, 2011.

AMORIM, M. I. M.; MERGLER, D.; BAHIA, M. O.; DUBEAU, H.; MIRANDA, D.; LEBEL, J.; BURBANO, R. R.; LUCOTTE, M. Cytogenetic damage related to low levels of methylmercury contamination in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, p. 497-507, 2000.

AUGER, N.; KOFMAN, O.; KOSATSKY, T.; ARMSTRONG, B. Low-level methylmercury exposure as a risk factor for neurologic abnormalities in adults. **Neuro Toxicology**, v. 26, p. 149-157, 2005.

AZEVEDO, F. A. Dinâmica ambiental e riscos do mercúrio. **TECBAHIA R. Baiana Tecnol.**, v. 1, p. 32-48, 1993.

AZEVEDO, F. A.; NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. (Caderno de Meio Ambiente) Aspectos atualizados dos riscos toxicológicos do mercúrio. **TECBAHIA R. Baiana Tecnol.**, v. 16, p. 87-104, 2001.

BAHIA, M. O.; CORVELO, T. C.; MERGLER, D.; BURBANO, R. R.; LIMA, P. D. L.; CARDOSO, P. C. S.; LUCOTTE, M.; AMORIN, M. I. M. Environmental biomonitoring using cytogenetic endpoints in a population exposed to mercury in the Brazilian Amazon. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 44, p. 346-349, 2004.

BAKIR, F.; DAMLUJI, S. F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTADHA, M.; KHALIDI, A.; AL-RAWI, N. Y.; TIKRITI, S.; DHAHIR, H. I.; CLARKSON, T. W.; SMITH, J. C.; DOHERTY, R. A. Methylmercury poisoning in Iraq. **Science**, v. 181, p. 230-241, 1973.

BARBIERI, F.L.; GARDON, J. Hair mercury levels in Amazonian populations: spatial distribution and trends. **International Journal of Health Geographics**, La Paz, v. 8, p. 1-20, 2009.

BARBOSA, A.C.; DOREA, J.G. Indices of mercury contamination during breast feeding in the Amazon Basin. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, Brasília, v. 6, p. 71-79, 1998.

BERTOSSI, M.; GIROLAMO, F.; ERREDE, M.; VIRGINTINO, D.; ELIA, G.; AMBROSI, L.; RONCALI, L. Effects of methylmercury on the microvasculature of the developing brain. **Neuro Toxicology**, v. 25, p. 849-857, 2004.

BEUTER, A.; EDWARDS, R. Tremor in cree subjects exposed to methylmercury: a preliminary study. **Neurotoxicology and Teratology**, v. 20, p. 581-589, 1998.

BOSE-O'REILLY, S.; MCCARTY, K. M.; STECKLING, N.; LETTMEIER, B. Mercury exposure and children's health. **Current Problems in Pediatrics and Adolescent Health Care**, v. 40, p. 186-215, 2010.

BRABO, E. S.; SANTOS, E. O.; JESUS, I. M.; MASCARENHAS, A. F.; FAIAL, K. F. Mercury levels in fish consumed by the Sai Cinza indigenous community, Munduruku Reservation, Jacareacanga County, State of Pará, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 15, p. 325-331, 1999.

BRADBERRY, S. Mercury. **Medicine**, Birmingham, v. 35, p. 632, 2007.

BROUSSARD, L. A.; HAMMETT-STABLER, C. A.; WINECKER, R. E.; ROPEROMILLER, J. D. The toxicology of mercury. **Laboratory Medicine**, v. 33, p. 614-625, 2002.

CAHETE, F. L. S. **A extração de ouro na Amazônia e suas implicações para o meio ambiente**. NAEA/UFPA, 1999. Disponível em: <<http://www.periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/viewFile/14/13>>. Acesso em: 21 ago. 2015.

CAMARA, V. M.; SILVA, A. P.; CANCIO J. **Contaminação ambiental por mercúrio metálico na região amazônica: subsídios pra um programa de vigilância para as populações expostas**. 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvstox/e/fulltext/etext06/camcap04.html>>. Acesso em: 22 ago. 2015.

CARTA, P.; FLORE, C.; ALINOVI, R.; IBBA, A.; TOCCO, M. G.; ARU, G.; CARTA, R.; GIREI, E.; MUTTI, A.; LUCCHINI, R.; RANDACCIO, F. S. Sub-clinical neurobehavioral abnormalities associated with low level of mercury exposure through fish consumption. **Neuro Toxicology**, v. 24, p. 617-623, 2003.

CARDOSO, T. P.; MARSICO, E. T.; MEDEIROS, R. J.; TORTELLY, R.; SOBREIRO, L. G. Mercury level and histopathologic analysis of muscle, kidney and brain of largehead hairtail (*Trichiurus lepturus*) collected in Itaipu Beach, Niterói, Rio de Janeiro, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, p. 540-546, 2009.

CLARKSON, T. W.; MAGOS, L.; MYERS, G. J. The toxicology of mercury – current exposures and clinical manifestations. **The New England Journal of Medicine**, v. 349, p. 1731-1737, 2003.

CLARKSON, T. W.; MAGOS, L. The toxicology of mercury and its chemical compounds. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 36, p. 609-662, 2006.

CLIFFORD, M. J. Future strategies for tackling mercury pollution in the artisanal gold mining sector: Making the Minamata Convention work. **Futures**, v. 62, p. 106-112, 2014.

CORVELO, T. C. O.; OLIVEIRA, E. A. F.; PARIJÓS, A. M.; OLIVEIRA, C.S.B.; SOCORRO, P. L. R.; ARAÚJO, A. A.; COSTA, C. A.; SILVEIRA, L. C. L.; PINHEIRO, M. C. N. Monitoring mercury exposure in reproductive aged women inhabiting the Tapajós river Basin, Amazon. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 92, p. 1469-1482, 2014.

COSTA, G. M.; ANJOS, L. M.; SOUZA, G. S.; GOMES, B. D.; SAITO, C. A.; PINHEIRO, M. C. N.; VENTURA, D. F.; SILVA FILHO, M.; SILVEIRA, L. C. L. Mercury toxicity in Amazon gold miners: Visual dysfunction assessed by retinal and cortical electrophysiology. **Environmental Research**, v. 107, p. 98-107, 2008.

COUNTER, S. A., BUCHANAN, L. H. Mercury exposure in children: a review. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 198, p. 209-230, 2004.

COUTO, R. C. S.; CAMARA, V. M.; SABROZA, P. C. Intoxicação mercurial: resultados preliminares em duas áreas garimpeiras – PA. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 4, p. 301-315, 1988.

CRESPO-LOPEZ, M. E.; AS, A. L.; HERCULANO, A. M.; BURBANO, R. R.; NASCIMENTO, J. L. M. Methylmercury genotoxicity: a novel effect in human cell lines of the central nervous system. **Environment International**, v. 33, p. 141-146, 2007.

CRESPO-LOPEZ, M. E.; MACEDO, G. L.; PEREIRA, S. I. D.; ARRIFANO, G. P. F.; PICANÇO-DINIZ, D. L. W.; NASCIMENTO, J. L. M.; HERCULANO, A. M. Mercury and human genotoxicity: Critical considerations and possible molecular mechanisms. **Pharmacological Research**, v. 60, 212-220, 2009.

DOLBEC, J.; MERGLER, D.; SOUSA PASSOS, C. J.; SOUSA DE MORAIS, S.; LEBEL, J. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. **International Archives of Occupational and Environmental Health**, v. 73, p. 195-203, 2000.

DOREA, J. G. Fish are central in the diet of Amazonian riparians: should we worry about the mercury concentrations? **Environmental Research**, v. 92, p. 232-244, 2003.

DOREA, J. G.; DONANGELO, C. M. Early (in uterus and infant) exposure to Mercury and lead. **Clinical Nutrition**, v. 25, p. 369-376, 2006.

DOREA, J. G. Risks of mercury exposure related to gestational fish consumption: Beyond the sea. **Reproductive Toxicology**, v. 28, p. 113-114, 2009.

DOREA, J. G. More on low-level non-occupational mercury exposure and health concerns. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2008-2009, 2010.

DOURSON, M. L.; WULLENWEBER, A. E.; POIRIER, K. A. Uncertainties in the reference dose of methylmercury. **Neuro Toxicology**, v. 22, p. 677-689, 2001.

EKINO, S.; SUSAKI, M.; NINOMIYA, T.; IMAMURA, K.; KITAMURA, T. Minamata Disease revisited: An update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. **Journal of the Neurological Sciences**, v. 262, p. 131-144, 2007.

ENVIRONMENTAL HEALTH PERSPECTIVES. **A diet rich in fish**. v. 111, 2003.

ENVIRONMENTAL HEALTH PERSPECTIVES. **The Minamata convention of mercury**. v. 121, 2013.

ETO, K. Minamata Disease. **Neurophatology**, v. 20, p. 14-19, 2000.

FARINA, M.; ROCHA, J. B. T.; ASCHNER, M. Mechanisms of methylmercury-induced neurotoxicity: evidence from experimental studies. **Life Sciences**, v. 89, p. 555-563, 2011.

FARRIPAS, S. S. M. **Aspectos epidemiológicos na exposição do mercúrio na região do Tapajós, no período de 1994 a 2008**. 2010. 62 f. Dissertação (Mestrado em Doenças Tropicais) – Núcleo de Medicina Tropical, Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

FIEDLER, N.; UDASIN, I.; GOCHFELD, M.; BUCKLER, G.; KELLY-MCNEIL, K.; KIPEN, H. Neuropsychological and stress evaluation of a residential mercury exposure. **Environmental Health Perspectives**, v. 107, p. 343-347, 1999.

FILLION, M.; PASSOS, C. J. S.; LEMIRE, M.; FOURNIER, B.; MERTENS, F.; GUIMARÃES, J. R. D.; MERGLER, D. Quality of life and health perceptions among fish-eating communities of the Brazilian Amazon: an ecosystem approach to well-being. **EcoHealth**, v. 6, p. 121-134, 2009.

GEIER, D. A.; KING, P. G.; SYKES, L. K.; GEIER, M. R. A comprehensive review of mercury provoked autism. **Indian Journal of Medicine Research**, v. 128, p. 383-411, 2008.

GOCHFELD, M. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, p. 174-179, 2003.

GRANDJEAN, P.; WEIHE, P.; WHITE, R.F.; DEBES, F.; ARAKI, S.; YOKOYAMA, K.; MURATA, K.; SORENSEN, N.; DAHL, R.; JORGENSEN, P.J. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. **Neurotoxicology and Teratology**, v. 19, p. 417-428, 1997.

GRANDJEAN, P.; WHITE, R.; NIELSEN, A.; CLEARY, D.; OLIVEIRA SANTOS, E.C. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. **Environmental Health Perspective**, v. 107, p. 587-591, 1999.

GRIMALDI, C.; GRIMALDI, M.; GUEDRON, S. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. **Science of the total environment**, v. 401, p. 121 – 129, 2008.

GROTTO, D.; VALENTINI, J.; FILLION, M.; PASSOS, C.. J. S.; GARCIA, S. C.; MERGLER, D.; BARBOSA JR, F. Mercury exposure and oxidative stress in communities of the Brazilian Amazon. **Science of The Total Environment**, v. 408, p. 806-811, 2010.

HARADA, M.; NAKANISHI, J.; KONUMA, S.; OHNO, K.; KIMURA, T.; YAMAGUCHI, H.; TSURUTA, K.; KIZAKI, T.; OOKAWARA, T.; OHNO, H. The present mercury contents of scalp hair and clinical symptoms in inhabitants of the minamata area. **Environmental Research**, v. 77, p. 160-164, 1998.

HARADA, M.; AKAGI, H.; TSUDA, T.; KIZAKI, T.; OHNO, H. Methylmercury level in umbilical cords from patients with congenital Minamata disease. **The Science of the Total Environment**, v. 234, p. 59-62, 1999.

HARADA, M.; NAKANISHI, J.; YASODA, E.; PINHEIRO, M.C.; OIKAWA, T.; GUIMARAES, G. A.; CARDOSO, B. S.; KIZAKI, T.; OHNO, H. Mercury pollution in the Tapajos River basin, Amazon: mercury level of head hair and health effects. **Environment International**, v. 27, p. 285-290, 2001.

HILSON, G.; PARDIE, S. Mercury: an agent of poverty in Ghana's small-scale gold-mining sector? **Resources Policy**, v. 31, p. 106-116, 2006.

HOLMES, P.; JAMES, K. A. F.; LEVY, L. S. Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 171-182, 2009.

HOLMES, P.; LEVY, L. S. Low-level non-occupational mercury exposure and health concerns: Response to the letter of Prof. José G. Dórea. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2010, 2010.

HUNTER, D.; RUSSELL, D. S. Focal cerebral and cerebellar atrophy in a human subject due to organic mercury compounds. **Journal of Neurology, Neurosurgery & Psychiatry**, v. 17, p. 235-241, 1954.

HYLANDER, L. D.; GOODSITE, M. E. Environmental costs of mercury pollution. **Science of the Total Environment**, v. 368, p. 352-370, 2006.

KAKITA, A.; WAKABAYASHI, K.; SU, M.; YONEOKA, Y.; SAKAMOTO, M.; IKUTA, F.; TAKAHASHI, H. Intrauterine methylmercury intoxication: Consequence of the inherent brain lesions and cognitive dysfunction in maturity. **Brain Research**, v. 877, p. 322-330, 2000.

KHOURY, E. D. T.; SOUZA, G. S.; SILVEIRA, L. C. L.; COSTA, C. A.; ARAÚJO, A. A.; PINHEIRO, M. C. N. Neurological manifestations in riverine populations from areas exposed to mercury in the Brazilian Amazon. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 29, p. 2307-2318, 2013.

KLIGERMAN, D. C.; LA ROVERE, E. L.; COSTA, M. A. Management challenges on small-scale gold mining activities in Brazil. **Environmental Research**, v. 87, p. 181-198, 2001.

KOBAL, A. B.; PREZELJ, M.; HORVAT, M.; KRSNIK, M.; GIBICAR, D.; OSREDKAR, J. Glutathione level after long-term occupational elemental mercury exposure. **Environmental Research**, v. 107, p. 115-123, 2008.

KRISTENSEN, A. K. B.; THOMSEN, J. F.; MIKKELSEN, S. A review of mercury exposure among artisanal small-scale gold miners in developing countries. **International Archives of Occupational and Environmental Health**, v. 87, p. 579-590, 2014.

LEBEL, J.; MERGLER, D.; BRANCHES, F.; LUCOTTE, M.; AMORIM, M.; LARRIBE, F.; DOLBEC, J. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. **Environmental Research**, v. 79, p. 20-32, 1998.

LIMA, M. N. A. **Representações sociais da pesquisa sobre mercúrio em uma comunidade ribeirinha do Tapajós**. 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado em Doenças Tropicais) – Núcleo de Medicina Tropical, Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

LINS, F. F. **Aspectos diversos da garimpagem de ouro**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1992.

MACHADO, E. S. A atividade garimpeira na província mineral do Tapajós e sua influência na produção do espaço. In: ENCONTROS NACIONAIS DA ANPUR. 15., 2013, Recife. **Anais...** Recife: [s.n.], 2013.

MAGNO, I. M. N. **Avaliação dos marcadores de injúria miocárdica induzida pela exposição ao metilmercúrio em modelos experimentais de primatas do novo mundo (*Cebus apella*)**. 2009. 105 f. Tese (Doutorado em Doenças Tropicais) – Núcleo de Medicina Tropical, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; AKAGI, H.; CASTRO, M. B.; PFEIFFER, W. C.; HARADA, M.; BASTOS, W. R.; KATO, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 175, p. 141-150, 1995.

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

MARINHO, J. S.; LIMA, M. O.; OLIVEIRA SANTOS, E. C.; JESUS, I. M.; PINHEIRO, M. C. N.; ALVES, C. N.; MULLER, R. C. S. Mercury speciation in hair of children in three communities of the Amazon, Brazil. **BioMed Research International**, v. 2014, p. 1-10, 2014.

MATHIS, A. Garimpos de ouro na Amazônia: atores sociais, relações de trabalho e condições de vida. **Papers do NAEA/UFPA**, n. 37, Belém, abr. 1995.

MATHIS, A. **Garimpagem de ouro na Amazônia**. In: XIMENES, T. (Org.). *Perspectivas do desenvolvimento sustentável: uma contribuição para a Amazônia* 21. Belém: NAEA/UFPA, 1997. p. 391-406.

MIRANDA, J. G. de; CIPRIANI, M.; MÁRTIRES, R. A. C.; GIACONI, W. J. **Atividades garimpeiras no Brasil: aspectos técnicos, econômicos e sociais**. Série Estudos e documentos. n. 38. Rio de Janeiro: CETEM/ CNPq, 1997. 61 p.

MIRANDA, A. M. M. **Aspectos clínicos e a prevalência de doenças infecto-parasitárias juntamente com a exposição ao mercúrio metálico em duas comunidades garimpeiras na Amazônia**. 2006. 102 f. Dissertação (Mestrado em Doenças Tropicais) – Núcleo de Medicina Tropical, Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

MIRANDA, M. R.; COELHO-SOUZA, S. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; CORREIA, R. R. S.; OLIVEIRA, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 240-251, 2007.

MONRROY, S. X. L.; LOPEZ, R. W.; ROULET, M.; BENEFICE, E. Lifestyle and mercury contamination of amerindian populations along the Beni River (Lowland Bolivia). **Journal of Environmental Health**, v. 71, 2008.

MONTEIRO, T. Tapajós: recursos naturais da Amazônia valem quatrilhões de dólares. **EcoDebate**, jul. 2011. Disponível em: <http://www.ecodebate.com.br/2011/07/15/tapajos-recursos-naturais-da-amazonia-valem-quatrilhoes-de-dolares-artigo-de-te-lma-monteiro/>. Acesso em: 16 jun. 2015.

MONTEIRO, T. Rio Tapajós: uma história de exploração. jul. 2011. Disponível em: <<http://www.revistaovies.com/artigos/2011/07/rio-tapajos-uma-historia-de-exploracao/>>. Acesso em: 20 jun. 2015.

MONTEIRO, T. O escândalo do licenciamento ambiental das hidrelétricas no rio Tapajós – Parte 2. Abr. 2014. Disponível em: <<http://racismoambiental.net.br/2014/04/17/o-escandalo-do-licenciamento-ambiental-das-hidreletricas-no-rio-tapajos-parte-2-por-telma-monteiro/>>. Acesso em: 24 ago. 2015.

MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI. **Amazônia**: a fronteira agrícola 20 anos depois. LENA, P. (org.); OLIVEIRA, A. E. (org.). Coleção Eduardo Galvão; 363p., Belém: 1991.

MUTTER, J.; NAUMANN, J.; GUETHLIN, C. Comments on the article “The toxicology of mercury and its chemical compounds” by Clarkson and Magos (2006). **Critical Reviews in Toxicology**, v. 37, p. 537-549, 2007.

NEVADO, J. J. B.; MARTIN-DOIMEADIOS, R. C. R.; BERNARDO, F. J. G.; MORENO, M. J.; HERCULANO, A. M.; NASCIMENTO, J. L. M.; CRESPO-LOPEZ, M. E. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. **Environmental International**, v. 36, p. 593-608, 2010.

NOVAIS, G.; CAMARA, V. M. Perception of mercury contamination by Brazilian adolescents in a gold mining community: an ethnographic approach. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 14, p. 2015-2016, 2009.

O’CARROLL, R. E.; MASTERTON, G.; DOUGALL, N.; EBMEIER, K. P.; GOODWIN, G. M. The neuropsychiatric sequelae of mercury poisoning – the mad hatter’s disease revisited. **British Journal of Psychiatry**, v. 167, p. 95-98, 1995.

OLIVEIRA, L. M. J.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X. L.; FERREIRA, J. R. Mercúrio total em solos de manguezais da Baixada Santista e Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo. **Química Nova**, vol. 30, n. 3, p. 519-524, 2007.

PASSOS, C. J. S.; MERGLER, D.; GASPAR, E.; MORAIS, S.; LUCOTTE, M.; LARRIBE, F.; DAVIDSON, R.; DE GROSOIS, S. Eating tropical fruits reduces Mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 93, p. 123-130, 2003.

PASSOS, C. S. J.; MERGLER, D.; LEMIRE, M.; FILLION, M.; GUIMARÃES, J. R. D. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. **Science of the Total Environment**, v. 373, p. 68-76, 2007.

PASSOS, C. S. J.; MERGLER, D.; FILLION, M.; LEMIRE, M.; MERTENS, F.; GUIMARAES, J. R. D.; PHILIBERT, A. Epidemiologic confirmation that fruit consumption influences mercury exposure in riparian communities in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 105, p. 183-193, 2007.

PASSOS, C. J.; MERGLER, D. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 24, p. 503-520, 2008.

PAVLOGEORGATOS, G. D.; KIKILAS, V. The importance of mercury determination and speciation to the health of the general population. **Global Nest Journal**, v. 4, p. 107-125, 2002.

PAVLOGEORGATOS, G. D.; THOMAIDIS, N. S.; NIKOLAOU, A. D.; LEKKAS, T. D. Determination of methyl mercury in a pilot-scale activated sludge wastewater treatment plant. **Global Nest Journal**, v. 8, p. 61-67, 2006.

PINHEIRO, M. C. N.; NAKANISHI, J.; OIKAWA, T.; GUIMARAES, G.; QUARESMA, M.; CARDOSO, B.; AMORAS, W. W.; HARADA, M.; MAGNO, C.; VIEIRA, J. L. F.; XAVIER, M. B.; BACELAR, D. R. Exposição humana ao metilmercúrio em comunidades ribeirinhas da Região do Tapajós, Pará, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 33, p. 265-269, 2000.

PINHEIRO, M. C. N.; MULLER, R. C. S.; SARKIS, J. E.; VIEIRA, J. L. F.; OIKAWA, T.; GOMES, M. S. V.; GUIMARAES, G. A.; DO NASCIMENTO, J. L. M.; SILVEIRA, L. C. L. Mercury and selenium concentrations in hair samples of women in fertile age from Amazon riversides communities. **Science of the Total Environment**, v. 349, p. 284-288, 2005.

PINHEIRO, M. C. N.; OIKAWA, T.; VIEIRA, J. L. F.; GOMES, M. S. V.; GUIMARAES, G. A.; CRESPO-LOPEZ, M. E.; MULLER, R. C. S.; AMORAS, W. W.; RIBEIRO, D. R. G.; RODRIGUES, A. R.; CORTES, M. I. T.; SILVEIRA, L. C. L. Comparative study of human exposure to Mercury in Riverside communities in the Amazon region. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 39, p. 411-414, 2006.

PINHEIRO, M. C. N.; CRESPO-LOPEZ, M. E.; VIEIRA, J. L.; OIKAWA, T.; GUIMARAES, G. A.; ARAUJO, C. C.; AMORAS, W. W.; RIBEIRO, D. R.; HERCULANO, A. M.; NASCIMENTO, J. L.; SILVEIRA, L. C. Mercury pollution and childhood in Amazon riverside villages. **Environment International**, v. 33, p. 56-61, 2007.

PINHEIRO, M. C. N.; MACCHI, B. M.; VIEIRA, J. L. F.; OIKAWA, T.; AMORAS, W. W.; GUIMARÃES, G. A.; COSTA, C. A.; CRESPO-LOPEZ, M. E.; HERCULANO, A. M.; SILVEIRA, L. C. L.; DO NASCIMENTO, J. L. M. Mercury exposure and antioxidante defenses in women: A comparative study in the Amazon. **Environmental Research**, v. 107, p. 53-59, 2008.

PINHEIRO, M. C. N.; FARRIPAS, S. S. M.; OIKAWA, T.; ARAÚJO, C. C.; AMORAS, W. W.; VIEIRA, J. L. F.; SILVEIRA, A. J. A.; LIMA, A. C. M.; SOUZA, G. S.; SILVEIRA, L. C. L. Temporal evolution of exposure to mercury in riverside communities in the Tapajós basin, from 1994 to 2010. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 89, p. 119-124, 2012.

RODRIGUES, R. M.; MASCARENHAS, A. F. S.; ICHIHARA, A. H.; SOUZA, T. M. C.; BIDONE, E. D.; BELLIA, V.; HACON, S.; DA SILVA, A. R. B.; BRAGA, J. B. P.; STILIANIDI FILHO, B. Estudo dos impactos ambientais decorrentes do extrativismo mineral e poluição mercurial no Tapajós – pré-diagnóstico. **Tecnologia Ambiental**, Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1994.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, A.; TRAN, S.; RHÉAULT, I.; FARELLA, N.; SILVA, E. de J. da; DEZENCOURT, J.; SOUSA PASSOS, C. J.; SANTOS SOARES, G.; GUIMARÃES, J. R. D.; MERGLER, D.; AMORIM, M. The geochemistry of Mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 223, p. 1-24, 1998.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; RHEAULT, I.; TRAN, S.; FREITOS GOG, Y. G. de; FARELLA, N.; VALE, R. S. do; SOUSA PASSOS, C. J.; SILVA, E. de J. da; MERGLER, D.; AMORIM, M. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. **The Science of the Total Environment**, v. 213, p. 203-211, 1998.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; FARELLA, N.; COURCELLES, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; MERGLER, D.; AMORIM, M. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. **Chemical Geology**, v. 165, p. 243-266, 2000.

ROULET, M.; GUMARÃES, J. R. D.; LUCOTTE, M. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain – effect of seasonal inundation. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 128, p. 41-60, 2001.

SA, A. L.; HERCULANO, A. M.; PINHEIRO, M. C.; SILVEIRA, L. C. L.; DO NASCIMENTO, J. L. M.; CRESPO-LOPEZ, M. E. Human exposure to mercury in the west region os State of Pará. **Revista Paraense de Medicina**, v. 20, p. 19-25, 2006.

SAKAMOTO, M.; KAKITA, A.; DE OLIVEIRA, R. B.; PAN, H. S.; TAKAHASHI, H. Dose-dependent effects of methylmercury administered during neonatal brain spurt in rats. **Developmental Brain Research**, v. 152, p. 171-176, 2004.

SANFELIU, C.; SEBASTIÀ, J.; CRISTÒFOL, L.; RODRÍGUEZ-FARRÉ, E. Neurotoxicity of organomercurial compounds. **Neurotoxicity Research**, v. 5, p. 283-306, 2003.

SANTOS, E. C. O.; JESUS, I. M. de; BRABO, E. da S.; LOUREIRI, E. C. B.; MASCARENHAS, A. F. da S.; WEIRICH, J.; CÂMARA, V. de M.; CLEARY, D. Mercury exposures in riverside amazon communities in Pará, Brazil. **Environmental Research**, v. 84, p. 100-107, 2000.

SANTOS, E. C. O.; CAMARA, V. M.; JESUS, I. M.; BRABO, E. S.; LOUREIRO, E. C. B.; MASCARENHAS, A. F. S; FAYAL, K. F.; SÁ FILHO, G. C.; SAGICA, F. E. S.; LIMA, M. O.; HIGUCHI, H.; SILVEIRA, I. M. A contribution to the establishment of reference values for total mercury levels in hair and fish in Amazonia. **Environmental Research**, v. 90, p. 6-11, 2002.

SANTOS, E. C. O.; CAMARA, V. M.; BRABO, E. S.; LOUREIRO, E. C. B.; JESUS, I. M.; FAYAL, K.; SAGICA, F. Mercury exposure among Pakaanóva Indians, Amazon Region, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, p. 199-206, 2003.

SANTOS, E. C. O.; JESUS, I. M.; CAMARA, V. M.; BRABO, E. S.; JESUS, M. I.; FAYAL, K. F.; ASMUS, C. I. R. F. Correlation between blood mercury levels in mothers and newborns in Itaituba, Pará State, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 622-629, 2007.

SASS, J. B.; HASELOW, D. T.; SILBERGELD, E. K. Methylmercury-induced decrement in neuronal migration may involve cytokine-dependent mechanisms: a novel method to assess neuronal movement *in vitro*. **Toxicological Sciences**, v. 63, p. 74-81, 2001.

SATOH, H. Occupational and environmental toxicology of mercury and its compounds. **Industrial Health**, v. 38, p. 153-164, 2000.

SCHUBER, E. S. M.; MORAES, S. C. Tapajós's regional development: a look under the scenario socioeconomic of the Tapajós integration region. **Revista de Estudos Sociais**, v. 17, n. 34, p. 93-111, 2015.

SCHULZ, A. R. **Variações inter-individuais em biomarcadores de exposição ao mercúrio em uma população do rio Tapajós, Pará**. 2009. 67 f. Dissertação (Mestrado em Toxicologia) – Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2009.

SHEEHAN, M. C.; BURKE, T. A.; NAVAS-ACIEN, A.; BREYSSE, P. N.; MCGREADY, J.; FOX, M. A. Global methylmercury exposure from seafood consumption and risk of developmental toxicity: a systematic review. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 92, p. 254-269, 2014.

SPIEGEL, S. J.; VEIGA, M. M. International guidelines on mercury management in small-scale gold mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, p. 375-385, 2010.

SYVERSEN, T.; KAUR, P. The toxicology of mercury and its compounds. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 26, p. 216-226, 2012.

TAGLIARI, P. D. **Perdas de solo e mercúrio em diferentes usos e manejos da terra na região do baixo Tapajós**. 2009. 130 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, ago. 2009.

TAYLOR, D. Minamata disease. **Environmental Science & Technology**, v. 16, p. 81A, 1982.

TCHOUNWOU, P. B.; AYENSU, W. K.; NINASHVILI, N.; SUTTON, D. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. **Wiley Periodicals**, p. 149-175, 2003.

TELMER, K.; COSTA, M.; ANGÉLICA, R. S.; ARAUJO, E. S.; MAURICE, Y. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: Ground- and space-based evidence. **Journal of Environmental Management**, v. 81, p. 101-113, 2006.

VASSALO, D. V.; MASSARONI, L.; OLIVEIRA, E. M.; ROSSONI, L. V.; AMARAL, S. M. C.; VASSALO, P. F. Ações tóxicas agudas do mercúrio sobre o aparelho cardiovascular. **Arquivos Brasileiros de Cardiologia**, v. 67, p. 39-45, 1996.

VEIGA, M. M.; MAXSON, P. A.; HYLANDER, L. D. Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, p. 436-447, 2006.

VENTURA, D. F.; COSTA, M. T. V.; COSTA, M. F.; BEREZOVSKY, A.; SALOMÃO, S. R.; SIMÕES, A. L.; LAGO, M.; PEREIRA, L. H. M. C.; FARIA, M. A. M.; DE SOUZA, J. M.; SILVEIRA, L. C. L. Multifocal and full-field electroretinogram changes associated with color vision loss in mercury vapor exposure. **Visual Neuroscience**, v. 21, p. 421-429, 2004.

WIENER, J. G.; SUCHANEK, T. H. The basis for ecotoxicological concern in aquatic ecosystems contaminated by historical mercury mining. **Ecological Applications**, v. 18, p. A3-A11, 2008.

WOLFE, M. F.; SCHWARZBACH, S.; SULAIMAN, R. A. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, p. 146-160, 1998.

WOLKIN, A.; HUNT, D.; MARTIN, C.; CALDWELL, K. L.; MCGEEHIN, M. A. **Chemosphere**, v. 86, p. 967-971, 2012.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) - International Program on Chemical Safety (IPCS). Environmental health criteria 101. Methylmercury. Geneva: WHO; 1990.

YORIFUJI, T.; DEBES, F.; WEIHE, P.; GRANDJEAN, P. Prenatal exposure to lead and cognitive deficit in 7- and 14-years-old children in the presence of concomitant exposure to similar molar concentration of methylmercury. **Neurotoxicology and Teratology**, v. 33, p. 205-211, 2011.

ZAHIR, F.; RIZWI, S. J.; HAQ, S. K.; KHAN, R. H. Low dose mercury toxicity and human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**. v. 20, p. 351-360, 2005.

ZHANG, T.; KIM, B.; LEVARD, C.; REINSCH, B. C.; LOWRY, G. V.; DESHUSSES, M. A.; HSU-KIM, H. Methylation of mercury by bacteria exposed to dissolved, nanoparticulate, and microparticulate mercuric sulfides. **Environmental Science and Technology**, v. 46, p. 6950-6958, 2012.

APÊNDICE 1TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

A equipe de pesquisadores do Núcleo de Medicina Tropical da UFPA, coordenada pela Doutora MARIA DA CONCEIÇÃO N. PINHEIRO, vem desenvolvendo desde projetos de Pesquisas relacionadas ao mercúrio. Um deles é o Projeto com o título de, coordenado por, aluno (a) do Programa de Pós- graduação do Núcleo de Medicina Tropical. Este estudo tem por objetivo a fim de elaborar propostas de trabalho de prevenção e entendimento da questão do mercúrio nessa localidade. O presente estudo faz parte de um Projeto maior intitulado A INFLUÊNCIA DOS FATORES AMBIENTAIS SOBRE A SAÚDE DOS RIBEIRNHOS DA AMAZÔNIA, já aprovado pelo Comitê de Ética do Núcleo de Medicina Tropical.

Todas as pessoas convidadas a participar do estudo serão informadas sobre todos os passos da pesquisa para darem seu consentimento se assim concordarem. Os dados serão analisados pelos pesquisadores responsáveis, os quais deverão apresentar os resultados a esta comunidade.

Nesta pesquisa não haverá nenhum procedimento que machuque ou determine risco à integridade física ou moral do participante, ficando os pesquisadores comprometidos em assegurar o sigilo de informações pessoais dos participantes.

Os participantes podem se retirar do estudo a qualquer momento e sem qualquer represália.

Os benefícios esperados desta pesquisa estão relacionados a

.....

Para esclarecimentos e informações procurar os pesquisadores ou Dr^a Conceição pelos telefones (91) ou

AUTORIZAÇÃO:

Euconfirmo que fui informado sobre o projeto acima mencionado e no momento me sinto esclarecido e assim concordo em participar deste estudo.

Barreiras, de de 20...