



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE PLANALTINA

TANIA MACHADO DA SILVA

**BIOMONITORAMENTO DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO (Hg) NA
POPULAÇÃO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO APROVEITAMENTO
HIDRELÉTRICO DE JIRAU, BACIA DO RIO MADEIRA, ESTADO DE RONDÔNIA**

Planaltina - DF

2012

TANIA MACHADO DA SILVA

**BIOMONITORAMENTO DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO (Hg) NA
POPULAÇÃO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO APROVEITAMENTO
HIDRELÉTRICO DE JIRAU, BACIA DO RIO MADEIRA, ESTADO DE RONDÔNIA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Bacharelado em Gestão Ambiental da Faculdade UnB Planaltina, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Carlos José Sousa Passos

Planaltina - DF

2012

Silva, Tania Machado

Biomonitoramento da exposição humana ao mercúrio (Hg) na população da área de influência do Aproveitamento Hidrelétrico de Jirau, Bacia do Rio Madeira, Estado de Rondônia. / Tania Machado da Silva. Planaltina - DF, 2012. 67 f.

Monografia - Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Carlos José Sousa Passos

1. Mercúrio. 2. Exposição humana. 3. Desenvolvimento Hidrelétrico. 4. Rio Madeira. 5. Amazônia Brasileira. I. Silva, Tania Machado. II. Título.

TANIA MACHADO DA SILVA

**BIOMONITORAMENTO DA EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO (Hg) NA
POPULAÇÃO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO APROVEITAMENTO
HIDRELÉTRICO DE JIRAU, BACIA DO RIO MADEIRA, ESTADO DE RONDÔNIA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Bacharelado em Gestão Ambiental da UnB Planaltina, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Gestão Ambiental.

Banca Examinadora:

Planaltina-DF, 06 de Julho de 2012.

Prof. Carlos José Sousa Passos (Presidente)

Prof. Luis Fabrício Zara, Faculdade UnB Planaltina

Profª. Lívia Penna Firme Rodrigues, Faculdade UnB Planaltina

*Dedico este trabalho aos meus pais, por sempre me apoiarem em todas minhas escolhas e por terem sido a peça fundamental para que eu tenha me tornado a pessoa que hoje sou.
À minha irmã e meu irmão, pelo carinho e apoio dispensados em todos os momentos que precisei. Às minhas amigas que sempre me apoiaram.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado forças e iluminado meu caminho para que pudesse concluir mais uma etapa da minha vida;

Considerando que este trabalho é resultado de uma caminhada que não teve seu início na UnB, agradecer pode não ser tarefa fácil, nem justa. Para não correr o risco da injustiça, agradeço a todos que de alguma forma passaram pela minha vida e contribuíram para a construção de quem sou hoje.

Agradeço a meus pais, Nelson Ari e Eliane Salete, por todo amor e dedicação que sempre tiveram comigo; pelas horas em que ficaram ao meu lado dando forças para eu não desistir e me mostrando que sou capaz de chegar onde desejo; por abrirem mão de muitas coisas para que eu pudesse alcançar meus objetivos. Sem dúvida foram as pessoas que mais me incentivaram e apoiaram no caminho até aqui.

Agradeço ao meu avô Leonel (*in memoriam*) por ter dividido suas histórias e vitórias e viver comigo as minhas; por ter me ensinado muito com suas experiências e sempre estar disposto a ouvir minhas angústias e dúvidas, aconselhando-me, apoiando-me, elogiando-me; por sempre estar ao meu lado sendo o melhor avô e conselheiro que alguém pode ter.

E agradeço, particularmente, a algumas pessoas pela contribuição direta na construção deste trabalho:

Ao professor Carlos José Sousa Passos, orientador desta monografia; e

À Venturo Consultoria Ambiental, pelo apoio financeiro aos trabalhos de campo e análises laboratoriais, assim como pela disponibilização dos dados.

A base de toda a sustentabilidade é o desenvolvimento humano que deve contemplar um melhor relacionamento do homem com os semelhantes e a Natureza.

Nagib Anderáos Neto

RESUMO

O presente estudo tem como objetivo investigar e estabelecer os níveis de exposição humana ao mercúrio (Hg) em comunidades direta e indiretamente impactadas pelo Aproveitamento Hidrelétrico de Jirau (AHE Jirau), dado o grande potencial de impacto de empreendimentos de grande vulto sobre a saúde pública, como a construção de hidrelétricas. Administraram-se questionários com vários módulos no intuito de resgatar um conjunto de informações relativas à caracterização dos grupos potencialmente expostos. O perfil de consumo alimentar (principalmente fontes de proteína animal e frutas) foi determinado por meio da aplicação de um inquérito alimentar recordatório de 7 dias. As concentrações de Hg total no cabelo dos participantes foram determinadas pela técnica de espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (CVAAS) - EPA 1631. Também foram coletadas amostras de peixes representando o conjunto de espécies mais consumidas pela população humana na área de influência do empreendimento. As concentrações de Hg em peixes foram semelhantes aos observados em outros estudos na região amazônica, tais teores sendo de relevância toxicológica em termos do potencial de exposição humana. Os níveis de Hg encontrados nesta população foram relativamente baixos (média = $4,2 \pm 4,3 \mu\text{g g}^{-1}$; mediana = $3,0 \mu\text{g g}^{-1}$) em comparação a outros estudos realizados na região amazônica, ainda que esse baixo grau de exposição esteja possivelmente associado à diminuição progressiva do consumo de peixes, principalmente daquelas pessoas que foram reassentadas em decorrência da construção da represa.

Palavras-chave: Mercúrio, Exposição humana, Desenvolvimento Hidrelétrico, Rio Madeira, Amazônia Brasileira

ABSTRACT

The present study aims to investigate and establish the degree of human mercury (Hg) exposure in communities directly and indirectly impacted by the Jirau Hydroelectric Dam (AHE Jirau), currently under construction on the Madeira River Basin (Western Brazilian Amazon), given the potential impact of large infrastructure projects like this one on public health. Questionnaires were administered with various modules in order to retrieve a dataset relating to the potentially exposed groups. Diet (mostly for sources of animal protein and fruit consumption) was determined through a food frequency questionnaire (7-day recall). Total hair Hg concentrations were determined by cold vapor atomic absorption spectrophotometry (CVAAS) - EPA 1631. We also collected fish samples from the study for total Hg determination. Fish Hg levels were similar to those observed in other studies conducted in the Amazonian region, which revealed to be of toxicological relevance in terms of their potential for human exposure. Yet, human hair Hg levels were relatively low (mean= 4.2 ± 4.3 mg g⁻¹; median=3.0 mg g⁻¹) as compared to other studies in the Amazon, although this low exposure degree is possibly associated with a somewhat progressive decrease of fish consumption overtime, especially for those villagers who were resettled in a small built village so that the dam could be constructed.

Key words: Mercury, Human Exposure, Hydroelectric Development, Madeira River, Brazilian Amazon

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. OBJETIVO.....	12
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
3.1 MERCÚRIO: DISPONIBILIZAÇÃO E FONTES DE EXPOSIÇÃO.....	13
3.2 IMPACTOS DECORRENTES DO DESENVOLVIMENTO HIDRELÉTRICO NA REGIÃO AMAZÔNICA.....	15
3.3 TOXICIDADE DO MERCÚRIO	18
3.4 CASOS DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL E EXPOSIÇÃO HUMANA	19
4. METODOLOGIA.....	22
4.1 ETAPA AMBIENTAL.....	22
4.1.1 Desenho amostral.....	22
4.1.2 Coleta de material biológico e quantificação de Hg em peixes	22
4.2 ETAPA HUMANA	23
4.2.1 Desenho Amostral	23
4.2.2 Critérios de elegibilidade	25
4.2.3 Coleta de dados sociodemográficos e alimentares.....	25
4.2.4 Coleta de material biológico e quantificação de Hg em cabelo	26
4.3 ANÁLISE DE DADOS	27
5. RESULTADOS	28
7. CONCLUSÕES.....	48
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50
APÊNDICE A – Aprovação do projeto de pesquisa quanto aos aspectos éticos.....	58
APÊNDICE B – Termo de consentimento livre esclarecido	59
APÊNDICE C – Questionário estruturado para coleta de dados das comunidades tradicionais da bacia do rio Madeira – Rondônia	61
APÊNDICE D – Inquérito alimentar recordatório de 7 dias	64

1. INTRODUÇÃO

O emprego do biomonitoramento na identificação de riscos de exposição humana a substâncias químicas, como o mercúrio (Hg), tem sido feito desde a década de 1930 e tem crescido de forma considerável no mundo (ANGERER *et al.*, 2007). Esta abordagem tem por finalidade avaliar os riscos de exposição e de efeitos danosos à saúde dos indivíduos expostos, fazendo uso de diferentes matrizes humanas para medir a concentração dos contaminantes ambientais, comparando os resultados obtidos com níveis de referência quando disponíveis, além de permitir a elucidação de mecanismos tóxicos (ANGERER *et al.*, 2007; ESTEBAN & CASTAÑO, 2009). A utilização do biomonitoramento humano no contexto de empreendimentos de grande envergadura (e.g., construção de grandes usinas hidrelétricas) pode se revelar pertinente e até necessária devido à uma variedade de riscos ambientais potencialmente gerados por tais empreendimentos, inclusive em relação à integridade dos ecossistemas e à saúde pública. Além disso, o biomonitoramento possibilita uma maior segurança para os tomadores de decisões, e até mesmo aponta medidas que devem ser adotadas para reduzir os diversos riscos ambientais decorrentes de tais empreendimentos, incluindo-se os impactos desses riscos sobre populações humanas (ANGERER *et al.*, 2007).

Ao longo dos últimos anos o Brasil tem se despontado como uma das grandes economias emergentes em âmbito internacional, o que por sua vez tem gerado grandes pressões no sistema energético do país (SOUZA, 2008). Assim, o desenvolvimento hidrelétrico no Brasil tem sido um dos grandes vetores de impactos ambientais de ampla dimensão, e dentre esses impactos encontra-se o grande potencial de remobilização de importantes quantidades de Hg no meio ambiente, conseqüentemente gerando processos de contaminação dos ecossistemas aquáticos e riscos de exposição humana por via alimentar (MARQUES *et al.*, 2010).

Diversas equipes de pesquisa no Brasil e no mundo têm documentado elevadas concentrações de Hg em peixes nos primeiros anos de reservatórios hidrelétricos (HYLANDER *et al.*, 2006; IKINGURA & AKAGI, 2002; MAILMAN *et al.*, 2005; PORVARI, 1995; TREMBLAY *et al.*, 1998), sendo que essa elevação possivelmente ocorre devido à metilação de Hg inorgânico, estimulada pelo carbono orgânico encontrado do solo e vegetação destes reservatórios (IKINGURA & AKAGI, 2002,

MAILMAN *et al.*, 2005; TREMBLAY *et al.*, 1998). Após o processo de alagamento a elevada concentração de Hg pode persistir por até 30 anos (MAILMAN *et al.*, 2005).

Atualmente são utilizadas diversas estratégias para reduzir os níveis de contaminação por Hg nesses ambientes, sendo a remoção de árvores em pé antes da inundação uma dessas estratégias (MAILMAN *et al.*, 2005). Ainda segundo Mailman *et al.* (2005), a remoção de árvores em pé elimina a matéria orgânica e limita a quantidade de carbono orgânico, apesar dessa técnica causar a perturbação do solo deixando-o desnudo e possibilitando a disponibilização de Hg para o sistema aquático.

No Brasil, a bacia do Rio Amazonas tem sido bastante visada para a produção de hidroeletricidade devido ao seu grande potencial hidráulico (TUNDISI, 2007). A construção de reservatórios nessa região pode provocar consideráveis impactos, tanto na integridade dos ecossistemas quanto na saúde das populações humanas locais, visto que diversos estudos têm documentado elevadas concentrações de Hg antropogênico e natural na região amazônica (FADINI & JARDIM, 2001; GRIMALD *et al.*, 2008; HACON *et al.*, 2008; ROULET *et al.*, 1998). A princípio, estas concentrações foram atribuídas às atividades garimpeiras, que fora e ainda são muito fortes na região (HACON *et al.*, 2008). Contudo, a partir da década de 1990, estudos como o de Roulet *et al.* (1998) indicaram que os solos da região amazônica são naturalmente abundantes em mercúrio o que contribui para o aumento das concentrações deste metal na região (FADINI & JARDIM, 2001; GRIMALD *et al.*, 2008; HACON *et al.*, 2008; ROULET *et al.*, 1998).

Na Amazônia ocidental, o rio Madeira também vem sendo bastante visado para produção de hidroeletricidade (KATSURAGAWA *et al.*, 2009), sendo que ele representa cerca de 13% da Bacia Amazônica (BASTOS *et al.*, 2007; GALVÃO, 2008). A construção de reservatórios no rio Madeira pode gerar toda uma série de riscos ambientais típicos deste tipo e porte de empreendimento. Além disso, essa área também apresenta um longo histórico de mineração artesanal de ouro (garimpagem), tendo contribuído assim para importantes lançamentos de Hg metálico para o meio ambiente natural, e isso devido à utilização deste metal no processo de extração do ouro (BASTOS *et al.* 2007). Diversos estudos têm mostrado que inundações para construção de reservatórios podem provocar o aumento das concentrações de metilmercúrio (MeHg) nos peixes, o que conseqüentemente reflete em toda a cadeia alimentar do ecossistema alterado (HUGUET *et al.*, 2009; MAILMAN *et al.*, 2005), podendo assim

acarretar danos também à saúde humana por se tratar de um metal conhecidamente tóxico.

Os efeitos do Hg no ambiente podem ser considerados como uma ameaça para a estabilidade dos ecossistemas (ZOLFAGHARI *et al.*, 2007). Sua forma orgânica, em especial o MeHg, é extremamente tóxica ao ser humano, afetando principalmente o sistema nervoso central. No que se refere à biota aquática, para os peixes ainda se tem pouco conhecimento a respeito do impacto toxicológico do metilmercúrio sobre o crescimento e a sobrevivência dos mesmos, embora alguns estudos registrem alguns danos morfológicos induzidos por Hg, concentrando-se principalmente em efeitos sobre o processo reprodutivo (RIBEIRO *et al.*, 2008; THE MADISON DECLARATION ON MERCURY POLLUTION, 2007).

Tendo em vista o cenário atual da região estudada e sabendo que atividades antrópicas, tais como as expostas anteriormente, podem intensificar a disponibilização de Hg ao meio e acarretar desequilíbrios nos ecossistemas, este estudo foi realizado no intuito de investigar e estabelecer os níveis de exposição das comunidades direta e indiretamente impactadas pelo Aproveitamento Hidrelétrico de Jirau (AHE Jirau) a este metal conhecidamente tóxico, o Hg, sendo que os resultados obtidos servirão como base para posteriores estudos na fase de pós-enchimento do reservatório. Para tanto, parte-se da premissa de que a modificação do ambiente possibilita o aumento dos teores de Hg nos compartimentos ambientais da área do reservatório na fase pós-enchimento do mesmo, que os níveis de exposição humana na presente fase são provavelmente baixos, e que tais níveis são determinados por fatores de risco de exposição clássicos na Amazônia, amplamente documentados na literatura científica ao longo das duas últimas décadas (PASSOS & MERGLER, 2008).

2. OBJETIVO

Estabelecer os níveis de exposição da população residente na área de influência do AHE Jirau na fase de pré-enchimento do reservatório, os quais servirão de referência para estudos comparativos na fase de pós-enchimento.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste estudo são os seguintes:

- I. Determinar os níveis de exposição humana ao Hg no meio ambiente natural e/ou ocupacional;
- II. Documentar a(s) via(s) de exposição ao contaminante;
- III. Descrever os níveis de exposição de acordo com diferentes critérios de estratificação;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 MERCÚRIO: DISPONIBILIZAÇÃO E FONTES DE EXPOSIÇÃO

O Hg é um metal encontrado naturalmente no meio ambiente em concentrações baixas, podendo ser disponibilizado à atmosfera através de fontes naturais ou atividades humanas (LEE *et al.*, 2010; TAN, 2006). No que tange à liberação natural, esta pode ocorrer por meio de erupções vulcânicas, atividades geotérmicas, fraturas rochosas na crosta terrestre, evasões do solo mineralizado e minas de Hg. A contribuição antrópica também ocorre por meio de diversas fontes, tais como a queima de combustíveis fósseis, produção de acetaldeído, incineração de resíduos sólidos, agrotóxicos, lâmpadas de vapor de Hg, baterias, produtos odontológicos, amalgamação de Hg com ouro durante o processo de extração artesanal deste último, entre outras (MICARONI *et al.*, 2000; TAN, 2006). Ao ser liberado na atmosfera, o Hg pode ser transportado por grandes distâncias, sendo que no ciclo atmosférico este metal é retido por longos períodos, e posteriormente depositado no solo, oceanos, lagos e rios (ARTAXO *et al.*, 2000, MICARONI *et al.*, 2000; TAN, 2006). Nos rios, além da deposição atmosférica o Hg pode ser liberado por meio de concentração dos sedimentos aluvionares, coluvionares e do fundo dos rios (BRADO *et al.*, 1999).

Segundo Micaroni *et al.* (2000), várias são as espécies químicas desse metal. A forma inorgânica normalmente é encontrada em três diferentes estados de oxidação, sendo eles: o Hg elementar (Hg^0), o íon mercurioso (Hg_2^{2+}) e o íon mercúrico (Hg^{2+}). A forma orgânica é obtida a partir da ligação covalente do Hg a um radical orgânico, onde os compostos metilmercúrio (CH_3Hg^+) e dimetilmercúrio (Hg_2^{2+}) são os mais comuns

em ecossistemas naturais. Em seu estudo, Tan (2006) sugere que as principais espécies de mercúrio encontradas em ecossistemas aquáticos, como o amazônico, são as organomercuriais, em especial o metilmercúrio (CH_3Hg^+), o qual é produzido por meio da metilação de $\text{Hg}(\text{II})$. Este processo pode ocorrer tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias, por mecanismos biológicos ou químicos (BISNOTI & JARDIM, 2003; ZIZEC *et al.*, 2007), ao passo que nos sedimentos a metilação ocorre principalmente através de atividades anaeróbias microbianas (TAN, 2006). Em uma revisão da literatura, Hacon *et al.* (2008) indicam que alguns estudos têm evidenciado a possibilidade do mercúrio inorgânico poder ser oxidado para Hg^{2+} e depois em MeHg quando lançado em sistemas aquáticos. A distribuição do MeHg nos ecossistemas está relacionada à concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) no meio onde ocorre o processo de metilação, sendo que complexos de Hg com COD propiciam seu transporte e acúmulo (BISNOTI & JARDIM, 2003).

Uma vez formado, o MeHg é transferido na cadeia alimentar bentônica ou migra do sedimento para a água sobrejacente, entrando na base da cadeia alimentar do ecossistema aquático e sendo transportado com mais eficiência que outras frações do Hg total e melhor absorvida que a forma inorgânica (MARVIM *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2011). À medida que o MeHg é transferido de um nível trófico para outro ele é bioacumulado e biomagnificado, sendo este processo diretamente dependente e relacionado ao tamanho da cadeia alimentar (HACON *et al.*, 2008; RIBEIRO *et al.*, 2008; PRUSS-USTUN *et al.*, 2011).

A complexa interação de diversos fatores dos ecossistemas aquáticos e ictiológicos tais como hábitos alimentares, o nível trófico das espécies e idade dos peixes, atividades microbianas do meio, concentração de Hg na camada superior do sedimento, conteúdo de COD, entre outros, reflete na variabilidade da concentração de Hg nos peixes (BASTOS *et al.*, 2008). Estudos na Amazônia e em outras localidades têm mostrado espécies de peixes de topo de cadeia com maiores concentrações de Hg, sendo este o resultado dos processos de bioacumulação e biomagnificação (BASTOS *et al.*, 2008; HACON *et al.*, 2008; MICARONI *et al.*, 2000, da SILVA *et al.*, 2004). Os limites de tolerância recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para o consumo de peixes é de $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ para peixes carnívoros e de $0,30 \text{ mg.kg}^{-1}$ para não-carnívoros (SILVA *et al.*, 2011), apesar de haver bastante dúvida sobre a real capacidade de proteção dessas normas contra a exposição humana na Amazônia, e isso

devido ao fato dos padrões de consumo de peixe nesta região diferir bastante de outras regiões do Brasil e do mundo.

Alguns estudos têm mostrado que apesar dos diversos benefícios do peixe como alimento, atualmente sua ingestão é a principal via de exposição humana ao Hg no meio ambiente natural, tanto na Amazônia (BASTOS *et al.*, 2008, MAILMAN *et al.*, 2005) como no mundo (PASSOS & MERGLER, 2008, BARBIERI & GARDON, 2009). Assim, comunidades como as da região amazônica, as quais têm o peixe como importante fonte de proteína animal, estão diariamente expostas a este metal (BASTOS *et al.*, 2008; PASSOS & MERGLER, 2008; SILVA *et al.*, 2011).

3.2 IMPACTOS DECORRENTES DO DESENVOLVIMENTO HIDRELÉTRICO NA REGIÃO AMAZÔNICA

Há milhares de anos, represas vêm sendo construídas com diversas finalidades, tais como controle de inundações, fornecimento de água potável para as populações, irrigação de plantações e geração de energia elétrica (OLIVEIRA *et al.*, 2007). Na sociedade atual, a eletricidade tornou-se indispensável, sendo que o mundo é dominado pela utilização de alta tecnologia que depende do fornecimento de energia elétrica para um bom funcionamento (TUOMOLA *et al.*, 2008). Essa elevada demanda por energia elétrica tem levado à criação de cada vez mais novos reservatórios hidrelétricos (MAILMAN *et al.*, 2005). Atualmente, um terço dos países no mundo depende de usinas hidrelétricas para produzir mais da metade da sua eletricidade, sendo que quase metade dos rios do mundo possui pelo menos uma grande represa (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

Entretanto, segundo Tuomola *et al.* (2008) a maior parte da eletricidade mundial ainda é produzida por meio de usinas alimentadas por combustíveis fósseis. Estes tipos de usina produzem uma considerável quantidade de poluentes o que gera diversos problemas ao meio ambiente e à saúde da população. Ainda segundo os mesmos autores, a construção de usinas hidrelétricas pode ser considerada uma alternativa viável para produção de eletricidade, tendo em vista que esse tipo de usina não libera tantos poluentes ambientais como as alimentadas por combustíveis fósseis. Além disso, o desenvolvimento regional e a geração de emprego e renda têm sido relatados como

possíveis benefícios advindos da implantação de represas (OLIVEIRA *et al.*, 2007; KATSURAGAWA *et al.*, 2009).

Aproximadamente dois terços do potencial hidrelétrico do mundo estão situados em países ainda em desenvolvimento (OLIVEIRA *et al.*, 2007). O Brasil é um desses países, cujo potencial hidráulico é de 260GW, dos quais apenas 25% estão sendo utilizados para a produção de energia pelas UHE de médio e grande porte e pelas Pequenas Centrais Hidrelétricas (ANEEL, 2012). Com 44%, ou seja, 112GW de potencia hidráulica, a região norte brasileira tem o maior potencial para geração de energia hidrelétrica no país (KATSURAGAWA *et al.*, 2009). No Plano Nacional de Energia 2030, está previsto o aproveitamento de cerca de 126GW do potencial hidráulico brasileiro, sendo que desse total mais de 70% estão nas bacias do Amazonas e do Tocantins/Araguaia (ANEEL, 2012).

Segundo Melo & Paula (2008), na década de 1980 só existiam duas pequenas hidrelétricas funcionando na Amazônia brasileira: a UHE Curuá-Una perto de Santarém (Pará), e a UHE Coaracy Nunes, no Estado do Amapá, as quais acarretavam pouco impacto econômico e ambiental. Após a construção da UHE Tucuruí, no baixo Tocantins, tem início um novo processo de construção de grandes represas na região amazônica brasileira, o que gerou diversos problemas de ordem ambiental e econômica nas áreas afetadas por esses grandes empreendimentos (MELO & PAULA, 2008). Atualmente está prevista a construção de cerca de 100 reservatórios para geração de energia nessa região (TUOMOLA *et al.*, 2008).

Segundo Marques *et al.* (2010), nos últimos 40 anos a floresta amazônica sofreu drásticas mudanças. A intensificação da ocupação dessa região devido principalmente à grande procura por áreas agricultáveis (BÉLIVEAU *et al.*, 2009), à construção de estradas e à inundação de grandes áreas para geração de hidroeletricidade influenciou consideravelmente nessas mudanças (BASTOS *et al.*, 2007; MARQUES *et al.*, 2010). A criação de reservatórios inundou grandes áreas mudando dramaticamente a paisagem amazônica, impactando tanto sua biota como a vida da população humana local, e forçando-os a se retirarem de suas terras e mudarem seus hábitos e estilo de vida (MARQUES *et al.*, 2010). A disponibilização de mercúrio para os corpos d'água tem sido associada ao aumento dessa ocupação e conseqüentemente do desmatamento da região (BASTOS *et al.*, 2007; GALVÃO *et al.*, 2008; HACON *et al.*, 2008), a exemplo

do que tem mostrado diversos estudos realizados na bacia do rio Tapajós na Amazônia oriental (BÉLIVEAU *et al.*, 2009; ROULET *et al.*, 1998).

Projetos de grande vulto, como a construção de represas para geração de energia elétrica, causam diversas externalidades negativas, sendo capazes de provocar danos ao meio ambiente, às edificações e à saúde da população residente na área de influência desses empreendimentos (FERREIRA *et al.*, 2011; MELO & PAULA, 2008). Paisagens são modificadas, ecossistemas são afetados, a biodiversidade aquática da região é reduzida, espécies de peixes são extintas e pessoas são reassentadas em consequência da construção de represas. Estas mudanças ambientais e a fragmentação social devido a esses empreendimentos podem acarretar efeitos adversos na saúde das populações impactadas, visto que a construção destas represas está diretamente relacionada ao estado nutricional dessas populações (OLIVEIRA *et al.*, 2007). Além disso, segundo Ferreira *et al.* (2011), a formação de grandes reservatórios pode aumentar os índices de doenças associadas à água, sendo que muitas vezes criam-se habitats ideais para proliferação de mosquitos, caracóis, dentre outros vetores.

Outro agravante das externalidades negativas geradas por esses grandes empreendimentos são as elevadas concentrações de mercúrio (Hg) encontradas em peixes de reservatórios hidrelétricos, como tem sido documentado em diversos estudos (HUGUET *et al.*, 2009; HYLANDER *et al.*; 2007; IKINGURA & AKAGI, 2002; MAILMAN *et al.*, 2005; TREMBLAY *et al.*, 1998; TUOMOLA *et al.*, 2008). Por se tratar de um metal conhecidamente tóxico, o risco de elevadas concentrações de Hg nos peixes tem se tornado uma das questões mais importantes na avaliação do impacto ambiental dos reservatórios hidrelétricos (TUOMOLA *et al.*, 2008). Na Bacia Amazônica essa questão talvez deva ser levada ainda mais em consideração, visto que segundo Roulet *et al.* (1998) os solos dessa região são naturalmente abundantes em Hg e em função da grande atividade garimpeira da região.

As concentrações de Hg em reservatórios hidrelétricos são elevadas devido ao aumento da taxa de conversão de Hg inorgânico em MeHg. Nesses ambientes o processo de metilação é estimulado por carbono orgânico encontrado no solo e na vegetação da área alagada (HUGUET *et al.*, 2009; MAILMEN *et al.*, 2005). Segundo Mailmen *et al.* (2005), nesses ambientes a produção de MeHg pode durar mais de 13 anos, e por se tratar de um metal que bioacumula, o MeHg pode persistir nos peixes do reservatório por até 30 anos após o alagamento, o que afeta toda a cadeia alimentar e as

peças que se alimentam desses animais. A intensidade dos danos causados pela construção de reservatórios para geração de hidroenergia vai depender de diversos fatores, como as características ambientais do local da usina, a densidade populacional da área afetada, as medidas de segurança empregadas e tecnologias utilizadas para mitigação dos impactos, dentre outros (FERREIRA *et al.*, 2011).

3.3 TOXICIDADE DO MERCÚRIO

No corpo humano o MeHg tem uma meia vida relativamente longa de cerca de 70 a 80 dias (LI *et al.*, 2010). Os perfis toxicológicos podem variar de acordo com os cenários de exposição e em função da magnitude e duração de tal exposição, podendo esta ser aguda ou crônica, clínica ou sub-clínica. Intoxicações agudas devido à exposição ao Hg podem ocorrer quando a concentração de vapores desse metal é elevada, principalmente quando o indivíduo se encontra em locais confinados de trabalho, sendo que nestes casos alguns efeitos se apresentam de forma clínica (FARIA, 2003). A inalação de altas concentrações de Hg pode causar problemas respiratórios tais como pneumonia e edema pulmonar, podendo inclusive levar ao óbito (MICARONI *et al.*, 2000). Muitas doenças que são causadas por substâncias tóxicas, como o Hg, podem levar décadas para se desenvolverem, esse é o caso da exposição crônica onde por vezes a doença pode ser desencadeada pela exposição precoce do indivíduo, como no caso de crianças e adultos que se alimentam de peixes contaminados com o metal (GUIMARÃES & ASMOS, 2010). Na exposição crônica ao vapor de Hg, como comumente ocorre nos garimpos de ouro, o indivíduo pode apresentar alguns problemas neurocomportamentais (MICARONI *et al.*, 2000; LEE *et al.*, 2010), onde alguns efeitos desse tipo de exposição não são evidentes clinicamente, ou seja, são efeitos sub-clínicos que podem ser distinguidos somente por meio de testes específicos (GUIMARÃES & ASMOS, 2010; OLIVEIRA & OLIVEIRA, 2011)

Dentre os sintomas comumente observados em humanos pela exposição à espécies organomercuriais tem-se: tremores, vertigem, dor de cabeça, cãibra, fraqueza, entorpecimento, depressão, distúrbios visuais, dispnéia, tosse, inflamações gastrointestinais, queda de cabelo, náusea e vômitos, podendo levar ao óbito. Outro grande problema relacionado à exposição ao MeHg é representado pelos danos causados ao desenvolvimento fetal, levando desde problemas neurológicos até a má

formação cefálica (MICARONI *et al.*, 2000; TAN, 2006, SILVA *et al.*, 2004; PRUSS-USTUN *et al.*, 2011).

Os perfis toxicológicos ainda podem variar em função das diferentes espécies mercuriais, sendo que cada espécie pode ter como alvo diferentes sistemas biológicos que apresentam distintos quadros de toxicidade. A exposição à espécies inorgânicas de Hg tem sido associadas à quadro de nefrotoxicidade, acarretando graves problemas ao sistema renal (RIBEIRO *et al.*, 2008). De acordo com a The Madson Declaration on Mercury Pollution (2007), diversos estudos têm apontado quadros de cardiotoxicidade, ou seja, implicações cardiovasculares devido à exposição ao MeHg, o que corrobora com os riscos de doenças cardiovasculares como aumento da pressão arterial, além de provocar alterações na variabilidade da frequência cardíaca (HACON *et al.*, 2008; MERGLER *et al.*, 2007; LI *et al.*, 2010; THE MADISON DECLARATION ON MERCURY POLLUTION, 2007). Alguns estudos também têm buscado associar a exposição ao mercúrio inorgânico e orgânico com resultados imunológicos (doenças auto-imunes), apresentando assim quadros de imunotoxicidade (AMORIM *et al.*, 2000; CROMPTON *et al.*, 2002; BAHIA *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2004; MERGLER *et al.*, 2007; LI *et al.*, 2010; ZOLFAGHARI *et al.*, 2007; PASSOS & MERGLER 2008). Quadros de neurotoxicidade, ou seja, problemas ao sistema nervoso central associados à exposição a um elemento tóxico, como manifestações graves de neurodesenvolvimento (Síndrome de Minamata), também têm sido relacionados à exposição ao Hg em diversos estudos (CROMPTON *et al.*, 2002; LI *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2007).

3.4 CASOS DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL E EXPOSIÇÃO HUMANA

O primeiro relato de óbito por intoxicação com um composto organomercurial ocorreu em 1963, quando dois químicos tentaram determinar o número de oxidação do composto dimetilHg (BISNOTE & JARDIM, 2003). Entretanto, a contaminação por Hg só ficou conhecida mundialmente em 1953 após a descoberta da “Doença de Minamata” (BISNOTE & JARDIM, 2003; BONITA *et al.*, 2006; CLARKSON & MAGOS, 2006; KOJADINOVIC *et al.*, 2006; ZANG & WONG, 2007), que oficialmente levou ao óbito 1.043 pessoas, sendo que 2.252 pessoas foram contaminadas e cerca de 12.127 reivindicaram ter a doença (BISNOTE & JARDIM, 2003; SAKAMOTO *et al.*, 2001). Neste período, uma das maiores indústrias do Japão, a qual produzia fertilizantes

químicos, resinas sintéticas, plásticos e compostos químicos; gerava MeHg como subproduto do processo de produção de acetaldeído e lançava seus resíduos na Baía de Minamata (BISNOTE & JARDIM, 2003; BONITA *et al.*, 2006; CLARKSON & MAGOS, 2006). Por se alimentarem dos peixes provenientes dessa baía a população da região ficou exposta à este metal potencialmente tóxico (BISNOTE & JARDIM, 2003; CLARKSON & MAGOS, 2006; FEARNSSIDE, 1999; TAM, 2006).

Após a “Doença de Minamata” outros casos de intoxicação por Hg foram registrados. Na década de 1970, diversas famílias de agricultores em vários países foram contaminadas com Hg por via alimentar. A disseminação no uso de fungicidas mercuriais, a falta de informação e a rotulagem inadequada fez com que essa série de incidentes de intoxicação alimentar ocorresse, sendo que grãos tratados com fungicidas à base de metil e etilmercúrio eram utilizados na confecção de pão caseiro para alimentar essas famílias (BISNOTE & JARDIM, 2003; GRANDJEAN *et al.*, 2010). No Iraque, entre 1955-1956 e 1959-1960, mais de 6.900 pessoas foram hospitalizadas e pelo menos 459 morreram por intoxicação com Hg. Posteriormente no Paquistão em 1961, na Guatemala em 1965, e novamente no Iraque em 1970 -1971 diversas famílias foram intoxicadas por MeHg (GRANDJEAN *et al.*, 2010).

Em 1962 em Ontário, no Canadá, peixes foram contaminados e diversas pessoas sofreram com a exposição ao Hg, este incidente ocorreu porque resíduos desse metal eram lançados em um lago da região. Entretanto, não se tem notícia de mortes por intoxicação com Hg na área afetada, sendo que os dados das autópsias dos indivíduos expostos foram mantidos em sigilo (GRANDJEAN *et al.*, 2010). Nos Estados Unidos, no ano de 1969, a ingestão de porcos que eram alimentados com grãos tratados com fungicidas organomercuriais também ocasionou intoxicação de diversas pessoas (BISNOTE & JARDIM, 2003). A pesquisadora Karen Wetterhahn da Universidade de Dartmouth veio à óbito alguns meses após gotas de dimetil-Hg puro atravessarem suas luvas de látex em um experimento onde ela fazia uso do composto (BISNOTE & JARDIM, 2003).

Atualmente, uma gama de estudos tem buscado documentar a exposição ao Hg em diversas regiões no mundo, no Canadá comunidades nativas são diretamente expostas à este metal devido ao frequente consumo de peixe contaminado (OOSTDAM *et al.*, 2005; WHEATLEY & PARADIS, 1995). Em seu estudo, Wheatley & Paradis (1995), relatam que este potencial de exposição e risco a saúde de comunidades

canadenses foi documentado a princípio no início dos anos 1970 no norte de Ontário, onde duas comunidades, Grassy Narrows e Whitedog, foram expostas ao comer peixes provindos de um rio contaminado por Hg. No noroeste de Quebec, na mesma época, comunidades de James Bay Cree também foram expostas ao Hg, sendo que neste caso acredita-se que fonte do contaminante foi parcialmente industrial.

Outra região que tem recebido uma grade atenção devido à exposição de comunidades tradicionais ao Hg é a região Amazônica. Além de ter em seu histórico uma intensa atividade garimpeira, como visto anteriormente, estudos têm indicado que os solos dessa região são naturalmente ricos em Hg, o que contribui para as elevadas concentrações do metal no ecossistema Amazônico (FADINI & JARDIM, 2001; GRIMALD *et al.*, 2008; HACON *et al.*, 2008; ROULET *et al.*, 1998). Em uma revisão sistemática a literatura, Passos & Megler (2008) indicam diversos estudos de saúde humana realizados em diferentes comunidades Amazônicas, sendo que, até o ano de publicação do artigo de revisão, 82% destes estudos haviam sido realizados na Amazônia Brasileira.

Apesar do consumo de peixe ser apontado como a principal fonte de exposição humana ao MeHg, em uma revisão a literatura, Li *et al.* (2010) indicam alguns estudos que têm relacionado o consumo frequente de arroz contaminado com a exposição à este composto organomercurial. Alguns destes estudos têm documentado elevados níveis de MeHg no arroz a partir de áreas contaminadas na China (FENG & QIU, 2008; LI *et al.*, 2010). Em uma revisão a literatura, Feng e Qiu (2008) abordam o problema enfrentado pelos moradores de Guizhou na China, importante centro mundial de produção de Hg. Por função de sua geografia, esta província possui diversas minas de Hg, o que intensifica a emissão deste metal através das atividades de mineração do metal. Guizhou é um importante centro de fundição de zinco (Zn) e cerca de 80% do consumo total de energia na província resultam de combustão de carvão, atividades que aumentam ainda mais as emissões de Hg para atmosfera. Além disso, a província tem uma fábrica química única estatal, Guizhou Organic Chemical Plant (GOCP), que usou Hg como um catalisador para produção de acetaldeído e lançou seus resíduos nos corpos d'água da região.

A principal fonte de alimento dos moradores de Guizhou é o arroz, o qual, devido contaminação da água utilizada para a produção do alimento e até mesmo do solo, encontra-se também contaminado (FENG & QIU, 2008). A revisão feita por Feng

e Qiu (2008) apresenta estudo que relatam os problemas enfrentados pelos moradores dessa região, os quais têm sofrido muito com a exposição ao Hg, apresentando sintomas característicos da intoxicação a este metal.

4. METODOLOGIA

4.1 ETAPA AMBIENTAL

4.1.1 Desenho amostral

Para esta etapa, buscou-se realizar as análises em peixes bioindicadores, cujas espécies chaves são o tucunaré (*Cichla monoculus*) e a traíra (*Hoplias malabaricus*), devido ao fato de apresentarem hábito alimentar carnívoro potencializando os efeitos de bioacumulação e biomagnificação de mercúrio associado ao relevante consumo nas comunidades tradicionais das áreas de influência direta e indireta do AHE Jirau. As amostras de peixe foram adquiridas diretamente nas comunidades ribeirinhas.

Foram realizadas oito campanhas de amostragem cobrindo três anos. A 1ª campanha ocorreu no período de 26 a 30 de setembro de 2009, a 2ª no período de 06 a 15 de janeiro de 2010, a 3ª no período de 05 a 16 de abril de 2010, a 4ª no período de 08 a 22 de julho de 2011, a 5ª no período de 06 a 22 outubro de 2010, a 6ª no período de 06 a 22 de janeiro de 2011, a 7ª no período de 11 de abril a 02 de maio de 2011 e a 8ª campanha no período de 01 a 06 julho de 2011.

4.1.2 Coleta de material biológico e quantificação de Hg em peixes

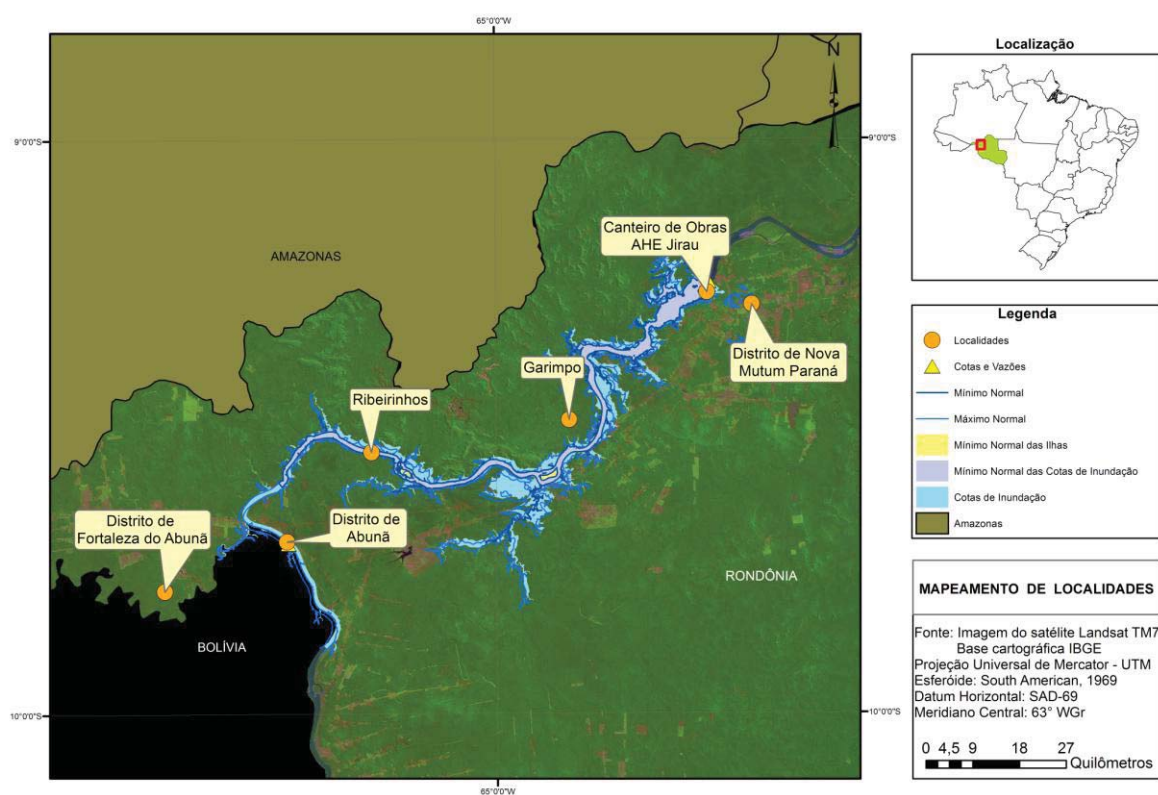
Após a coleta, o material foi acondicionado em sacos de polietileno e mantido congelado até o momento de preparação e análise. As amostras de músculo de peixe (50 a 100 g) foram digeridas em meio ácido seguindo a metodologia descrita por Malm *et al.* (1989) e o teor de mercúrio total (HgT) foi quantificado pela técnica de geração de vapor de mercúrio a frio acoplado a espectroscopia de absorção atômica (CVAAS) - EPA 1631 (adaptado), enquanto que a análise de metilmercúrio (MeHg) envolveu as fases de digestão, extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa segundo a metodologia descrita por BISINOTI *et al.* (2007).

4.2 ETAPA HUMANA

4.2.1 Desenho Amostral

Este estudo se insere no âmbito de um Programa Interdisciplinar de Monitoramento Ambiental e Humano sobre a presença e dinâmica hidrobiogeoquímica do Hg na área de influência do aproveitamento hidrelétrico Jirau (AHE Jirau). As comunidades alvo do estudo são aquelas que vivem em áreas impactadas direta ou indiretamente pelo AHE Jirau, situado na região do rio Madeira, Rondônia, Brasil, compreendendo comunidades ribeirinhas que vivem nas margens direita e esquerda do rio Madeira e indivíduos na área de influência do empreendimento. A **Figura 01** apresenta o mapeamento das áreas onde foram realizadas as campanhas de amostragem de campo para este trabalho.

Figura 01 – Mapeamento das localidades onde foram realizadas as campanhas de amostragem de campo para este trabalho



Fonte: Imagem do satélite Landsat TM7

A amostra populacional é composta por participantes de ambos os sexos incluindo-se diversas faixas etárias, sendo que todos os participantes são recrutados de livre e espontânea vontade, de maneira voluntária nas atividades. Sabe-se que no caso de estudos de avaliação de exposição ambiental a agentes tóxicos, como o Hg, quanto maior a variabilidade de fatores que possam alterar a composição da amostra, maior deve ser o tamanho da amostra para validar as hipóteses testadas.

No processo de amostragem, utilizou-se um desenho epidemiológico do tipo transversal, e o recrutamento dos participantes em cada abordagem contava com o apoio de pessoas chave das comunidades (incluindo-se garimpos de terra e dragas fluviais), as quais foram previamente contatadas no intuito de ajudar na divulgação das atividades propostas assim como da importância no âmbito desta obra de grande envergadura ora em construção. Se por um lado o recrutamento da população com base em metodologia rigorosa de amostragem aleatória é reconhecida e valorizada, por outro lado, as condições de trabalho de campo no interior da Amazônia tornam bastante difícil, para não dizer inviável, a aplicação de tais métodos. Diante destas dificuldades em adotar uma estratégia randômica de amostragem humana nesse contexto, amostras de conveniência foram utilizadas, as quais se mostraram apropriadas para representar populações de base em outros estudos e contextos (PASSOS *et al.*, 2007; KELLY *et al.*, 2002; ZELINSKI *et al.*, 2001). Afim de diminuir a possibilidade de quaisquer vieses de seleção, e com base em dados oficiais do Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto no Meio Ambiente do empreendimento, realizou-se uma análise minuciosa da estrutura etária e das proporções de homens e mulheres da população residente na área de influência do empreendimento, para comparação com a amostragem deste estudo. A **Tabela 01** apresenta a taxa de participação da população amostrada em relação à população geral residente na área de atuação do programa de monitoramento.

Tabela 01 - Taxa de participação da população amostrada em relação à população geral residente na área de atuação do programa de monitoramento

População total	População estudada	%
2088	1002	48,0

Fonte: EIA/RIMA dos AHE de Santo Antônio e Jirau

Foram realizadas cinco abordagens humanas cobrindo dois anos. A 1ª abordagem ocorreu no período de 13 a 18 de maio de 2010 (período de águas altas –

cheia), a 2ª ocorreu em duas etapas sendo nos períodos de 12 a 17 de julho de 2010 e de 23 a 28 de agosto de 2010 (período de descida das águas – vazante), a 3ª ocorreu em três etapas sendo nos períodos de 18 a 22 de outubro de 2010, de 12 a 16 de novembro de 2010 e de 18 a 23 de fevereiro de 2011 (períodos de águas baixas – seca e enchente), a 4ª ocorreu em duas etapas, sendo nos períodos de 18 a 24 de maio de 2011 e de 19 a 24 de agosto de 2011 (períodos de águas altas – cheia e vazante) e a 5ª abordagem ocorreu no período de 16 a 29 outubro de 2011 (período de águas baixas - seca), sendo direcionadas para a população residente nas comunidades de Distrito de Nova Mutum Paraná, Distrito de Fortaleza do Abunã, Distrito de Abunã, Ribeirinhos, além de dragas e flutuantes mineradores de ouro ao longo do rio Madeira, garimpeiros manuais na área de influência direta e indireta do AHE Jirau e colaboradores do canteiro de obras do empreendimento.

A aprovação deste estudo foi obtida a partir do Comitê de Ética em Pesquisa em Seres Humanos da Faculdade de Medicina da Universidade de Brasília (Registro: CEP-FM 038/2010) (APÊNDICE A). Sendo que o estudo foi explicado previamente de forma individualmente aos participantes, os quais concordaram em participar assinando um termo de livre consentimento.

4.2.2 Critérios de elegibilidade

Foram utilizados três critérios de inclusão para definir os indivíduos constituintes da amostra, sendo eles: i) morar na comunidade por pelo menos 12 meses; ii) ter o peixe como importante fonte de proteína animal; iii) ter cabelo suficiente para amostragem de uma mecha visando a análise dos teores de Hg total e orgânico. Vale lembrar que neste protocolo de pesquisa não foram incluídos participantes pertencentes a grupos especiais e comunidades indígenas.

4.2.3 Coleta de dados sociodemográficos e alimentares

Como principal instrumento de coleta de dados, e no âmbito do programa de biomonitoramento mais amplo referido acima, foi utilizado um questionário (APÊNDICE C) com vários módulos, no intuito de resgatar um conjunto de informações relativas à caracterização dos grupos potencialmente expostos. Este

questionário abrangeu os seguintes módulos: sócio-demográfico, história médica ambiental e ocupacional, morbidade referida, fatores de risco de adoecimento, hábitos sociais, culturais e alimentares, dentre outros.

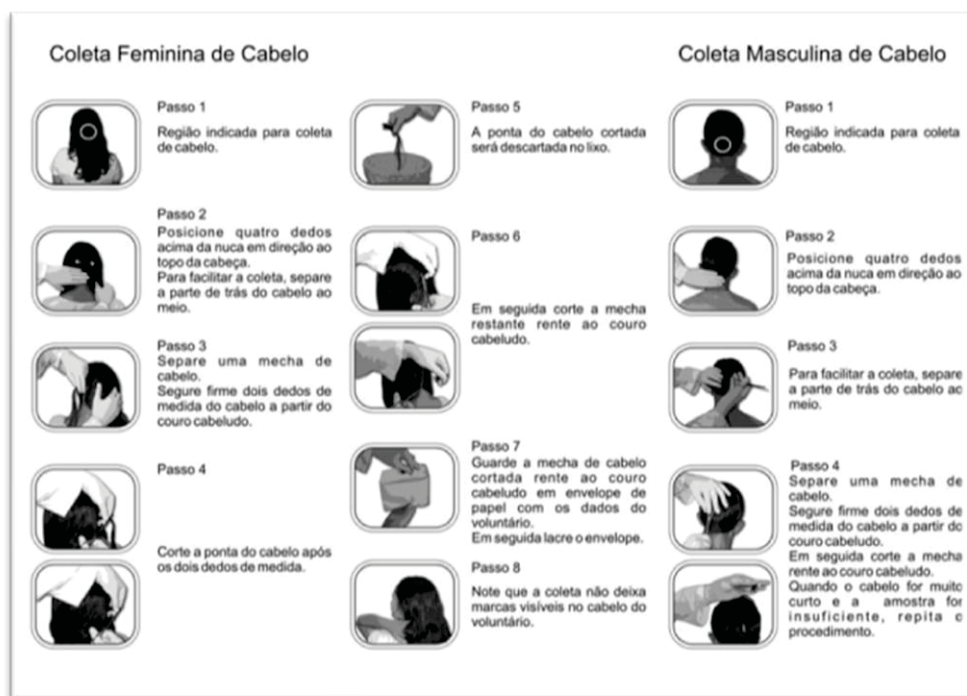
No intuito de determinar a frequência do consumo de peixes e frutas foi utilizado um inquérito alimentar recordatório de 7 dias (APÊNDICE D). Estudos tem mostrado que este método é sensível na avaliação do consumo alimentar há curto prazo, além de ser de fácil aplicação (PASSOS *et al.*, 2007). Para esse exercício foi preparada uma lista com o nome das principais espécies de peixes e frutos da região, além de outros tipos de fonte de proteína como carnes de gado e frango, e derivados de leite. Os participantes indicaram o número de refeições que continham peixes, bem como as espécies consumidas, sendo que para frutos e outras fontes de proteína o procedimento foi semelhante. Peixes e frutos que não constavam na lista inicial também foram registrados.

4.2.4 Coleta de material biológico e quantificação de Hg em cabelo

Para a avaliação dos níveis de exposição ambiental por via alimentar ao mercúrio em humanos, amostra de cabelo tem sido amplamente utilizada em diversos estudos. Esse tipo de metodologia apresenta várias vantagens, tais como o fato de serem coletadas por meio de método não-invasivo, e portanto, apesar de algumas rejeições, é mais aceito pelos participantes, o que o difere da amostragem utilizando outros fluidos, como o sangue (PASSOS & MERGLER, 2008). Neste tipo de estudo de avaliação da exposição, onde se faz necessário o voluntariado da população, essa vantagem metodológica é muito importante para o bom desenvolvimento do trabalho.

Sendo assim, neste estudo foram utilizadas amostras de cabelo para análises dosimétricas do teor de mercúrio total nas pessoas das comunidades alvo, seguindo protocolos internacionais discriminado na **Figura 02**. Vale lembrar que antes de qualquer coleta, todos os participantes foram submetidos a uma breve entrevista para a verificação do aceite da coleta de tecido biológico morto queratinizado (cabelo).

Figura 02 - Diagrama do procedimento de coleta de amostra de cabelo



As amostras de cabelos foram coletadas da região da nuca, com tesoura de aço e por pessoal previamente treinado. Em seguida as amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno e armazenadas a temperatura ambiente em local limpo e seco. No laboratório as amostras de cabelo, após lavagem, foram mineralizadas e submetidas a extração química com solvente orgânico para quantificação de mercúrio total. Os teores de mercúrio total foram quantificados pela técnica de espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (CVAAS) - EPA 1631.

4.3 ANÁLISE DE DADOS

Num primeiro momento, uma série de estatísticas descritivas foram utilizadas para apresentar de maneira geral as variáveis utilizadas no estudo, tanto de um ponto de vista da caracterização sócio-demográfica da população, quanto de um ponto de vista das distribuições de frequência das variáveis de exposição e seus fatores determinantes.

Para testar a relação entre os teores de Hg e os perfis de consumo de peixes (recordatório de 7 dias) assim como outras comparações, foram utilizadas estratégias não-paramétricas de análises tais como o coeficiente de correlação Spearman. A distribuição dos teores de Hg nos diferentes grupos etários da população e as variações

inter-sazonais da exposição humana ao Hg foram comparadas por meio do teste de Kruskal-Wallis, enquanto o teste não-paramétrico Mann-Whitney U foi utilizado no intuito de verificar se há diferenças significativas entre os teores de Hg no cabelo de pessoas com e sem histórico de trabalho nos garimpo de ouro da região de estudo.

Os dados foram julgados estatisticamente diferentes num nível de significância $\alpha=0.05$, sendo que as análises foram realizadas utilizando-se os programas StatView 5.0 para Windows e JUMP 10.0 (SAS Institute Inc.).

5. RESULTADOS

As características sociodemográfica da população amostrada estão apresentadas na **Tabela 02**. O universo amostral humano deste estudo é composto de 1.002 participantes, com idade variando entre 1 e 89 anos (média = $35,7 \pm 16,5$), estratificado em 589 homens e 413 mulheres, onde os participantes do sexo masculino apresentam idade média de $37,7 \pm 16,5$ sendo quatro anos superior quando comparados à idade média das voluntários femininas que apresentaram idade média de $33,0 \pm 16,1$ anos.

Tabela 02 - Características sócio-demográficas da população estudada

(Continua)

Característica	Número de participantes		Mulheres		Homens	
	N	%*	N	%	N	%
Idade						
< 15 anos	81	8,1	40	49,4	41	50,6
15 - 24 anos	204	20,4	100	49,0	104	51,0
25 - 34 anos	225	22,5	107	47,6	118	52,4
35 - 44 anos	140	14,0	55	39,3	85	60,7
45 - 54 anos	195	19,5	62	31,8	133	68,2
55 - 65 anos	89	8,9	28	31,5	61	68,5
> 65 anos	45	4,5	14	31,1	31	68,9
Consumo de Álcool						
Bebe	407	40,6	130	31,9	277	68,1
Não Bebe	534	53,3	251	47,0	283	53,0
Hábito de Fumar						
Fuma	221	22,1	54	24,4	167	75,6
Não fuma	718	71,7	327	45,5	327	45,5

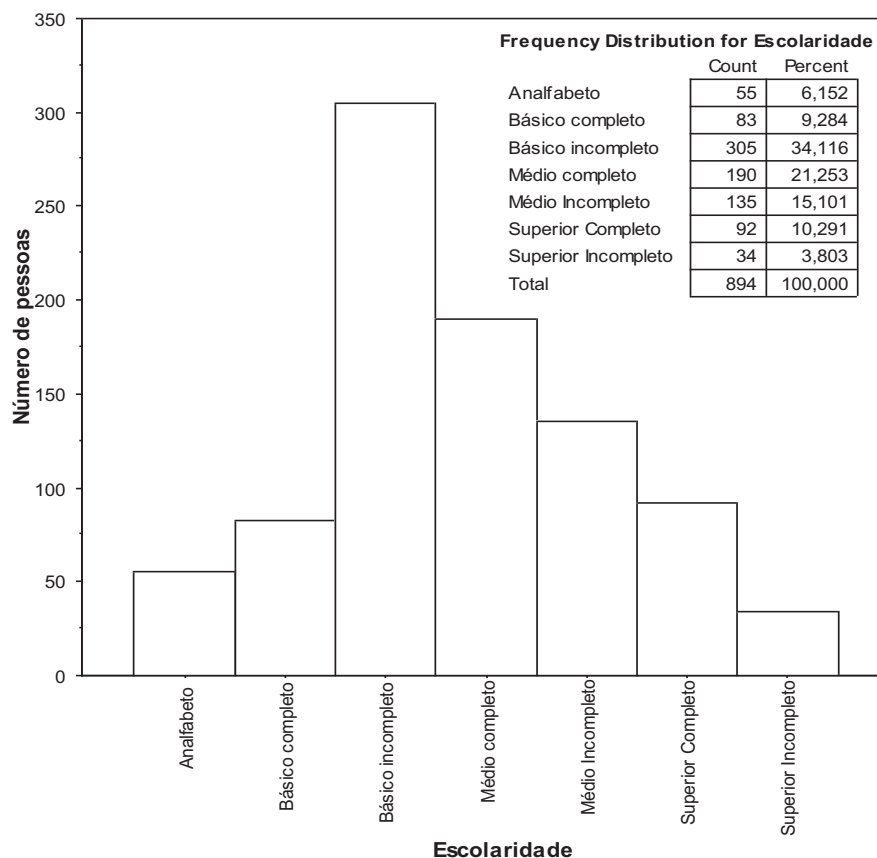
* porcentagem feita com base no total do universo amostral (1002 participantes).

Tabela 02 - Características sócio-demográficas da população estudada

(Conclusão)

Característica	Número de participantes		Mulheres		Homens	
	N	%*	N	%	N	%
Escolaridade						
Analfabeto	55	5,5	28	50,9	27	49,1
Ensino Básico Completo	83	8,3	31	37,3	52	62,7
Ensino Básico Incompleto	305	30,4	89	29,2	216	70,8
Ensino Médio Completo	190	19,0	93	48,9	97	51,1
Ensino Médio Incompleto	135	13,5	62	45,9	73	54,1
Ensino Superior Completo	92	9,2	40	43,5	52	56,5
Ensino Superior Incompleto	34	3,4	19	55,9	15	44,1

Para melhor visualização, a **Figura 03** apresenta a estratificação do grupo amostral por nível de escolaridade referente a uma sub-amostra composta por 894 participantes (89,2%), sendo possível observar que a maioria das pessoas (34,1%) possui apenas o ensino básico incompleto, seguidos por 21,3% com ensino médio completo e 15,1% com ensino médio incompleto.

Figura 03 - Distribuição das categorias de grau de instrução da população de estudo

Vale ressaltar que estes resultados globais apresentando somente 6,2% de analfabetos na população são possivelmente influenciados pela porção de trabalhadores do canteiro de obras, dos quais são exigidos diferentes níveis de escolaridade média e superior para o exercício de suas funções. Com efeito, quando consideramos os dados em termos do número de anos formalmente estudados (455 participantes, 45,4% do universo amostral), é possível perceber uma faixa variando de 1 a 20 anos, porém com média geral de apenas $8,7 \pm 2,8$ anos, confirmando a influência acima indicada.

No que se refere à história médica ambiental da população de estudo, observa-se um elevado histórico de malária, sendo que cerca de 66% dos participantes (661 indivíduos) relataram já ter tido pelo menos uma vez durante a vida, o que não é o caso para outras endemias tropicais ou infecções emergentes da Amazônia tais como dengue, doença de Chagas, febre amarela, leishmaniose, entre outras. Com base em uma sub-amostra composta por 374 pessoas (37,3% do universo amostral), é possível verificar que 15,2% sofrem de hipertensão arterial, somente 1,8% possui diabetes mellitus, 1,3% foi vítima de acidente cerebral isquêmico ou hemorrágico, e 1,7% declarou ter feito uso de drogas ilícitas em sua vida pregressa. É importante destacar que 73,1% desta sub-amostra não relatou quaisquer queixas de problemas de saúde no momento do inquérito epidemiológico.

Nesse universo amostral, 71,4% (715 participantes) declararam trabalhar em alguma atividade, em ocupações das mais diversas formas. Dentre as atividades observadas nesta população tem-se a atividade garimpeira (189 pessoas, 23,4% do universo amostral), diversas atividades de apoio tanto no canteiro de obras quanto fora dele (244 pessoas, 30,3% do universo amostral), atividade estudantil (10,7%), agropecuária (6,7%), sendo a atividade pesqueira com uma representatividade extremamente baixa (4,2% do universo amostral).

Visto que os organismos aquáticos apresentam elevada capacidade de absorver os compostos de Hg, quer sejam de origem orgânica ou inorgânica, tornou-se importante realizar avaliações dos teores de Hg presentes na biota aquática de nossa região de estudo. Com efeito, os peixes absorvem o Hg com facilidade e o acumulam em seus tecidos (BISINOTI *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2006), principalmente na forma de metil-Hg, mesmo quando expostos a espécies iônicas do metal, indicando a ocorrência de metilação nestes organismos (BISINOTI *et al.*, 2004). A **Tabela 03** apresenta os níveis de Hg total (HgT) e metil-Hg (MeHg) nas amostras de peixe

adquiridas nas comunidades ribeirinhas do rio Madeira. Os valores foram parametrizados em função do tamanho das espécies para efeitos comparativos intra-espécies.

Tabela 03 - Concentração de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (MeHg) em músculo de espécies de peixe relevantes para o consumo humano na região de abrangência do AHE-Jirau

(Continua)

Períodos hidrológicos	Espécie	*Hábito alimentar	N	Hg Total	MeHg
				mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
				Média±Desvio Padrão	Média±Desvio Padrão
Seca/2009					
	Branquinha (<i>Curimata amazonica</i>)	NC	32	0,09±0,04	0,07±0,02
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	5	0,38±0,22	0,28±0,17
	Jaraqui (<i>Semaprochilodus theraponera</i>)	NC	23	0,12±0,04	0,11±0,03
	Pacú (<i>Mylossoma aureum</i>)	NC	18	0,06±0,02	0,48±0,01
	Pescada (<i>Plagioscion sp</i>)	C	7	0,56±0,15	0,43±0,10
	Piranha (<i>Serrasalmus sp</i>)	C	8	0,36±0,11	0,23±0,07
	Pirarucu (<i>Arapaima gigas</i>)	C	1	0,18±0,08	0,17±0,05
	Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>)	NC	21	0,12±0,06	0,87±0,04
	Traira (<i>Hoplias malabaricus</i>)	C	7	0,31±0,16	0,26±0,01
	Tucunaré (<i>Cichla monoculus</i>)	C	14	0,42±0,16	0,32±0,11
Enchente/2009					
	Apapá (<i>Pellona Castelnaeana</i>)	C	10	0,55±0,15	0,43±0,11
	Barba chata (<i>Pinirampus pirinampu</i>)	C	15	0,74±0,06	0,54±0,05
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	20	0,33±0,11	0,28±0,17
	Jaraqui (<i>Semaprochilodus theraponera</i>)	NC	10	0,13±0,06	0,11±0,03
	Pacú (<i>Mylossoma aureum</i>)	NC	15	0,05±0,03	0,03±0,02
	Piau (<i>Leporinus fasciatus</i>)	NC	15	0,19±0,02	0,15±0,02
	Piranha (<i>Serrasalmus sp</i>)	C	5	0,44±0,15	0,35±0,07
	Sardinha (<i>Triportheus albus</i>)	NC	8	0,13±0,05	0,10±0,04
	Sorubim (<i>Pseudoplatystoma sp.</i>)	C	6	0,28±0,05	0,21±0,03
	Traira (<i>Hoplias malabaricus</i>)	C	5	0,33±0,08	0,26±0,12
	Tucunaré (<i>Cichla monoculus</i>)	C	8	0,47±0,18	0,32±0,11
Cheia/2010					
	Apapa (<i>Pellona sp</i>)	C	15	0,52±0,12	0,37±0,11
	Arumará (<i>Acestrorhynchus sp.</i>)	C	18	0,62±0,13	0,48±0,11
	Barba chata (<i>Pinirampus pirinampu</i>)	C	21	0,71±0,18	0,55±0,15
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	18	0,31±0,12	0,24±0,12
	Flecheira (<i>Hemiodus sp</i>)	NC	18	0,12±0,07	0,09±0,03
	Jaraqui (<i>Semaprochilodus theraponera</i>)	NC	15	0,18±0,06	0,13±0,03
	Mandi (<i>Pimelodus sp</i>)	NC	11	0,19±0,04	0,14±0,04

*NC – peixes não carnívoros, C – peixes carnívoros segundo Ferreira *et al.*, 1998.

Tabela 03 - Concentração de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (MeHg) em músculo de espécies de peixe relevantes para o consumo humano na região de abrangência do AHE-Jirau

(Continua)

Períodos hidrológicos	Espécie	*Hábito alimentar	N	Hg Total	MeHg
				mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
				Média+Desvio	Média+Desvio
				Padrão	Padrão
Cheia/2010					
	Pacú (<i>Mylossoma aureum</i>)	NC	12	0,14±0,02	0,11±0,02
	Piau (<i>Leporinus sp</i>)	NC	22	0,11±0,01	0,08±0,02
	Sardinha (<i>Triportheus sp</i>)	NC	4	0,17±0,03	0,11±0,04
	Traira (<i>Hoplias sp</i>)	C	5	0,29±0,07	0,23±0,07
	Tucunaré (<i>Cichla sp</i>)	C	4	0,41±0,10	0,34±0,11
Vazante/2010					
	Apapá (<i>Pellona castelneana</i>)	C	26	0,48±0,16	0,34±0,14
	Barba chata (<i>Pinirampus pirinampus</i>)	C	18	0,69±0,15	0,58±0,18
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	18	0,48±0,16	0,40±0,17
	Filhote ou Piraíba (<i>Hoplias malabaricus</i>)	C	12	1,27±0,35	1,02±0,22
	Jatuarana (<i>Brycon cf. melanopterus</i>)	NC	24	0,06±0,07	0,04±0,03
	Pirarucu (<i>Arapaima gigas</i>)	C	6	0,27±0,10	0,18±0,08
	Surubim (<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>)	C	22	0,75±0,13	0,62±0,16
	Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>)	NC	11	0,15±0,12	0,10±0,07
	Traíra (<i>Hoplias malabaricus</i>)	C	6	0,35±0,10	0,30±0,09
	Tucunaré (<i>Cichla ocellaris</i>)	C	7	0,36±0,18	0,32±0,13
Seca/2010					
	Apapá (<i>Pellona castelneana</i>)	C	13	0,44±0,19	0,34±0,12
	Arumará (<i>Acestrorhynchus sp</i>)	C	8	1,04±0,26	0,95±0,18
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	26	0,64±0,19	0,51±0,13
	Mandi (<i>Pimelodus sp</i>)	NC	7	0,05±0,04	0,04±0,02
	Pescada (<i>Plagioscion sp</i>)	C	15	0,21±0,08	0,17±0,06
	Pintado (<i>Pseudoplatystoma sp</i>)	C	5	0,42±0,11	0,37±0,08
	Piranha-caju (<i>Pygocentrus nattereri</i>)	C	4	0,73±0,18	0,56±0,15
	Sardinha (<i>Triportheus sp</i>)	NC	9	0,13±0,09	0,11±0,05
	Surubim (<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>)	C	17	0,80±0,99	0,68±0,14
	Tucunaré (<i>Cichla ocellaris</i>)	C	18	0,40±0,93	0,35±0,11
Enchente/2011					
	Apapá (<i>Pellona castelneana</i>)	C	22	0,45±0,12	0,35±0,08
	Barba chata (<i>Pinirampus pirinampus</i>)	C	13	0,62±0,11	0,60±0,09
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	12	0,52±0,18	0,47±0,15
	Filhote ou Piraíba (<i>Hoplias malabaricus</i>)	C	23	0,90±0,25	0,79±0,20

*NC – peixes não carnívoros, C – peixes carnívoros segundo Ferreira *et al.*, 1998.

Tabela 03 - Concentração de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (MeHg) em músculo de espécies de peixe relevantes para o consumo humano na região de abrangência do AHE-Jirau

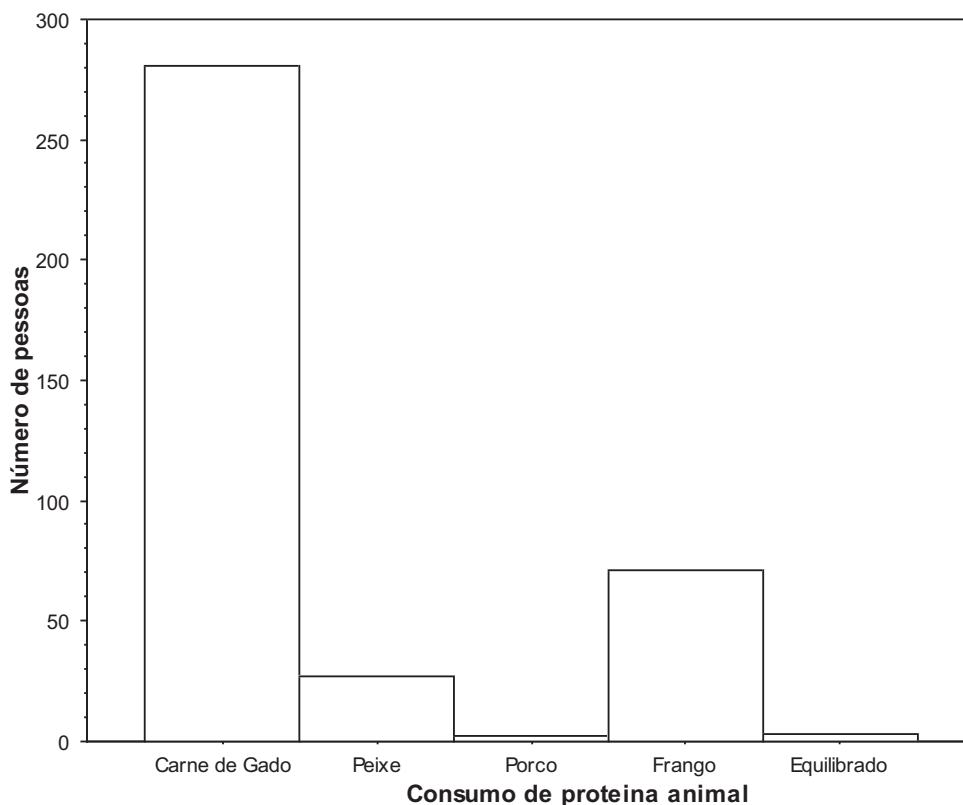
Períodos hidrológicos	Espécie	*Hábito alimentar	N	(Conclusão)	
				Hg Total	MeHg
				mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
				Média+Desvio	Média+Desvio
				Padrão	Padrão
Enchente/2011					
	Jatuarana (<i>Brycon cf. melanopterus</i>)	NC	19	0,09±0,04	0,06±0,02
	Pirarucu (<i>Arapaima gigas</i>)	C	3	0,31±0,10	0,21±0,06
	Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>)	NC	6	0,19±0,08	0,13±0,05
	Traíra (<i>Hoplias malabaricus</i>)	C	10	0,38±0,12	0,34±0,10
	Tucunaré (<i>Cichla ocellaris</i>)	C	8	0,41±0,19	0,37±0,17
Cheia/2011					
	Barba-chata (<i>Pinirampus pirinampu</i>)	C	13	0,75±0,21	0,61±0,08
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	11	0,81±0,21	0,60±0,06
	Filhote (<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>)	C	8	0,82±0,21	0,68±0,09
	Jaraqui (<i>Semaprochilodus theraponera</i>)	NC	13	0,14±0,06	0,10±0,01
	Jatuarana (<i>Argonectes scapularis</i>)	NC	18	0,11±0,04	0,09±0,02
	Peixe cachorro (<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>)	C	6	0,53±0,07	0,42±0,07
	Pescada (<i>Plagioscion sp</i>)	C	16	0,41±0,06	0,36±0,06
	Pintado (<i>Pseudoplatystoma</i>)	C	13	0,90±0,10	0,73±0,15
	Piranha (<i>Serrasalmus eigenmanni</i>)	C	9	0,73±0,12	0,53±0,05
Vazante/2011					
	Apapá (<i>Pellona casteanneana</i>)	C	24	0,40±0,08	0,31±0,05
	Barba chata (<i>Pinirampus pirinampus</i>)	C	20	0,52±0,09	0,47±0,06
	Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>)	C	20	0,48±0,13	0,41±0,10
	Jatuarana (<i>Brycon cf. melanopterus</i>)	NC	24	0,12±0,06	0,09±0,04
	Pirarucu (<i>Arapaima gigas</i>)	C	6	0,32±0,08	0,21±0,07
	Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>)	NC	16	0,17±0,04	0,13±0,06

*NC – peixes não carnívoros, C – peixes carnívoros segundo Ferreira *et al.*, 1998.

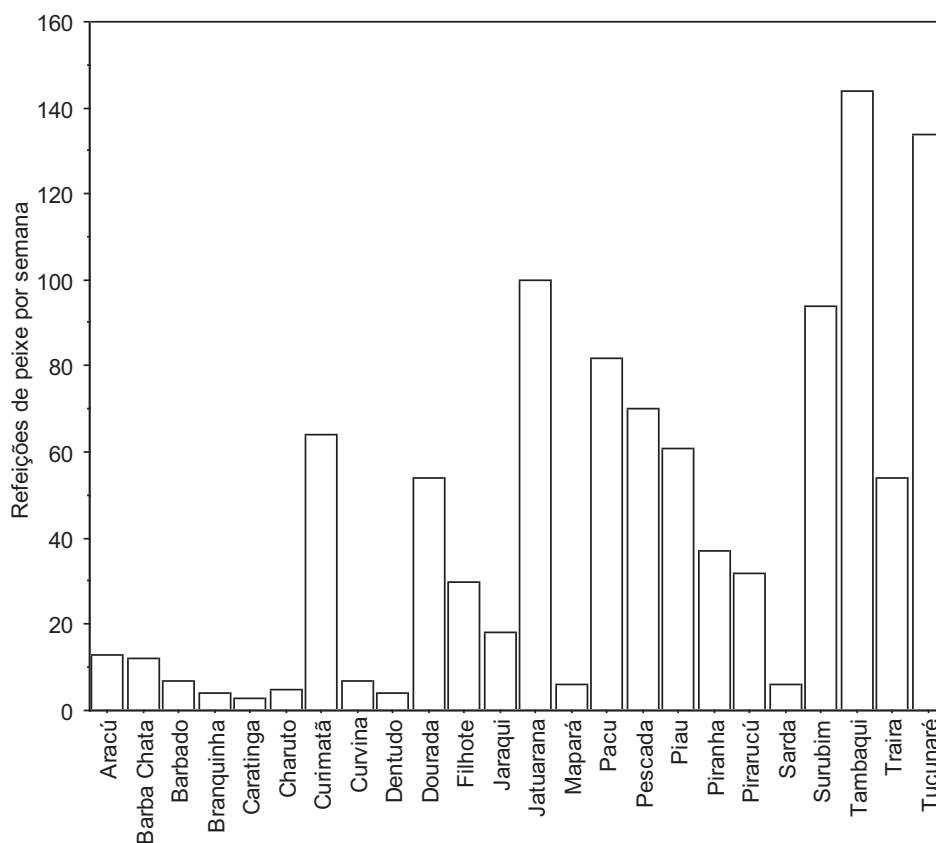
A fim de traçar o perfil alimentar da população um inquérito alimentar foi feito com aproximadamente 38,3% do universo amostral (384 participantes), onde se observou que a maioria das pessoas entrevistadas tem na carne bovina sua principal fonte de proteína animal (281 pessoas, 73,2% da subamostra), seguida de frango (71 pessoas, 18,5% da subamostra), e somente 27 pessoas (7,1% da subamostra) declararam ter consumido algum tipo de peixe ao longo dos últimos sete dias, durante as campanhas de campo. O restante da amostra consumiu outras fontes de proteína animal, bem menos

expressivas, como ovos e carne de caça, de maneira bem mais esporádica, como pode ser observado na **Figura 06**.

Figura 06 - Principais fontes de proteínas animal consumida pela população amostra

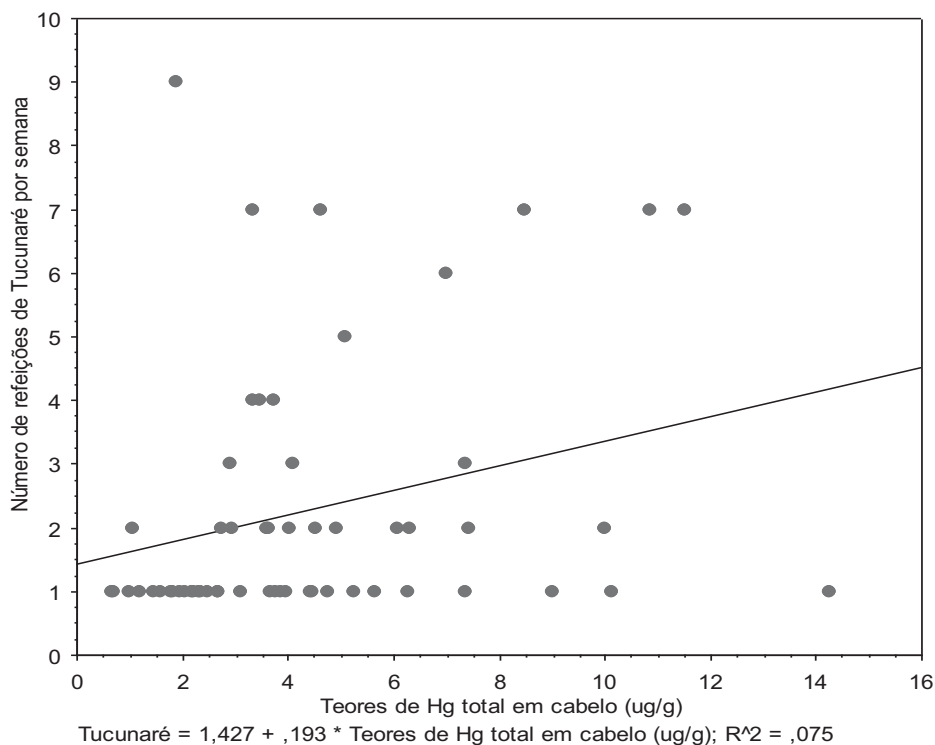


Com base em 38,3% do universo amostral (384 participantes), subamostra humana que participou do inquérito alimentar, nota-se que tal perfil de consumo, além de ser globalmente baixo (somente 7,1% da supracitada sub-amostra relatou consumir peixes pelo menos 1 vez ao longo dos últimos 7 dias), é majoritariamente dominado por espécies de hábito alimentar herbívoro tais como Tambaqui, Pacu, Piau e Curimatã, além de outros peixes deste mesmo hábito (**Figura 07**). Considerando-se o total de refeições de peixe no recordatório de sete dias (556 refeições), estima-se um consumo per capita de menos que duas refeições (1,4) de peixe por semana, o que se encontra consideravelmente baixo quando comparado aos padrões observados em comunidades tradicionais do interior da Amazônia (PASSOS & MERGLER, 2008).

Figura 07 - Principais espécies de peixes consumidas pela população amostrada

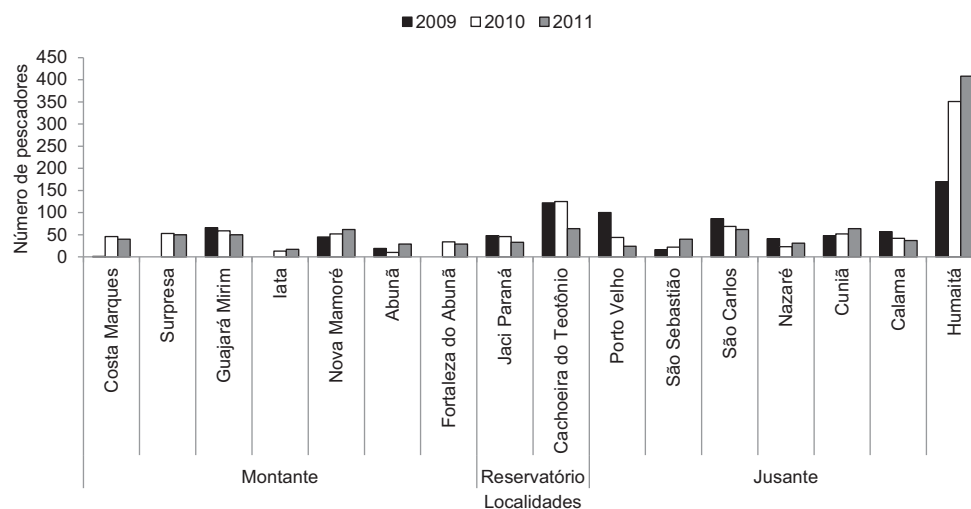
No que se refere a relação entre o consumo de peixes e as concentrações de Hg, análises não-paramétricas preliminares de correlação Spearman mostraram uma relação direta entre o número de refeições de Tucunaré e os teores de Hg dosados no cabelo da população como pode ser observado na **Figura 08**.

Figura 08 - Correlação direta entre o número de refeições de Tucunaré por semana e os teores de Hg total em cabelo da população amostrada

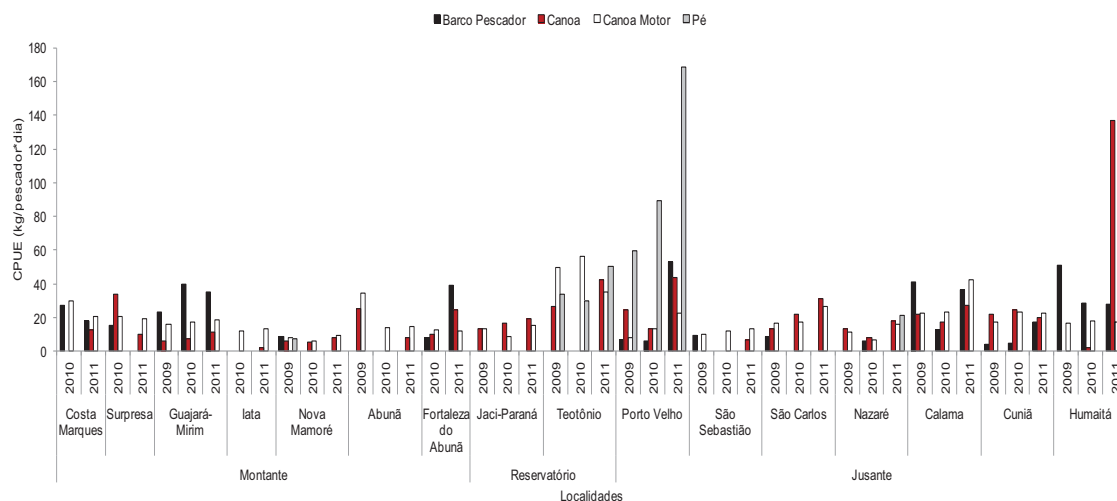


Com base no Relatório Técnico do Subprograma Monitoramento da Atividade Pesqueira do AHE Jirau referente ao período de abril de 2009 a fevereiro de 2012, o qual foi realizado pela IPEAGRO em parceria com Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia (UNIR), dos pescadores monitorados na área de influência dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio, apenas 23,5% (433 pescadores) se encontram a montante dos futuros reservatórios, enquanto 62% (1.150 pescadores) se encontram a jusante dos futuros reservatórios e 14,5% (270 pescadores) se encontram na área dos futuros reservatórios (**Figura 09**).

Ainda segundo este referido relatório, os valores de produção e de captura por unidade de esforço (CPUE: kg/pescador*dia) foram maiores nas comunidades a jusante do AHE Santo Antônio na maioria dos meses. A montante destacaram-se apenas Guajará Mirim e Costa Marques. A **Figura 10** apresenta a média da CPUE das pescarias realizadas com canoas, canoas motorizadas, barco pescador e a pé por localidades nas áreas a montante do AHE Jirau, futuros reservatórios (FRs) e jusante do AHE Santo Antônio, nos anos 2009, 2010 e 2011.

Figura 09 - Número de pescadores registrados por localidade nos anos de monitoramento pesqueiro

Fonte: Relatório Técnico do Subprograma Monitoramento da Atividade Pesqueira do AHE Jirau, referente ao período de abril de 2009 a fevereiro de 2012

Figura 10 - Média da captura por unidade de esforço (CPUE: kg/pescador*dia) das pescarias realizadas com canoas, canoas motorizadas, barco pescador e a pé por localidades nas áreas a montante do AHE Jirau, futuros reservatórios (FRs) e jusante do AHE Santo Antônio, nos anos 2009, 2010 e 2011.

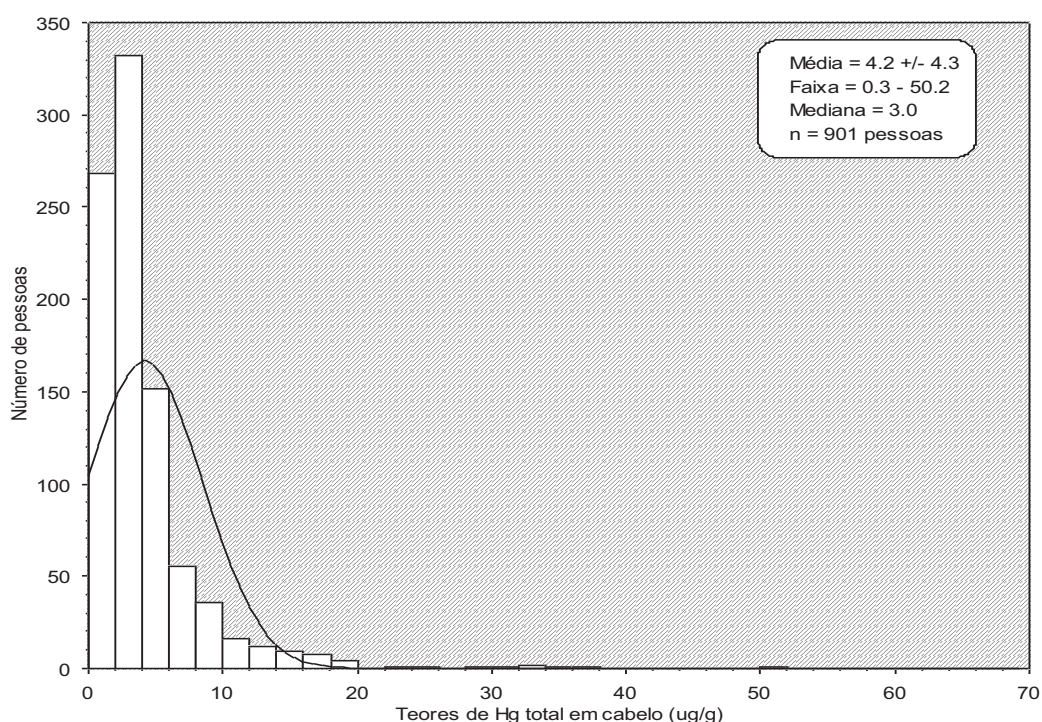
Fonte: Relatório Técnico do Subprograma Monitoramento da Atividade Pesqueira do AHE Jirau, referente ao período de abril de 2009 a fevereiro de 2012

Foram ajustados modelos de regressão incluindo variáveis chaves, tais como frequência no consumo de peixes; sexo, posto que homens e mulheres têm perfis alimentares diferentes; idade, visto que criança (até 14 anos) e idosos (a partir de 51 anos) têm perfis alimentares diferentes de jovens e adultos (15 a 50 anos); e localidade,

pois os níveis de contaminação, possivelmente, variam em função das diferenças nos ecossistemas. Entretanto, a utilização destes modelos não se mostrou viável, pois apesar de alguns modelos explicarem até 50% da variação dos níveis de Hg, quando isso acontece, o número de indivíduos que compõem as variáveis do modelo diminui demasiadamente (27 participantes).

A distribuição dos teores de Hg total determinado nas amostras de cabelo da população humana é apresentada na **Figura 11**. As concentrações de mercúrio variaram entre 0,3 e 50,2 $\mu\text{g g}^{-1}$, sendo a média observada de $4,2 \pm 4,3 \mu\text{g g}^{-1}$ e a mediana de 3,0 $\mu\text{g g}^{-1}$. Apesar de não terem sido realizadas análises de fracionamento químico, com base na literatura científica de estudos anteriores na região estima-se que a concentração média de metilmercúrio no cabelo dos participantes seria de aproximadamente 62 a 70% do teor de mercúrio total (PASSOS & MERGLER, 2008).

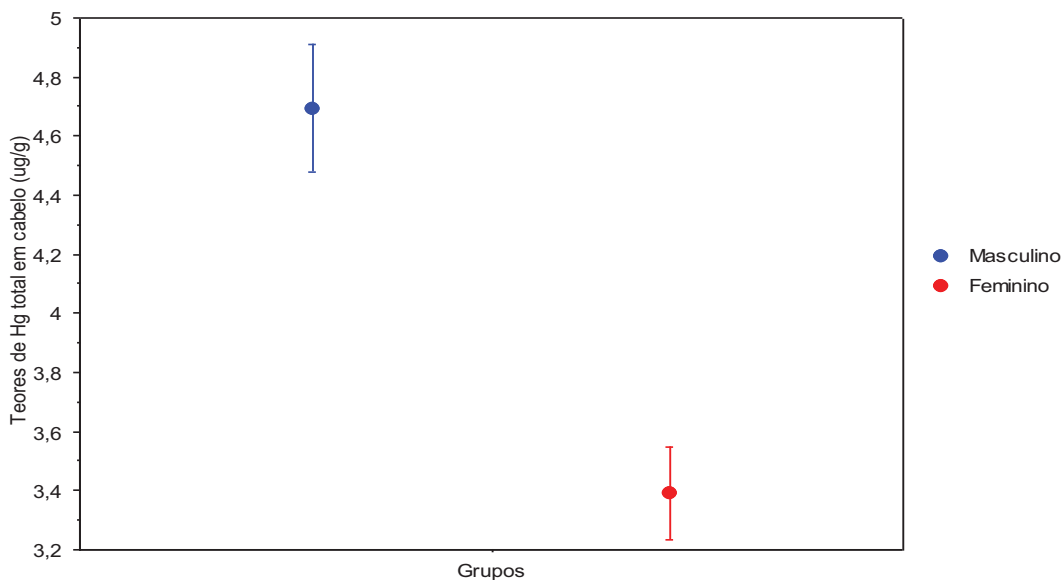
Figura 11 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em amostras de cabelo



Ao analisar os teores de mercúrio total nos cabelos dos participantes separadamente em função dos sexos masculino e feminino, e as médias dos teores de mercúrio total no cabelo de ambos os sexos comparadas pelo teste não-paramétrico Mann-Whitney U para grupos independentes (**Figura 12**), verifica-se uma forte diferença estatisticamente significativa ($p < 0,0001$) entre a concentração média mais

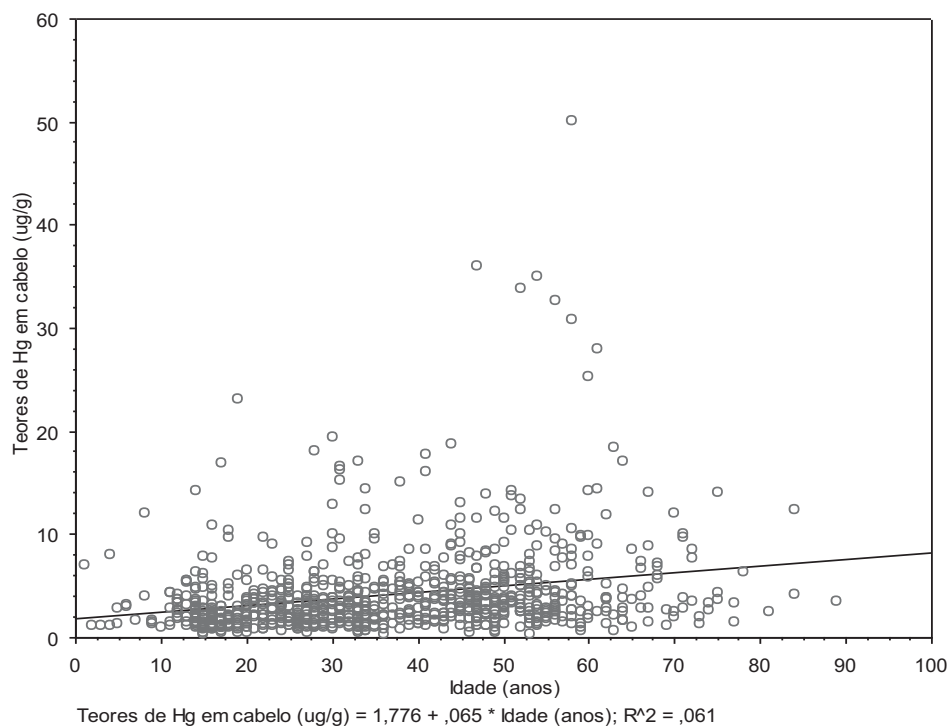
elevada de teores de mercúrio total em homens ($4,7 \pm 5,0 \mu\text{g g}^{-1}$) comparativamente à média observada entre as mulheres ($3,4 \pm 3,0 \mu\text{g g}^{-1}$).

Figura 12 - Diferença forte e estatisticamente significativa entre concentrações médias de mercúrio total em cabelos de homens e mulheres (Mann-Whitney U test, $p < 0,0001$)



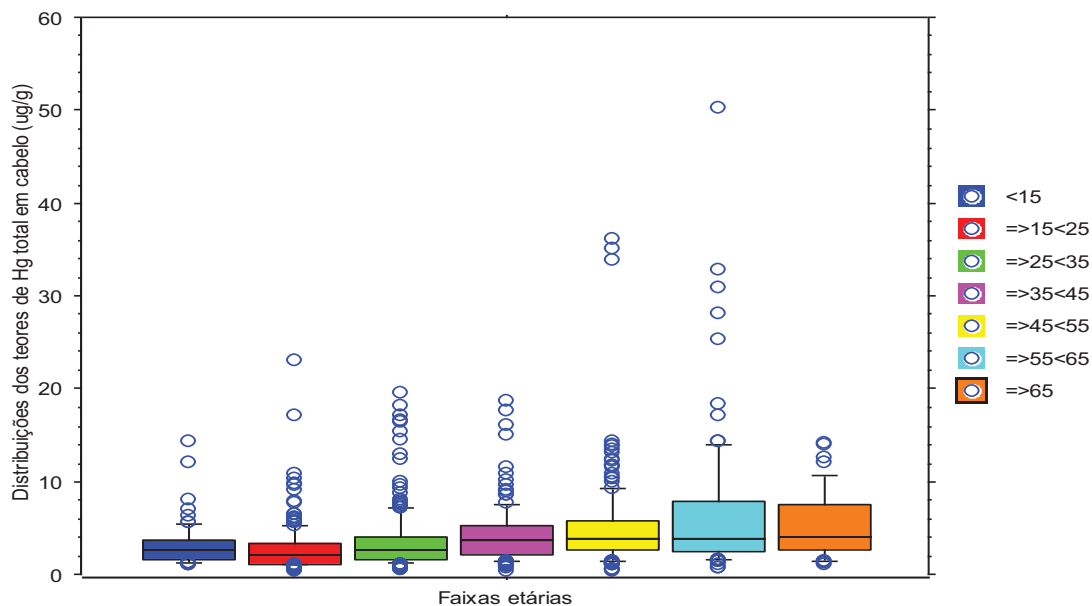
Por meio de uma análise não-paramétrica de correlação Spearman, a qual é representada graficamente na **Figura 13**, constata-se que os teores de mercúrio total determinados nas amostras de cabelo do universo amostral são diretamente relacionados à idade da população, com forte significância estatística ($r = 0,3$; $p < 0,0001$), essa correlação se mantém tanto em modelos onde homens e mulheres são analisados conjuntamente quanto modelos onde homens e mulheres são analisados separadamente. Ainda com relação à possível influência da idade sobre os níveis de exposição ao mercúrio nesta população, observa-se que tais níveis variam de maneira progressivamente crescente e com forte significância estatística ao longo das diferentes faixas etárias do grupo (Kruskall Wallis para amostras independentes, $p < 0,0001$), com exceção da faixa a partir de 65 anos, provavelmente devido a um menor consumo de peixes e/ou trabalho nos garimpos/dragas.

Figura 13 - Correlação positiva entre teores de mercúrio em cabelo e idade da população (Spearman, $p < 0,0001$)



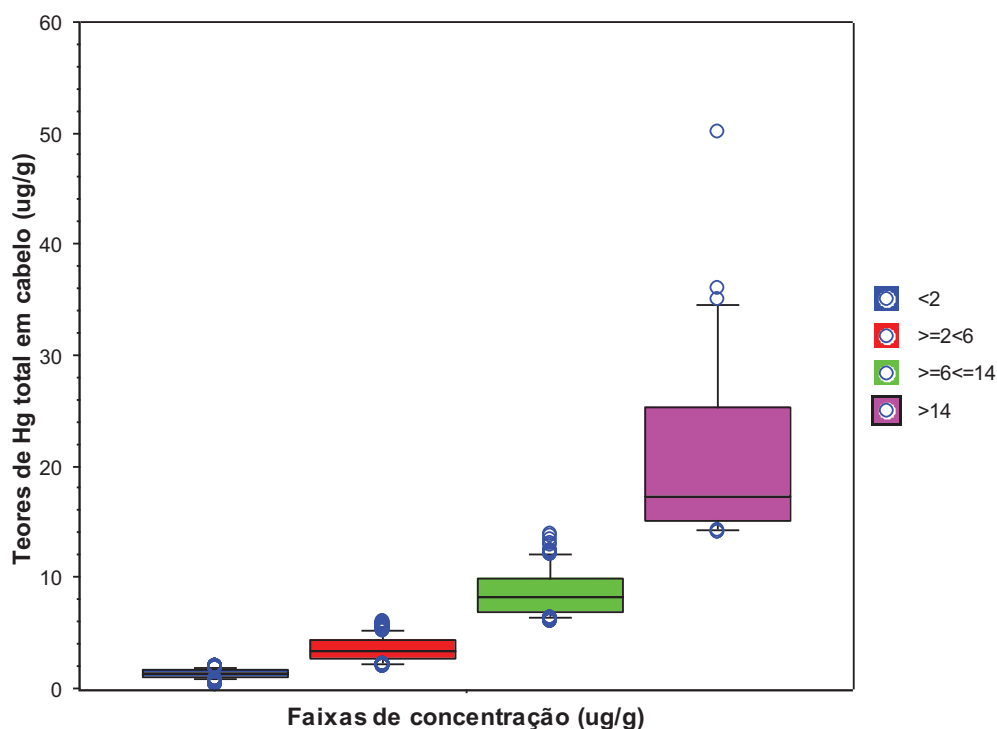
Quando a idade é classificada em diferentes grupos etários é possível observar melhor essa estratificação por idade. A **Figura 14** mostra as distribuições dos teores de mercúrio em amostras de cabelo nestes diferentes grupos etários em gráficos caixa (*box-plots*). Os gráficos mostram que apesar da grande maioria dos valores de mercúrio total em cabelo se encontrar na faixa de 1 a 14 $\mu\text{g g}^{-1}$ (871 pessoas, 96,7% do universo amostral) existem 30 valores situados acima de 14 $\mu\text{g g}^{-1}$ ($\sim 3,3\%$ do universo amostral) alcançando até 50,2 $\mu\text{g g}^{-1}$, sendo 3 valores situados na faixa etária de 15 a 25 anos e os demais valores nas faixas etárias subsequentes, porém não atingindo pessoas na faixa etária mais idosa (acima de 65 anos).

Figura 14 - Distribuição dos teores de mercúrio nos diferentes grupos etários da população (Kruskall Wallis, $p < 0,0001$)



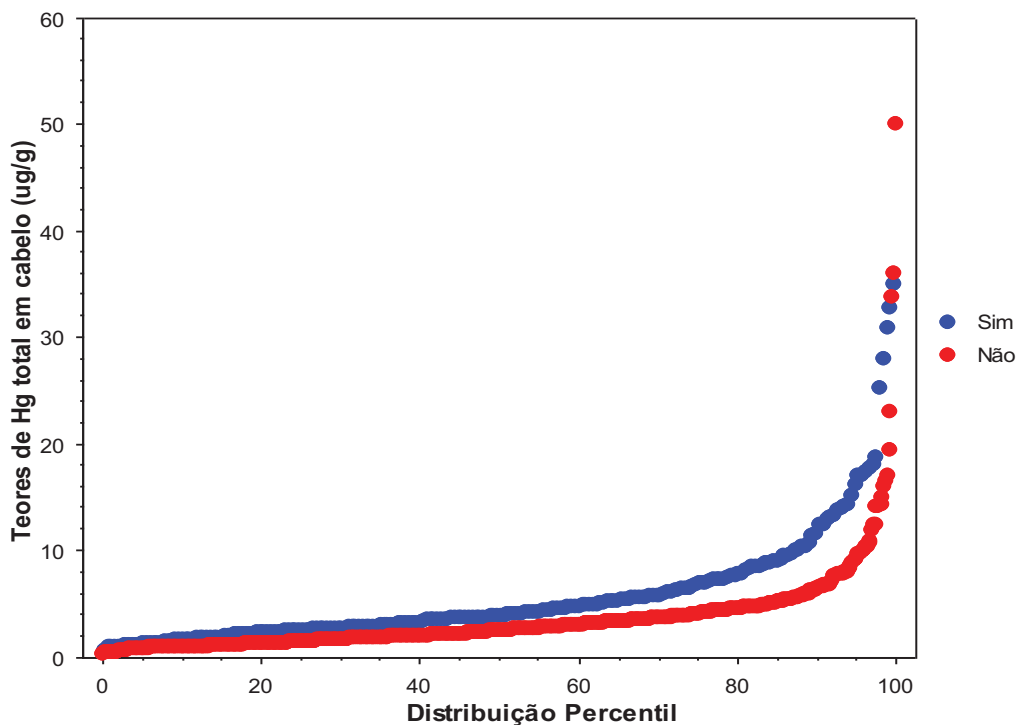
A **Figura 15** apresenta a distribuição dos teores de mercúrio nas amostras de cabelo dos voluntários deste universo amostral estratificados em quatro (4) grandes faixas de concentração, são elas: inferior a $2 \mu\text{g g}^{-1}$; de 2 a $6 \mu\text{g g}^{-1}$; de 6 a $14 \mu\text{g g}^{-1}$ e superiores a $14 \mu\text{g g}^{-1}$, a partir da qual efeitos neurotóxicos podem ser esperados na população exposta (GRANDJEAN *et al.*, 2005). Com base nesta estratificação, considerando os limites de exposição publicados pela Organização Mundial de Saúde em 2003, um total de 30 pessoas ($\sim 3,3\%$ do universo amostral) apresentaram níveis de exposição acima de $14 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg no cabelo, o que poderia ser utilizado como indicador de possível risco de neurotoxicidade mercurial.

Figura 15 - Distribuição das concentrações de mercúrio nas amostras de cabelo dos participantes, estratificados nas faixas de concentração inferior a $2 \mu\text{g g}^{-1}$; de 2 a $6 \mu\text{g g}^{-1}$; de 6 a $14 \mu\text{g g}^{-1}$ e superiores a $14 \mu\text{g g}^{-1}$



Aproximadamente 235 participantes (23,5% do universo amostral) declararam ter vivido e/ou trabalhar em regiões de garimpo na bacia do rio Madeira, sendo que destas, 187 participantes (18,7% do universo amostral) declararam ter tido atividades garimpeiras ao longo do último ano. Por meio do teste não-paramétrico Mann-Whitney U apresentado na **Figura 16**, observou-se que os teores de mercúrio total em cabelo do grupo de pessoas com histórico de trabalho em áreas garimpeiras apresentaram níveis de exposição ao mercúrio mais elevados do que pessoas que nunca viveram e/ou trabalharam em áreas de garimpo ($p < 0.0001$), o que evidencia a persistência e importância de exposições ocupacionais ao mercúrio na região de abrangência do empreendimento. Entretanto, tais atividades não são decisivas na determinação dos níveis de exposição da população regional, visto que observamos valores extremos de concentrações de mercúrio (e.g., $50,2 \mu\text{g g}^{-1}$) em pessoas sem histórico de trabalho em garimpos.

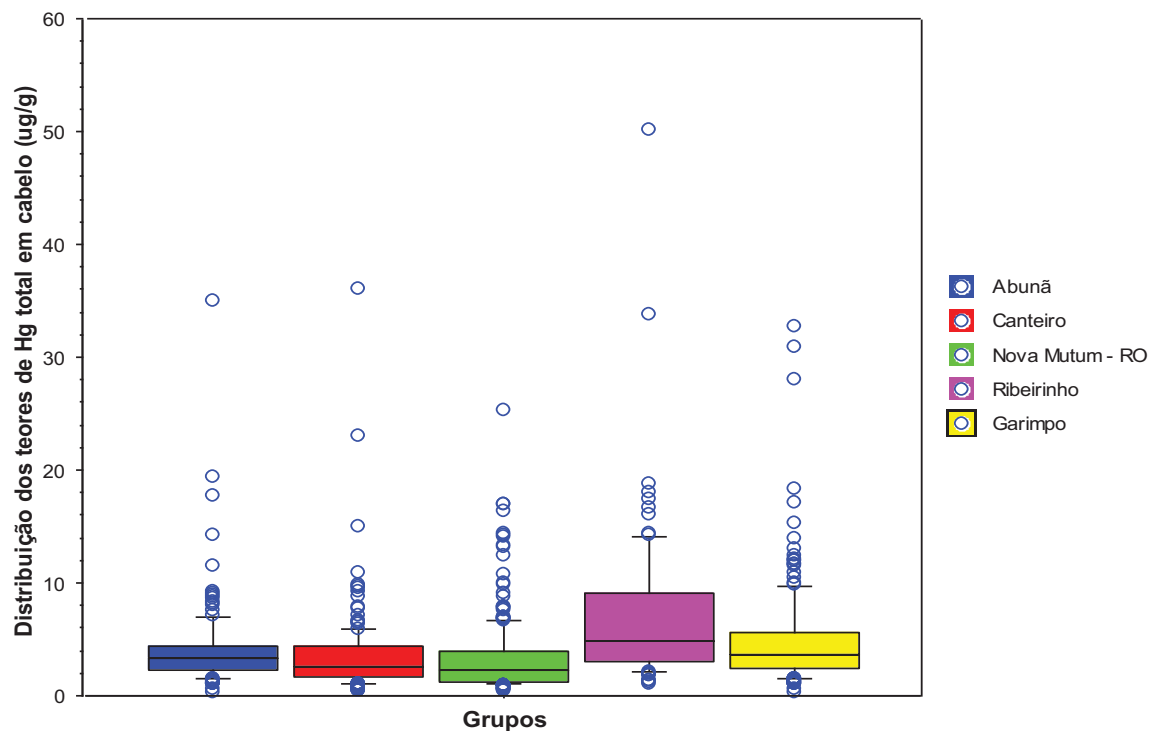
Figura 16 - Distribuição percentil dos teores de Hg total em cabelos de pessoas com histórico de trabalho em garimpos (SIM) comparativamente a pessoas sem histórico (NÃO)



Em função das dinâmicas migratórias de pessoas de outras regiões da Amazônia e do país como um todo para Rondônia em busca de trabalho na região de abrangência do empreendimento hidrelétrico, torna-se importante examinar não só as diferenças de perfil de exposição entre essa população imigrante e a população local, mas também a evolução desses perfis ao longo do tempo.

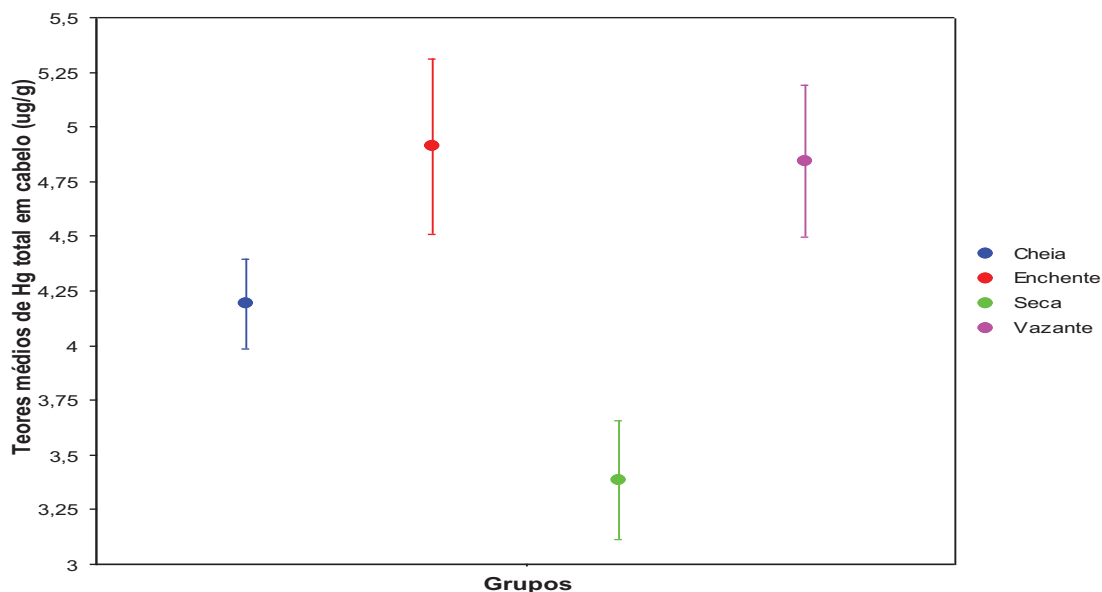
É possível identificar a estratificação por localidade a partir da **Figura 17**, a qual apresenta os contrastes de exposição entre os diferentes aglomerados humanos definidos de Distrito de Nova Mutum, Distrito de Abuña, região ribeirinha, região garimpeira e canteiro de obras.

Figura 17 - Distribuição dos teores de Hg em de diferentes aglomerados humanos (Distrito de Nova Mutum, Distrito de Abuña, região ribeirinha, região garimpeira e canteiro de obras)



A literatura científica nas últimas duas décadas (PASSOS & MERGLER, 2008; BARBIERI & GARDON, 2009) tem registrado uma forte influência sazonal nos níveis de exposição da população abordada. O recrutamento cumulativo de voluntários em cada abordagem humana deste estudo impede as análises pareadas entre as estações, as quais na Amazônia são determinadas pelo ciclo hidrológico ao longo do ano (cheia, vazante, seca, enchente). Contudo, é possível observar o perfil dessas variações intersazonais conforme é apresentado na **Figura 18**, com base nos teores médios de mercúrio total no cabelo dos efetivos humanos analisados em cada período hidrológico.

Figura 18 - Variações intersazonais da exposição humana ao Hg na região de abrangência do programa de biomonitoramento (Teste Kruskal Wallis, amostras independentes, $p < 0.0001$)



6. DISCUSSÃO

No presente estudo observaram-se concentrações de Hg nos cabelos menores que em outros estudos realizados na região amazônica. Para tanto, em um estudo no rio Madeira, Bastos *et al.* 2006 encontrou concentração média de $15,22 \pm 9,60 \mu\text{g g}^{-1}$, variando de 0,36 a $150,0 \mu\text{g g}^{-1}$. Estas baixas concentrações encontradas neste estudo podem ser explicadas pelo baixo consumo de peixe em relação a outras comunidades da região. Além disso, há um predomínio no consumo de espécies de hábito alimentar herbívoro, as quais possuem teores de Hg menores.

A partir dos dados obtidos por meio do Relatório Técnico do Subprograma Monitoramento da Atividade Pesqueira do AHE Jirau, referente ao período de abril de 2009 a fevereiro de 2012, pode-se observar que a atividade pesqueira na região é baixa em comparação com outras regiões monitoradas pelo programa, o que corrobora com o baixo consumo de peixe pela população estudada. Além disso, a grande atividade de pecuária extensiva presente na região onde esta população reside também influencia consideravelmente no alto consumo de carne de gado e baixo de peixe.

Apesar dos níveis de Hg encontrados nesta população serem relativamente baixos (média = $4,2 \pm 4,3 \mu\text{g g}^{-1}$; mediana = $3,0 \mu\text{g g}^{-1}$), alguns indivíduos apresentaram valores acima de $14 \mu\text{g g}^{-1}$, sendo possível eventualmente representar algum risco de

toxicidade quando consideramos as atuais normas de exposição utilizadas por agências reguladoras em saúde pública, tais como a Organização Mundial de Saúde (JECFA, 2003), a qual, com base em grandes estudos longitudinais e internacionais, recentemente estimou o valor de 14 μg de Hg por grama de cabelo como a concentração de referência, a partir da qual efeitos neurotóxicos podem ser esperados na população exposta (GRANDJEAN *et al.*, 2005).

Os níveis de exposição desta população podem seguir diversos critérios de estratificação. A partir dos dados obtidos pode-se identificar uma possível influência da idade sobre estes níveis, sendo que quanto mais velho o indivíduo maior foi o teor de Hg encontrado. Visto que dentre todos os grupos etários os teores mais elevados de Hg total no cabelo são observados nas faixas etárias de 45 a 65 anos de idade, provavelmente devido ao processo de bioacumulação do metal por meio do consumo de peixes contaminados ao longo de suas vidas, mas também em muitos casos devido à atividade garimpeira de alguns participantes situados nestas faixas etárias, tal qual claramente observado durante os trabalhos de pesquisa de campo de nossa equipe.

Observa-se também uma diferença de concentração média estatisticamente significativa entre os dois grupos estudados (Mann-Whitney U, $p < 0,0001$), os que possuem algum histórico de garimpo de ouro e os que não possuem. O primeiro grupo apresenta níveis de exposição ao Hg mais elevados quando comparado ao grupo de pessoas sem histórico de garimpagem. Este resultado corrobora a ideia de persistência de duas fontes de exposição na região estudada, uma alimentar e outra ocupacional, o que possivelmente é um fator de confundimento do indicador biológico de exposição utilizado (cabelo), visto que a urina é considerada bioindicador de excelência para avaliação de exposição ocupacional (garimpos) por via respiratória, constituindo assim uma limitação metodológica do estudo. Por outro lado o cabelo é considerado um bom indicador de exposição mercurial por via alimentar (consumo frequente de peixes contaminados), sendo o MeHg a fase predominante encontrada no cabelo (LI *et al.*, 2010).

Apesar da região garimpeira permanecer como um importante determinante do risco de exposição humana ao Hg nesta população, é possível observar na estratificação por localidade que o grupo dos ribeirinhos decididamente ainda constitui aquele de maior risco de exposição, e possivelmente de efeitos adversos à saúde, visto que foram encontrados valores extremos de concentrações de Hg (e.g., 50,2 $\mu\text{g g}^{-1}$) em pessoas

sem histórico de trabalho em garimpos. Por outro lado, é interessante notar que os moradores da região de Abunã assim como os colaboradores do canteiro de obras constituem um segundo perfil com níveis de exposição mais baixo quando comparados aos ribeirinhos e garimpeiros. Este perfil provavelmente se deve ao fato dos moradores de Abunã terem uma relação orgânica muito maior com a estrada (BR 364) do que com o rio Madeira e/ou seus afluentes e igarapés, e também devido ao fato dos colaboradores e colaboradoras do canteiro de obras terem uma alimentação diversificada nos refeitórios das empresas, ocasionando a diminuição da frequência semanal de consumo de peixes. Por fim, é ainda mais interessante notar que os moradores de Nova Mutum Paraná apresentam o perfil de menor nível de exposição ao Hg quando comparados aos outros grupos, e isso provavelmente devido à diminuição expressiva da frequência de consumo de peixes desde quando foram re-assentados na vila criada para este fim.

Outro fator importante ao avaliar a estratificação dos níveis de Hg é a sazonalidade. É possível notar claramente as variações dos níveis de exposição ao longo do ciclo hidrológico do rio Madeira, observando-se os maiores valores nos períodos de vazante e enchente e diminuição progressiva aos períodos das águas altas (período hidrológico de cheia) e águas baixas (período hidrológico de seca), tendências essas provavelmente influenciadas ora pelas dinâmicas de consumo de peixes, ora de trabalho nos garimpos e dragas ao longo do Rio Madeira.

Conforme observado anteriormente, do ponto de vista do potencial de exposição humana o nível de contaminação dos peixes é relevante, os valores encontrados neste estudo sendo semelhantes aos observados em outros estudos da região amazônica. Bastos *et al.* (2006) avaliaram a distribuição de Hg em matrizes ambientais e na população ribeirinha do rio Madeira, sendo encontrado os valores para pacu (*Mylossoma aureum*) de $0,046 \pm 0,039$ mg kg⁻¹, jaraqui (*Semaprochilodus theraponera*) de $0,099 \pm 0,068$ mg kg⁻¹, curimatã (*Prochilodus nigricans*) de $0,083 \pm 0,058$ mg kg⁻¹, branquinha (*Curimata amazonica*) de $0,095 \pm 0,045$ mg kg⁻¹, tucunaré (*Cichla monoculus*) de $0,414 \pm 0,228$ mg kg⁻¹ e tambaqui (*Colossoma macropomum*) de $0,099 \pm 0,085$ mg kg⁻¹. Em seu estudo Dorea *et al.* (1998), constatou que as concentrações de Hg total em peixes piscívoros, onívoros e herbívoros de 12 diferentes locais do rio Madeira (Amazônia), variaram de 0,09 a 1,45 mg kg⁻¹ dependendo da espécie considerada. Em outro trabalho, também realizado com peixes coletados no rio Madeira, porém em área de mineração na região do rio Beni, a concentração de Hg total em peixe

variou de 0,33 a 2,30 mg kg⁻¹, sendo que nos peixes onívoros e naqueles que se alimentam de lama os teores variaram de 0,02 a 0,19 mg kg⁻¹ (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000). Silva *et al.* (2006) coletaram 777 peixes em três lagos localizados no baixo Tapajós, os lagos Bom Intento, Cupu e Pereira, sendo que no lago Bom Intento as concentrações variaram de 23 a 551 ng/g (peso úmido) durante a cheia, e de 13 a 1177 ng/g na enchente; no lago Cupu, a variação foi de 22 a 819 ng/g e de 39 a 1576 ng/g nos dois respectivos períodos analisados; e no lago Pereira a variação foi, respectivamente, de 11 a 1067 ng/g e de 18 a 1267 ng/g na cheia e na enchente. Barbosa *et al.* (2003) coletaram 951 peixes ao longo da bacia do rio Negro e quantificaram o teor de mercúrio total, sendo os valores médios de 0,69 mg kg⁻¹ para os piscívoros; 0,19 mg kg⁻¹ para os onívoros; 0,14 mg kg⁻¹ para os detritívoros, e 0,07 mg kg⁻¹ para os herbívoros. Guimarães *et al.* (1999) encontraram um valor médio de Hg total em peixes de rios do Amapá de 0,45 mg kg⁻¹, com valores máximos de até 0,65 mg kg⁻¹.

Teoricamente o consumo de peixes seria uma das variáveis que melhor explicaria as concentrações de Hg nesta população. Entretanto, ainda que os peixes da região estejam contaminados, de um efetivo humano de mais de 1000 pessoas, apenas 384 (38,3% do universo amostral) participaram do inquérito alimentar, e destas, apenas 27 pessoas (7,1% da subamostra) consumiram peixe nos últimos 7 dias anteriores à entrevista, sendo em uma frequência baixíssima (1,4 refeições por semana).

Isso ocorre provavelmente porque desde antes do início das obras a população estudada já possuía uma relação muito mais orgânica com a estrada do que com o rio. Além disso, o reassentamento das famílias de Mutum Paraná, população que possivelmente comia mais peixe e hoje possui um hábito alimentar muito mais urbano, fez com que o consumo de peixe ao longo desses anos tenha tendido à diminuição, tudo isso se refletindo nos níveis de exposição da população e sugerindo a razão de não encontramos relação do consumo de peixe com os níveis de Hg ao tentarmos ajustar algum modelo multivariado.

7. CONCLUSÕES

Devido a seu grande crescimento econômico, atualmente o Brasil tem investido fortemente na geração de hidroeletricidade. É visto que empreendimentos como estes causam amplo impacto tanto ao meio ambiente quanto à populações que se encontram

em suas áreas de influência. O monitoramento destes impactos é de extrema importância para que o controle e a mitigação dos mesmos sejam possíveis. O grande potencial de remobilização de Hg no meio ambiente e o aumento do risco de exposição das populações impactadas são apenas alguns dos diversos impactos que empreendimentos como AHE Jirau podem gerar. O emprego do biomonitoramento na identificação de riscos de exposição humana ao Hg se mostrou extremamente pertinente em relação à integridade dos ecossistemas e à saúde pública.

Com base nos resultados obtidos neste estudo, apesar das concentrações de Hg nos peixes da região serem relevantes, constata-se que os níveis de exposição da população residente na área de influência do AHE Jirau na fase atual do empreendimento (pré-enchimento do reservatório) são baixos quando comparados aos níveis encontrados em outros estudos na região amazônica. Sendo este resultado decorrente do baixo consumo de peixe pelos participantes. Tendo em vista que este estudo foi realizado no período anterior ao enchimento da barragem, com base nos estudos já realizados em outras hidrelétricas no Brasil e no mundo, faz-se necessária a continuidade do mesmo na fase de pós-enchimento, onde possivelmente os níveis de Hg na população e no ambiente tenham algum acréscimo.

Em função deste baixo consumo de peixes pela população estudada, importante que se tenha atenção para esta questão na fase de pós-enchimento do reservatório. Apesar do possível incremento nas concentrações de Hg, a diminuição progressiva no consumo de peixes pode gerar uma diversidade de outros problemas já conhecidos, como obesidade, diabetes, entre outros. Tendo isso em vista, é necessário que haja a gestão do risco de exposição da população.

Além disso, é notável a existência de duas fontes de exposição ao Hg na região, uma alimentar e outra ocupacional. Entretanto, para este estudo o cabelo foi utilizado como indicador, o que no caso da exposição ocupacional não seria uma grande vantagem. Faz-se interessante que, para próximos estudos, na fase de pós-enchimento seja utilizado, além do cabelo, a urina como um indicador da exposição humana ao Hg. Dessa forma a exposição ocupacional seria documentada de forma mais pertinente, possibilitando uma melhor visualização da real exposição da população à este metal conhecido como tóxico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORIM, M. I. M.; MERGLER, D.; BAHIA, M. O.; DUBEAU, H., MIRANDA, D.; LEBEL, J.; BURBANO, R. R.; LUCOTTE, M. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciência**, 72 (4): 497-507, 2000.

ANGERER, J; EWERS, U.; WILHELM, M.. Human biomonitoring: State of the art. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, 210: 201–228, 2007.

ANEEL. Atlas de Energia Elétrica do Brasil: Cap. 3 - Fontes renováveis: Energia Hidráulica. Disponível: <http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas_par2_cap3.pdf>. Acesso em: 14 de maio de 2012.

ARTAXO, P.; CAMPOS, R. C.; FERNANDES, E. T.; MARTINS, J. V.; XIÃO, Z.; LINDQVIST, O.; FERNAHNDEZ-JIMEHNEZ, M.; MAENHAUT, W.. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, 34: 4085-4096, 2000.

BAHIA, M. O.; CORVELO, T. C.; MERGLER, D.; BURBANO, R. R.; LIMA, P. D. L.; CARDOSO, P. C. S.; LUCOTTE, M.; AMORIM, M. I. M. Environmental Biomonitoring Using Cytogenetic Endpoints in a Population Exposed to Mercury in the Brazilian Amazon. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, 44: 346–349, 2004.

BARBIERI, F. L.; GARDON, J. Hair mercury levels in Amazonian populations: spatial distribution and trends. **International Journal of Health Geographics**, 71 (8): 1-20, 2009.

BARBOSA, A. C.; DE SOUZA, J.; DOREA, J. G.; JARDIM, W. F.; FADINI, P. S. Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water, Rio Negro, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 45: 235 – 246, 2003.

BASTOS, W. R.; REBELO, M. F.; FONSECA, M. F.; ALMEIDA, R. MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazônica**, 38(3): 431-438, 2008.

BASTOS, W.R.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; OLIVERIA, R.C.; NASCIMENTO, E.L.; BERNARDI, J.V.E.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G.; PFEIFFER, W.C. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total Environment**, 368, 344, 2006.

BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R.; DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, 16: 341–346, 2007.

BÉLIVEAU, A.; LUCOTTE, M.; DAVIDSON, R.; LOPES, L. O. C.; PAQUET, S. Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon. **Science of the Total Environment**, 407: 4480-4489, 2009.

BISINOTI, M. C. & JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Química Nova**, 27(4): 593-600, 2004
BISINOTI, M. C.; SARGENTINI JUNIOR, E.; JARDIM, W.F. Seasonal behavior of mercury species in waters and sediments from the Negro River Basin, Amazon, Brazil **J. Brazilian Chem. Soc.**, 18: 544, 2007.

MAURICE-BOURGOIN, L.; QUIROGA, I.; CHINCHEROS, J. COURAU, P. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. **The Science of the Total Environment**, 260: 73-86, 2000.

BRABO, E. S.; SANTOS, E. O.; JESUS, I. M.; MASCARENHAS, A. F.; FAIAL, K. F. Níveis de mercúrio em peixes consumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza na Reserva Munduruku, Município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil. **Caderno de Saúde Pública, Rio de Janeiro**, 15 (2): 325-331, 1999.

CROMPTON, P.; VENTURA, A. M.; SOUZA, J. M.; SANTOS, E.; STRICKLAND, G. T.; SILBERGELD, E. Assessment of Mercury Exposure and Malaria in a Brazilian Amazon Riverine Community. **Environmental Research Section**, 90: 69-75, 2002.

DOREA, J. G.; MOREIRA, M. B.; BARBOSA, A. A. C. Selenium and mercury concentrations in some fish species of the Madeira River, Amazon Basin, Brazil. **Biol. Trace Elem. Res.** 65 (3): 211-220, 1998

ESTEBAN, M.; CASTAÑO, A. Non-invasive matrices in human biomonitoring: A review. **Environment International**, 35: 438–449, 2009.

FADINI, P. S. & JARDIM, W. F. Is the Negro River Basin Amazon/ impacted by naturally occurring mercury? **The Science of the Total Environment**, 275: 71-82, 2001.

FARIA, E. A. M. Mercuralismo metálico crônico ocupacional. **Revista de Saúde Pública**, 37 (1): 116-27, 2003.

FENG, X. & QUI, G. Mercury pollution in Guizhou, Southwestern China — An overview. **The Science of the Total Environment**, 400: 227–237, 2008.

FERREIRA, V. V. M.; MARTINEZ, C. B.; VERSIANI, B. R.; SANTOS, Rosana Angélica M. Estudos de externalidades na área de saúde humana decorrentes de reservatórios hidrelétricos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, 16 (2): 149-156, 2011.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. Peixes comerciais do médio Amazonas: Região de Santarém, Pará. Edição do Ibama, **Divisão de Divulgação Técnico-Científica**, Brasília, 211, 1998.

GALVÃO, R. C. F.; GOMES, J. P. O.; ALMEIDA, R.; BERNARDI, J.V.E.; BASTOS, W. R.; DÓREA, J. G.; LANDIM, P. M. B. Estudo do mercúrio associado aos sólidos em suspensão considerando a sazonalidade (cheia e seca) no alto rio madeira, Amazônia ocidental. In: CONFERÊNCIA PROGRAMA PILOTO PARA A PROTEÇÃO DAS FLORESTAS TROPICAIS - PPG7 SUBPROGRAMA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA – SPC&T, FASE II, 1, 2008, Belém. **Anais Conferência SPCT Fase II**, Belém, dezembro de 2008.

GUIMARÃES, R. M.; ASMUS, C. I. R. F. Por que uma saúde ambiental infantil? Avaliação da vulnerabilidade de crianças a contaminantes ambientais. **Pediatria (São Paulo)**, 32(4): 239-45, 2010.

GRANDJEAN, P.; CORDIER, S.; KJELLSTRÖM, T.; WEIHE, P.; BUDTZ-JORGENSEN, E. Health Effects And Risk Assessments. **Health Effects and Risk Assessments**, 22: 499-523, 2005.

GRIMALDI, C.; GRIMALDI, M.; GUEDRON, S. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. **Science of the Total Environment**, 4 (1): 1 2 1 – 1 2 9, 2008.

HACON, S.; BARROCAS, P. R. G.; VASCONCELLOS, A. C. S.; BARCELLOS, C., WASSERMAN, J. C.; CAMPOS, R. C.; RIBEIRO, C., AZEVEDO-CARLONI, F. B. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. **Caderno Saúde Pública, Rio de Janeiro**, 24 (7): 1479-1492, 2008.

HUGUET, L.; CASTELLE, S.; SCHAFFER, J.; BLANC, G.; MAURY-BRACHET, R.; REYNOUARD, C.; JORAND, F. Mercury methylation rates of biofilm and plankton

microorganisms from a hydroelectric reservoir in French Guiana. **Science of the Total Environment**, 408: 1338-1348, 2010.

HYLANDER, L. D.; GRÖHN, J.; TROPP, M.; VIKSTRÖM, A.; WOLPHER, H.; SILVA, E. C.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. **Journal of Environmental Management**, 81: 155–166, 2006.

IKINGURA, J. R.; AKAGI, H. Total mercury and methylmercury levels in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzania. **The Science of the Total Environment**, 304: 355–368, 2003.

KATSURAGAWA, T. H.; Cunha, R. P. A.; Souza, D. C. A.; Gil, L. H. S.; Cruz, R. B.; Silva, A. A.; Tada, M. S.; Silva, L. H. P. Malária e aspectos hematológicos em moradores da área de influência dos futuros reservatórios das hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau, Rondônia, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, 25 (7): 1486-1492, 2009.

KELLY, H.; RIDDELL, M. A.; GIDDING, H. F.; NOLAN, T.; GILBERT, G. L. A random cluster survey and a convenience sample give comparable estimates of immunity to vaccine preventable diseases in children of school age in Victoria, Australia. **Vaccine**, 20: 3130-3136, 2002.

LEE, R.; MIDDLETON, D.; CALDWELL, K.; DEARWENT, S.; JONES, S.; LEWIS, B.; MONTEILH, C.; MORTENSEN, M. E.; NICKLE, R.; ORLOFF, K.; REGER, M.; RISHER, J.; ROGERS, H. S.; WATTERS, M. A review of events that expose children to elemental mercury in the United States. **Ciência & Saúde Coletiva**, 15 (2): 585-598, 2010.

LI, P.; FENG, X.; QIU, G. Methylmercury Exposure and Health Effects from Rice and Fish Consumption: A Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 7: 2666-2691, 2010.

MAILMAN, M.; STEPNUK, L.; CICEK, N.; BODALY, R.A. Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. **Science of the Total Environment**, 368: 224-235, 2006.

MARQUES, R. C.; DÓREA, J.; MCMANUS, C.; LEÃO, R. S.; BRANDÃO, K. G.; MARQUES, R. C.; VIEIRA, I. H.; GUMARÃES, J-R. D.; MALM, O. Hydroelectric reservoir inundation (Rio Madeira Basin, Amazon) and changes in traditional lifestyle: impact on growth and neurodevelopment of pre-school children. **Public Health Nutrition**, 14 (4): 661-669, 2010.

MARVIN, M.; LUTZ, M. A.; BRIGHAM, M. E.; KRABBENHOFT, D. P.; AIKEN, G. R.; OREM, W. H.; HALL, B. D. Mercury Cycling in Stream Ecosystems. 2. Benthic Methylmercury Production and Bed Sediment-Pore Water Partitioning. **Environmental Science Technology**, 43: 2726-2732, 2009.

MELO, J. J. S.; PAULA, E. A. As Hidrelétricas do rio Madeira no Contexto da Integração Regional Sul- Americana. In.: Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade “Mudanças ambientais globais: a contribuição da ANPPAS ao debate”, IV ENANPPAS, 2008, Brasília, **Anais do IV ENANPPAS – Brasília-DF**.

MERGLER, D.; ANDERSON, H. A.; CHAN, L. H. M.; MAHAFFEY, K. R.; MURRAY, M.; SAKAMOTO, M.; STERN, A. H. Methylmercury Exposure and Health Effects in Humans: A Worldwide Concern. **Royal Swedish Academy of Sciences**, 36(1): 3-11, 2007.

MICARONI, R. C. C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. F. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**, 23(4): 487-495, 2000.

ODEBRECHT; FURNAS; LEME. **Estudo de impacto ambiental – EIA, Relatório de impacto ambiental – RIMA: Aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, rio Madeira - RO. Rondônia, 2005. Tombo B – 8, 25p.**

OLIVEIRA, F. A.; HEUKELBACH, J.; GOMIDE, M. MOURA, R. C. S. Grandes represas e seu impacto em saúde pública: ii. Efeitos a jusante. **Caderno de Saúde Coletiva, Rio de Janeiro**, 15 (1): 9 - 26, 2007.

OLIVEIRA, I. P.; OLIVEIRA, L.C. Metais pesados. **Revista Eletrônica – Faculdade de Iporá**, 1(1): 59-86, 2011.

OOSTDAM, J. V.; DONALDSON, S.G.; FEELEY, M.; ARNOLD; D.; AYOTTE P.; BONDY, G. CHAN, L.; DEWAILY, E.; FURGAL, C.M.; KUHNLEIN, H.; LORING, E.; MUCKLE, G.; MYLES, E.; RECEVEUR, O.; TRACY, B.; GILL, U.; KALHOK, S. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: A review. **Science of the Total Environment**, 351–352: 165–246, 2005.

PASSOS, C. J. S.; MERGLER, D.; FILLION, M.; LEMIRE, M.; MERTENS, F. GUIMARÃES, J. R. D.; PHILIBERT, A. Epidemiologic confirmation that fruit

consumption influences mercury exposure in riparian communities in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, 105: 183-193, 2007.

PASSOS, C. J. S.; MERGLER, D. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. **Caderno de Saúde Pública, Rio de Janeiro**, 24(4): 503-520, 2008.

PORVARI, P. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojti in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. **The Science of the Total Environment**, 175: 109-117, 1995.

PRÜSS-USTÜN, A.; VICKERS, C.; HAEFLIGER, P.; BERTOLLINI, R. Knowns and unknowns on burden of disease due to chemicals: a systematic review. **Environmental Health**. 10(9): 1-25, 2011.

RIBEIRO, A. O.; NATHALIE, MESMER-DUDONS, GONZALEZ, P.; YANNICK, D.; JEAN-PAUL, B.; BOUDOU, A.; MASSABUAU, J. C. Effects of dietary methylmercury on zebrafish skeletal muscle fibres. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, 25: 304-309, 2008.

ROULET, M., LUCOTTE, M., SAINT-AUBIN, A., TRAN I., S., RHEAULT, I. FARELLA, N., SILVA, E.J., DEZENCOURT, J., PASSOS, C.J.S., SOARES, G.S., GUIMARÃES, J.R.D., MERGIER, D., AMORIM, M., 1998. The geochemistry of mercury in central Amazonian soil developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. **The Science of Total Environment**, 223, 1-24, 1998.

SAKAMOTO, M.; NAKANO, A.; AKAGI, H. Declining Minamata Male Birth Ratio Associated with Increased Male Fetal Death Due to Heavy Methylmercury Pollution. **Environmental Research Section**, 87: 92-98, 2001.

SILVA, I. A.; NYLAND, J. F.; GORMAN, A.; PERISSE, A.; VENTURA, A. M.; SANTOS, E. C. O.; SOUZA, J. M.; BUREK, C. L.; ROSE, N. R.; SILBERGELD, E. K. Mercury exposure, malaria, and serum antinuclear/antinucleolar antibodies in Amazon populations in Brazil: a cross-sectional study. **Environmental Health: A Global Access Science Source**, 3 (11): 1-12, 2004.

SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, D.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do rio Tapajós, Amazônia brasileira. **Revista de gestão integrada em saúde do trabalho e meio ambiente**. 1 (1): 1-31, 2006.

SILVA, C. A.; TESSIER, E.; KÜTTER, V. T.; WASSERMAN, J. C.; DONARD, O. F. X.; SILVA-FILHO, E. V. Mercury speciation in fish of the cabo frio upwelling region, SE – Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 59 (3): 259-266, 2011.

SOUZA, A. C. C. Assessment and statistics of Brazilian hydroelectric power plants: Dam areas versus installed and firm power. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 12: 1843-1863, 2008.

TAN, 2006. **The impact of hypoxia on mercury methylation in bottom sediment of northern gulf of México. 2006** A Thesis Submitted to the Graduate Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in The Department of Environmental Studies, Louisiana, 2006.

THE MADISON DECLARATION ON MERCURY POLLUTION. In: CONFERENCE ON MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT. 2007, Madison. **Anais...** Madison: Royal Swedish Academy of Sciences.

TREMBLAY, A.; LUCOTTE, M.; SCHETAGNE, R. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Québec - Canada. **The Science of the Total Environment**, 213: 307-315, 1998.

TUNDISI, J. G. The exploitation of the hydroelectric potential of the Amazon region. **Estudos avançados**, 21 (59): 109-117, 2007.

TUOMOLA, L.; NIKLASSON, T.; SILVA, E. C.; HYLANDER, L. D. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. **Science of the Total Environment**, 390: 177-187, 2008.

WHEATLEY, B. & PARADIS, P. Exposure of Canadian Aboriginal Peoples to Methylmercury. **Water, Air, and Soil Pollution**, 80: 3-11, 1995.

ZELINSKI, E. M.; BURNIGHT, K. P.; LANE, C. J. The Relationship Between Subjective and Objective Memory in the Oldest Old: Comparisons of Findings From a Representative and a Convenience Sample. **Journal of Aging and Health**, 2 (13): 248-266, 2001.

ZIZEK, S.; HORVAT, M.; GIBICAR, D.; FAJON, V.; TOMAN, M. J. Bioaccumulation of mercury in benthic communities of a river ecosystem affected by mercury mining. **Science of the Total Environment**, 377: 407-415, 2007.

ZOLFAGHARI, G.; ESMALI-SARI, A.; GHASEMPOURI, S. M.; FAGHIHZADEH, S. Evaluation of environmental and occupational exposure to mercury among Iranian dentists. **Science of the Total Environment**, 381: 59-67, 2007.

APÊNDICE A – Aprovação do projeto de pesquisa quanto aos aspectos éticos



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE MEDICINA
Comitê de Ética em Pesquisa em Seres Humanos

ANÁLISE DE PROJETO DE PESQUISA

Registro de Projeto: CEP-FM 038/2010.

Título: “Aproveitamento hidrelétrico Jirau (AHE Jirau, estado de Rondônia): programa de monitoramento hidrobiogeoquímico do mercúrio e de riscos à saúde humana”.

Pesquisador Responsável: Carlos José Sousa Passos.

Documentos analisados: Folha de rosto, carta de encaminhamento, declaração de responsabilidade, protocolo de pesquisa, termo de consentimento livre e esclarecido, cronograma, bibliografia pertinente e currículo (s) de pesquisador (es).

Data de entrega: 30/04/2010.

Parecer do (a) relator (a)

Aprovação

Não aprovação.

Data da primeira análise pelo CEP-FM/UNB: 09/06/2010.

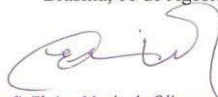
Data do parecer final do projeto pelo CEP-FM/UNB: 02/08/2010.

PARECER

Com base na Resolução CNS/MS nº 196/96 e resoluções posteriores, que regulamentam a matéria, o Comitê de Ética em Pesquisa da Faculdade de Medicina da Universidade de Brasília decidiu **APROVAR** “*ad referendum*”, conforme parecer do (a) relator (a), o projeto de pesquisa acima especificado quanto aos seus aspectos éticos.

1. Modificações no protocolo devem ser submetidas ao CEP, assim como a notificação imediata de eventos adversos graves;
2. O (s) pesquisador (es) deve (m) apresentar relatórios periódicos do andamento da pesquisa ao CEP-FM, sendo o 1º previsto para até 10 de fevereiro de 2011.

Brasília, 06 de Agosto de 2010


Prof. Elaine Maria de Oliveira Alves
Coordenadora do Comitê de Ética em Pesquisa
Faculdade de Medicina-UnB

APÊNDICE B – Termo de Consentimento Livre Esclarecido

Título do Projeto: Programa de Monitoramento Hidrobiogeoquímico do Mercúrio (Hg) e de Riscos à Saúde Humana.

Coordenadores : Prof. Dr. Luiz Fabrício Zara, Coordenador Geral
Prof. Dr. Carlos J.S. Passos, Coordenador de Saúde Humana

Endereço dos pesquisadores responsáveis **Escritório Nova Mutum Paraná**
Faculdade UnB Planaltina Rua Getúlio Vargas - casa 06
Universidade de Brasília Tel: (69) 3533-4045/ 3533-4066
Área Universitária 1, Vila N. Sra. de Fátima **Ligação Gratuita: 0800 647 7747**
73.300-0000, Planaltina – DF www.energiasustentaveldobrasil.com.br
Fones: 0xx61.3308.5185 / 1390
Fax: 0xx61.3389.2601 / 3466
Email: cjpassos@unb.br

Voluntário N°:

Termo de Consentimento Livre e Esclarecido

Você está sendo convidado(a) a participar de um programa ambiental de monitoramento biológico, cujos detalhes são os seguintes:

1. A exposição (contato) de populações ribeirinhas ao mercúrio (Hg) na região amazônica, principalmente vinda do consumo de peixes, já é conhecida há muitos anos. Além do Hg utilizado nos garimpos de ouro e/ou presentes naturalmente nos solos da Amazônia, esta substância pode também se encontrar no meio ambiente de usinas hidrelétricas após o enchimento dos reservatórios. Assim, neste programa de monitoramento nós pretendemos avaliar a quantidade de Hg em diversas partes do ambiente da região da usina hidrelétrica, e também em amostras de cabelo da população local a fim de assegurarmos que não haverá problemas de saúde humana devido à exposição ao Hg.
2. Este programa envolve profissionais da empresa VENTURO CONSULTORIA AMBIENTAL, visando a condução do Programa de Monitoramento Hidrobiogeoquímico do Aproveitamento Hidrelétrico Jirau, sob coordenação geral do Prof. Dr. Luiz Fabricio Zara, da Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.
3. Sua participação no programa se dará da seguinte maneira:

Será coletada uma amostra de cabelo (uma pequena mecha) por enfermeiro(a) devidamente treinado(a) no procedimento, utilizando-se uma pinça e tesoura inoxidável devidamente esterilizada, não havendo portanto qualquer risco de contaminação para você. Este cabelo será utilizado para realizar o exame da quantidade de Hg no seu corpo.

Também pedimos que você responda um questionário que abrange questões sobre: perfil sócio-demográfico, história médica ambiental e ocupacional, morbidade referida, fatores de risco de adoecimento, além de hábitos sociais, culturais e alimentares.

Por fim, solicitamos que você se submeta a uma consulta com o profissional médico integrante de nossa equipe a fim de que este possa avaliar seu estado geral de saúde, particularmente em relação à exposição ao Hg.

4. As medidas dos níveis de concentração de elementos traço e mercúrio serão realizadas pela Venturo Consultoria Ambiental, em parceria com o Instituto de Química de Araraquara, Universidade do Estado de São Paulo - UNESP, coordenado pelo Prof. Dr. Julio Cesar Rocha.
5. Os benefícios de sua participação neste programa serão a obtenção de informações sobre a quantidade de substâncias químicas (metais) presentes no seu corpo, o acesso a um profissional médico que lhe instruirá sobre os resultados dos exames e avaliará seu estado geral de saúde com os devidos encaminhamentos, além de orientações gerais de outros profissionais da equipe quanto à problemática geral da presença de Hg no meio ambiente.
6. Assumimos que você compreende que os dados obtidos neste programa podem ser publicados, à condição que seu nome ou identificação não sejam revelados. Para manter a confidencialidade de seus registros, nossa equipe manterá sua identidade em forma de número e seus dados serão guardados dentro de envelopes, aos quais somente membros da coordenação terão acesso.
7. Nossa equipe não provê qualquer remuneração por sua participação voluntária no programa. Quaisquer dúvidas que você tiver em relação ao programa ou à sua participação, antes ou depois do seu consentimento, serão respondidas pela empresa Venturo Consultoria Ambiental.

CONSENTIMENTO

Eu li as informações acima, recebi as explicações sobre a natureza, demanda, riscos e benefícios do programa. Assumo conscientemente os riscos envolvidos e compreendo que posso retirar meu consentimento e interromper minha participação a qualquer momento, sem penalidade ou perda de benefício.

Eu, _____, ao assinar o presente termo, estarei consentindo à utilização da amostra de cabelo para a análise de elementos traço (metais) e em específico mercúrio, cujas informações sejam, confidencialmente, utilizadas para fins do programa de monitoramento biológico que me foi apresentado.

Assinatura do (a) voluntário (a)

Data: ____/____/____

APÊNDICE C – Questionário Estruturado para Coleta de Dados das Comunidades Tradicionais da Bacia do Rio Madeira – Rondônia

Data de Nascimento: ___/___/___

Idade ___

1) Sexo:

Masculino Feminino

2) Altura: _____ **Peso:** _____

3) Grau de instrução:

Até que série você estudou? _____

Analfabeto Fundamental incompleto Fundamental completo
 2º grau incompleto 2º grau completo Superior incompleto
 Superior completo

4) Onde mora: _____ **Coordenadas geográficas:** _____

5) Tempo de residência (marque apenas uma opção):

Faz quantos anos que você mora neste local? _____

De 1 a 5 anos De 5 a 10 anos Mais de 10 anos

6) Já morou em outro lugar nos últimos 10 anos? Onde? Por quanto tempo?

7) Já teve Malária?

Sim Não Quantas? _____

8) Trabalha? Sim Não

Tipo de atividade realizada? _____

9) Tempo de serviço (marque apenas uma opção):

Menos de 1 ano De 1 a 5 anos De 6 de 15 anos Mais de 16 anos

10) Trabalha no garimpo de ouro?

Sim Não

11) Já trabalhou no garimpo de ouro?

Sim Não

12) Tempo de serviço no garimpo de ouro (marque apenas uma opção):

Menos de 1 ano De 1 a 5 anos De 6 de 15 anos Mais de 16 anos

13) Tem algum tipo de problema de visão?

Sim Não Nunca consultou o médico, mas não enxerga bem

14) Tem dificuldade para dormir?

Sim Não

15) Aspectos Cognitivos

Em relação à memória você observa se ocorre esquecimentos frequentes no seu dia-a-dia?

Sim Não

Apresenta dificuldade de se concentrar por algum tempo em conversas, TV, rádio, explicações de professores ou outras pessoas?

Sim Não

Apresenta dificuldade de prestar atenção ao ler textos ou livros?

Sim Não

Apresenta dificuldade em compreender o que lê?

Sim Não

Apresenta dificuldade para escrever, copiar, redigir ou produzir textos?

Sim Não

Apresenta dificuldade em realizar operações matemáticas envolvendo as quatro operações?

Sim Não

Apresenta dificuldade para escutar?

Sim Não

16) Você fuma?

Sim Não

Fuma há quanto tempo? _____

Quantos cigarros por dia? _____

17) Já fumou?

Sim Não

Fumou desde que idade? _____

Parou com quantos anos? _____

18) Você consome bebida alcoólica?

Sim Não

19) Com qual frequência consome bebida alcoólica?

Diariamente 2 vezes/semana 3 vezes/semana Final de semana

Datas comemorativas

20) Você achou estas perguntas difíceis de serem respondidas?

Sim Não

21) Alguma pergunta deixou você constrangido (a) e deveria ser retirada?

Sim Não

