



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

SAMARA DO SOCORRO MONTEIRO FARRIPAS

ASPECTOS EPIDEMIOLÓGICOS DA EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO
NA REGIÃO DO TAPAJÓS, NO PERÍODO DE 1994 a 2008

BELÉM
2010

SAMARA DO SOCORRO MONTEIRO FARRIPAS

ASPECTOS EPIDEMIOLÓGICOS DA EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO
NA REGIÃO DO TAPAJÓS, NO PERÍODO DE 1994 a 2008

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

Orientadora: Profa. Dra. Maria da Conceição N. Pinheiro

BELÉM
2010

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca do Núcleo de Medicina Tropical da UFPA

Farripas, Samara do Socorro Monteiro.

Aspectos epidemiológicos da exposição ao mercúrio na região do tapajós / Samara do Socorro Monteiro Farripas; orientadora, Maria da Conceição Nascimento Pinheiro. — 2010.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Núcleo de Medicina Tropical, Programa de Pós-Graduação em Doenças Tropicais, Belém, 2010.

1. Metilmercúrio. 2. Exposição. 3. Epidemiologia. 4. Amazônia. I. Pinheiro, Maria da Conceição Nascimento, orient. II. Título.

CDD - 22. ed 615.925663

SAMARA DO SOCORRO MONTEIRO FARRIPAS

ASPECTOS EPIDEMIOLÓGICOS DA EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO
NA REGIÃO DO TAPAJÓS, NO PERÍODO DE 1994 a 2008

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

Orientadora: Profa. Dra. Maria da Conceição N. Pinheiro

Data de aprovação:

Banca examinadora:

Maria da Conceição N. Pinheiro – Orientadora
Professora Doutora
Universidade Federal do Pará

José Luiz Fernandes Vieira
Professor Doutor
Universidade Federal do Pará

Tereza Cristina de Oliveira Corvelo
Professor Doutor
Universidade Federal do Pará

Luiza Caricio Martins
Professor Doutor
Universidade Federal do Pará

Evander de Jesus Oliveira Batista – Suplente
Professor Doutor
Universidade Federal do Pará

“Fazemos a Ciência com fatos, Como fazemos uma casa com pedras; Mas a acumulação de fatos não é Ciência, assim como um monte de pedras não é uma casa”.

Poincaré

AGRADECIMENTOS

À Deus , pois sem Ele nada é possível.

À minha tão amada família: mãe, pai, padrasto e irmãos, por sonharem junto, pela força, compreensão e carinho demonstrados nesse caminho.

Aos amigos que torcem e vibram a cada passo, a cada vitória, e que estão sempre perto nas dificuldades.

Aos professores de mestrado, pela orientação e dedicação.

À minha orientadora, Prof^a Dra Maria da Conceição Nascimento Pinheiro, e sua família, que supriu com muito brilho e paciência qualquer dificuldade, além de ajudar sempre, em todos os momentos.

Ao Prof^o Dr^o José Luiz Fernandes Vieira, pela oportunidade de conviver junto ao seu laboratório e por ajudar nos momentos mais críticos.

RESUMO

A exposição ao mercúrio tem sido estudada em áreas sob influência de garimpos de ouro, entretanto, em alguns aspectos epidemiológicos os estudos ainda são insuficientes. O objetivo principal deste estudo foi avaliar a intensidade e a prevalência da exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas do Tapajós ao longo do período de 1994 a 2008. O estudo foi conduzido em duas comunidades situadas próximo a nascente do rio Tapajós através da análise de Hg total em amostras de cabelos, medidos pela espectrofotometria de absorção atômica, no Laboratório de Toxicologia Humana e Ambiental da Universidade Federal do Pará (UFPA). Os resultados indicaram que as comunidades possuem uma grande frequência de mulheres em idade reprodutiva, a maioria dos habitantes tem um longo tempo de residência local e a dieta é caracterizada pela elevada frequência de refeições do pescado da região. O tempo de exposição ao mercúrio vem se estendendo há pelo menos 14 anos, com níveis que oferecem riscos à saúde, principalmente, para o grupo materno-infantil, e não há diferença de exposição entre as duas comunidades. A prevalência de exposição ao mercúrio (habitantes com níveis de Hg total (Hg total) > 10 µg/g) foi alta nas duas comunidades. Não houve correlação entre a produção de ouro e os níveis de Hg total em amostras de cabelo. Conclui-se que os níveis de exposição apresentados no período do estudo caracterizam uma exposição em longo prazo os quais são capazes de oferecer riscos à saúde, principalmente materno fetal; que a frequência na ingestão de peixes contaminados pode contribuir para o aparecimento de danos causados pelo mercúrio. Monitoramento toxicológico e clínico dos indivíduos expostos, bem como, aplicação de medidas educativas deverão ser fortalecidas com vista a prevenção da doença causada pelo mercúrio.

Palavras Chave: Metilmercúrio, Exposição, Epidemiologia, Tapajós, Amazônia

ABSTRACT

Exposure to mercury has been studied in areas under the influence of gold mining, however, in some aspects epidemiological studies are still lacking. The main objective of this study was to evaluate the intensity and prevalence of exposure to mercury in riverside communities in the Tapajós from 1994 to 2008. This study was conducted in two communities near the headwaters of the Tapajós river through the analysis of total mercury in hair sample measured by atomic absorption spectrometry in the Laboratory of Human Toxicology and Environmental of the Pará University Institute. The results indicated communities with a high frequency of women of reproductive age, the most people have a long local residence time and diet was characterized by high intake of fish meals. The time of exposure to mercury has been occurring for at least 14 years. The presented mercury levels that are hazards to health of mother-child group. There wasn't difference in the exposure intensity between the two communities. The prevalence of exposure to mercury (Hg total people with levels > 10µg/g) was high in both communities that recorded levels exceeded 50%. There was no correlation between gold production and total Hg levels in hair samples. We concluded that levels of mercury exposure presented during the study period featuring a long-term exposure which are able to offer health risks, especially maternal-fetal; that the frequency increased ingestion of contaminated fish can contribute to the onset of damage by mercury. Toxicological and clinical monitoring of individuals exposed, as well as implementation of educational measures should be strengthened in order to prevent disease caused by mercury.

Keywords: Methylmercury, exposure, epidemiology, Tapajós, Amazon.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Ingestão de Peixes x Teor de Hg total em Cabelo, de São Luiz do Tapajós	41
Figura 2 – Ingestão de Peixes x Teor de Hg Total em Cabelo, de Barreiras	42
Figura 3 – Produção de ouro x Teor de Hg total em Cabelo, de São Luiz do Tapajós	43
Figura 4 – Produção de ouro x Teor de Hg total em Cabelo, de Barreiras	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características da população adulta de duas comunidades estudadas em 2007 e 2008	37
Tabela 2 – Concentrações de Hg total em amostras de cabelo, na população adulta da comunidade de São Luiz do Tapajós, no período de 1996 à 2007	38
Tabela 3 – Concentrações de Hg total em amostras de cabelo na população adulta da comunidade de Barreiras, no período de 1994 a 2008.....	38
Tabela 4 – Comparação da média geométrica das concentrações de mercúrio entre as duas comunidades, 1996- 2007	39
Tabela 5 – Prevalência da exposição ao mercúrio (níveis > 10 µg/g) em ribeirinhos do Tapajós, no período de 1996 à 2008.....	40
Tabela 6 – Distribuição da frequência do consumo semanal de pescado pelos ribeirinhos estudados, 2007 e 2008	40

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 MERCÚRIO E COMPOSTOS MERCURIAIS.....	14
1.1.1 Mercúrio Elementar ou Mercúrio Metálico (Hg ⁰).....	14
1.1.2 Mercúrio Inorgânico ou Sais de Mercúrio:.....	15
1.1.3 Mercúrio Orgânico ou MeHg.....	16
1.2 CICLO DO MERCÚRIO NO AMBIENTE.....	16
1.3 FONTES DE MERCÚRIO.....	18
1.4 HISTÓRICO DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO.....	18
1.4.1 Acidente de Minamata, no Japão:.....	19
1.4.2 Intoxicação por Mercúrio Orgânico no Iraque:.....	19
1.4.3 A contaminação do Rio Sunchua, na China.....	20
1.4.4 A contaminação do Rio English Wabgon – Canadá:.....	21
1.4.5 Exposição decorrente da garimpagem de ouro na África:.....	21
1.4.6 Um edifício contaminado com mercúrio em Hoboken, NJ, E.U.A.:.....	21
1.4.7 Acidente com Dimetilmercúrio em laboratório:.....	22
1.4.8 Derramamento de Hg ⁰ elementar em Cajamarca, Peru.....	22
1.5 EFEITOS TÓXICOS DO MEHG À SAÚDE HUMANA.....	23
1.6 ASPECTOS CLÍNICOS DA INTOXICAÇÃO POR ME HG.....	23
1.7 GARIMPOS DE OURO E A CONTAMINAÇÃO MERCURIAL DO ECOSSISTEMA AMAZÔNICO:.....	24
1.8 O MERCÚRIO NO AR.....	25
1.9 MERCÚRIO NO SOLO:.....	26
1.10 MERCÚRIO NO MEIO AQUÁTICO.....	27
1.11 ASPECTOS EPIDEMIOLÓGICOS DA EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO, ASSOCIADA À INGESTÃO DE PEIXES CONTAMINADOS, NA AMAZÔNIA.....	27
1.12 OBJETIVOS.....	30
1.12.1 Objetivo geral.....	30
1.12.2 Objetivos específicos.....	30
2 MATERIAL E MÉTODOS	31
2.1 DESENHO DO ESTUDO.....	31
2.2 POPULAÇÃO DO ESTUDO.....	31
2.3 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO (INCLUSÃO E DE EXCLUSÃO).....	32
2.4 COLETA DE MATERIAL E DADOS.....	32
2.4.1 Coleta de informações.....	32
2.4.2 Coleta de amostras de cabelo.....	33
2.5 ANÁLISE DE HG TOTAL EM AMOSTRAS DE CABELO.....	33
2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA:.....	35
2.7 ASPECTOS ÉTICOS.....	35
2.7.1 Avaliação do risco-benefício.....	35
3 RESULTADOS	37
4 DISCUSSÃO	45
4.1 CARACTERÍSTICAS DAS COMUNIDADES RIBEIRINHAS ESTUDADAS.....	45

4.2 EVOLUÇÃO DA EXPOSIÇÃO NO PERÍODO DE 1994 A 2008.....	46
4.2.1 Comparação entre os anos.....	46
4.2.2 Comparação entre as comunidades.....	48
4.3 FREQUÊNCIA DE EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO (NÍVEIS > 10 MG/G) EM RIBEIRINHOS DO TAPAJÓS, NO PERÍODO DE 1996 À 2008.....	49
4.3.1 Consumo semanal de pescado na região do Tapajós, 2007 e 2008.....	50
4.4 HG TOTAL X PRODUÇÃO DE OURO NO ESTADO DO PARÁ:.....	51
5 CONCLUSÃO.....	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53

1 INTRODUÇÃO

O uso intenso e prolongado do Hg^0 nas atividades garimpeiras de ouro tem contribuído junto com as queimadas e a devastação florestal, para a poluição ambiental na Amazônia brasileira, resultando em contaminação do ar, do solo, da água, da cadeia alimentar aquática e conseqüentemente, na exposição humana, quer através da inalação de vapor de Hg^0 ou da ingestão de peixes contaminados por MeHg (LACERDA; SOLOMONS, 1992; VEIGA, 1994).

A exposição humana registrada nesta região representa um risco para o aparecimento de casos clínicos da intoxicação por MeHg, sendo apontado por Harada (1997) uma questão de tempo. Em áreas com intensa atividade de mineração de ouro, como na região do Tapajós, o processo da contaminação do meio ambiente deverá evoluir em cinco estágios, descritos a seguir: no primeiro, ocorre a contaminação atmosférica pelo vapor de mercúrio; no segundo, a contaminação do solo e da água, ocorrendo no compartimento aquático o processo de metilação com a transformação do mercúrio inorgânico em composto orgânico; na fase subsequente, o mercúrio orgânico é concentrado na cadeia alimentar aquática; o quarto estágio corresponde ao acúmulo de MeHg no organismo humano através da ingestão de peixes contaminados, e finalmente, no quinto estágio, o aparecimento dos sintomas e sinais característicos da intoxicação. As evidências apontam para a ocorrência do terceiro e quarto estágios deste processo, na região do Tapajós (HARADA et al., 1997).

Há mais de uma década a exposição ao mercúrio na região do Tapajós vem sendo estudada. Apesar de indicarem a manutenção da exposição os dados revelados são pontuais, havendo necessidade de outros estudos que avaliem de forma mais sistematizada a exposição através da dieta, a fim de subsidiar programas de controle e prevenção da doença causada pelo mercúrio, nesta região.

Estudos realizados nesta região mostraram a contaminação por MeHg em diferentes espécies de peixes consumidas pela população ribeirinha (AKAGI et al., 1994; MALM et al., 1995; BIDONE et al., 1997; LEBEL et al., 1997) sugerindo que o consumo frequente de peixe através da dieta é a causa dos elevados níveis

de exposição humana ao mercúrio, comprovados pela análise toxicológica em amostras de cabelo (AKAGI et al., 1995, 1996; LEBEL et al., 1996; MALM et al., 1995, 1997; PINHEIRO et al., 2003, 2005; SANTOS et al., 2000).

Outros estudos na Amazônia brasileira admitem a ocorrência de efeitos tóxicos provocados pelo mercúrio, ainda que, de baixa intensidade e caracterizados como efeitos subclínicos ou leves resultantes da exposição ao mercúrio em algumas áreas ribeirinhas da região do Tapajós (HARADA et al., 1995; LEBEL et al., 1998; DOLBEC et al., 2000; GRANDJEAN et al., 1999). Apesar das evidências isoladas da exposição ao MeHg e da ocorrência de efeitos sobre a saúde, até a presente data, não foi realizado estudo que avalie a evolução temporal da exposição humana prolongada ao mercúrio, em áreas contaminadas, como o Tapajós, na Amazônia brasileira.

A presente proposta avalia níveis passados e atuais de exposição ao mercúrio associados à ingestão de peixes contaminados ingeridos pela população ribeirinha na região do Tapajós, visando contribuir para o planejamento das ações que possam reduzir os níveis de exposição e a prevenção da intoxicação por MeHg na região, evitando assim, possíveis gastos com o aparecimento de casos graves e irreversíveis, como aconteceu em outros países (Japão e Iraque), onde o sistema público de saúde até a presente data tem gastos relevantes com centenas de casos de intoxicação decorrentes da ingestão de alimentos contaminados por MeHg.

1.1 MERCÚRIO E COMPOSTOS MERCURIAIS

1.1.1 Mercúrio Elementar ou Mercúrio Metálico (Hg⁰)

O mercúrio (Hg) é um elemento químico identificado na tabela periódica como metal de peso atômico 200,6, número atômico 80, densidade 13,6, ponto de fusão 38,9 °C e ponto de ebulição 356,6 °C. Em seu estado elementar apresenta-se como um líquido branco-prateado, sendo também conhecido como mercúrio metálico ou elementar (Hg⁰). Pode ocorrer também em duas formas oxidadas: íon mercurioso (Hg²⁺) e íon mercúrico (Hg⁺²) além de diferentes

espécies orgânicas (alquilmercuriais, alcoximercuriais e fenilmercuriais) sendo os de maior interesse toxicológico os alquilmercuriais de cadeia curta, particularmente o monometilmercúrio (MeHg) CH_3Hg^+ e o dimetilmercúrio (Me_2Hg) $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Cada um desses compostos apresenta diferentes propriedades físico-químicas e toxicológicas (BERLIN, 1986).

As características físico-químicas do mercúrio fazem com que este metal seja considerado como um poluente de elevada toxicidade. Além de poder afetar extensas áreas muito distantes, seus efeitos podem surgir somente após longo tempo de cessado seu uso, adquirindo assim um caráter defasado no espaço e no tempo. Esta peculiaridade é muito importante, sobretudo em ambientes tropicais, onde as características ecológicas intrínsecas desses ecossistemas, como a rápida e eficiente ciclagem interna dos elementos, os tornam muito vulneráveis a poluentes como o mercúrio (US EPA, 1997).

O Hg^0 é utilizado na fabricação de termômetros, termostatos, amálgamas dentários, tintas de látex e outros produtos. Cerca de 80% do vapor de mercúrio inalado é absorvido e pode atravessar a barreira hematoencefálica e alcançar a placenta. É capaz de desnaturar proteínas, inibir enzimas e interromper o transporte da membrana (BERLIN, 1986).

1.1.2 Mercúrio Inorgânico ou Sais de Mercúrio:

Hg^0 uma vez oxidado, 60% do mercúrio atmosférico é depositado na superfície terrestre e 40% na água. A apresentação dos três estados de oxidação (Hg^0 , Hg^{2+} e Hg_2^{2+}) é determinada pelo potencial redox do meio e pela presença de compostos que podem formar complexos com íon mercúrico (MOREL et al., 1998).

Os sais de mercúrio foram utilizados por muito tempo pela indústria farmacêutica como produtos cosméticos, laxativos, diuréticos e antissépticos. Devido aos seus efeitos adversos a saúde, esses compostos foram banidos do mercado. Exposição crônica aos sais de mercúrio inorgânico afeta primariamente o córtex do rim com consequente falência da função renal. Pode trazer ainda

manifestações gastrintestinais, tais como, salivação, gengivite, estomatite (US EPA, 1997).

1.1.3 Mercúrio Orgânico ou MeHg

Todas as formas orgânicas de mercúrio são tóxicas. Particularmente, o MeHg é considerado o composto mais tóxico e está envolvido com a maioria dos eventos de exposição não ocupacional ao mercúrio. É quase completamente absorvido pelo trato gastrintestinal e eliminado pelas fezes. Está presente no corpo como um complexo hidrossolúvel em água, principalmente com o átomo de enxofre de ligantes tiois, e atravessa a barreira hematoencefálica em um complexo com L-cisteína mimetizando a metionina (US EPA, 1997).

1.2 CICLO DO MERCÚRIO NO AMBIENTE

Mercúrio circula no ambiente como resultado de atividades naturais e antropogênicas. A quantidade de mercúrio mobilizada e liberada dentro da biosfera tem aumentado desde o começo da era industrial. A maioria do mercúrio na atmosfera está na forma de vapor de Hg^0 , o qual circula na atmosfera sendo amplamente disperso e transportado a quilômetros da sua fonte de emissão. A maioria do mercúrio na água, solo, sedimentos ou plantas e animais está na forma de sais de mercúrio inorgânico e formas orgânicas de mercúrio. A forma inorgânica de mercúrio quer ligada a partículas transportada pelo ar ou na forma gasosa é prontamente removida da atmosfera por precipitação e é também depositado seco (US EPA, 1997).

Uma vez oxidado, 60% do mercúrio atmosférico é depositado na superfície terrestre e 40% na água. A apresentação em três estados de oxidação (Hg^0 , Hg^{2+} e Hg_2^{2+}) é determinada pelo potencial redox do meio e pela presença de compostos que podem formar complexos com íon mercúrico (MOREL et al., 1998).

O transporte do mercúrio da atmosfera para a superfície da terra ocorre via precipitação de Hg^{+2} dissolvido. A adsorção em aerossóis também promove sua deposição. Como o Hg° é lentamente oxidado a Hg^{+2} , seu tempo de residência na atmosfera é cerca de um ano ou menos, tempo suficiente para o mercúrio atmosférico ser distribuído por todo o planeta antes do retorno à terra, lagos, oceanos e gelo. Como as principais emissões de mercúrio são de fontes concentradas em regiões industriais, a poluição mercurial é um fenômeno global, afetando as áreas mais remotas do planeta (MOREL, et al., 1998).

No meio aquático, o mercúrio sofre transformação orgânica através de processo fotoquímico ou catalisado por bactérias redutoras de sulfato. Para ser metilado pelas bactérias e penetrar na cadeia alimentar aquática via fitoplâncton ou bactérias, o metal deve primeiro ser transportado através da membrana lipídica dos organismos unicelulares. Portanto, a captação microbiológica é a etapa chave para metilação e posterior bioacumulação (MOREL et al., 1998).

O processo de metilação por micro-organismos envolve a adição de um grupamento metila ao Hg, modificando suas propriedades físico-químicas, permitindo assim, seu acúmulo na cadeia alimentar. Uma vez liberado dos micro-organismos, o MeHg rapidamente se difunde, ligando-se às proteínas da biota aquática, quando alcança a cadeia alimentar, na qual sofre biomagnificação (GILMOUR; HENRY, 1991).

Os menores peixes absorvem MeHg da água e dos alimentos da flora e da fauna. A seguir, eles servem de alimento aos peixes maiores, os quais vão concentrando maior quantidade, à medida que alcançam o topo da cadeia alimentar aquática. Grandes espécies predadoras como o atum contém mais MeHg em seus tecidos do que os peixes menores, não predadores. Ressalta-se que os peixes mais velhos têm um tempo maior para acumular MeHg (GILMOUR; HENRY, 1991).

1.3 FONTES DE MERCÚRIO

As fontes naturais de mercúrio são resultantes da desgaseificação da crosta terrestre e erupções vulcânicas. Há também a desgaseificação das superfícies seguida pelo transporte atmosférico, deposição de retorno à superfície terrestre e aquática. Constitui ainda, importante fonte natural a desgaseificação das formações geológicas ricas em mercúrio (RASMUSSEN, 1994).

As fontes antropogênicas incluem a queima de combustíveis fósseis, plantas de soda - caustica, indústrias de cerâmicas, fábricas de instrumentos de medição, equipamentos elétricos, baterias, manufatura de produtos têxteis. A atividade odontológica, a atividade de mineração primária de ouro e a disposição final inadequada de lodo de esgotos representam também fontes importantes de mercúrio (BERLIN, 1986).

A atividade de mineração de ouro é atualmente uma das principais fontes de emissão antropogênica de mercúrio para o ambiente, no Brasil. A região amazônica tem sofrido com enorme despejo de mercúrio nas áreas de mineração de ouro, tais como, na região do Tapajós e do Rio Madeira onde toneladas de mercúrio foram lançadas no ambiente poluindo a atmosfera, os sistemas hídricos e o solo (LACERDA; SOLOMONS, 1992).

1.4 HISTÓRICO DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO

O primeiro relato sobre efeitos tóxicos dos compostos orgânicos de mercúrio foi registrado em 1940, o qual esteve relacionado com um acidente em laboratório de pesquisa química, ocorrido em 1863 resultando no óbito de quatro técnicos de laboratório expostos a dimetilmercúrio (HUNTER et al., 1940). Posteriormente, foram registrados efeitos colaterais dos mercuriais utilizados na medicina, incluindo diuréticos, antissépticos e na terapêutica da sífilis. Compostos de mercúrio também foram utilizados por muito tempo como pesticidas. Acidente ambiental decorrente da utilização de pesticidas no tratamento de cereais foi registrado no Iraque (BERLIN, 1986).

Exposição acidental aos compostos de mercúrio com importantes impactos à saúde humana foram registrados ao longo das últimas décadas, entre os quais destacaram-se:

1.4.1 Acidente de Minamata, no Japão:

O acidente de Minamata foi o primeiro episódio de exposição ambiental por MeHg, o qual resultou da contaminação de origem industrial que iniciou por volta de 1953, na Baía de Minamata, no sudoeste do Japão (Harada,1995). Neste episódio, centenas de pessoas residentes na região foram intoxicadas severamente por MeHg. O mercúrio lançado na Baía de Minamata pela indústria de fertilizantes químicos, conhecida como Chisso Fertiliser®. Acumulou na cadeia alimentar aquática, atingindo em seguida a população local, cujo hábito alimentar era o consumo frequente do pescado da região. O MeHg gerado a partir de uma reação química nos esgotos da fábrica foi descartado como um subproduto do processo de fabricação de acetaldeído causando a contaminação de peixes e frutos do mar consumidos pelos japoneses daquela região (HARADA, 1997).

As autoridades de saúde de Minamata associaram a doença ao consumo de peixe contaminado somente alguns anos após o início do processo de contaminação da Baía, quando já haviam surgido vários casos inclusive com óbitos. Novos doentes continuaram a aparecer, e por volta de 1960 quando centenas de casos afetando crianças e adultos havia sido registrados foi confirmado o diagnóstico e a causa da doença. Por volta de 1968 iniciavam os trabalhos de saneamento da baía e a indústria foi pressionada a reduzir a liberação de mercúrio. Na década de noventa a baía foi suficientemente limpa para permitir a retomada da pesca (HARADA, 1997; GOCHFELD, 2003).

1.4.2 Intoxicação por Mercúrio Orgânico no Iraque:

Outra tragédia ambiental que ficou conhecida mundialmente pelo impacto sobre a saúde humana ocorreu no Iraque, em 1971. Neste episódio, a

exposição ao mercúrio ocorreu através da ingestão de pães fabricados com sementes de trigo tratadas com fungicida contendo MeHg. Seis mil quinhentos e trinta pessoas foram hospitalizadas e 459 óbitos registrados. Os sintomas foram similares àqueles da epidemia de Minamata. A mortalidade no grupo de mulheres com 20 a 30 anos foi em torno de 70% e no grupo acima de 30 anos de idade foi 16% (BAKIR et al., 1973). Os teores de mercúrio no sangue das crianças nascidas antes da epidemia foram menores ou iguais aos valores maternos. Em alguns casos, admitiu-se que o mercúrio foi adquirido no útero e/ou através do leite materno. Levantou-se a suspeita de intoxicação particularmente nas crianças menores de 2 anos de idade, uma vez que várias tinham teores de mercúrio superiores a 25 mg/L de sangue e demonstravam evidências de lesão cerebral (BAKIR, 1973).

1.4.3 A contaminação do Rio Sunchua, na China

Acidente ambiental com contaminação de pescado foi registrado na China, em uma cidade chamada Jirin-China. O MeHg foi liberado de um complexo químico no Rio Sunchua. Esta poluição foi semelhante a provocada pela Chisso Corporation-Minamata, tendo como diferença o imediato reconhecimento da contaminação pelo desaparecimento dos peixes na área suspeitando-se logo da contaminação por mercúrio, evitando-se assim, a ocorrência da Doença de Minamata.

Nas províncias de Jirin e Heilong residentes apresentaram teores de mercúrio no cabelo acima de 50 ppm, e alguns destes que viviam a jusante do rio apresentaram os sintomas leve a moderados da Doença de Minamata, (SOONG et al., 1994). Por outro lado, a Doença de Minamata tardia foi observada em pescadores que apresentaram teores médios e máximos de mercúrio no cabelo de 20 e 71.2 ppm respectivamente, e naqueles acima de 20 ppm foram observados distúrbios sensoriais em 44% e redução do campo visual em 17% (SOONG et al., 1994).

1.4.4 A contaminação do Rio English Wabgon – Canadá:

No Canadá, a poluição por mercúrio foi causada por uma fábrica de soda cáustica e o MeHg produzido através da metilação do mercúrio inorgânico na natureza contaminou o pescado da região. A exposição ao MeHg através da ingestão de peixes contaminados por comunidades indígenas residente às margens do Rio English Wabgon também foi associada à contaminação desse Rio por resíduo químico industrial. Apesar do longo período de exposição (desde 1970) e de elevados níveis de mercúrio no pescado local com teor máximo de 24 ppm, nenhum caso de intoxicação por MeHg foi registrado (WHEATLEY, 1994).

1.4.5 Exposição decorrente da garimpagem de ouro na África:

O mercúrio é usado também na garimpagem de ouro no leste da África e Filipinas. Na Tanzânia e Quênia havia uma grande preocupação de que o Lago Victória estivesse contaminado por mercúrio. Não obstante, garimpeiros e pescadores mostraram baixos teores de mercúrio no cabelo, uma vez que o metal era utilizado em menor quantidade em comparação a quantidade usada em garimpos da Amazônia. Os peixes capturados no lago mostraram baixos teores de mercúrio que variaram de 0,0089 a 0,063 ppm. Entretanto, algumas mulheres apresentaram mercúrio elevado, acima de 470 ppm no cabelo. Estes casos não foram associados à ingestão de peixes contaminados porque na maioria dos casos predominou o mercúrio inorgânico. A investigação também revelou que essas mulheres estavam usando sabões cosméticos com conteúdo de mercúrio de 2% para clareamento da pele. (IKINGURA; AKAGI, 1996).

1.4.6 Um edifício contaminado com mercúrio em Hoboken, NJ, E.U.A.:

No início da década de 1990 uma cooperativa de 20 artistas havia comprado um edifício industrial de uma companhia de tintura e ferramentas. Mais tarde, tomou-se conhecimento que a Corporação Elétrica Geral fabricava lâmpadas

de vapor de mercúrio neste local. O prédio estava altamente contaminado pelo metal. Os artistas converteram o edifício em apartamentos e estúdios. Após a mudança, alguns residentes observaram gotículas de Hg^0 . Autoridades da saúde pública foram notificadas e descobriram que o edifício tinha altos níveis de vapor de mercúrio. Das 29 pessoas avaliadas, 19 tinham teores de mercúrio superiores a 20 $\mu\text{g/l}$ na urina, e vários mostraram decréscimo inexplicado no desempenho neurocomportamental (FIEDLER et al., 1999). Dois indivíduos tiveram níveis de mercúrio baixos, suspeitando-se que eles diluíram suas urinas para evitar ser evacuado (ORLOFF et al., 1997).

1.4.7 Acidente com Dimetilmercúrio em laboratório:

Nierenberg et al. (1998) descreveram um caso de intoxicação por dimetilmercúrio por ocasião da calibração de um instrumento em agosto de 1996. Em janeiro de 1997, a pessoa começou a notar dificuldade na fala e uma alteração da marcha e visão em túnel. Em três semanas progrediu para o coma, do qual nunca despertou, apesar de esforços terapêuticos heroicos

O diagnóstico foi baseado nos níveis extremamente elevados de mercúrio no sangue, e a exposição retrospectiva foi avaliada de segmentos do cabelo. Durante três semanas de lucidez, quando o diagnóstico de intoxicação pelo mercúrio foi achado, ela havia relatado que tinha derramado várias gotas de dimetilmercúrio nas luvas, e que foi a única vez que tinha usado este composto. Após limpar, retirou as luvas, porém o dimetilmercúrio penetrou no látex e foi absorvido através da pele (BLAYNEY, 2001).

1.4.8 Derramamento de Hg^0 elementar em Cajamarca, Peru

Em junho de 2000, um caminhão que levava frascos de Hg^0 de uma mina de ouro nas montanhas peruanas derramou e os frascos contendo cerca de 300 libras de Hg^0 escoaram metal líquido ao longo de uma estrada contaminando

várias aldeias no caminho. Uma pequena quantidade de mercúrio contaminou a lateral da estrada, mas a maioria do mercúrio vazou fora da cidade, onde o caminhão havia parado. Alguns aldeões coletaram gotas de mercúrio para usar em práticas culturais, sobre os quais pouco foi conhecido pelos oficiais de saúde. O monitoramento do mercúrio na urina indicou que a maioria das pessoas apresentou concentração urinária inferior a 20 µg/l (GOCHFELD, 2003).

1.5 EFEITOS TÓXICOS DO MEHG À SAÚDE HUMANA.

O no corpo humano é considerado relativamente estável. Após ser absorvido, é distribuído para todos os tecidos do corpo, em processo que pode demorar até seis dias. No homem, o MeHg tem um tempo de meia-vida biológico relativamente longo, de 44 a 80 dias, e sua excreção ocorre via fezes, leite materno e urina (WHO,1990). MeHg é rapidamente absorvido no trato gastrointestinal (cerca de 100%) e dos pulmões. Uma vez na corrente sanguínea, mercúrio é sujeito a muitos processos complexos e inadequadamente compreendidos envolvendo ligação e ciclo redox, quer extracelular e intracelularmente (GOCHFELD M., 2003).

Vários mecanismos potenciais de toxicidade têm sido propostos e investigados, dentre estes, o envolvimento da peroxidação lipídica e as alterações no sistema antioxidante, em particular da glutathione (GSH) (STACEY , KAPPUS, 1982).

1.6 ASPECTOS CLÍNICOS DA INTOXICAÇÃO POR Me Hg.

A intoxicação por foi bem caracterizada pelo episódio ocorrido em Minamata, sendo conhecida como Doença de Minamata. Embora os sinais e sintomas da Doença de Minamata variem consideravelmente de caso a caso um complexo conhecido como síndrome de Hunter-Russell representa sua sintomatologia típica. Este síndrome consiste de (i) ataxia, ii) disartria, iii) constrição concêntrica bilateral de campo visual, iv) distúrbio da audição e distúrbios

sensoriais. Entretanto, um ou mais dessas manifestações podem estar ausentes (TAKEUCHI; ETO, 1999).

A manifestação clínica que tende a aparecer antes das demais é o distúrbio sensorial, que é bilateral e usualmente proeminente nas partes distais das extremidades e ocasionalmente envolve a área perioral. Em alguns casos, existem distúrbios gustatórios e olfatórios. O segundo sinal mais frequente é a ataxia cerebelar. Os sinais e sintomas neurológicos seguintes podem também serem encontrados: tremor, fraqueza muscular, movimento anormal dos olhos, desequilíbrio, Coreia, balismos, convulsão, atetose, e desordens (TAKEUCHI and ETO, 1999).

Os grupos de maior risco para a intoxicação por MeHg incluem fetos e crianças. Os primeiros são expostos ao mercúrio *in útero* através do suprimento sanguíneo materno e pós-natal através do leite materno contaminado. O MeHg atravessa a placenta causando danos fetais. Os achados clínicos da intoxicação fetal severa são os mesmos de paralisia cerebral por outras causas mais comuns (HARADA, 1995).

Na forma congênita da doença de Minamata apresentou elevada frequência de sinais indicativos de grave lesão do sistema nervoso central: retardo mental 100%, reflexos primitivos 100%, ataxia cerebelar 100%, disartria 100%, deformidades de membros 100%, distúrbios no desenvolvimento físico e nutricional 100%, coreia e atetose 95%, hipersalivação 95%, ataques epiléticos 82%, estrabismos 77% (HARADA, 1995, 1997). As mães, em geral, eram assintomáticas ou portadores de leves a moderadas manifestações da doença (HARADA, 1995).

1.7 GARIMPOS DE OURO E A CONTAMINAÇÃO MERCURIAL DO ECOSISTEMA AMAZÔNICO:

A poluição por mercúrio na região do Tapajós está associada principalmente a atividade garimpeira de ouro. Em 1958, iniciou a primeira grande corrida para o ouro na região do Tapajós, transformando essa área no principal

produtor de ouro do Brasil, a qual foi suplantada somente pelo garimpo de Serra Pelada, descoberto em 1980, cuja produção de ouro diminuiu sistematicamente desde 1983 (SILVA, 2001).

O ouro ocorre em partículas finas e raramente em pepitas. Para concentrar este metal utiliza-se a técnica simples e confiável da amalgamação, que vem sendo usada há centenas de anos. Por este método, após as pré-concentrações mecânicas, o minério é misturado ao mercúrio para formar um amálgama. Deste modo, pode-se separar o ouro facilmente. As perdas de vapor de mercúrio (Hg^0) para a atmosfera através deste processo chegam, aproximadamente, a 50% da quantidade usada. As evidências disponíveis mostraram que, quase 300 toneladas de mercúrio foram lançadas, desde 1958, anualmente no ambiente amazônico e cerca de 1.000 a 2.000 toneladas de mercúrio foram ali acumuladas (SILVA, 2001).

Nos garimpos, o mercúrio é usado para a separação das partículas finas de ouro através de um processo artesanal que envolve a formação de amálgama, após uma etapa de pré-concentração gravítica da fração pesada dos sedimentos dos rios, solos ou minério moído, dependendo do tipo de garimpo. A seguir, a mistura ouro – mercúrio (Au-Hg) geralmente é queimada em retortas, operação feita frequentemente ao ar livre e que lança o vapor de mercúrio para a atmosfera. Durante o processo de amalgamação, uma quantidade variável de Hg^0 também se perde nos rios e solos pelo seu manuseio em condições de campo precárias e pela vaporização. Além disso, descartam-se no solo rejeitos ricos em mercúrio na maioria das áreas de garimpos. Neste processo, a liberação de mercúrio pelos garimpos de ouro é muito significativa contrapondo com um processo de mineração muito pouco eficiente (LACERDA; SOLOMONS, 1992; NRIAGU, 1993).

1.8 O MERCÚRIO NO AR

A Organização Mundial de Saúde (OMS, 1976), estabelece um limite de concentração de Hg total no ar de ambientes públicos de $1,0 \mu g/m^3$. Para o

ambiente industrial não pode exceder $25\mu\text{g}/\text{m}^3$, porém em alguns sítios de garimpos de ouro foram encontrados valores acima de $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MARINS et al., 1991).

A queima da biomassa da floresta tropical tem sido implicada também como uma fonte de mercúrio, na Amazônia (VEIGA et al., 1994). Admite-se que a quantidade de mercúrio emitido para a atmosfera, oriunda da atividade garimpeira, é menor do que aquela resultante da queima da biomassa florestal. Ressalte-se que no ecossistema terrestre, a deposição de mercúrio proveniente da mineração do ouro é estimada em menos de 3% do total presente na superfície dos solos horizontais. Assim sendo, a erosão dos solos desflorestados resultantes da colonização humana, representa um fator contributivo para o aumento dos teores do metal na Amazônia (ROULLET et al., 1999).

1.9 MERCÚRIO NO SOLO:

Estudos realizados na Amazônia mostraram altas concentrações de mercúrio em solos desta região (ROULLET et al., 1999). De acordo com os estudos, o mercúrio formaria algum tipo de complexo com o ferro, e esta associação seria amplamente variável em toda a Amazônia e assim o mercúrio teria uma origem natural e não antropogênica como se imaginava.

Neste mesmo estudo, foram realizados balanços das emissões oriundas da retirada do ouro na Amazônia e os autores chegaram à conclusão de que seria necessário dez vezes mais garimpos para justificar as quantidades observadas, concluindo assim, que 90% de mercúrio presente nos solos seria de origem natural (ROULLET et al., 1999). O mercúrio presente nos solos atingiria posteriormente os rios onde encontraria condições ideais para a metilação e contaminariam os peixes (ROULLET et al., 1999).

Em diferentes pontos da área garimpeira de Serra Pelada foram encontradas altas concentrações de Hg total no solo e no sedimento do lago sendo atribuído a muitos anos de atividade nesta região (CORBETT et al., 2003).

1.10 MERCÚRIO NO MEIO AQUÁTICO

A biota aquática é a principal via de transferência do mercúrio para os seres humanos a partir de biomagnificação na cadeia alimentar, uma vez que o metal apresenta elevada concentração nos organismos de nível trófico superior, como os peixes carnívoros. Os organismos aquáticos acumulam MeHg da água, alimentos e sedimentos. O mercúrio dissolvido, juntamente com o mercúrio inorgânico e o MeHg, acumula-se no fitoplâncton. Entretanto, ao contrário do MeHg, o mercúrio inorgânico não é biomagnificado (BIDONE et al., 1997).

Na região do Tapajós, a biomagnificação na ictiofauna tem a seguinte sequência: herbívoros igual ou menor que detritívoros menor que onívoros menor que planctívoros menor que carnívoros onívoros igual aos carnívoros ictiófagos (BIDONE et al., 1997).

Vários estudos na Amazônia demonstraram concentrações variáveis de MeHg em diferentes espécies de peixes, sendo as mais elevadas nas espécies predadoras. Particularmente, na região do rio Tapajós, muitas espécies frequentemente consumidas por residentes das comunidades ribeirinhas apresentaram concentrações acima do nível máximo recomendado para consumo humano, que é de 0,5 ppm, de acordo com a legislação brasileira (BRASIL, 1975). As espécies mais contaminadas foram: tucunaré (*Cichla ocellaris*), pescada (*Plagioscion surinamensis*), filhote (*Brachysplatistoma filamentosum*), dourada (*Brachysplatistoma flovicans*), peixe-cachorro (*Hydrolycus scomberoides*) e traíra (*Hoplias malabarilus*) (LACERDA; SOLOMONS, 1992; BIDONE et al., 1997; MALM et al., 1997).

1.11 ASPECTOS EPIDEMIOLÓGICOS DA EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO, ASSOCIADA À INGESTÃO DE PEIXES CONTAMINADOS, NA AMAZÔNIA.

Na Amazônia, duas formas de exposição mercurial têm sido demonstradas. A exposição através da inalação do vapor de mercúrio ou, em menor proporção, pela absorção cutânea, observada em áreas de garimpos e

estabelecimentos de comercialização e purificação de ouro (COUTO et al., 1988; BRANCHES et al., 1993; AKAGI et al., 1995; CÂMARA et al., 1997; SOUZA et al., 2003). A outra forma ocorre através da ingestão de peixes contaminados por MeHg. Nesta região várias espécies apresentaram níveis de mercúrio acima do limite tolerável para consumo humano que é de 0,5 µg/g (AKAGI et al., 1996, MALM et al., 1997; LEBEL, 1997; BRABO et al., 2000), Negro (SANTOS et al., 2003); Madeira (MALM et al., 2007; DÓREA et al., 1998); Trombetas (FAYAL et al., 2003).

A exposição humana tem sido bem documentada em diferentes regiões da Amazônia, principalmente nas áreas sob influencia da garimpagem de ouro. Na região do rio Madeira, comunidades ribeirinhas situadas próximas a garimpos de ouro, cuja dieta concentrava grande quantidade de peixes, mostraram níveis moderadamente elevados de Hg total no cabelo. A relação com a espécie de peixe consumida foi evidente. Comunidades com alto consumo de peixes carnívoros apresentaram média de $38,6 \pm 14,4$ µg/g no cabelo, enquanto, outra com alto consumo em peixes não carnívoros apresentou concentração média de Hg total no cabelo de $5,6 \pm 3,1$ µg/g (EVE et al., 1996).

Na região do Tapajós, níveis importantes de mercúrio em amostras de cabelo foram registrados em várias comunidades ribeirinhas onde é frequente o consumo de pescado. As localidades mais próximas a nascente do Rio Tapajós como Jacareacanga (SANTOS et al., 2003) e São Luiz do Tapajós (PINHEIRO et al., 2006) e as localizadas a jusante a cidade de Itaituba, como, Barreiras (PINHEIRO et al., 2006) e Brasília Legal (LEBEL et al., 1997) revelaram em estudos recentes níveis de exposição maiores do que àqueles encontrados em comunidades localizadas distantes de atividade garimpeira. (PINHEIRO et al., 2006).

Em áreas distantes da influência da atividade garimpeira de ouro, as concentrações de Hg total foram baixas. Por exemplo, em Santana de Ituí, no estado do Amazonas, a concentração média de Hg total em 167 ribeirinhos foi de $4,2 \pm 1,8$ µg/g no cabelo, variando de 0,5 a 10,9 µg/g (SANTOS et al., 2000). Em Iranduba, no Amazonas, a concentração média em 86 pessoas foi $5,6 \pm 3,1$ µg/g (EVE et al., 1996).

Na região do Tocantins, duas comunidades situadas distantes de garimpos de ouro e caracterizadas por alta ingestão de peixes na dieta, também mostraram baixos níveis de exposição ao mercúrio (PINHEIRO et al., 2003).

Em estudos realizados em comunidades ribeirinhas da bacia do rio Negro foram encontrados níveis relativamente altos de mercúrio em amostras de cabelo. Embora não haja registros de garimpos de ouro em atividade próximo à área estudada, os resultados são sugestivos de que outra fonte, que não a mineração de ouro, seja a responsável pela contaminação do ambiente (BARBOSA et al., 2001; SANTOS et al., 2003).

A exposição humana ao mercúrio também foi avaliada em áreas localizadas próximo as hidrelétricas. Na década de 80 do século passado, FERNANDES et al., (1990) encontraram entre pescadores da reserva Caraipé, em Tucuruí, no Estado do Pará, teor médio de Hg total de 47 µg/g no cabelo, variando de 4 a 240 µg/g. Em outro estudo, na mesma reserva, a concentração média em pescadores foi de $65 \pm 5,8$ µg/g (LEINO; LODENIUS, 1995).

Na reserva da hidrelétrica de Balbina, no estado do Amazonas, os níveis de MeHg em cabelo variaram de 2,0 a 21,6 µg/g, com média de $8,7 \pm 5,2$ µg/g. Ressalta-se que foi baixa a concentração média de MeHg em peixes (KEHRING et al., 1998).

Em grupos indígenas da Amazônia, a exposição ao mercúrio, mostrou níveis mais baixos em relação aos ribeirinhos não indígenas. Entretanto, o grupo Apicás localizado no Mato Grosso apresentou a concentração média mais elevada dos grupos indígenas da Amazônia (BARBOSA et al., 1997).

1.12 OBJETIVOS

1.12.1 Objetivo geral

Avaliar a evolução temporal da exposição ao mercúrio em áreas ribeirinhas do Tapajós, no período de 1994 a 2008, em duas comunidades ribeirinhas do Tapajós, visando proporcionar informações que possam contribuir para aplicação de medidas de prevenção da intoxicação causada pelo MeHg.

1.12.2 Objetivos específicos

a) descrever as características das comunidades ribeirinhas selecionadas para o estudo;

b) avaliar os níveis de exposição ao mercúrio no período de 1994 a 2008, através das médias de concentração de Hg total em amostras de cabelo, nas comunidades ribeirinhas selecionadas;

c) avaliar a prevalência da exposição ao longo do período do estudo;

d) comparar os níveis de exposição entre as duas comunidades ribeirinhas do Tapajós;

e) correlacionar a frequência de ingestão de pescado com os níveis de mercúrio em amostras de cabelo da população estudada;

f) avaliar a intensidade da exposição com a produção de ouro nos últimos anos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESENHO DO ESTUDO

Trata-se de um estudo observacional, descritivo e transversal, para avaliar a evolução da exposição ao mercúrio em duas comunidades ribeirinhas da região do Tapajós. A análise foi baseada em dados obtidos de ribeirinhos em estudos conduzidos pelo Núcleo de Medicina Tropical da UFPA, no período de 1994 a 2008.

2.2 POPULAÇÃO DO ESTUDO

A população do estudo consistiu em habitantes das comunidades de Barreiras e São Luiz do Tapajós, ambas pertencentes ao município de Itaituba. Este município está situado na microrregião de Itaituba, no sudoeste paraense, onde está localizada uma das maiores reservas de ouro do estado do Pará, conhecida como “Província Aurífera do Tapajós”. O município possui várias comunidades situadas às margens direita e esquerda do rio Tapajós, as quais se identificam pela íntima relação com o rio. A maioria das famílias dependem da pesca e da agricultura familiar para a sua sobrevivência.

A comunidade de Barreiras está localizada na margem esquerda do rio Tapajós, onde residem cerca de 1.100 habitantes (Censo do Programa Saúde da Família, 2008). O acesso à sede do município de Itaituba é realizado principalmente por via fluvial. A base alimentar desta comunidade é predominantemente o pescado, sendo a pesca a principal atividade ocupacional desta população (PINHEIRO et al., 2001).

A comunidade de São Luiz do Tapajós possui aproximadamente 580 habitantes (Censo do Programa Saúde da Família, 2008) e está localizada à margem direita do rio Tapajós, cerca de 40 km à montante da cidade de Itaituba, sendo o acesso comum também por via fluvial. O hábito alimentar é à base do

pescado da região, e as atividades de subsistência são a pesca e a agricultura familiar (PINHEIRO et al., 2003).

2.3 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO (INCLUSÃO E DE EXCLUSÃO)

Participaram deste estudo, ribeirinhos maiores de 12 anos de idade, com residência permanente na comunidade, tendo resultados de Hg total em amostras de cabelo realizados no período do estudo pelo Laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana do Núcleo de Medicina Tropical (NMT) ou em laboratórios associados. Foram excluídos, ribeirinhos que tinham resultados de mercúrio realizados em outros laboratórios e, aqueles cujas informações foram insuficientes para o estudo.

2.4 COLETA DE MATERIAL E DADOS.

2.4.1 Coleta de informações

Os dados demográficos, clínico-epidemiológicos e toxicológicos necessários, referentes ao período do estudo, foram obtidos do banco de dados do Grupo de pesquisa Medicina Ambiental e Nutricional do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), desenvolvido pelo NMT da UFPA, cujos projetos desenvolvidos até a presente data estão de acordo com as Diretrizes e Normas de Pesquisa em Seres Humanos - Resolução 196/96 do Conselho Nacional de Saúde (BRASIL, 2000) sendo este estudo uma parte do Projeto maior intitulado “Estudo dos fatores que influenciam a exposição ao mercúrio na região do Tapajós”.

Para a coleta de dados foram elaborados formulários específicos, extraindo as informações necessárias tais como: ano e mês da coleta de amostras de cabelo, localidade do estudo, idade, sexo, tempo de residência local, frequência do consumo semanal de peixes e níveis de Hg total em amostras de cabelo. As

informações originais foram obtidas durante consultas médicas realizadas por ocasião das visitas anuais às comunidades de Barreiras e de São Luiz do Tapajós. Informações sobre o consumo de peixes foi obtido durante a entrevista médica realizada em 2007 na comunidade de São Luiz do Tapajós e em 2008, em Barreiras. Considerou-se apenas a frequência de refeições de peixes por semana e a espécie mais frequentemente consumida durante as quatro últimas semanas.

2.4.2 Coleta de amostras de cabelo

Durante as visitas anuais do Grupo de Pesquisa do NMT às comunidades foram coletadas de cada participante 0,1 a 1 g de cabelo, cortados próximo à sua inserção com tesoura de aço inoxidável. As amostras foram acondicionadas individualmente, em envelope de papel, devidamente identificadas e encaminhadas ao Laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana do NMT, onde a maioria foi analisada.

2.5 ANÁLISE DE Hg TOTAL EM AMOSTRAS DE CABELO

As amostras de cabelo obtidas em 1996 e 1998 foram analisadas no Laboratório Internacional do Mercúrio, no Japão. As análises obtidas em 2001 foram analisadas no Laboratório de Toxicologia do NMT/UFGA e no Laboratório do IPEN/São Paulo. Nos demais períodos do estudo, as amostras foram analisadas no Laboratório de Toxicologia Ambiental e Saúde Humana do NMT da UFGA utilizando o Mercury analyzer SP3D da Nippon Corporation-Japão. Um exercício de intercalibração entre dois métodos de análise utilizando o Mercury Analyzer SP-3D-Nippon Corporation e o Mercury Analyzer HG-201 -Sanso Seisakusho Co., Ltd., Tokyo, Japan foi realizado nas amostras colhidas em 2008 para que as concentrações fossem obtidas de maneira compatível entre os dois laboratórios, e um fator de correlação (r^2) de 95% foi obtido ($p < 0,0001$). Nesse exercício, 20 amostras de cabelo foram analisadas em ambos os equipamentos. A metodologia

Akagi, foi baseada no Manual de Análise de Mercúrio, Ministério do Meio Ambiente do Japão, 2004.

As amostras submetidas à análise pelo SP3D seguiram as seguintes etapas:

a) Após lavagem do cabelo em água destilada e acetona, foram colocadas para secar em capela de exaustão e, em seguida picotadas;

b) Os microfragmentos foram submetidos à análise de Hg total através da espectrofotometria de absorção atômica com amalgamação em lâmina de ouro, utilizando um detector de mercúrio automático o Mercury Analyzer, modelo SP3D da Nippon Corporation-Japão. (<http://www.industrysearch.com.au/Products/SP-3D-Mercury-Analyser-20778>).

c) Este equipamento é composto de duas partes. O Mercury Atomizer que decompõe as amostras analíticas pelo calor. O mercúrio separado é enviado para o Mercury D onde o método de absorção atômica por vapor frio é aplicado para determinação de sua quantidade.

d) O espectro mostra a quantidade de mercúrio contida em peso (ng) e concentração de mercúrio em ppb.

As amostras submetidas à análise pelo HG-201 seguiram as seguintes etapas: a) - Digestão da amostra: Cerca de 10 mg de amostra de cabelo foi colocada em frasco para digestão com Água destilada, 1 mL, HNO₃-HClO₄ (1+1), 2 mL, H₂SO₄, 5 mL. b) – Aquecimento a 200-230°C por 30 min.; c) Resfriamento d) - Adição de 50 mL com água destilada.e) Solução de teste, um volume fixo (usualmente 5 mL): Solução de cloreto de estanho (SnCl₂) 10%, 1 mL; f) **CVAAS** - espectrometria de absorção atômica com vapor frio (Manual de Análise de Mercúrio, Ministério do Meio Ambiente do Japão, 2004). O controle da qualidade analítica foi avaliado pelo uso de padrão de mercúrio de referência internacional (Human Hair 085) da International Atomic Energy Agency (IAEA). Os resultados foram expressos em µg/g.

2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA:

As concentrações de Hg total em amostras de cabelo são apresentadas em valor médio, desvio padrão, mínimo e máximo. Devido a distribuição anormal os dados foram transformados em log 10 e considerada a média geométrica para a comparação dos resultados. Para a avaliação da exposição no período estudado foi aplicado o teste de variância ANOVA um critério com correção pelo Tukey. A comparação dos níveis de exposição entre as comunidades aplicou-se o teste Z considerando a variância da média geométrica. A comparação da frequência de consumo semanal de peixes foi utilizado o teste do Qui-Quadrado. As diferenças foram consideradas significativas quando o valor de $p < 0,05$ (AYRES et al., 2005).

Para a avaliação da prevalência de exposição ao mercúrio considerou-se as concentrações de Hg total em amostras de cabelo maior que 10 $\mu\text{g/g}$ (ppm). A correlação entre concentração de mercúrio e a produção de ouro no estado do Pará foi analisada através do teste de correlação de *Pearson*. As diferenças foram consideradas significativas quando $p < 0,05$.

2.7 ASPECTOS ÉTICOS

O protocolo deste estudo foi elaborado de acordo com as normas estabelecidas pela Resolução 196/96 do Conselho Nacional de Saúde (BRASIL, 1996) apreciado e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa do NMT da UFPA.

2.7.1 Avaliação do risco-benefício

Neste estudo, os riscos estariam relacionados com o sigilo das informações, uma vez que todos os dados necessários fazem parte de um banco de dados do Programa de Pesquisa Exposição Mercurial e Saúde Humana do NMT da

UFPA. Como parte interessada e responsável por esta proposta, assumo a responsabilidade pelas informações que me foram confiadas e garanto pela preservação das informações obtidas, inclusive a identidade de cada pessoa submetida ao estudo.

Em relação aos benefícios, os resultados desta pesquisa poderão auxiliar na formulação de medidas de prevenção dos efeitos tóxicos causados pelo mercúrio e no controle dos atuais níveis de exposição.

3 RESULTADOS

O perfil da população adulta estudada em São Luiz do Tapajós (2007) e de Barreiras (2008) é apresentada na tabela 1.

Tabela 1 – Características da população adulta de duas comunidades estudadas em 2007 e 2008.

Características	SLT(2007)	BAR(2008)
n	50	62
Idade (anos) (min-Max)	42 (16 – 74)	39 (13 – 78)
Sexo (Masc : Fem)	26 : 24	22 : 50
Tempo de residência (anos) (min-max)	26 (4 – 54)	23 (1 – 61)
nº refeições peixe / semana	9 (1 – 14)	10 (1 – 14)

Fonte: Base de dados de trabalho de campo do NMT/UFGA.

As comunidades participantes deste estudo foram representadas por populações cuja idade média foram próximas entre si, não havendo diferença significativa ($p > 0,05$). Com relação ao sexo, São Luiz do Tapajós mostrou uma relação (homem : mulher) aproximada de 1:1 e Barreiras 1:2 . O tempo médio de residência local também não mostrou diferença significativa, sendo o tempo mínimo de um ano e o máximo de 61 anos que foi observado em Barreiras. O número médio de refeições de pescado durante a semana foi de nove refeições em São Luiz do Tapajós, e 10 em Barreiras, variando de uma a 14 refeições semanais, em ambas as comunidades.

A média aritmética e a média geométrica das concentrações de Hg total dos habitantes de São Luiz do Tapajós no período de 1996 a 2007 é apresentada na tabela 2.

Tabela 2 – Concentrações de Hg total em amostras de cabelo, na população adulta da comunidade de São Luiz do Tapajós, no período de 1996 à 2007.

ANO	N	± DP	G (log10)	INTERVALO
1996	49	21,20 ± 11,74	1,2124	3,00 – 48,3
1998	29	17,83 ± 9,42	1,1610	5,10 – 40,4
2001	38	13,32 ± 7,28	0,9886	1,92 – 29,26
2002	50	13,39 ± 3,68	1,1002	6,39 – 18,76
2003	64	15,35 ± 7,97	1,0897	3,04 – 37,5
2005	42	15,50 ± 9,82	1,0653	2,96 – 51,3
2007	50	16,73 ± 15,33	0,9127	0,82 – 60,3

Fonte: Laboratório de Ecotoxicologia e Saúde Humana do NMT/UFPA.

A média aritmética das concentrações de Hg total decresceu de 21,20 ± 11,74 µg/g a 13,32 ± 7,28 µg/g no período de 1996 a 2001, elevando-se de 13,39 ± 3,68 µg/g em de 2002 para 16,73 ± 15,33 µg/g, em 2007, sendo o limite máximo individual de 60,3 µg/g observado no último ano. A comparação das médias geométricas das concentrações de Hg total através da análise de variância mostrou diferença significativa somente entre os anos de 1996 e 2007 ($p < 0,05$).

A média aritmética e geométrica das concentrações de Hg total em amostras de cabelo na comunidade de Barreiras no período de 1994 a 2008 é apresentada na tabela 3.

Tabela 3 – Concentrações de Hg total em amostras de cabelo na população adulta da comunidade de Barreiras, no período de 1994 a 2008.

ANO	n	$\bar{X} \pm DP$	G (log 10)	INTERVALO
1994	27	20,38 ± 11,88	1,2324	7,20 – 62,9
1995	43	18,27 ± 12,48	1,0893	0,60 – 50,6
1996	62	17,97 ± 11,84	1,1241	2,50 – 71,5
1998	59	15,23 ± 9,21	1,0467	1,80 – 41,8
2000	33	11,48 ± 11,70	0,8835	2,64 – 61,4
2001	47	14,59 ± 13,28	1,0018	0,67 – 79,2
2002	21	17,50 ± 16,43	0,9521	1,43 – 71,5
2003	65	13,06 ± 8,18	0,9464	1,32 – 36,4
2005	53	11,81 ± 8,29	0,9314	0,70 – 36,2
2006	63	11,29 ± 7,29	0,8671	1,14 – 37,2
2007	60	10,99 ± 7,30	1,1031	0,40 – 37,20
2008	62	9,92 ± 7,40	0,8072	1,16 – 42,4

No período de 1994 a 1998 a média aritmética das concentrações de Hg total na população de Barreiras decresceu de $20,38 \pm 11,88 \mu\text{g/g}$ para $15,23 \pm 9,21 \mu\text{g/g}$. No período de 2000 a 2002 ocorreu uma elevação de $11,48 \pm 11,70 \mu\text{g/g}$ à $17,50 \pm 16,43 \mu\text{g/g}$. A partir de 2003 os níveis médios reduziram $13,06 \pm 8,18 \mu\text{g/g}$ à $9,92 \pm 7,40 \mu\text{g/g}$ em 2008. O limite máximo individual foi $71,5 \mu\text{g/g}$, observado em 1996 e 2002. A comparação da média geométrica das concentrações anuais após transformação em log 10 não mostrou diferença significativa em nenhum momento ($p > 0,05$).

A comparação da média geométrica apresentada pelas comunidades de São Luiz do Tapajós e Barreiras é mostrada na tabela 4.

Tabela 4 – Comparação da média geométrica das concentrações de mercúrio entre as duas comunidades, 1996- 2007.

ANO	n	SLTapajós Hgtotal ($\mu\text{g/g}$)	n	Barreiras Hgtotal ($\mu\text{g/g}$)	p-valor
1996	49	1,21	62	0,87	>0,05
1998	29	1,16	59	1,05	>0,05
2001	38	0,99	47	1	>0,05
2002	50	1,1002	21	0,9521	>0,05
2003	64	1,09	67	0,95	>0,05
2005	42	1,07	53	0,93	>0,05
2007	50	0,91	59	0,86	>0,05

Fonte: Base de dados de trabalho de campo do NMT/UFPA.

Comparando-se a média geométrica das concentrações de Hg total das comunidades em cada ano do estudo não foi observado diferença significativa em nenhum dos anos estudados ($p > 0,05$).

A prevalência da exposição ao mercúrio (indivíduos com níveis de Hg total em amostras de cabelos maior que $10 \mu\text{g/g}$, com risco para desenvolver a doença) é apresentada na tabela 5.

Tabela 5: Prevalência da exposição ao mercúrio (níveis > 10 µg/g) em ribeirinhos do Tapajós, no período de 1996 à 2008.

ANO	SL Tapajós N amostra	n (%)	Barreiras N amostra	n (%)	
1996	49	42 (85,7)	61	47 (77,0)	
1997	5823	-82,1	28	1998	43(74,1)
2001	37	23 (62,2)	46	24 (52,2)	
2003	49	26 (53,1)	60	30 (50,0)	
2005	41	28 (68,3)	52	23 (44,2)	
2006	-	-	63	32 (50,8)	
2007	50	32 (64,0)	60	30 (50,0)	
2008	-	-	62	20 (32,3)	

Fonte: Laboratório de Ecotoxicologia e Saúde Humana do NMT/UFPA.

A frequência de ribeirinhos com níveis de Hg total maior que 10 µg/g em São Luiz do Tapajós mostrou redução de 85,7% à 53,1%, no período de 1996 à 2003, aumentando em 2005 para 68,3% e alcançando 64% de pessoas expostas em 2007. Em Barreiras, a frequência de indivíduos expostos diminuiu de 77% à 44,2% no período de 1996 a 2005, cresceu para mais de 50% em 2006 e reduziu para 32,3% em 2008. A ausência de dados nos demais anos não permitiu a realização de comparação. Distribuição da frequência do consumo semanal de peixes pelos habitantes de Barreiras e de São Luiz do Tapajós é apresentada na tabela 6.

Tabela 6 – Distribuição da frequência do consumo semanal de pescado pelos ribeirinhos estudados, 2007 e 2008

No de refeições de peixes/semana	n (%) Barreiras 2008	n (%) São Luiz do Tapajós 2007
<2	1 (1,4)	3 (8,0)
2 – 4	10 (13,8)	8 (16,0)
5 – 10	37 (51,4)	22 (44,0)
11 – 14	24 (33,4)	12 (32,0)
total	72 (100)	50 (100)

Fonte: Base de dados de trabalho de campo do NMT/UFPA

Menos de duas refeições por semana foi relatado por pessoas que raramente comiam peixe, isto correspondeu a 1,4% e 8% respectivamente em Barreiras e São Luiz do Tapajós. Entre duas a quatro refeições por semana foi identificado entre pessoas que se alimentavam de peixes geralmente nos fins de semana ou comiam peixes pelo menos, dois dias durante a semana, sendo 13,8% em Barreiras e 16% em São Luiz do Tapajós. O consumo semanal de pescado registrado entre aqueles que consumiam cerca de cinco a dez refeições durante a semana ocorreu em 51,4% em Barreiras e 44% em São Luiz do Tapajós. Entretanto, os maiores consumidores de pescado foi representado por 33,4% e 32% respectivamente da população de Barreiras e São Luiz do Tapajós, que relataram comer peixe duas vezes ao dia durante os sete dias da semana. Não há dados sobre a quantidade de peixe ingerida por refeição.

A correlação entre ingestão de pescado e a concentração de mercúrio em amostras de cabelo em São Luiz do Tapajós é apresentada na figura 1.

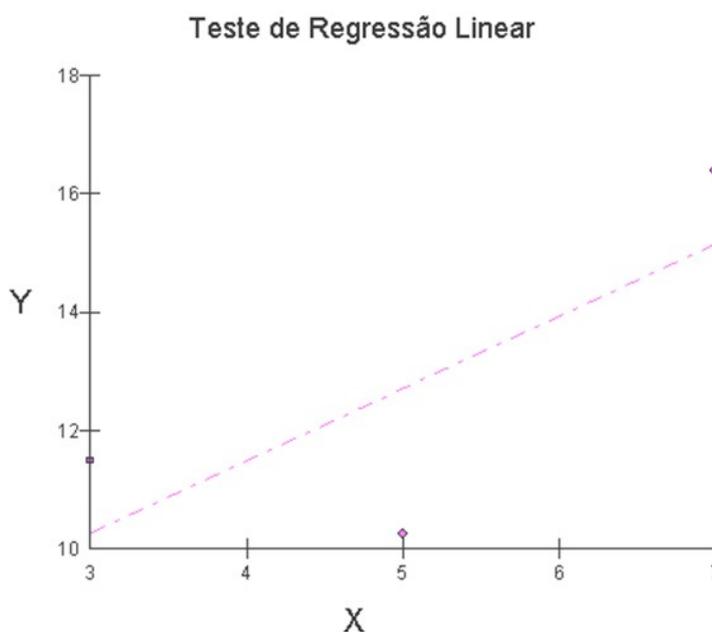


Figura 1 – Ingestão de Peixes x Teor de Hg total em Cabelo, de São Luiz do Tapajós.

A correlação entre a ingestão de peixes e os teores de Hg total nas amostras de cabelo na cidade de São Luiz do Tapajós, demonstrou coeficiente de correlação de Pearson de 0,7542 e equação da reta igual a $y = 6,61 + 1,22 x$.

A correlação entre ingestão de pescado e a concentração de mercúrio em amostras de cabelo em Barreiras é apresentada no gráfico 2.

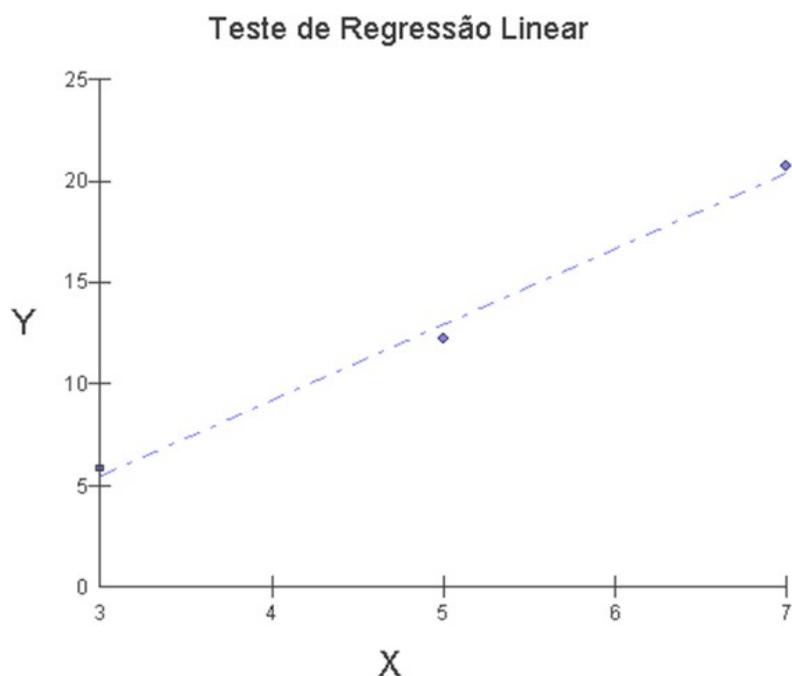


Figura 2 – Ingestão de Peixes x Teor de Hg Total em Cabelo, de Barreiras.

A correlação entre a ingestão de peixes e os teores de Hg total nas amostras de cabelo na cidade de Barreiras, demonstrou coeficiente de correlação de Pearson de 0,9966 e equação da reta igual a $y = -5,7267 + 3,73x$.

A correlação entre a produção de ouro e a concentração de mercúrio em amostras de cabelo em São Luiz do Tapajós é apresentada na figura 3.

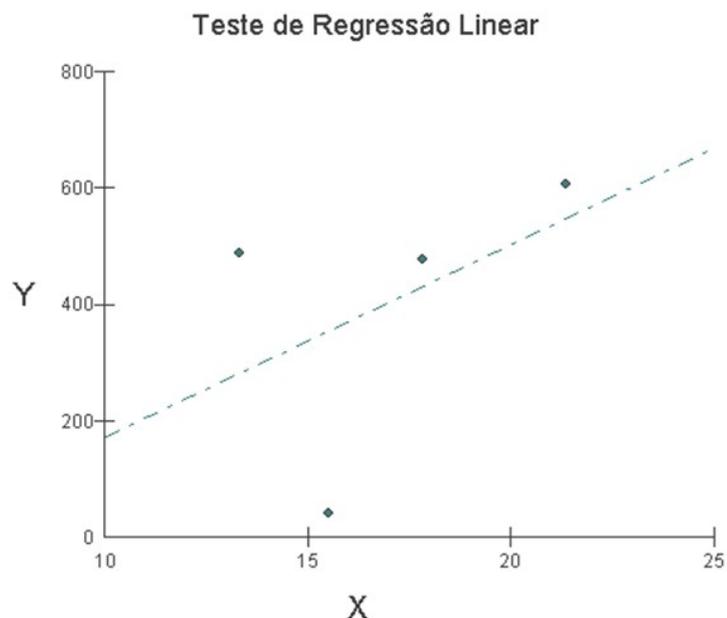


Figura 3 – Produção de ouro x Teor de Hg total em Cabelo, de São Luiz do Tapajós.

A correlação entre a produção de ouro no estado do Pará e os teores de Hg total na cidade de São Luiz do Tapajós, apresentou o coeficiente de Pearson de 0,4594. A equação da reta igual a $y = 14,42 + 0,0064 x$.

A correlação entre a produção de ouro e a concentração de mercúrio em amostras de cabelo em Barreiras é apresentada na figura 4.

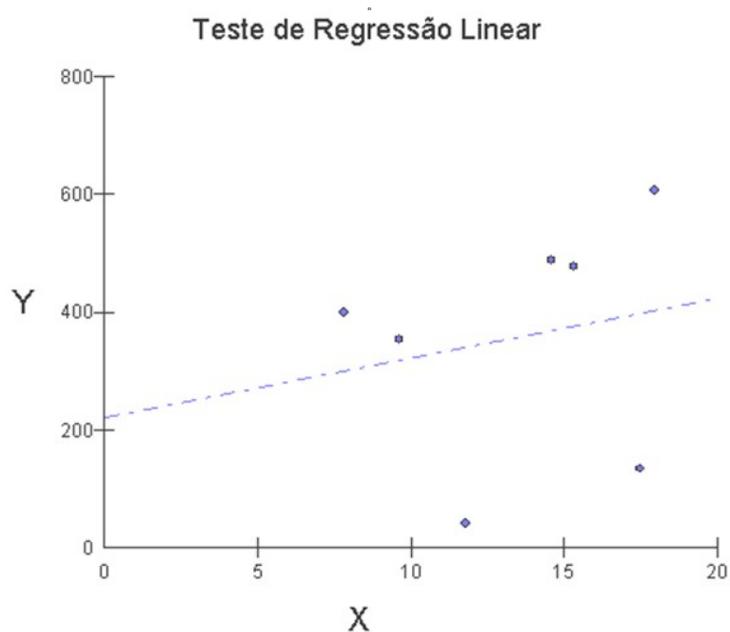


Figura 4 – Produção de ouro x Teor de Hg total em Cabelo, de Barreiras.

A correlação entre a produção de ouro no estado do Pará e os teores de Hg total em amostras de cabelo da comunidade de Barreiras apresentou coeficiente de Pearson de 0,1919. A equação da reta foi igual a $y = 12,19 + 0,0037x$.

4 DISCUSSÃO

Ribeirinhos constituem um grupo especial de população que vive geralmente em vilas, aglomerados rurais ou comunidades situadas às margens de rio, do qual depende sua sobrevivência socioeconômica e nutricional. Em geral, essas comunidades ribeirinhas possuem características semelhantes quanto aos aspectos demográficos, de saúde, saneamento e hábitos culturais (SÁ et al., 1992).

4.1 CARACTERÍSTICAS DAS COMUNIDADES RIBEIRINHAS ESTUDADAS.

Neste estudo, a população adulta de ribeirinhos foi representada por habitantes que residiam por um longo período de tempo, na comunidade, sendo a maioria *nativa*, apresentando um número significativo de mulheres em idade reprodutiva, principalmente na 3ª e 4ª década de vida. O longo tempo de residência local e o hábito alimentar a base de peixes destacaram-se como importantes características de ribeirinhos do Tapajós, preservando as características de ribeirinhos, em geral (SÁ et al., 1992).

O número médio de refeições de pescado consumido pela população de ambas comunidades foi elevado e ultrapassou a oito refeições por semana. Resultado semelhante foi observado por Mertens et al. (2002) ao estudar o regime alimentar anual da população de outra comunidade ribeirinha, na mesma região do presente estudo identificando um consumo médio de oito refeições de peixe por semana.

Na relação de gênero, as mulheres predominaram em ambas as localidades, entretanto, sendo maior em Barreiras onde esta relação foi de aproximadamente um homem para duas mulheres . Um número importante de mulheres em idade fértil, capazes de tornarem-se grávidas foi encontrado neste estudo, mostrando que esses grupos vulneráveis à ação tóxica do MeHg devem ser submetido a permanente monitoramento toxicológico, com vista a prevenção de danos à saúde da mãe e do filho (HARADA, 1982).

A localização de comunidades ribeirinhas próximo a garimpos de ouro, em atividade, pode constituir-se em fator que contribui para a exposição ao mercúrio, considerando que as maiores concentrações de mercúrio em pescado foram daqueles oriundos de áreas próximo a garimpos de ouro (MALM et al., 1997). Embora essas comunidades estejam localizadas em distâncias diferentes em relação ao centro de atividade garimpeira do Tapajós, estando São Luiz do Tapajós mais próxima (cerca de 120 Km) e Barreiras um pouco mais distante (cerca de 220 Km), ambas apresentaram níveis similares de exposição ao mercúrio sugerindo que os fatores relacionados a esse tipo de exposição estão presentes nas duas comunidades.

Na região do Tapajós onde se concentram vários garimpos de ouro, alguns estudos demonstraram níveis elevados de mercúrio em certas espécies de peixes predadoras, frequentemente consumidas pelos habitantes da região (AKAGI et al., 1994, 1995, 1996; LEBEL et al., 1997; MALM et al., 1997; BRABO et al., 2000). Outros estudos demonstraram níveis elevados de exposição humana ao mercúrio em comunidades ribeirinhas desta região (AKAGI et al., 1996; MALM et al., 1997; DOLBEC et al., 1997; SANTOS et al., 2000; PINHEIRO et al., 2006).

4.2 EVOLUÇÃO DA EXPOSIÇÃO NO PERÍODO DE 1994 A 2008

4.2.1 Comparação entre os anos

Vários estudos realizados em populações com elevada ingestão de pescado analisaram a intensidade da exposição através da determinação de Hg total ou MeHg em amostras de cabelo, entretanto, todos os estudos foram pontuais, analisando apenas num determinado período. Neste estudo foi avaliado o comportamento evolutivo da exposição num período de 14 anos e, observou-se que os níveis de exposição ao mercúrio apresentaram pouca variação em ambas as comunidades estudadas sugerindo que as mesmas estão expostas aos mesmos fatores que contribuem para a exposição.

Os primeiros valores de mercúrio em amostras de cabelo estabelecidos como seguros para a saúde humana pela Organização Mundial de Saúde foram modificados e, ainda há discussão polêmica sobre os limites toleráveis para a exposição ao mercúrio, através da alimentação. Esta controvérsia é baseada no fato que, a ingestão em longo prazo de alimentos com baixas concentrações de mercúrio, inicia anormalidades neurocomportamentais subclínicas, especialmente nos aspectos da coordenação psicomotora (WHO,1990).

Segundo a Organização Mundial de Saúde (1990), o cabelo constitui o melhor indicador de exposição ao MeHg e, baseado em acidentes ambientais ocorrido no Japão (1952-1956) e Iraque (1971-1972), foi estabelecido em 10 µg/g o nível máximo de segurança para riscos de exposição da mãe para o filho, e níveis acima de 50 µg/g para o aparecimento dos sinais e sintomas da intoxicação por MeHg, conhecido como Doença de Minamata (WHO,1990).

Na Amazônia, comunidades localizadas próximo aos centros de atividade garimpeira de ouro, como na região do rio Madeira (BARBOSA et al., 1996,1998; MALM et al., 1997) e Tapajós (AKAGI et al.,1996; DOLBEC et al., 1997; MALM et Al., 1997; SANTOS et Al., 2000) apresentaram níveis de mercúrio em cabelo ameaçadores a saúde da população. No presente estudo, os níveis de mercúrio encontrados foram similares aos encontrados nos estudos realizados no Madeira e no Tapajós.

Os efeitos de exposição em longo prazo decorrente da ingestão de peixes contaminados por MeHg com níveis similares ao encontrado neste estudo também foram observados no acidente do Canadá (WHITLEY,1994) e no da China (SOONG et al.,1994). Embora as comunidades estudadas apresentassem níveis inseguros para a saúde, até a época não havia registros de casos de intoxicação por MeHg.

Considerando que, a população ribeirinha de São Luiz do Tapajós esteja mais próxima da fonte de garimpagem de ouro (onde quantidades significativas de Hg⁰ são utilizadas no processo de amalgamação) observou-se que

não houve diferença significativa quanto a intensidade dos níveis de exposição entre os nos estudados, sugerindo uma tendência na manutenção da exposição e, com isso, a permanência do risco de aparecimento de casos de intoxicação por MeHg.

Apesar da pouca variação das médias aritméticas das concentrações de mercúrio ao longo do período, nas duas comunidades estudadas, os níveis encontrados são preocupantes, porque estão acima dos limites de tolerância estabelecidos pela Organização Mundial de saúde (WHO,1990) considerando ainda, que parte da população mantém uma dieta regular com alto consumo de pescado.

Vários são os estudos pontuais avaliando a exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas da Amazônia (AKAGI et al. 1995, MALM et al., 1995; AKAGI et al. 1996; LEBEL et al., 1997; MALM et al., 1997; PINHEIRO et al. 2003; 2005; 2006). Entretanto, este é o primeiro que analisa sistematicamente, a evolução da exposição, anualmente e nas mesmas comunidades ribeirinhas, através do monitoramento toxicológico dos níveis de mercúrio em amostras de cabelo por um longo período, na região do Tapajós.

4.2.2 Comparação entre as comunidades

Barreiras e São Luiz do Tapajós possuem características comuns enquanto comunidades ribeirinhas da Amazônia, pois dependem do rio para a sua sobrevivência biológica, tendo suas necessidades atendidas quanto a : alimentação à base de pescado, situação econômico-social (a pesca como atividade ocupacional), transporte (locomoção fluvial). Além disso, vivem em precárias condições sanitárias de abastecimento de água potável, destino de lixo e dejetos (PEREIRA, 2006). Embora tenham localizações diferenciadas quanto a distância em relação a uma das principais fontes de contaminação (garimpos de ouro), os níveis de exposição ao mercúrio não mostraram diferença quando comparou-se a média geométrica das comunidades em cada ano do estudo. Este resultado sugere a existência de fatores comuns influenciando na manutenção da exposição nessas duas comunidades.

Estudo realizado em comunidade ribeirinha do Tapajós localizada às proximidades de Barreiras mostrou uma influência favorável na redução dos níveis de mercúrio em cabelo, através do consumo de frutas disponíveis na própria comunidade (PASSOS, 2003). Assim sendo, torna-se importante verificar e estimular a adoção de outros hábitos alimentares em Barreiras e São Luiz do Tapajós.

4.3 FREQUÊNCIA DE EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO (NÍVEIS > 10 MG/G) EM RIBEIRINHOS DO TAPAJÓS, NO PERÍODO DE 1996 À 2008.

Com relação a frequência de indivíduos expostos, a comunidade de São Luiz do Tapajós ainda apresenta mais de 60% da população com níveis de mercúrio que oferecem risco à saúde, enquanto, a comunidade de Barreiras já começa a apresentar uma redução importante no número de pessoas expostas, considerando que em 1996 havia 77% de expostos, nos últimos dois anos apresentou uma redução de 50% em 2007 para 32,2% em 2008.

A frequência de exposição ao mercúrio em comunidades ribeirinhas tem sido avaliada principalmente em mulheres em idade reprodutiva. BARBOSA et al., (1998) estudando mulheres ribeirinhas do Rio Madeira observaram que 67,4% tinham concentrações de mercúrio acima de 10 ppm. Em outro estudo, na região do rio Negro, mulheres em idade reprodutiva (15 a 40 anos) apresentaram concentração média de Hg de 18,32 ppm, variando de 1,65 a 32,63 ppm, com 65% dos casos apresentando níveis acima de 10 ppm (BARBOSA et al., 2001).

Estudo anterior realizado na região do Tapajós mostrou que 64% das mulheres da comunidade de São Luiz do Tapajós, apresentavam níveis de Hg total entre 10 e 20 $\mu\text{g/g}$ e 15% apresentavam níveis superiores a 20 $\mu\text{g/g}$ de cabelo. Na comunidade de Barreiras, 52% apresentavam níveis entre 10 e 20 $\mu\text{g/g}$ e 15% apresentavam níveis superiores a 20 $\mu\text{g/g}$ de cabelo. Enquanto na região do baixo Tocantins, onde não há referencia de atividade garimpeira, os níveis de exposição ao mercúrio foram de aproximadamente 0%, pois os teores encontrados de Hg total foram abaixo de 10 $\mu\text{g/g}$ (PINHEIRO et al., 2006).

No presente estudo, as mulheres em idade reprodutiva constituíram mais de 50% da população estudada na comunidade de Barreiras, e em torno de 50% na comunidade de São Luiz do Tapajós.

4.3.1 Consumo semanal de pescado na região do Tapajós, 2007 e 2008

O pescado é um componente importante para uma dieta saudável. Alguns dos benefícios para a saúde incluem: alto teor em proteínas, gordura insaturada e ácidos graxos omega 3 e baixo teor de gordura saturada (AUSTRALIA, 2006). Entretanto, o teor de mercúrio contido no pescado contrabalança os efeitos benéficos deste alimento. Os níveis de mercúrio diferem de uma espécie de peixe para outra. Isto é devido a fatores tais como, espécie, tamanho, habitat, dieta e idade do peixe. As espécies predadoras (aquelas que comem outros peixes) são geralmente grandes e ocupam a ponta da cadeia alimentar e podem conter mais mercúrio (AUSTRALIA, 2006).

O risco de intoxicação pela ingestão de peixe contaminado depende de alguns fatores, sendo o nível de mercúrio, a quantidade ingerida e a frequência de ingestão determinantes para o acúmulo de MeHg no organismo humano (WHO, 1990). Neste estudo, cerca de 92% da população de São Luiz do Tapajós e 98,6% de Barreiras têm alimentação regular de peixe durante a semana. Entretanto, os maiores consumidores com mais de cinco refeições representaram 72% em São Luiz do Tapajós e 84,8% em Barreiras. Estudo realizado nas proximidades da área do presente estudo mostraram que 100% das pessoas questionadas consomem peixe (LEBEL et al., 1997; DOLBEC et al., 2001; PASSOS et al., 2001).

A estimativa para ingestão de mercúrio pela dieta pode ser determinada usando a média da concentração de mercúrio no pescado habitualmente consumido pela população e a quantidade média de peixe consumida em cada refeição (PASSOS, 2002). Entretanto, a proposta deste estudo, contempla apenas uma análise da estimativa da frequência de refeições de pescado em comunidades ribeirinhas da região do Tapajós. A dose referencia (RfD) é uma quantidade de MeHg que quando ingerida diariamente por um tempo não determina

efeitos adversos à saúde humana, incluindo populações vulneráveis. A nível de RfD ou abaixo, espera-se que a exposição seja segura. A dose referência (RfD) para a avaliação do risco ainda não está estabelecida, porém, os riscos aumentam com o aumento da exposição ao MeHg (USEPA, 1997).

4.4 HG TOTAL X PRODUÇÃO DE OURO NO ESTADO DO PARÁ:

Os fatores de emissão do garimpo, a quantidade de mercúrio liberada para o meio ambiente para a produção de 1.0 kg de ouro, são variáveis e dependem das condições de operação e das concentrações de ouro no minério. Os primeiros fatores de emissão relatados para os garimpos de ouro na Amazônia variavam de 2.0 a 4.0 kg de mercúrio por 1.0 kg de ouro produzido (MALLAS, 1986). Estudos mais recentes relataram valores inferiores, porém sempre variando entre 1 e 2, apresentando uma média de 1,3 (PFEIFFER; LACERDA, 1988; FARID, 1991).

Todos os estudos realizados, entretanto, concordam que a emissão para a atmosfera é bem mais abundante que a emissão para solos e rios, variando geralmente de 65% a 83% da emissão total (NRIAGU, 1988).

5 CONCLUSÃO

Os resultados do presente estudo permitem concluir:

- As comunidades ribeirinhas de São Luiz do Tapajós e Barreiras são constituídas por habitantes nativos, em sua maioria, com alto consumo de pescado, possuindo número importante de mulheres em idade reprodutiva;

- O estudo admite que, a exposição ao mercúrio pelas comunidades estudadas vem ocorrendo há longo prazo, pelo menos há 16 anos, com níveis de mercúrio que oferecem riscos à saúde para o grupo materno-infantil;

- Não há diferença entre os níveis de exposição ao mercúrio entre as comunidades, sugerindo que as mesmas possuem fatores de risco similares que mantêm a exposição;

- A comunidade de São Luiz do Tapajós apresenta ainda importante percentual de pessoas expostas, enquanto a comunidade de Barreiras já mostra uma redução importante na frequência de indivíduos expostos;

- Não houve correlação entre a produção de ouro e os níveis de Hg total em amostras de cabelo, nas duas comunidades estudadas.

Em síntese, as comunidades estudadas continuam com níveis de exposição que oferecem riscos à saúde, e que o tempo de exposição e a frequência no consumo de peixe pela dieta constituem os fatores que as mantêm sob o risco da exposição e dos efeitos tóxicos do MeHg. Monitoramento toxicológico e clínico-neurológico dos indivíduos expostos devem ser mantidos.

Há necessidade urgente de intervenção com aplicação de medidas educativas que causem impacto na redução dos níveis de exposição com vista a prevenção da doença causada pelo mercúrio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAGI, H.; KINJO, Y.; BRANCHES, P.; MALM, O.; HARADA, M.; PFEIFFER, W. C.; KATO, H. Methylmercury pollution in Tapajos River Basin, Amazon. **Environmental Sciences**, v. 3, p. 25-32, 1994.

AKAGI, H.; MALM, O.; KINJO, Y.; HARADA, M.; BRANCHES, F. J. P.; PFEIFFER, W. C.; KATO, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 5, p. 85-95, 1995.

AKAGI, H.; MALM, O.; BRANCHES, F. J. P. Human exposure to mercury due to mining in the Amazon, Brazil. A review. **Environmental Sciences**, v. 3, p. 199-211, 1996.

ATSDR, 2000. Toxicologic Profile for Mercury. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta.

AUSTRALIA. **Health and medical information for consumers, quality assured by the Victorian government** 2006. [http://www.betterhealth.vic.gov.au/bhcv2/bhcarticles.nsf/\(Pages\)/Mercury_in_fish?OpenDocument](http://www.betterhealth.vic.gov.au/bhcv2/bhcarticles.nsf/(Pages)/Mercury_in_fish?OpenDocument). Acessado em 10/01/2006.

AYRES, M.; AYRES, M. JR.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. S. **Biostat 3. 0: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Belém, Pará, Brasil: Sociedade Civil Mamirauá. Brasília, Distrito Federal, Brasil: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), 2005. 290 p.

BAKIR, F.; DAMLUJI, S. F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTHADA, M.; KHALIDI, A.; AL-RAWI, N. Y.; AL-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.

BARBOSA, A. C.; GARCIA, A. M.; SOUZA, J. R. Mercury contamination in hair of

riverine of Apicás Reserve in the Brazilian Amazon. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 1-8, 1997.

BARBOSA, A. C.; SILVA, S. R. L.; DÓREA, J. G. Concentration of mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon Basin. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 34, p. 100-105, 1998.

BARBOSA, A. C.; JARDIM, W. F.; DÓREA, J. G.; FOSBERG, B.; SOUZA, J. Hair mercury speciation as a function of gender, age and body mass index in inhabitants of the Negro River Basin, Amazon, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 40, p. 439-444, 2001.

BERLIN, M. Mercury. In: Friberg, L. , Nordberg, G. F. , Vouk, V. (eds) **Handbook on the Toxicology of Metals**, 2nd ed. , p. 345-387. New York. Elsevier Science Publishers BV, 1986.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; CID de SOUZA.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: A Screening Approach. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** v. 59, p. 194-201, 1997.

BLAYNEY, M. B. The need for empirically derived permeation data for personal protective equipment: the death of Dr. Karen E. Wetterhahn. **Appl. Occup. Environ. Hyg.** v. 16 (2), p 233 – 236, 2001.

BRABO, E. S.; SANTOS, E. O.; JESUS, I. M.; MASCARENHAS, A. F. S.; FAYAL, K. F. Mercury contamination of fish and exposures of on indigenous community in Para State, Brazil. **Environmental Research**, v. 84, p. 197-203, 2000.

BRANCHES, F. J. P.; ERICKSON, T. B.; AKS, S. E.; HRYHORCZUK, D. O. The price of gold: mercury exposure in the Amazonian Rain Forest. **Clinical Toxicology**, v. 32, p. 295-306, 1993.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Resolução nº 18/75 da Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos. **Diário Oficial da União** (Brasília), Seção 1, p. 16378, 9 de dezembro de 1975.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. CONSELHO NACIONAL DE SAÚDE. Comissão Nacional de Ética em Pesquisa (CONEP). **Normas para Pesquisa Envolvendo Seres Humanos** (Res. CNS 196/96 e outras). Série cadernos técnicos, supl. 3, 139 p, Ministério da Saúde, 2000.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual do Saneamento**. 3a. ed. , Brasília: 2006. 407p.

CÂMARA, V. M.; FILHOTE, M. I. F.; LIMA, M. I. M.; ALHEIRA, F.; MARTINS, M.; DANTAS, T. O.; LUIZ, R. R. Strategies for preventing adolescent mercury exposure in Brazilian gold mining areas. **Toxicology and Industrial Health**, v. 13, p. 285-297, 1997.

CORBETT, C. E. P.; COSTA, A. N.; GUYRICZA, J. V.; CORDEIRO, J. R.; FRIZZARINI, R.; ANDRADE, D. C. A.; KHOURI, M. E.; STRAVOGIANNI, A.; CORBETT, J. F.; PINHEIRO, M. C. N. Clinical evaluation of mercury exposure in the population of the Serra Pelada Village, Pará, Brazil. In: Proceedings **International Workshop on Health and Environmental Effects of Mercury – Impacts of Mercury in South and Central America, 2003** , Belém, 2003. p. 182-187.

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

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 Journal of Occupational and Environmental Health**, v. 73, p. 195-203, 2000.

DOREA, J. G.; MOREIRA, M. B.; EAST, G.; BARBOSA, A. C. Selenium and Mercury concentrations in some fish species of the Madeira River, Amazon Basin, Brazil.

Biological Trace Element Research, v. 65, p. 1-10, 1998.

EVE, E.; OLIVEIRA, E. F.; EVE, C. The mercury problem and diets in the Brazilian Amazon: planning a solution. **Environmental Conservation**. v. 23, p. 133-139, 1996.

FARID, L. H.; MACHADO, J. E. B.; SILVA, A. O.; In: **Proc. Intern. Symp. Environm. Studies on Tropical Rain Forests**. Biosfera Ed. , Rio de Janeiro, 1991.

FAYAL, K. R. F.; SANTOS, E. C. O.; BRABO, E. S.; VOLNEY, M. C.; SÁ, G. C.; JESUS, I. M.; ROCHA, C. S. G. Mercury levels in fish of Trombetas River, lower Amazon: an area out of gold mining influence. In: **International Workshop on Health and Environmental Effects of Mercury – Impacts of Mercury in South and Central America, 2003** , Belém. Proceedings of the International Workshop on Health and Environmental Effects of Mercury – Impacts of Mercury in South and Central America. Minamata, Japan: National Institute of Minamata Disease (NIMD), 2003. p. 239-249.

FERNANDES, H. M.; GUIMARAES, A. F.; BIDONE, E. D. Monitoramento do mercúrio na área do Projeto Carajás. **Saneamento Ambiental**, v. 6, p. 34-41, 1990.

FIEDLER, N. , Udasin, I. , Gochfeld, M. , Buckler, G. , Kelly McNeil, K. , Kipen, H. Neuropsychological and stress evaluation of a residential mercury exposure. **Environ. Health Perspect**. v. 107 (5), p. 343 – 347; 1999..

GILMOUR, C. C.; HENRY, E. A. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. **Environmental Pollutant**, v. 71, p. 131-169, 1991.

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

GRANDJEAN, P. Mercury Risks: Controversy or Just Uncertainty? **Publ. Health Rep**. 114: 512 – 515, 1999.

HARADA, M. Minamata disease. Organic mercury poisoning caused by ingestion of contaminated fish methylmercury. In: Jelliffe, P. , Jelliffe, D. B. (eds) **Adverse Effects of Foods**, p. 135-147. Kumamoto: Plenum Publishing, 1982.

HARADA M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 25, p. 1-24, 1995.

HARADA M. Neurotoxicity of methylmercury, Minamata and the Amazon. In: Yasui, M. , Strong, M. J. , Ota, K. K. , Verity, M. A. (eds.) **Mineral and Metal Neurotoxicology**, p. 177-187. New York, U. S. A. : CRC Press, 1997.

HARADA, M. Minamata Disease and the Mercury Pollution of the Globe. 2007

Disponível em <<http://www.einap.org/envdis/Minamata.html>>. Acessado em 14/11/2009.

IKINGURA, J. R.; AKAGI, H: Monitoring of fish and human exposure to mercury due to gold mining in the Lake Victoria goldfield, Tanzania. **Sci. Total Environ.** **191**:59-68 (1996)

HUNTER, D. , BOMFOND, R. R. , RUSSELL, D. S. Poisoning by methylmercury compounds. **Quarterly Journal of Medicine**, v. 35, p. 193-213, 1940.

KEHRIG, H. A.; MALM, O.; AKAGI, A.; GUIMARÃES, J. R. D.; TORRES, J. P. M. Methylmercury in fish and hair samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 77, p. 84-90, 1998.

LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. **Mercúrio na Amazônia: uma bomba química?** Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1992, 78 p. Série Tecnologia Ambiental.

LEBEL, J.; ROULLET, M.; MERGLER, D.; LUCOTTE, M.; LARRIBE, F. Fish diet and

mercury exposure in a riparian Amazonian population. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 31-44, 1997.

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.

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

MALLAS, J.; BENEDICTO, N.; Mercury and gold mining in the Brazillian Amazon. **Ambio**. 1986, 15, 248.

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. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 141-150, 1995.

MALM, O.; GUIMARÃES, J. R. D.; CASTRO, M. B.; BASTOS, W. R.; VIANA, J. P.; BRANCHES, F. J. P.; SILVEIRA, E. G.; PFEIFFER, W. C. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brazil. **Water, Air, Soil and Pollution**, v. 97, p. 45-51, 1997.

MANUAL DE ANÁLISES DE MERCÚRIO. (Tradução de Terezinha M. Cid de Souza). Ministério do Meio Ambiente, Japão, Março de 2004.

MARINS, R. V.; IMBASSAHY, J. A.; PFEIFFER, W. C.; BASTOS, W. R. Preliminary study of atmospheric Hg contamination in Poconé, MT. In: Veiga, M. M. , Fernandes, F. R. C. (eds.) Poconé: **Um Campo de Estudos do Impacto Ambiental do Garimpo**, p. 85-93. Rio de Janeiro, Brasil: CETEM/CNPq, 1991.

MERTENS, F.; MERGLER, D.; GASPAR, E.; PASSOS, C. J.; MORAIS, S.; SAINT-CHARLES, J. AND LUCOTTE, M.. Réseaux sociaux au sein d'une communauté de

pêcheurs en Amazonie et intervention participative pour réduire l'exposition au mercure. In: **70e Congrès de l'ACFAS**, 13-15 mai, Québec, Canada, 2002.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 543-566, 1998.

NIERENBERG, D. W. , Nordgren, R. E. , Chang, M. B. , Siegler, R. W. , Blayney, M. B. , Hochberg, F. , Toribara, T. Y. , Cernichiari, E. , Clarkson, T. Delayed cerebellar disease and death after accidental exposure to dimethylmercury. **N. Engl. J. Med.** v. 338 (23), p. 1672 – 1676, 1998.

NRIAGU, J. O.; **Nature**, v. 363, p. 589, 1993.

ORLOFF, K. G. , Ulirsch, G. , Wilder, L. , Block, A. , Fagliano, J. , Pasqualo, J. ,. Human exposure to elemental mercury in a contaminated residential building. **Arch. Environ. Health.** 52 (3), 169 – 172,1997.

PASSOS C. J.; MERGLER, D.; GASPAR, E.; MORAES, S.; LUCOTTE, M.; LARRIBE, F. Characterization of the diet of a riverside population in the Brazilian Amazon. **Rev Saúde Ambiente**, v. 4(1/2), p. 72–84,2001.

PASSOS, C. J.; MERGLER, D.; GASPAR, E.; MORAIS, S.; LUCOTTE, M.; LARRIBE, F.; DAVIDSON, R.; and GROSBOIS, S. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 93, p. 123–130, 2003.

PASSOS, C. J. S; SAMPAIO DA SILVA,D; LEMIRE, M; FILLION, M; GUIMARA, J. R. D.; LUCOTTE,M. MERGLER, D. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 18, p. 76–87, 2008.

PEREIRA, M. V. M. Exposição Mercurial na Região do Tapajós: Análise sócio-

ambiental da Comunidade ribeirinha de São Luiz do Tapajós. **Monografia especialização** - Universidade Federal do Pará, Núcleo de Medicina tropical, Belém, 2006, 57p.

PFEIFFER, W. C. , LACERDA, L. D. Mercury Inputs into the Amazon Region, Brazil. **Environmental Technology Letters**, v. 9, p. 325-330, 1988.

PINHEIRO, M. C. N.; GUIMARÃES, G. A.; BACELAR, M. D. R.; MULLER, R. C. S.; OIKAWA, T.; SANTOS, W. R.; GOMES, M. P. S. V.; SANTANA, A.; XAVIER, F. B.; ALMEIDA, S. A. Comunidades ribeirinhas do Tapajós. Condições de vida e saúde. In: Villas Bôas, R. C. Beinhoff, C. , Silva, A. R. (eds.) **Mercury in the Tapajós Basin**, p. 121-135. Rio de Janeiro, Brasil: CNPq / CYTED, 2001.

PINHEIRO, M. C. N.; HARADA, M.; YASODA, E.; NAKANISHI, J.; OIKAWA, T.; VIEIRA, J. L.; COSTA, S. M.; GUIMARÃES, G. A.; BACELAR, M. D. R.; ALMEIDA, S. S.; SILVEIRA, L. C. L. Toxicological and epidemiological data on human exposure to mercury in the Tapajós River Basin: 1994-1998. **Environmental Sciences**, v. 10, p. 99-105, 2003.

PINHEIRO, M. C. N. Exposição Mercurial e Defesas Antioxidantes em Mulheres Ribeirinhas Expostas ao Mercúrio, na Região do Tapajós. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Neurociências e Biologia Celular. Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará, 2005.

PINHEIRO, M. C. N.; OIKAWA, T.; VIEIRA, J. L. F.; GOMES, M. S. V.; GUIMARÃES, G. A.; CRESPO-LÓPEZ, M. E.; MÜLLER, R. C. S.; AMORAS, W. W.; RIBEIRO, D. R. G.; RODRIGUES, A. R.; CÔRTEZ, 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**, Ribeirão Preto, v. 39, p. 411-414, 2006.

RASMUSSEN, P. E. Current methods of estimating atmospheric mercury fluxes in remote áreas. **The Environmental Science**, v. 28, p. 2233-2241, 1994.

ROULLET, M.; LUCOTTE, M.; FARELLA, N.; RHEAULT, I.; SERIQUE, G.; SOUSA

PASSOS, C. J.; JESUS, E. S.; SCAVONNE DE ANDRADE, P.; MERGLER, D.; GUIMARÃES, J. R. D.; AMORIM, M. Effect of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water Air and Soil Pollution**, v. 112, p. 297-313, 1999.

SÁ, E. V. S. M. A.; SOUZA, A. V. S.; DINIZ, A. M. **Saúde e Doenças Tropicais: Comunidades Rurais, Conflitos Agrários e Pobreza**. Belém: NÚCLEO DE MEIO AMBIENTE, UFPA, 1992.

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

SANTOS, E. C. O.; VOLNEY, M. C.; BRABO, E. S.; LOUREIRO, E. C. B.; JESUS, I. M.; FAYAL, K.; SAGICA, F. Avaliação dos níveis de exposição ao mercúrio entre índios Pakaanóva, Amazônia, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, p. 199-206, 2003.

SILVA, A. P. As diversas formas de garimpo de ouro, suas emissões de mercúrio e mecanismos de dispersão nos diversos compartimentos ambientais. In: MATHIS, A., REHAAG (eds.) **Conseqüências da Garimpagem no Âmbito Social e Ambiental da Amazônia**. Belém, Pará, Brasil: Editora CEJUP, 2001. p. 48-56.

SOONG, T. R.; CHU, F. R.; FUN, Z. T. Epidemiological study on the health of residents along the Sunhua River, polluted by methylmercury. **Environmental Sciences**, v. 3, p. 41-54, 1994.

SOUZA, T. M. C.; ANJOS, J. R.; BARROS, F. C.; BASTOS, W. R.; SILVA, G. S.; OLIVEIRA, R. C. Mercury exposure in the gold shops of Itaituba, Amazon, Brazil. In: Proceedings of the **International Workshop on Health and Environmental Effects of Mercury – Impacts of Mercury in South and Central America, 2003**. Belém, 2003, p. 77-83.

STACEY, N. H.; KAPPUS, H. Cellular Toxicity and Lipid Peroxidation in Response to

Mercury. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 63, p. 29-35, 1982.

TAKEUCHI, T.; ETO, K. In: NAKAYAMA, H.; SUMIYOSHI, A. **The Pathology of Minamata Disease. A Tragic Story of Water Pollution**. Kyushu, Okinawa and Yamaguchi. Kyushu University Press, INC. , 1999.

US EPA. United States Environmental Protection Agency. **Mercury Study Report to Congress**. Volume V, Health Effects of Mercury and Mercury Compounds. EPA-4562/R-97-007. Washington, DC, USA: U. S. EPA, 1997.

VEIGA, M. M.; MEECH, J. A.; ONATE, N. Mercury pollution from deforestation. **Nature**, n. 368, p. 816-817, 1994.

WHEATLEY, B. Exposure of Canadian aboriginal peoples to methylmercury. **Environmental Science**, v. 3, p. 33-40, 1994.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). International Program in Chemical Safety (IPCS). Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. Geneva, Switzerland: WHO, 1990.