



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB PLANALTINA

FERNANDA PEREIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO AMBIENTAL A MERCÚRIO E
CHUMBO EM POPULAÇÃO INFANTO-JUVENIL DA BACIA DO RIO
TAPAJÓS, ESTADO DO PARÁ**

PLANALTINA - DF

2018

FERNANDA PEREIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO AMBIENTAL A MERCÚRIO E
CHUMBO EM POPULAÇÃO INFANTO-JUVENIL DA BACIA DO RIO
TAPAJÓS, ESTADO DO PARÁ**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado ao 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

Coorientador: Prof. José Antônio Menezes Filho

PLANALTINA - DF

2018

Pereira da Silva, Fernanda

Avaliação de exposição ambiental a Mercúrio e Chumbo em população infanto-juvenil da Bacia do Rio Tapajós, Estado do Pará. / Fernanda Pereira da Silva. Planaltina – DF, 2018. f. 41.

Monografia – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Carlos José Sousa Passos.

Coorientador: Prof. José Antônio Menezes Filho

1. Avaliação de exposição ambiental. 2. Cabelo e Unha. 3. Chumbo. 4. Mercúrio. 5. Rio Tapajós. I. Pereira da Silva, Fernanda. II. Avaliação de exposição ambiental a Mercúrio e Chumbo em população infanto-juvenil da Bacia do Rio Tapajós, estado do Pará.

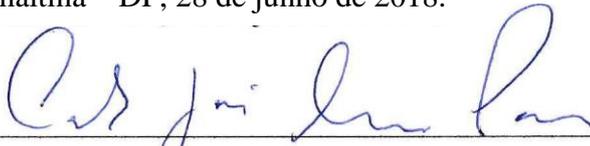
FERNANDA PEREIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO AMBIENTAL A MERCÚRIO E
CHUMBO EM POPULAÇÃO INFANTO-JUVENIL DA BACIA DO RIO
TAPAJÓS, ESTADO DO PARÁ**

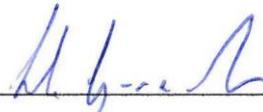
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Bacharelado em Gestão Ambiental da Faculdade UnB Planaltina, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Banca Examinadora:

Planaltina – DF, 28 de junho de 2018.



Prof. Carlos José Sousa Passos – FUP/UnB (Orientador)



Dr. Eduardo Cyrino Oliveira Filho – EMBRAPA/Cerrados (avaliador)



Prof. Luiz Fabrício Zara – FUP/UnB (avaliador)

AGRADECIMENTOS

Decorridos quatro anos e meio de graduação, a única palavra que descreveria esse período da minha vida é agradecimento. Agradeço a Deus por ter me guiado por esse caminho e ter me dado força e perseverança todos os dias para que pudesse concluí-lo; agradeço minha família pela paciência em minha ausência no âmbito familiar; agradeço aos amigos que conquistei durante esses anos, sem vocês eu não conseguiria ter chegado aqui; agradeço aos meus professores e orientadores por terem me inspirado e me mostrado o quanto é lindo o magistério. Tenho tantos nomes para citar em agradecimento pelo fim dessa jornada: Aline Lima, Carlos Passos, Filipe Ribeiro, Flávia de Sá, Jennifer July, Juliana Paula, Maria de Fátima, Naara Amaral; existindo ainda tantos outros, mas que vou guardar apenas nas minhas lembranças com um carinho absurdo. Com humilde agradecimento, gostaria que soubessem que vocês me inspiram todos os dias e ajudaram a moldar a pessoa que me tornei hoje; que muitas outras histórias e agradecimentos venham daqui para frente.

Resumo em língua vernácula

A contaminação ambiental por metais potencialmente tóxicos, tais como chumbo (Pb) e mercúrio (Hg), constitui um grande desafio em termos de gestão ambiental, incluindo-se a gestão de riscos de exposição humana. Assim sendo, o objetivo desse estudo foi de avaliar a exposição ambiental aos metais Hg e Pb em população infanto-juvenil ribeirinha da bacia do rio Tapajós, analisando aspectos de bioacumulação para o Hg e de eficiência de indicadores biológicos de exposição humana para o Pb.

A abordagem metodológica foi de natureza quantitativa e qualitativa (mista), onde utilizaram-se métodos quantitativos de avaliação da exposição humana por meio da determinação dos níveis de concentração de Hg e Pb em cabelo e/ou unha, e de outro lado administraram-se questionários no intuito de descrever características sociodemográficas da população abordada, para identificar possíveis determinantes do risco de exposição. Além disso, efetuou-se uma breve revisão da literatura sobre estudos de exposição humana ao Hg em populações infanto-juvenis na Amazônia, tendo utilizado cabelo como indicador biológico de exposição ambiental bem como avaliado crianças e/ou adolescentes com idades semelhantes ou inferiores às registradas no presente estudo.

Os resultados apontam concentrações de Pb no cabelo em média de $0,10 \pm 0,25 \mu\text{g/g}$, variando de $0,01 \mu\text{g/g}$ a $1,01 \mu\text{g/g}$ ($n=36$; mediana= $0,01 \mu\text{g/g}$), e nas unhas em média de $0,10 \pm 0,17 \mu\text{g/g}$, variando entre $0,01 \mu\text{g/g}$ e $0,61 \mu\text{g/g}$ ($n=16$; mediana= $0,02 \mu\text{g/g}$). Quanto ao Hg, este apresentou valor médio de $12,52 \pm 5,57 \mu\text{g/g}$, indo de $0,89 \mu\text{g/g}$ a $26,70 \mu\text{g/g}$ (mediana= $12,01 \mu\text{g/g}$; $n=36$). Não foi observada nenhuma associação entre os níveis de concentração de Pb nos indicadores biológicos utilizados e algumas variáveis sociodemográficas, tais como idade e escolaridade. Os teores de Hg em cabelo foram significativamente influenciados pela frequência de consumo de peixe. Evidenciou-se uma relação direta entre os níveis de exposição ambiental ao Hg e a idade das populações infanto-juvenis investigadas em estudos anteriores ($p=0,0002$), corroborando assim uma das hipóteses de trabalho, i.e., que as concentrações de Hg em cabelo de nossa população infanto-juvenil ainda permanecem bastante elevadas, e encontram-se relativamente semelhantes a outros valores encontrados em faixas etárias iguais ou inferiores, conforme estudos anteriores disponíveis na literatura, e isso provavelmente devido ao processo de bioacumulação deste metal na medida em que as crianças vão crescendo e se desenvolvendo.

Resumo em língua inglesa

Environmental contamination by potentially toxic metals, such as lead (Pb) and mercury (Hg), poses a major challenge in terms of environmental management, including human exposure risk management. Therefore, the objective of this study was to assess environmental exposures to Hg and Pb in the riverine juvenile population of the Tapajós River basin, analysing aspects of bioaccumulation for Hg and the efficiency of biological indicators of human exposure to Pb.

The methodological approach was quantitative and qualitative (mixed), where human exposure assessment methods were used to determine Hg levels in hair and Pb concentration in hair and/or fingernails, and questionnaires were administered in order to describe sociodemographic characteristics of the sampled population, possibly identifying determinants for the risk of exposure. In addition, a brief literature review on studies of human exposure to Hg in infant and juvenile populations in the Amazon was conducted, which had used hair as a biological indicator of environmental exposure as well as evaluated children and/or adolescents with similar or lower age ranges than those recorded in the present study.

The results indicate Pb concentrations in hair on average $0.10 \pm 0.25 \mu\text{g/g}$, varying from $0.01 \mu\text{g/g}$ to $1.01 \mu\text{g/g}$ ($n=36$; median= $0.01 \mu\text{g/g}$) and fingernails Pb on average of $0.10 \pm 0.17 \mu\text{g/g}$, ranging from $0.01 \mu\text{g/g}$ to $0.61 \mu\text{g/g}$ ($n=16$; median= $0.02 \mu\text{g/g}$). As for Hg, it presented a mean value of $12.52 \pm 5.57 \mu\text{g/g}$, ranging from 0.89 to $26.70 \mu\text{g/g}$ (median= $12.01 \mu\text{g/g}$; $n=36$). No association was observed between Pb concentrations in the biological indicators and some sociodemographic variables, such as age and schooling. The hair Hg levels were significantly influenced by the frequency of fish consumption. We observed a direct correlation between Hg exposure and the age ranges of the juvenile populations investigated in previous studies ($p=0.0002$), thus corroborating one of the working hypotheses, i.e., that concentrations of Hg in hair from our child and adolescent population still remain quite high, and are relatively similar to other values found in equal or lower age groups, according to previous studies available in the literature, which is probably and ultimately due to the process of bioaccumulation of this metal as the children grow and develop into adolescence and adulthood.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	8
2.1 AMBIENTE E EXPOSIÇÃO HUMANA AO CHUMBO.....	9
2.2 AMBIENTE E EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO	11
2.3 PROBLEMÁTICA, PERGUNTA E HIPÓTESE DE PESQUISA	13
2.3.1 PROBLEMÁTICA DE PESQUISA	13
2.3.2 PERGUNTAS DE PESQUISA.....	13
2.3.3 HIPÓTESES	13
3.1 OBJETIVO GERAL	13
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
4. METODOLOGIA	14
4.1 AMOSTRAGEM	15
4.2 EQUIPAMENTOS E REAGENTES.....	16
4.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS	16
5. RESULTADOS	17
6. DISCUSSÃO GERAL	29
7. CONCLUSÃO.....	33
8. REFERÊNCIAS	33
9. APÊNDICE	40
9.1 QUESTIONÁRIO INFANTIL.....	40

1. INTRODUÇÃO

O chumbo (Pb) e o mercúrio (Hg) são dois elementos químicos que podem ser encontrados naturalmente no meio ambiente, mas que apesar disso podem também se tornar perigosos para a saúde dos ecossistemas e para a saúde humana (MENESES, 2016; MOREIRA & MOREIRA, 2004a). O Pb é utilizado há milhares de anos, mas devido à sua utilização em atividades industriais ele passou a ser amplamente distribuído (CAPITANI, 2009; MOREIRA & MOREIRA, 2004a; MOREIRA & MOREIRA, 2004b), e portanto todos os seres humanos têm alguma concentração de Pb em seus organismos, apesar deste Pb não possuir nenhuma função fisiológica nem em humanos nem em outros animais (CAPITANI, 2009; MOREIRA & MOREIRA, 2004b). Por sua vez, o Hg em altos níveis de concentração pode induzir diferentes tipos de efeitos tóxicos ao ser humano, e o seu principal alvo é o sistema nervoso central (SNC) (MENESES, 2016). O metal é liberado no ambiente a partir de fontes naturais e/ou antropogênicas, sofre transformações complexas e circula entre a atmosfera, oceanos e solos (WRIGHT & WELBOURN, 2002 apud MENESES, 2016). Existem três formas químicas de mercúrio: (1) mercúrio elementar ou metálico (Hg^0); (2) mercúrio inorgânico (Hg_2^{2+} e Hg^{2+}); e (3) mercúrio orgânico, sendo o metil-mercúrio (MeHg) a forma mais comum de Hg orgânico encontrada na cadeia alimentar (NORDBERG, 2015 apud MENESES, 2016).

A Região do médio rio Tapajós no oeste do Estado do Pará, norte do Brasil, compreende muitos povoados típicos da Amazônia, na forma de vilas e aglomerados ribeirinhos, localizados às margens daquele rio (PINHEIRO et al., 2001). A maioria das comunidades são pequenas, tendo cerca de 40 famílias, com estruturas familiares apresentando manutenção ou sutil crescimento populacional (INPE, 2009). Ainda segundo esta última referência, as comunidades sobrevivem basicamente da produção de farinha de mandioca, da pesca, e algumas da agricultura de subsistência, sendo que a caça de animais silvestres e a pesca são práticas comuns em toda a região para consumo próprio.

Muitos estudos anteriores de exposição humana ao Hg já foram realizados naquela região da Amazônia, e quanto ao Pb uma primeiríssima avaliação de exposição humana foi realizada em 2006 por Barbosa Jr et al. em população adulta de 12 comunidades ribeirinhas. Naquele estudo evidenciaram-se níveis sanguíneos elevados para o metal, levando a equipe a levantar a hipótese de que a fonte de exposição ambiental seria o consumo de farinha de mandioca, a qual é preparada em grandes chapas metálicas e que passou a constituir o foco dos estudos subsequentes da equipe de pesquisa. Ainda de acordo com essa fonte, tudo foi

acompanhado de diversas atividades participativas visando esclarecer a população sobre os possíveis fatores de risco de exposição assim como ações que contribuíssem para atenuação, principalmente no caso do Hg, dado o grau de conhecimento bem elevado sobre sua dinâmica naquele ambiente ribeirinho (BARBOSA JR et al., 2009).

Assim, o presente Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) faz-se relevante devido ao fato de ambos metais serem contaminantes ambientais potencialmente tóxicos, não possuem nenhuma função fisiológica, e acarretam riscos de efeitos nocivos ao organismo humano. Em termos de fatores ambientais de risco de exposição humana, o consumo semanal de peixe constitui-se como via alimentar de exposição ao Hg, e possivelmente o consumo cotidiano de farinha de mandioca contribui para a exposição ao Pb, sendo essas as duas fontes principais de exposição da população ribeirinha da região do Tapajós. Apesar de bastante presente na literatura em geral, unhas foram pouquíssimo usadas como indicador biológico de exposição ao Hg na Amazônia (PASSOS & MERGLER, 2008), ao passo que cabelo e unhas têm sido pouco testados como indicadores biológicos de exposição ambiental ao Pb, apesar de constituírem boas alternativas não-invasivas de coleta (CAPITANI, 2009; MENEZES FILHO et al., 2011; MOREIRA & MOREIRA, 2004b).

Levando-se em consideração que, por um lado, há toda uma diversidade de estudos sobre altos níveis de exposição ao Hg em população adulta ribeirinha da bacia do Rio Tapajós, e que atividades para sua atenuação já têm sido realizadas ou estão em andamento, e que, por outro lado, há pouquíssimos estudos sobre exposição ambiental humana ao Pb na bacia do rio Tapajós, o objetivo desse estudo é avaliar a exposição ambiental aos metais potencialmente tóxicos Hg e Pb em população infanto-juvenil ribeirinha da Bacia do Rio Tapajós, analisando aspectos de bioacumulação para o Hg e de eficiência de indicadores biológicos de exposição humana para o Pb.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 AMBIENTE E EXPOSIÇÃO HUMANA AO CHUMBO

O Pb é um metal encontrado na natureza em estado livre ou associado a outras substâncias (SILVA et al., 2013). Sendo este um dos contaminantes mais comuns do ambiente e considerado como um elemento que possui efeitos tóxicos sobre seres humanos e outros animais (MOREIRA & MOREIRA, 2004b), os efeitos biológicos deste metal são os mesmos quaisquer que sejam as rotas de entrada, uma vez que há interferência no funcionamento normal

de algumas populações de células e em inúmeros processos fisiológicos (MOREIRA & MOREIRA, 2004b). Suas vias de exposição mais comuns são por inalação e ingestão, e o elemento não possui nenhuma função fisiológica para o organismo humano (CAPITANI, 2009; MOREIRA & MOREIRA, 2004a).

Este metal é absorvido, distribuído e excretado, podendo se alojar no sangue, tecidos moles e tecidos mineralizados. Alguns estudos mostram que fatores nutricionais favorecem a absorção e a reserva de Pb no organismo (MOREIRA & MOREIRA, 2004b; MOREIRA & MOREIRA, 2004c), ao passo que outro fator que auxilia na formação de reservas de Pb no organismo é a associação dele com o cálcio (Ca), sendo atraído em maiores quantidades para os tecidos mineralizados (CAPITANI, 2009; MOREIRA & MOREIRA, 2004a; MOREIRA & MOREIRA, 2004b). Alguns efeitos da intoxicação por Pb são ilustrados por danos ao cérebro, cólicas, doenças renais, anemias, diminuição da aprendizagem em crianças, entre outros (CAPITANI, 2009; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

Um dos grupos mais suscetíveis à exposição ao Pb e seus efeitos é constituído pelas gestantes, visto que este contaminante pode atravessar a barreira hematoencefálica (CAPITANI, 2009; MOREIRA & MOREIRA, 2004a; MOREIRA & MOREIRA, 2004b; MOREIRA & MOREIRA, 2004c; OKADA et al., 1997); as crianças nascidas destas gestantes podem ser afetadas por seus efeitos tóxicos, mesmo em níveis abaixo do estabelecido, e podem absorver níveis maiores de Pb do que adultos em uma mesma exposição. Algumas crianças possuem transtornos de hábito alimentar, como levar objetos à boca e ingerir terra, sendo facilitadores da absorção (CARVALHO et al., 2003; PADULA et al., 2006).

Atividades típicas de subsistência podem constituir fontes possíveis de exposição humana ao Pb, tais como pesca, agricultura, pecuária e caça, embora nenhuma destas esteja diretamente relacionada com a exposição (CARNEIRO et al., 2013), a qual depende principalmente da dose, frequência e fatores individuais de risco (CARVALHO et al., 2005). Apesar do sangue ser utilizado como medida padrão no monitoramento biológico da exposição a este metal, as experiências no campo reforçam a ideia de que frequentemente a amostragem de sangue não é uma atividade de fácil realização (MOREIRA & NEVES, 2008), devido ao fato de crianças e até mesmo alguns adultos terem dificuldades em permitir a coleta, o que ressalta a importância de indicadores biológicos menos invasivos (MOREIRA & NEVES, 2008).

Alguns exemplos destes indicadores são cabelo e unha, sendo o cabelo indicador biológico de longo prazo e unha indicador biológico de médio prazo (MENDES, 2017; MENESES, 2016; RAIMANN et al., 2014), apresentam diversas vantagens além de ser um método de coleta não-invasivo, tais como apenas uma pequena amostra é necessária para análise, permite fácil armazenamento a longo prazo e facilidade no transporte (BARBOSA JR et al., 2006; GOULLÉ et al., 2009). Embora o cabelo tenha sido mais extensivamente estudado do que unhas, o último continua a ser igualmente promissor (TAKAGI et al., 1988), e um extenso debate ainda está em curso sobre as limitações de cabelo como um indicador de exposição ao metal em geral (BARBOSA JR et al., 2006). Apesar de todos estes entraves cabelo e unha são métodos laboratoriais úteis para estudos epidemiológicos, principalmente devido à natureza não-invasiva (GOULLÉ et al., 2009; IKEGAMI et al., 2016; SUKUMAR & SUBRAMANIAN, 2007).

2.2 AMBIENTE E EXPOSIÇÃO HUMANA AO MERCÚRIO

As preocupações com a contaminação ambiental por Hg na Bacia Amazônica foram levantadas pela primeira vez no início da década de 1980, quando os estudos enfatizaram que quantidades significativas deste metal foram despejadas nos ecossistemas amazônicos como resultado da "corrida do ouro" (HACON et al., 2008). Classicamente, o Hg metálico é utilizado para aglutinar partículas finas de ouro através da amalgamação, e durante este processo grandes quantidades dele são perdidas para rios e solo (BARBOSA et al., 1995). Além disso, o ouro (Au) amalgamado é queimado para liberar o metal precioso, na maioria dos casos ao ar livre e, conseqüentemente, emitir vapor de Hg para a atmosfera (BARBOSA et al., 1995). Esta é uma das principais formas pelas quais o Hg entra no ecossistema amazônico, a outra sendo através de efluentes de dragagens de mineração (MAIM, 1988 apud BARBOSA et al., 1995).

Menos famosa é a grande quantidade de mercúrio que não vem da garimpagem, também expondo os humanos ao Hg através do consumo de peixe (FEARNSIDE, 2003). Solos amazônicos contêm quantidades significativas de mercúrio oriundo de fontes naturais, porque os solos da região tem milhões de anos de idade e têm acumulado mercúrio gradualmente por meio de deposição na chuva de poeira oriunda de erupções vulcânicas e de outras fontes ao redor do mundo, e atividades humanas promove o aumento da erosão, desmatamento, queima de biomassa disponibilizando esse metal (FEARNSIDE, 2003; NEVADO et al., 2010). Outra grande fonte de poluição de mercúrio são os solos inundados por represas hidrelétricas, na qual

a condição anóxica no fundo de um reservatório fornece o ambiente necessário para a metilização do mercúrio (FEARNSIDE, 2003; FEARNSIDE, 2015).

Há fortes evidências de que a cadeia alimentar aquática na Amazônia e seus ecossistemas em geral estão contaminados pelo mercúrio orgânico (BARBOSA et al., 1995), representando uma ameaça real para as populações locais que consomem peixe, uma vez que o Hg é concentrado biologicamente em uma ordem de grandeza a cada passo que sobe na cadeia alimentar, como os seres humanos tendem a ocupar a posição de topo e espera-se que abriguem as concentrações mais altas de mercúrio (FEARNSIDE, 2015; PALHETA & TAYLOR, 1994).

Todas as formas de Hg podem induzir efeitos tóxicos em mamíferos, incluindo os seres humanos (ATSDR, 1999 apud MENESES, 2016), e a extensão destes efeitos depende da forma química do metal presente no momento da exposição, da duração da exposição, e da via de exposição (MENESES, 2016). O indicador biológico de exposição humana apropriado depende da especiação do Hg e da rota de exposição (HACON et al., 2008). O cabelo humano é aceito como o melhor indicador de exposição humana ao MeHg (MALM et al., 1995), pois ele possui a propriedade de armazenar MeHg após a sua formação como uma rota de excreção e relaciona-se com a concentração no sangue no momento em que o cabelo está sendo formado (MALM et al., 1995).

Para os seres humanos, o MeHg constitui a forma mais tóxica visto que seu alvo principal é o sistema nervoso central, embora o fígado, os rins, e os sistemas cardiovascular, gastrointestinal e imune também possam ser afetados (PALHETA & TAYLOR, 1994). As crianças e as mulheres em idade fértil representam grupos de elevado risco (XAVIER, 2013); as crianças estão mais expostas que os adultos devido ao fato dos seus menores pesos corporais e resultantes maiores níveis de absorção por peso corporal para as mesmas concentrações dos tóxicos e o desenvolvimento incompleto dos mecanismos desintoxicantes das substâncias químicas (ASMUS et al., 1996). Durante a gravidez o MeHg pode ser tóxico para o desenvolvimento do feto devido atravessar a barreira hematoencefálica podendo causar danos fetais ou malformações (PALHETA & TAYLOR, 1994; TAVARES et al., 2005), e mesmo após o nascimento, as crianças também podem ser expostas pela ingestão de leite materno e peixe contaminado com este metal (TAVARES et al., 2005), assim, as crianças representam um grupo prioritário para estudos sobre a exposição e os efeitos adversos à saúde (TAVARES et al., 2005).

2.3 PROBLEMÁTICA, PERGUNTA E HIPÓTESE DE PESQUISA

2.3.1 PROBLEMÁTICA DE PESQUISA

Fontes primordiais de consumo alimentar da população ribeirinha da Bacia do Rio Tapajós estão contaminadas por elementos potencialmente tóxicos, como o peixe por Hg e a farinha de mandioca por Pb, colocando a população infanto-juvenil em risco de exposição ambiental, sendo essas bastante suscetíveis à toxicidade desses elementos.

2.3.2 PERGUNTAS DE PESQUISA

1. Apesar de vários estudos terem sido feitos e medidas mitigadoras terem sido adotadas para reduzir os níveis de exposição ambiental em populações adultas da bacia do Rio Tapajós, os teores de Hg na população infanto-juvenil ainda estariam elevados e semelhantes aos de outras crianças em outras bacias hidrográficas da Amazônia?

2. Indicadores biológicos não-invasivos (cabelo e/ou unha) seriam boas alternativas de coleta para análise de exposição ambiental humana ao Pb?

2.3.3 HIPÓTESES

1. Concentrações de Hg em cabelo da população infanto-juvenil seriam semelhantes aos valores encontrados na mesma faixa etária em estudos anteriores, provavelmente devido ao processo de bioacumulação deste metal;

2. Indicadores biológicos de exposição ambiental ao Pb com coleta não-invasiva (cabelo e/ou unha) teriam maior aceitabilidade por uma população infanto-juvenil, porém poderiam também ser questionáveis em relação aos teores detectados.

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a exposição ambiental aos metais potencialmente tóxicos Hg e Pb em população infanto-juvenil ribeirinha da Bacia do Rio Tapajós, analisando aspectos de bioacumulação para o Hg e de eficiência de indicadores biológicos de exposição humana para o Pb.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar teores de Hg e Pb em indicadores biológicos de exposição ambiental (cabelo e/ou unhas);

2. Para o Hg, analisar os níveis de exposição em relação a dados disponíveis na literatura para outras populações infanto-juvenis;

3. Para o Pb, avaliar criticamente a pertinência e utilidade de indicadores biológicos de exposição ambiental humana, alternativos ao sangue, dada a invasividade de coleta deste último.

4. METODOLOGIA

A abordagem metodológica da presente pesquisa é de natureza quantitativa e qualitativa (mista). De um lado, utilizaram-se métodos quantitativos de avaliação da exposição humana por meio da determinação dosimétrica dos níveis de concentração de Hg e Pb em indicadores biológicos (cabelo e/ou unha), e de outro lado questionários foram administrados com o intuito de: i) descrever comportamentos cotidianos em termos de hábitos alimentares, de caça e de pesca da população estudada; ii) relacionar esses comportamentos com os níveis de exposição observados na população. Realizou-se trabalho de pesquisa de campo em populações ribeirinhas da bacia do rio Tapajós, Oeste do Estado do Pará em abril de 2017 (Figura 01).

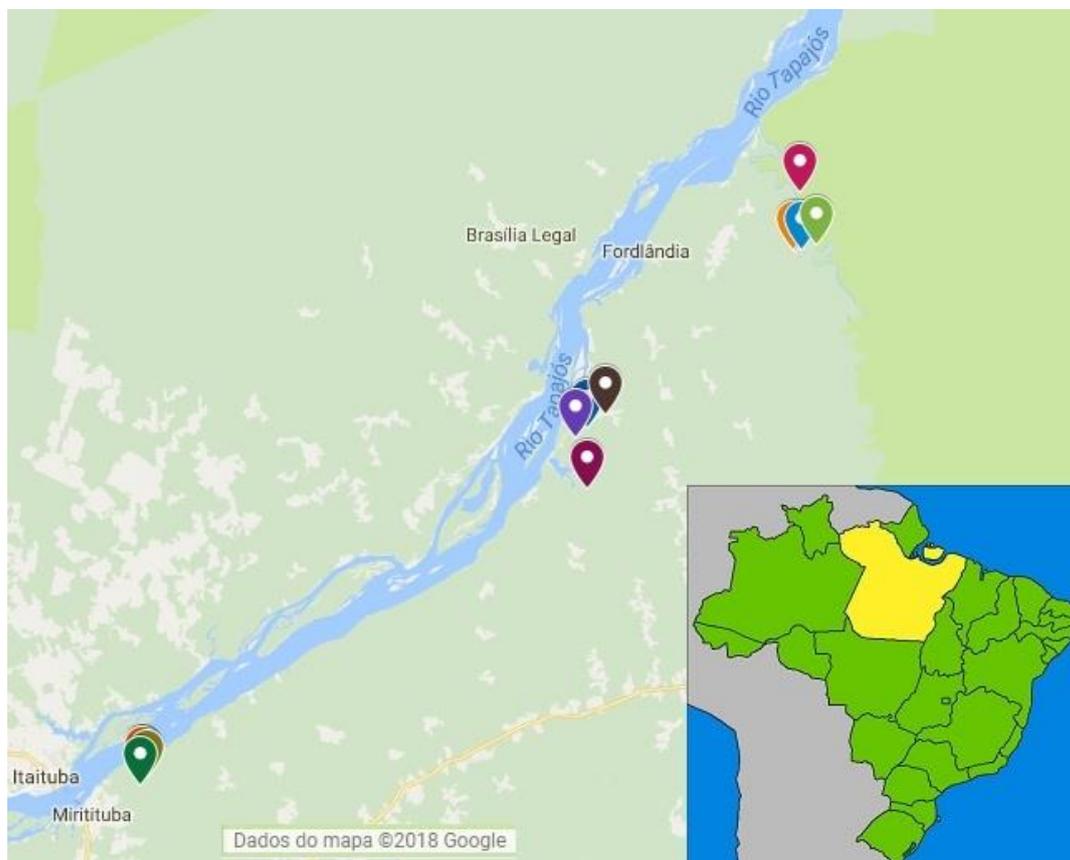


Figura 01: mapa da região ribeirinha do médio Tapajós, entre Aveiro e Itaituba.

Uma pequena amostra da população infanto-juvenil de 6 a 14 anos de idade foi convidada a participar da pesquisa uma vez obtido o devido consentimento dos pais ou responsáveis, tendo estes responsáveis assinado um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE), previamente aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos da Faculdade de Ciências da Saúde desta Universidade de Brasília (CEP-FS/UnB, processo **CAAE**: 69126217.9.0000.0030). Após o TCLE assinado, o responsável respondia um questionário sobre hábitos de consumo alimentar e comportamento da criança/adolescente, e em seguida à aplicação do questionário coletavam-se amostras de cabelo e/ou unha da criança/adolescente, as quais eram imediatamente identificadas e armazenadas para posteriormente serem analisadas quanto aos seus conteúdos de Hg e Pb. Tais análises foram realizadas no Laboratório de Toxicologia do campus da Universidade Federal da Bahia em Salvador, ao longo do mês de junho de 2017.

Os questionários tiveram suas variáveis devidamente codificadas e tabuladas no Programa Statview[®] 5.0 (Instituto SAS), e os dados de exposição foram analisados em relação às variáveis sociodemográficas utilizando-se o Programa JMP[®] 13.0 (Instituto SAS).

Mais especificamente em relação à análise de possíveis associações entre os teores de Hg em cabelo e a idade das crianças e adolescentes participantes, efetuou-se uma breve revisão da literatura sobre estudos de exposição humana em populações infanto-juvenis na Amazônia, tendo utilizado cabelo como indicador biológico de exposição ambiental bem como avaliado crianças e/ou adolescentes com idades semelhantes ou inferiores às registradas no presente estudo. Com base nos dados de exposição (Hg em cabelo) e idade (anos de vida) relatados, estimou-se a idade média dos diferentes grupos estudados, e a partir de tais estimativas ajustou-se um modelo de correlação não-paramétrica relacionando os níveis de exposição e a idade desses grupos, no intuito de testar a hipótese 1 deste TCC, i.e., que as concentrações de Hg em cabelo da nossa população infanto-juvenil ainda seriam elevadas e semelhantes aos valores encontrados em faixas etárias iguais ou inferiores, conforme estudos anteriores naquela vasta região, e isso provavelmente devido ao processo de bioacumulação deste metal na medida em que as crianças vão crescendo e se desenvolvendo.

4.1 AMOSTRAGEM

Como se antecipava acima, realizou-se trabalho de pesquisa de campo em 7 comunidades ribeirinhas da área de estudo, perfazendo um total de 47 crianças/adolescentes,

26 meninos e 21 meninas entre 6 e 14 anos de idade. Em totalidade, os responsáveis por estas crianças responderam o questionário, entretanto por imprevistos técnicos durante a coleta, o questionário sofreu algumas leves modificações no decorrer do trabalho de campo, de modo que algumas perguntas do questionário foram respondidas apenas por uma subamostra do universo total. As comunidades amostradas foram: Açaituba, Agrovila Araiá, Cupu, Godinho, São Tomé e Vista Alegre. Unhas foram cortadas com cortadores de unha, e mechas de cabelo foram cortadas com tesouras, colocadas em envelopes de papel previamente identificados, e enfim armazenadas em saco coletor em temperatura ambiente até processamento e análise.

4.2 EQUIPAMENTOS E REAGENTES

O principal equipamento utilizado foi forno (FANEM, Mod. 320-SE, São Paulo, Brasil), balança analítica (Sartorius, CP224S, Gottingen, Alemanha), liquidificador (Modelo RJ7743, Philips®, Barueri, Brasil), digestor de micro-ondas (CEM, Mars 6, Matthews, NC, EUA) e um Espectrômetro de absorção atômica com forno de grafite (AA GTA-120, Varian, Inc., Palo Alto, CA, EUA). Todos os reagentes utilizados foram de grau analítico espectrométrico. Para as diluições utilizou-se água ultrapura (Tipo I) obtida por um sistema Milli-Q (Merck-Millipore®, Billerica, MA, EUA). Para as análises dos metais usaram-se soluções padrão para Absorção Atômica (AccuStandard, Inc., New Haven, CT, EUA) e dihidrogenofosfato de amônio (Merck®, Darmstadt, Alemanha) como modificador de matriz (COSTA et al., 2017).

4.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

No laboratório, as amostras de cabelo e unha foram lavadas de acordo com o procedimento descrito por Menezes Filho et al. (2011). Resumidamente, o primeiro centímetro ou a quantidade disponível foi lavada durante 15 minutos em 10 ml de solução de Triton X-100 a 1% em uma solução de 50 ml béquer em banho ultrassônico. O enxágue foi realizado várias vezes com água pura Tipo I (Milli-Q, Millipore®). As amostras de cabelo e unha foram embaladas a seco em papel filtro Whatman N° 1 em forno a 70 °C (MOHAN, 2005) durante aproximadamente 12 horas (overnight) (GHILHEN, 2010). Aproximadamente uma massa de 10 mg de cabelo e unha foram pesadas em béquer de 50mL e mineralizado com 2mL de HNO₃ concentrado de grau espectroscópico durante 2 h em placa quente (80 °C). A mineralização foi então diluída para 10mL com água pura do tipo I em um tubo de centrífuga de polipropileno (Corning®). Após digestão ácida, amostras e materiais de referência foram analisados por espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GFAAS). Toda a vidraria e

recipientes plásticos foram completamente descontaminados por imersão durante 24 h em detergente neutro a 3% (Extran[®], Merck), seguido de imersão por uma noite em HNO₃ 10% e finalmente lavado com água pura do Tipo I. Brancos dos reagentes foram analisados juntamente com amostras em cada rodada, e o limite de detecção foi de 0,01µg/g e o limite de quantificação foi 0,03 µg/g (PENHA, 2017). Verificações de rotina de acurácia e precisão foram realizadas usando-se cabelo e unha humana como material de referência da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA-085). Todas as amostras e materiais de referência padrão foram determinados em duplicata e uma diferença inferior a 10% foi considerada aceitável. Como antecipado acima, o limite de detecção foi estabelecido em 0,01µg/g.

5. RESULTADOS

Na amostra da população infanto-juvenil estudada, as concentrações de Pb no cabelo variaram de 0,01µg/g a 1,01µg/g (n=36), com média aritmética de 0,10±0,25µg/g e mediana de 0,01µg/g, ao passo que os teores deste metal em unhas apresentaram média aritmética de 0,10±0,17µg/g e mediana de 0,02µg/g, variando entre 0,01µg/g e 0,61µg/g (n=16) conforme Figura 2.

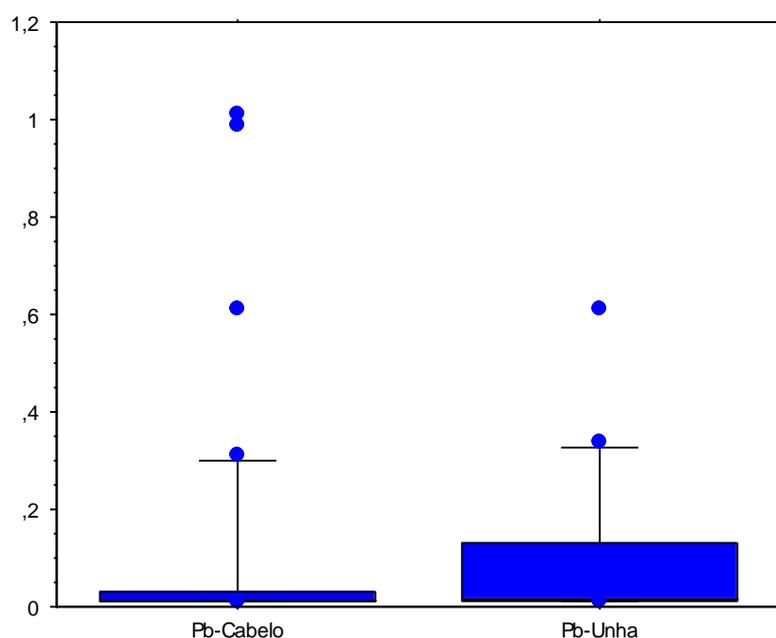


Figura 02: Distribuição dos teores de Pb (µg/g) nos diferentes indicadores biológicos utilizados.

Com relação ao Hg, este foi dosado somente no cabelo como indicador biológico, e apresentou valor médio de $12,52 \pm 5,57 \mu\text{g/g}$, sendo o valor mínimo de $0,89 \mu\text{g/g}$ e o valor máximo de $26,70 \mu\text{g/g}$ (mediana= $12,01 \mu\text{g/g}$; $n=36$) podendo ser observado na Figura 03.

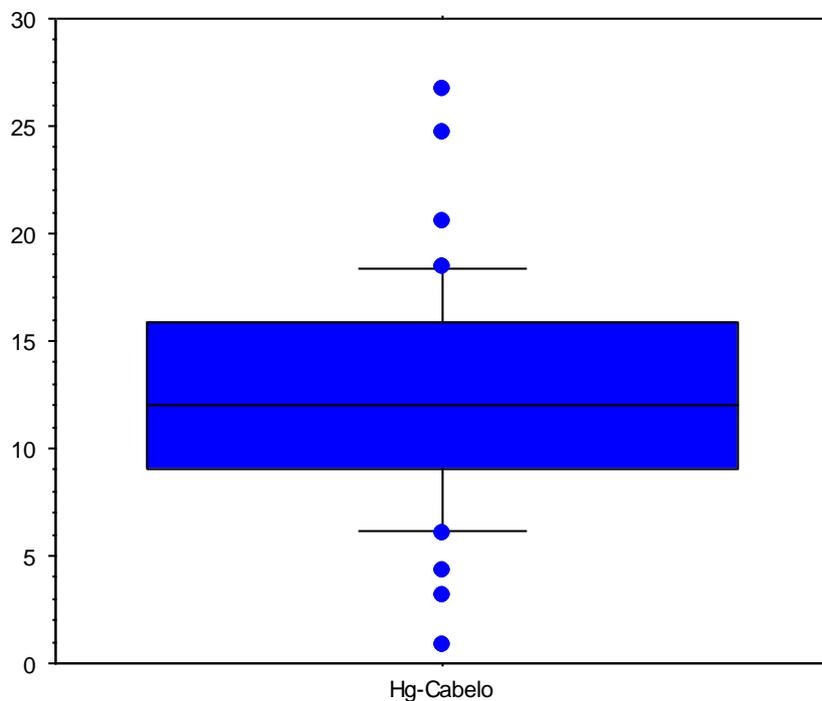


Figura 03: Distribuição dos teores de Hg ($\mu\text{g/g}$) em cabelo como indicador biológico utilizado.

As últimas duas Figuras mostram graficamente o padrão de distribuição das concentrações de Hg e Pb em cabelo, assim como de Pb em unha, destacando a importância persistente da exposição ambiental ao Hg comparativamente à exposição ambiental ao Pb, pelo menos se consideramos cabelo e unha como indicadores biológicos de exposição para este último contaminante.

Em termos de características sociodemográficas, a população amostrada apresenta idade variando de 6 a 14 anos (média: $10,5 \pm 1,97$; mediana: 11), sendo composta por 21 meninas e 26 meninos, cujas idades médias são de $9,85 \pm 2,23$ e de $11,08 \pm 1,60$, respectivamente, revelando assim que os meninos são levemente mais velhos do que as meninas, e isso de maneira estatisticamente significativa (Mann-Whitney U, $p = 0,05$), conforme Figura 04.

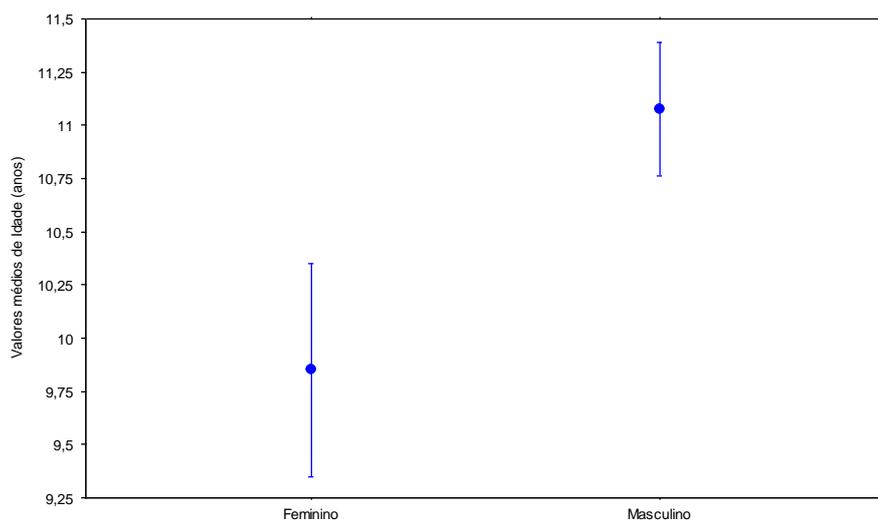


Figura 04: Comparação de valores médios de idade (anos) entre meninas e meninos (Mann Whitney U, $p = 0,05$).

Todas as crianças estavam frequentando a escola durante o período de amostragens em campo, e em média essas crianças se encontravam cursando o quinto ano do ensino fundamental, sendo que as meninas se encontravam em média no quarto ano, ao passo que os meninos se encontravam no quinto ano, o que possivelmente é explicado pelo fato dos meninos serem mais velhos (Figura 05).

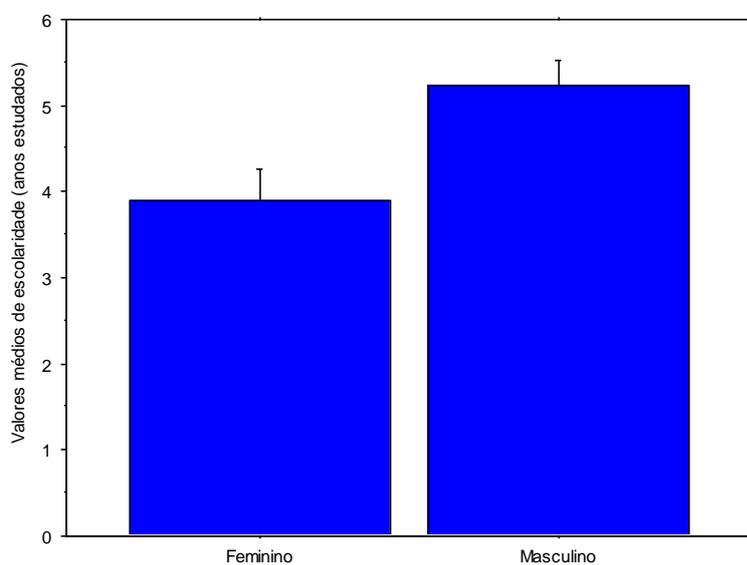


Figura 05: Comparação valores médios de escolaridade (anos estudados) entre meninas e meninos (Mann Whitney U, $p < 0,05$).

Práticas de subsistência como caça e pesca são muito corriqueiras em comunidades ribeirinhas, e nessa amostra 40 crianças e seus familiares consumiam carne de caça (85,1% da população amostrada), enquanto apenas 7 crianças e seus familiares não consumiam, perfazendo 14,9% da amostra, o que pode ser observado na Figura 06.

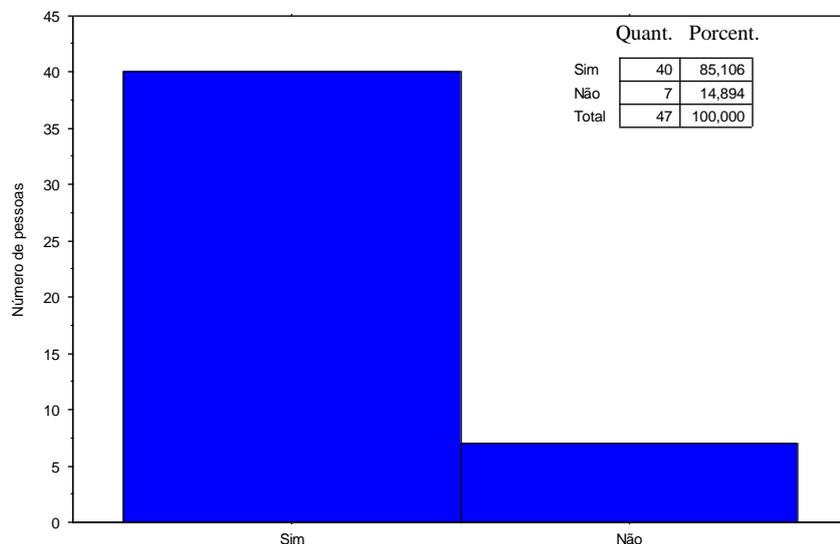
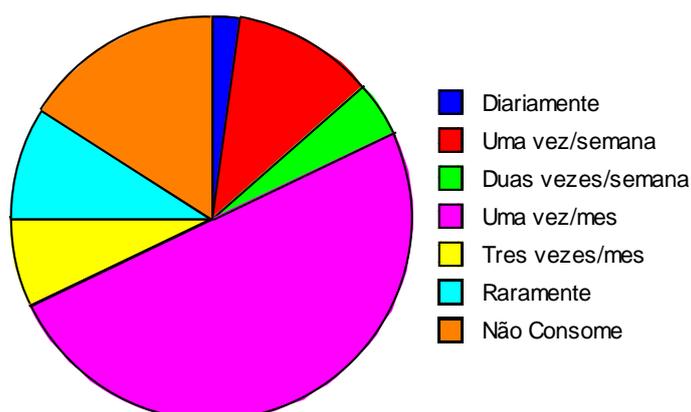


Figura 06: Perfil de consumo de carne de caça pelas crianças e familiares participantes do estudo.

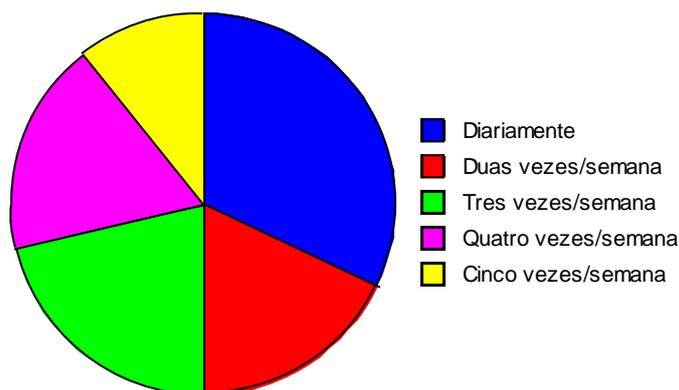
Ainda com relação aos hábitos de consumo de carne de caça nas comunidades abordadas, e considerando-se uma subamostra composta por 44 participantes, observou-se que 22 crianças e adolescentes (50%) declararam consumir essa fonte de proteína animal uma vez por mês, seguida de uma segunda parcela da subamostra que declarou uma frequência de consumo de uma vez por semana ($n=5$; 11,4%), e a maior frequência de consumo registrada, diariamente, correspondeu a apenas uma criança e família, compondo assim 2,3% da subamostra populacional estudada, conforme Figura 07 abaixo.



	Quant.	Freq. Rel.	Porcent.
Diariamente	1	,02	2,27
Uma vez/semana	5	,11	11,36
Duas vezes/semana	2	,05	4,55
Uma vez/mes	22	,50	50,00
Tres vezes/mes	3	,07	6,82
Raramente	4	,09	9,09
Não Consome	7	,16	15,91
Total	44	1,00	100,00

Figura 07: Distribuição de frequência do consumo de carne de caça conforme diferentes extratos da subamostra abordada.

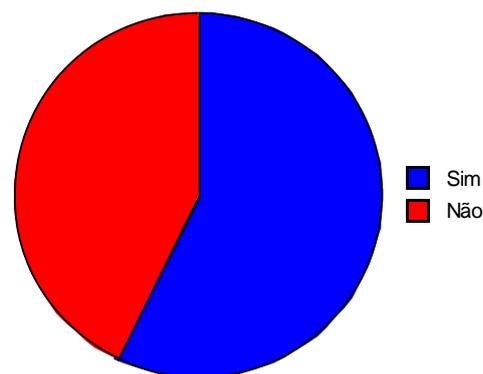
Já em relação aos hábitos de consumo de peixe, a partir de uma subamostra de 28 pais ou responsáveis pelas crianças, constatou-se que 9 desses respondentes (32,1%) relataram que as crianças/adolescentes consomem peixe diariamente, seguidas de 6 crianças/adolescentes (21,4%) que consomem essa fonte de proteína animal três vezes por semana, sendo que a maior frequência de consumo foi de cinco vezes por semana, consumo este praticado por 10,7% da subamostra aqui considerada (Figura 08).



	Quant.	Freq. Rel.	Porcent.
Diariamente	9	,32	32,14
Duas vezes/semana	5	,18	17,86
Tres vezes/semana	6	,21	21,43
Quatro vezes/semana	5	,18	17,86
Cinco vezes/semana	3	,11	10,71
Total	28	1,00	100,00

Figura 08: Distribuição de frequência do consumo de peixe conforme diferentes extratos da subamostra populacional abordada.

Sendo a pesca uma prática bastante comum naquela região, é comum que as famílias ribeirinhas possuam e usem diversos apetrechos próprios a esta atividade, tais como redes de pesca do tipo malhadeira ou do tipo tarrafa, sendo que 41 pais ou responsáveis (87,2%) relataram possuir e usar, em contraste com apenas 6 desses pais ou responsáveis (12,8%) que mencionaram não possuir tais apetrechos, e portanto não praticarem a atividade pesqueira. Aliás, dado o alto número de famílias que exercem a atividade de pesca, são facilmente avistadas crianças auxiliando seus pais nessa atividade, e nesse presente estudo encontrou-se que 27 crianças (57,4%) exercem esse papel de auxiliar a seus pais, enquanto um número menor de 20 outras crianças (42,6%) não se envolvem desta forma na atividade pesqueira exercida pelos pais (Figura 09).



	Quant.	Freq. Rel.	Porcent.
Sim	27	,574	57,447
Não	20	,426	42,553
Total	47	1,000	100,000

Figura 09: Perfil de atividade auxiliar de crianças aos pais durante as práticas de pesca.

Examinando-se possíveis determinantes de exposição ambiental ao Pb, não foi observada nenhuma associação entre os níveis de concentração do metal nos indicadores biológicos utilizados (cabelo e/ou unha) e algumas variáveis sociodemográficas estudadas na população, tais como idade e escolaridade por meio de análises de correlação usando-se o teste não paramétrico Spearman. Ademais, outras variáveis nominais categóricas foram testadas, como o fato de se possuir apetrechos de pesca e consertá-los em casa assim como a possibilidade das crianças brincarem com tais apetrechos ao auxiliarem seus pais durante a preparação desses apetrechos para as pescarias, e/ou ao terem contato físico com esses apetrechos contendo Pb durante as pescarias propriamente ditas. Além disso, também não se observaram quaisquer associações entre os níveis de exposição humana e hábitos de consumo de carne de caça na população abordada. Testes não paramétricos (Mann-Whitney U e Kruskal-Wallis) de comparação das distribuições de base entre, respectivamente, duas amostras independentes e três ou mais amostras independentes, foram realizados para verificar a significância das associações da exposição com as variáveis categóricas, e ambos os testes não apresentaram nenhuma significância, não sendo possível, portanto, considerar essas variáveis como determinantes da exposição ambiental.

Os mesmos testes não paramétricos citados anteriormente também foram utilizados para analisar possíveis associações entre os níveis de exposição ambiental ao Hg e as variáveis sociodemográficas acima descritas, i.e., sexo, idade, escolaridade, uso e/ou reparo de

apetrechos de pesca na residência, auxílio das crianças nas práticas de pesca, bem como consumo de carne de caça. De todas as variáveis examinadas, a única que apresentou associações com os níveis de concentração de Hg em cabelo foi a frequência de consumo de peixes pela população amostrada, apesar de tais associações serem de significância estatística bastante leve (Kruskal-Wallis, $P = 0,05$), o que talvez pudesse ter sido melhor capturado caso essa variável tivesse sido registrada de forma numérica contínua, em vez de maneira nominal categórica, constituindo assim outra possível limitação desse estudo.

A partir da breve revisão bibliográfica realizada com o intuito de analisar diferentes níveis de exposição em relação à idade de algumas populações infanto-juvenis estudadas num contexto de exposição ambiental ao Hg por via alimentar na Amazônia, incluindo esse presente estudo, foram encontrados 13 artigos científicos se distribuindo entre os anos de 1997 e 2018, cujos dados de interesse nesta presente análise são apresentados sumariamente na Tabela 01.

Tabela 01: apresentação sumária de teores de Hg em cabelo ($\mu\text{g/g}$) de populações infanto-juvenis da bacia Amazônica relatados na literatura entre 1997 e 2018 e dispostos em ordem crescente de idade.

REFERÊNCIA	PAÍS	TIPO DE POPULAÇÃO	BIOINDICADOR	N	IDADE (anos)	MÉDIA ($\mu\text{g/g}$)	RIO
MOHAN, 2005	Suriname	Recém-Nascido	Cabelo	39	0	1,6	-
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menino	Cabelo	133	0	1,68	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menino	Cabelo	18	0	2,92	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menino	Cabelo	129	0	3,73	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menino	Cabelo	44	0	0,81	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menina	Cabelo	99	0	1,75	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menina	Cabelo	17	0	2,74	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menina	Cabelo	133	0	3,71	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	Recém-nascido menina	Cabelo	76	0	0,82	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menino	Cabelo	133	0,5	2,19	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menino	Cabelo	18	0,5	3,41	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menino	Cabelo	129	0,5	4,19	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menino	Cabelo	44	0,5	0,98	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menina	Cabelo	99	0,5	2,32	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menina	Cabelo	17	0,5	3,38	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menina	Cabelo	133	0,5	4,31	Madeira
MARQUES, 2013	Brasil	6 Meses menina	Cabelo	76	0,5	1,05	Madeira
BOISCHIO, 2003	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	10	1	6,2	Tapajós
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	8	1	1,1	Tapajós

PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	17	1	5,35	Tapajós
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	11	1	5,97	Tapajós
BARBOSA, 1998	Brasil	Indígena	Cabelo	54	2	7,3	Madeira e Fresco
BARBOSA, 1998	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	71	2	10,8	Madeira e Fresco
BOISCHIO, 2000	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	32	2	11	Madeira
SANTOS, 2003	Brasil	Indígena	Cabelo	57	2	10,54	Madeira
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	13	2 - 6	2,27	Tapajós
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	45	2 - 6	6,21	Tapajós
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	23	2 - 6	13,22	Tapajós
SANTOS, 2003	Brasil	Indígena	Cabelo	115	3 - 5	9,34	Madeira
BOISCHIO, 2000	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	89	4	10,2	Madeira
SANTOS, 2003	Brasil	Indígena	Cabelo	152	6 - 10	8,16	Madeira
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	15	7 - 12	2,99	Tapajós
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	22	7 - 12	6,72	Tapajós
PINHEIRO, 2007	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	14	7 - 13	10,83	Tapajós
<u>ESTE ESTUDO</u>	<u>Brasil</u>	<u>Ribeirinho</u>	<u>Cabelo</u>	<u>36</u>	<u>6 - 14</u>	<u>12,52</u>	<u>Tapajós</u>
BARBOSA, 1997	Brasil	Indígena	Cabelo	28	10	29	Teles Pires e Juruena
DÓREA, 2005	Brasil	Indígena	Cabelo	77	10	2,87	Tapajós
DÓREA, 2005	Brasil	Indígena	Cabelo	86	10	4,75	Tapajós

DÓREA, 2005	Brasil	Indígena	Cabelo	40	10	16,55	Tapajós
SANTOS, 2003	Brasil	Indígena	Cabelo	114	11 - 15	6,86	Madeira
MARINHO, 2014	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	139	12	2,11	Tapajós
MARINHO, 2014	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	40	12	10,30	Tapajós
MARINHO, 2014	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	37	12	5,20	Tapajós
COUNTER, 2005	Equador	Indígena	Cabelo	80	14	6,0	-
BARBOSA, 2001	Brasil	Ribeirinho	Cabelo	73	15	18,52	Negro

Com base nos dados sistematizados na tabela acima, e em seguida a testes de normalidade aplicados aos padrões de distribuição dos dados tanto de exposição quanto de idade, analisaram-se os teores de Hg em relação às idades médias presentes na Tabela 1, utilizando-se para tanto o teste de correlação não-paramétrica de Spearman. Os resultados encontrados evidenciam uma relação direta entre os níveis de exposição ambiental ao Hg por via alimentar (i.e., consumo de peixes contaminados) e a idade das populações infanto-juvenis investigadas ($p=0,0002$), corroborando assim uma das hipóteses de trabalho do presente TCC, a saber, que as concentrações de Hg em cabelo de nossa população infanto-juvenil amostrada na bacia do Rio Tapajós ainda permanecem um tanto quanto elevadas. Além disso encontram-se relativamente semelhantes a outros valores encontrados em faixas etárias iguais ou inferiores, comparativamente a estudos anteriores disponíveis na literatura, sendo o presente estudo o quarto em grau de maiores teores encontrados nessa revisão bibliográfica, isto poderia ser explicado pela faixa etária amostrada, na qual apresenta idades mais elevada em relação aos outros estudos e isso provavelmente devido ao processo de bioacumulação deste metal na medida em que as crianças vão crescendo e se desenvolvendo (vide Figura 10).

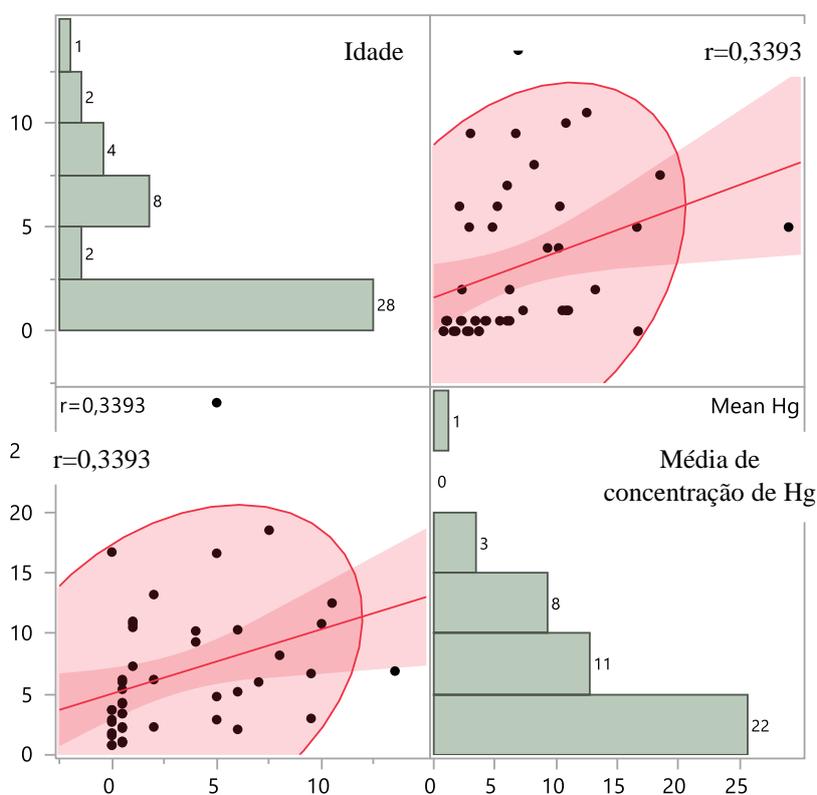


Figura 10: Nuvem de pontos mostrando resultados do teste de correlação não-paramétrica de Spearman entre idade e exposição humana ao Hg por via alimentar em ambientes naturais ($r=0,3303$; $p=0,0002$).

6. DISCUSSÃO GERAL

Os resultados do presente estudo apresentaram baixas concentrações de Pb em cabelo e unha, sendo bem próximas ao limite de detecção do método analítico utilizado, limite este também bastante baixo ($0,01\mu\text{g/g}$), o que inicialmente gerou uma certa surpresa visto que uma outra pesquisa anterior realizada na mesmíssima região de estudo revelou níveis de exposição ambiental bem mais elevados, apesar de tal pesquisa ter sido realizada em população adulta e utilizando sangue como indicador biológico de exposição (BARBOSA JR et al., 2009). Estes autores coletaram sangue de 448 adultos de 12 vilarejos às margens do rio Tapajós, e encontraram exposição humana bastante elevada (média: $13,1\pm 8,5\mu\text{g/dl}$; mediana: $11,2\mu\text{g/dl}$), com valores variando de 0,59 a $48,3\mu\text{g/dl}$. Além disso, em análises mais aprofundadas e publicadas posteriormente por este mesmo grupo (CARNEIRO et al., 2013), também se evidenciaram estimativas de ingestão diária de Pb na ordem de 79 microgramas por dia ($\mu\text{g/d}$), correspondendo a 260% do limite inferior da dose benchmark (BMDL) para neurotoxicidade do Pb.

Diante da escassez de estudos de exposição ambiental ao Pb em crianças e/ou adolescentes dessa região, é intrigante o fato dos teores deste metal em cabelo e unha indicarem um perfil de exposição infante-juvenil tão discrepante do perfil de exposição encontrado em adultos desta mesmíssima população ribeirinha (Barbosa et al., 2009), o que possivelmente reflete uma certa limitação metodológica do uso destes materiais biológicos como indicadores de exposição ambiental. No entanto, num estudo realizado por Parizanganeh et al. (2014) na região de Dizajabaad (província de Zanjan, Irã) em 29 comunitários vivendo no vilarejo de Dizajabaad, e utilizando-se unhas como indicador biológico para Pb, Zn e Cd, evidenciaram-se teores elevados de Pb, num contexto de exposição ambiental naquela população, sendo que a média encontrada para Pb foi de $15,15\pm 23,39\text{mg/kg}^{-1}$.

O sangue é o indicador biológico mais utilizado em estudos de avaliação de exposição humana ao Pb, e o único para o qual há bastante conhecimento acumulado e consolidado na literatura, assim apresentando descrições amplamente aceitas nos protocolos de medidas analíticas tanto nacionais quanto internacionais (GERLACH et al., 2009). Entretanto, no Brasil não há uma legislação específica que estabeleça o nível de tolerância à exposição ambiental por esse metal em crianças, limitando-se à parâmetros de regulamentação de órgãos internacionais de exposição para adultos, sendo que esses parâmetros estão regularizados para concentrações sanguíneas e que foram estabelecidos em estudos realizados em outros países, podendo

apresentar discrepâncias com a realidade brasileira (DASCANIO et al., 2016). O custo elevado e a falta de rotina para amostragens de Pb no sangue ainda são problemas que dificultam o uso amplo deste indicador biológico para avaliar exposição desse metal no Brasil (GERLACH et al., 2009), principalmente em estudos epidemiológicos em comunidades distantes, em que se é difícil a coleta, o transporte e armazenamento desse material biológico, e experiências no campo reforçam a ideia de que frequentemente a amostragem de sangue não é uma atividade de fácil realização e nem de fácil aceitabilidade em relação à crianças e até mesmo adultos (MOREIRA & NEVES, 2008).

Há poucos trabalhos sobre medidas de Pb em cabelo e unha, embora estes sejam promissores como indicadores biológicos de exposição ao metal (SANDERS et al., 2009; GERLACH et al., 2009). Esses indicadores podem facilmente ser coletados de forma não invasiva, seu armazenamento e análise apresentam custos mínimos, sendo que pequenas amostras são suficientes e muito estáveis após a coleta, não exigindo condições especiais de conservação (SANDERS et al., 2009). Além disso, são considerados materiais úteis para estudos epidemiológicos (BARBOSA JR et al., 2006; GOULLÉ et al., 2009; IKEGAMI et al., 2016; PARIZANGANEH et al., 2014; SANDERS et al., 2009; SUKUMAR & SUBRAMANIAN, 2007), principalmente em comunidades distantes e envolvendo populações infanto-juvenis.

A despeito das vantagens acima, durante os trabalhos de pesquisa de campo de nosso estudo, houve bastante dificuldade em se amostrar unhas em quantidade suficiente das crianças e adolescentes participantes, e isso devido à higienização e ao aparo destas, provavelmente por parte das mães. Ademais, infelizmente inexistem quaisquer materiais de referência certificada para Pb em unha e/ou cabelo, o que por sua vez reflete também o grau elevado de incipiência de conhecimentos acerca das relações toxicocinéticas específicas para Pb entre esses diferentes compartimentos biológicos (PARIZANGANEH et al., 2014). Assim, suscita-se toda uma discussão crítica sobre a real aplicabilidade e eficiência do uso destes dois materiais biológicos, cabelo e unha, como indicadores de exposição ambiental humana crônica (a baixas doses cotidianas), particularmente no tocante aos desafios de comparação com teores sanguíneos de Pb, e por sua vez com o grau de risco tóxico ao qual a população estudada possa estar exposta, dado que tanto as concentrações quanto as doses de referência para este metal estão disponíveis apenas para sangue (DASCANIO et al., 2016).

Uma das práticas mais corriqueiras em comunidades ribeirinhas é a pesqueira, e como as comunidades ribeirinhas se encontram distantes dos centros comerciais é comum que os comunitários que praticam essa atividade façam ou consertem suas redes de pesca em casa, o que explica a expressiva quantidade de responsáveis que possuíam tais apetrechos em suas residências. Considerando a presença desses apetrechos em casa, já previa-se que o consumo de peixe se apresentasse de maneira mais cotidiana comparativamente ao da carne de caça, sendo que essa maior frequência do consumo, por sua vez, poderia ser explicada pela abundância e facilidade de obtenção do recurso pesqueiro (CERDEIRA et al., 1997).

Apetrechos de pesca podem conter Pb e assim tornar as crianças mais suscetíveis à exposição domiciliar, visto que sua absorção seria facilitada pelo hábito das crianças levarem objetos à boca ou terem contato com esses materiais durante as pescarias. Apesar disso, apenas 10,6% das crianças participantes do presente estudo relatou brincar com chumbada, um material utilizado na confecção ou conserto de redes de pesca, enquanto que todo o restante das crianças não brincava com esse material, provavelmente devido ao fato de seus responsáveis não possuí-lo, reduzindo assim substancialmente o risco de exposição por essa via. Aliás, se por um lado essa mesma justificativa também poderia ser aplicada para se compreender o número elevado de crianças que não auxiliavam seus pais na atividade pesqueira (42,6%), por outro lado se observa que apesar de algumas crianças e adolescentes terem efetivamente relatado brincar com chumbada ou auxiliar seus pais nessas atividades, não se observou nenhuma associação significativa entre essas práticas e os níveis de exposição observados, o que também poderia possivelmente ser explicado pelo tamanho reduzido da amostra estudada.

O estudo de Barbosa et al. (2009) evidenciou associação entre os teores sanguíneos de Pb em adultos e a atividade de caça, sendo que os indivíduos que exerciam tal atividade apresentavam teores mais elevados em comparação a quem não a exercia, provavelmente devido à presença de munições e utensílios utilizados durante essa prática contendo Pb. Em nosso estudo, dada a característica infanto-juvenil da população avaliada, não se questionou sobre a prática de caça mas sim sobre o hábito de se consumir a carne da caça, e em relação a esse hábito alimentar não se observou qualquer associação com os níveis de concentração de Pb em cabelo e/ou unha, o que por sua vez pode constituir uma limitação metodológica de nosso estudo, visto que a coleta dos indicadores biológicos foi direcionada apenas à crianças potencialmente consumidoras dessa proteína animal e não aos caçadores em si.

A associação entre teores de Hg em cabelo e frequência do consumo de peixe na Amazônia já foi extensivamente abordada na literatura, sendo que já se sabe que o aumento da frequência do consumo de peixes também resulta em um elevado teor de Hg em diferentes indicadores biológicos (PASSOS & MERGLER, 2008). Os achados do presente estudo se revelaram semelhantes a outros diversos inquéritos que se pode encontrar na literatura, na medida em que as concentrações de Hg em cabelo variaram significativamente conforme diferentes padrões de consumo de peixe (Kruskal-Wallis, $p = 0,05$), apesar dessa significância ser bastante sutil, sendo possivelmente explicada pelo pequeno tamanho amostral considerado neste presente estudo.

Os teores de Hg em cabelo apresentados no presente estudo e os encontrados na literatura acadêmico-científica para outras amostras de populações infanto-juvenis são bastante semelhantes, o que muitíssimo provavelmente se relaciona ao fato de serem todas ribeirinhas e consumidoras de peixe no interior da Amazônia, além de assemelharem-se em boa medida em termos de suas faixas etárias. Ainda com base na literatura consultada, observa-se inclusive alguns casos em que recém-nascidos já apresentavam um certo grau de exposição mercurial, nitidamente resultante de exposição intrauterina (DUTRA et al., 2012a; PALHETA & TAYLOR, 1994; TAVARES et al., 2005). Após o nascimento a criança pode continuar sendo exposta ao Hg pela via do aleitamento materno, este último contaminado por este metal (DUTRA et al., 2012b; KEHRIG et al., 1998; TAVARES et al., 2005), sendo que essa exposição vai sendo amiúde complementada pouco a pouco pela via alimentar, dado o frequente consumo de peixe contaminado (DUTRA et al, 2016), como é o caso da região Amazônica. No decorrer da infância, as crianças estão numa fase que se caracteriza por um rápido crescimento e desenvolvimento do corpo, níveis mais elevados de absorção gastrointestinal, transdérmica e respiratória, além de poderem absorver maiores níveis de substâncias tóxicas por peso corporal do que os adultos, tornando-as mais susceptíveis à exposição ambiental ao Hg (DUTRA et al, 2012b; XAVIER et al, 2013). Assim, a princípio, e em tese, seria possível explicar o resultado de nossas análises de correlação entre exposição infanto-juvenil ao Hg e faixas etárias, conforme disponíveis na literatura, pelo fenômeno da bioacumulação deste metal na medida em que as crianças vão crescendo e se desenvolvendo, incluindo-se aqui nosso próprio estudo no modelo geral ajustado.

7. CONCLUSÃO

Os resultados alcançados neste TCC permitem concluir que apesar de vários estudos terem sido feitos e medidas mitigadoras terem sido adotadas para reduzir os níveis de exposição ambiental ao Hg em populações adultas da bacia do Rio Tapajós, os seus teores na população infanto-juvenil ainda se encontram bastante elevados e semelhantes aos de outras crianças de outras bacias hidrográficas da Amazônia, levando-nos a questionar a real durabilidade das intervenções de base-comunitária que foram realizadas. Além disso, o uso de cabelo e/ou unha para avaliar exposição ambiental ao Pb deveria ser mais explorado e melhor estudado em termos das relações toxicocinéticas em relação ao sangue, permitindo assim avaliar eventuais riscos tóxicos à população humana com base somente na análise de cabelo e/ou unha, dada a sua não-invasividade no momento das coletas em campo, o que por sua vez os torna muito mais aceitáveis e desejáveis pelos ribeirinhos participantes desses estudos e/ou de programas de biomonitoramento.

8. REFERÊNCIAS

ASMUS, C. I. F et al. **Riscos ocupacionais na infância e adolescência**: uma revisão. *Jornal de Pediatria*. v. 72, n.4, p. 203-208, 1996.

BARBOSA JÚNIOR, F. et al. ***A critical review of biomarkers used for monitoring human exposure to lead: advantages, limitations and future needs***. *Ciênc. saúde coletiva*. v. 11, n. 1, p. 229-241, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232006000100032&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 07 de maio de 2018.

BARBOSA JÚNIOR, F. et al. ***Elevated blood lead levels in a riverside population in the Brazilian Amazon***. *Environment research*. v. 109, p. 594-599, 2009.

BARBOSA, A. C. et al. ***Hair Mercury speciation as a function of gender, age, and body mass index in inhabitants of the Negro River Basin, Amazon, Brazil***. *ARCHIVES OF Environmental Contamination and Toxicology*. v. 40, p. 439-444, 2001.

BARBOSA, A. C. et al. ***Mercury contamination in the brazilian amazon. environmental and occupational aspects***. *Water, Air, and Soil Pollution, Netherlands*. v. 80, p. 109-121, 1995.

BARBOSA, A. C; GARCIA, A. M; SOUZA, J. R. *Mercury contamination in hair of riverine populations of Apicás Reserve in the Brazilian Amazon. Water, Air and Soil Pollution.* p. 1-8, 1997.

BARBOSA, A. C; SILVA, S. R. L; DÓREA, J. G. *Concentration of Mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon Basin. ARCHIVESOF Environmental Contamination and Toxicology.* v.34, p. 100-105, 1998.

BOISCHIO, A. A. P. et al. *Segmental hair Mercury evaluation among mothers, their babies and breast milk along the Tapajós River, Amazon, Brazil. Environmental Sciences.* v. 10(2), p. 107-120, 2003.

BOISCHIO, A. A. P; CERNICHIARI, E; HENSHEL, D. *Segmental hair mercury evaluation of a single family along the Upper Madeira Basin, Brazilian Amazon. Cad. Saúde Pública.* v. 16(3), p. 681-686, Rio de Janeiro, 2000.

CAPITANI, E. M. *Metabolismo e toxicidade do chumbo na criança e no adulto. Medicina (Ribeirão Preto).* v. 42(3), p. 278-286, São Paulo, 2009.

CARNEIRO, M. F. H; EVANGELISTA, F. S. B; BARBOSA JÚNIOR, F. *Manioc flour consumption as a risk factor for lead poisoning in the Brazilian Amazon. Journal of toxicology and environmental health. Part A,* v. 76, p. 206-216, 2013.

CARVALHO, F. M. et al. *Chumbo no sangue de crianças e passivo ambiental de uma fundição de chumbo no Brasil. Rev. Panam Salud Publica.* v. 13(1), p. 19-24, 2003.

CARVALHO, M. F. H. et al. *Níveis de chumbo na água para consumo em escolas municipais da cidade de São Paulo. Rev. Inst. Adolfo Lutz,* v. 64(1), p. 39-43, 2005.

CERDEIRA, R. G. P; RUFFINO, M. L; ISAAC, V. J. *Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do Lago Grande de Monte Alegre, PA - Brasil. Acta Amaz.* v. 27, n° 3, p. 213-227. Manaus, 1997. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59671997000300213&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 22 de junho de 2018.

COSTA, R. G. et al. *Lead and cádmium in mangrove root (Goniopsis cruentata), in natura and food processing stages. Food Addit Contam Part B Surveill.* v. 10(3), p. 216-221, 2017.

Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/19393210.2017.1322638>>. Acesso em 25 de outubro de 2017.

COUNTER, S. A. *Mercury levels in urine and hair of children in an Andean Gold-mining Settlement*. *INT J OCCUP ENVIRON HEALTH*. v. 11(2), p. 132-137, 2005.

DASCANIO, D. et al. **Intoxicação infantil por chumbo: uma questão de saúde e de políticas públicas**. *Psicologia em Revista*. v. 22, n° 1, p. 90-111 Belo Horizonte, 2016.

DÓREA, J. G. et al. *Fish consumption (hair Mercury) and nutritional status of Amazonian Amer-Indian children*. *American journal of human biology*. v. 17, p. 507-514, (Brasília), 2005.

DUTRA, M. D. S. et al. *Effects of prenatal exposure to methylmercury in children auditory processing* *Cad. saúde colet.* v. 24, n° 1, p. 70-76. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-462X2016000100070&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 15 de maio de 2018.

DUTRA, M. D. S. et al. **Limiars auditivos em crianças expostas a mercúrio no período pré-natal**. *J. Soc. Bras. Fonoaudiologia*. v. 24, n° 4, p. 322-326. São Paulo, 2012a. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-64912012000400006&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 15 de maio de 2018.

DUTRA, M. D. S. et al. *Longitudinal assessment of mercury exposure in schoolchildren in an urban area of the Brazilian Amazon*. *Cad. Saúde Pública*. v. 28, n° 8, p. 1539-1545. Rio de Janeiro, 2012b. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2012000800012&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 15 de maio de 2018.

FEARNSIDE, P. M. **A floresta amazônica nas mudanças globais**. 1ª edição. Editora INPA. p.134, Manaus (Amazônia), 2003.

FEARNSIDE, P. M. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. Editora INPA. v. 1, p. 296, Manaus (Amazônia), 2015.

GERLACH, R. F; GONÇALVES, S. C. B; GUERRA, C. S. **Biomarcadores de exposição a chumbo**. *Simpósio Chumbo e a Saúde Humana Capítulo V (Medicina)*. V. 42, n° 3, p. 301-310. Ribeirão Preto, 2009.

GOULLÉ, J. P. et al. *Application of Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry Multielement Analysis in Fingernail and Toenail as a Biomarker of Metal Exposure*. *Journal of Analytical Toxicology*. v. 33, p 92-98, 2009.

GUILHEN, S. N. et al. **Validação de metodologia analítica para determinação de mercúrio total em amostras de urina por espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio (CV-AAS): estudo de caso**. *Quím. Nova*. v. 33, n. 6, p. 1285-1290. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422010000600013&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 09 de julho de 2018.

HACON, S. et al. *An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil*. *Cad. Saúde Pública*. v. 24, n. 7, p. 1479-1492, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2008000700003&lng=pt_BR&nrm=iso>. Acesso em 15 de março de 2018.

IKEGAMI, A. et al. *External lead contamination of women's nails by surma in Pakistan: Is the biomarker reliable?*. *Environmental Pollution*. p. 1-5, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.068>>. Acesso em 07 de maio de 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAIS. **Da canoa a rabeta: estrutura e conexão das comunidades ribeirinhas no Tapajós (PA)**. Relatório Técnico de atividade de pesquisa do INPE nos Projetos PIME e GEOMA. p. 40. São José dos Campos (São Paulo), 2009.

KEHRIG, H. A. et al. *Methylmercury in Fish and Hair Samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon*. *Rev. Environmental Research*. v. 77, p. 84-90, 1998.

MALM, O. et al. *Mercury and methylmercury in fish and human hair from the tapajós river basin, brazil*. *The science of the total environmat*. v. 175, p. 141-150, 1995.

MARINHO, J. S. et al. *Mercury speciation in hair of children in three communities of the Amazon, Brazil*. *BioMed Research International*. p. 9, 2014.

MARQUES, R. C. et al. *Mercury transfer during pregnancy and breastfeeding: hair Mercury concentrations as biomarker*. *Biol Trace Elem Res*. v. 154, p. 326–332, 2013.

MENDES, S. U. R. **Avaliação dos teores de mercúrio em cabelos de crianças residentes em área de garimpo no município de Chapada de Natividade-Tocantins.** (Dissertação: Mestre em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares: Universidade de São Paulo. p.81 São Paulo, 2017.

MENESES, H. N. M. **Efeito de genes da família Glutathione S-Transferase em uma população do baixo Amazonas ambientalmente exposta ao Mercúrio.** (Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós Graduação em Sociedade Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará). p.112, Santarém (Pará), 2016.

MENEZES FILHO, J. A; VIANA, G. F. S; PAES, C. R. **Determinants of lead exposure in children on the outskirts of Salvador, Brazil.** *Environ Monit Assess.* v. 184. p. 2593–2603, 2011. Disponível em: <<http://paperity.org/p/7942905/determinants-of-lead-exposure-in-children-on-the-outskirts-of-salvador-brazil>>. Acesso em 25 de outubro de 2017.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Atenção à saúde dos trabalhadores expostos ao Chumbo metálico.** Editora do Ministério da Saúde. p. 44, Brasília, 2006.

MOHAN, S. et al. **Mercury exposure of mothers and newborns in Surinam: a pilot study.** *Clinical Toxicology.* v. 43, p. 101–104, 2005.

MOREIRA, F. R; MOREIRA, J. C. **A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para saúde.** *Rev. Ciência e saúde coletiva.* v. 4(1), p. 167-181, Rio de Janeiro, 2004a.

MOREIRA, F. R; MOREIRA, J. C. **A importância de análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde.** *Quim. Nova.* v. 27 (2), p. 251-260, Rio de Janeiro, 2004b.

MOREIRA, F. R; MOREIRA, J. C. **Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde.** *Rev. Panam Salud Publica.* v. 15(2), p. 119–129, 2004c.

MOREIRA, M. F. R; NEVES, E. B. **Uso do chumbo em urina como indicador de exposição e sua relação com chumbo no sangue.** *Cad. Saúde Pública.* v.24(9), p. 2151-2159, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2008000900021&Ing=en&nrm=iso>. Acesso em 12 de maio de 2018.

NEVADO, J. J. B et al. *Mercury in the Tapajós river basin, Brazilian amazon: a review*. *Environment International*. v. 36, p. 593–608, 2010.

OKADA, I. A. et al. **Avaliação dos níveis de chumbo e cádmio em leite em decorrência de contaminação ambiental na região do Vale do Paraíba, Sudeste do Brasil**. *Rev. Saúde Pública*. v. 31(2), p. 140-143, (São Paulo), 1997.

PADULA, N. A. M. R. et al. **Intoxicação por chumbo e saúde infantil: ações intersetoriais para o enfrentamento da questão**. *Cad. Saúde Pública*. v. 22(1), p. 163-171, Rio de Janeiro, 2006.

PALHETA, D; TAYLOR. A. *Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the amazon region of brazil*. *The Science of the Total Environment*. v. 168, p. 63-69, 1994.

PARIZANGANEH et al. *Human nail usage as a Bio-indicator in contamination monitoring of heavy metals in Dizajabaad, Zanjan province-Iran*. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*. p. 9, 2014.

PASSOS, C. J. S; MERGLER, D. *Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review*. *Cad. Saúde Pública*, v. 24, supl. 4, p. 503-520, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2008001600004&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 07 de maio de 2018.

PENHA, J. G. **A Determinação dos limites de detecção e quantificação para análise de elementos-traço em amostras ambientais por espectrofotometria de absorção atômica**. (Dissertação: Mestrado profissional em tecnologias e inovações ambientais). Universidade Federal de Lavras, p.109. Minas Gerais, 2017.

PINHEIRO, M. C. N. et al. **Comunidades ribeirinhas do Tapajós: condições de vida e saúde**. IN: *Mercury in the Tapajós Basin*. CNPq/CYTED. p. 121–136, Rio de Janeiro, 2001.

PINHEIRO, M.C.N. et al. *Mercury pollution and childhood in Amazon riverside villages*. *Environment International*. v. 33, p. 56–61, 2007.

RAIMANN, X. et al. *Mercurio en pescados y su importancia en la salud*. *Rev. med. Chile*. v. 142(9), p. 1174-1180, Santiago (Chile), 2014. Disponível em:

<https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-98872014000900012&lng=es&nrm=iso>. Acesso em 07 maio de 2018.

SANDERS, T. et al. *Neurotoxic Effects and Biomarkers of Lead Exposure: A Review*. *Rev. Environ Health*. v. 24, n° 1, p. 15–45, 2009.

SANTOS, E. C. O. et al. **Avaliação dos níveis de exposição ao mercúrio entre índios Pakaanóva, Amazônia, Brasil**. *Cad. Saúde Pública*. v. 19(1), p. 199-206, Rio de Janeiro, 2003

SILVA, M. C. A. et al. **Manifestações gastrintestinais e diagnóstico de intoxicação por chumbo: relato de dois casos**. *Rev. da AMRIGS*. v. 57(1), p. 61-63, Porto Alegre (Rio Grande do Sul), 2013.

SUKUMAR, A; SUBRAMANIAN, R. *Relative element levels in the paired samples of scalp hair and fingernails of patients from New Delhi*. *Science of the Total Environment*. v. 372, p. 474–479, 2007.

TAKAGI, Y. et al. *Survey of trace elements in human nails: an international comparison*. *Bull Environ Contam Toxicol*. v. 41, p. 690–695, 1988.

TAVARES, L. M. B. et al. *Performance on neurological development tests by riverine children with moderate Mercury exposure in Amazonia, Brazil*. *Cad. Saúde Pública*. v. 21(4), p. 1160-1167, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2005000400018&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 15 de maio de 2018.

XAVIER, O. L. P. et al. **Contribuição para o estabelecimento de níveis de referência para a concentração de mercúrio no sangue de crianças na cidade do Rio de Janeiro**. *Cad. saúde coletiva*. v. 21, n° 2, p. 182-187. Rio de Janeiro, 2013. Disponível m em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-462X2013000200013&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 15 de maio de 2018.

9. APÊNDICE

9.1 QUESTIONÁRIO INFANTIL

Comunidade:

Código:

Data:

Responsável:

Parentesco:

Crianças:

N°

Código:

Data de Nascimento:

Idade:

Escolaridade:

Perguntas:

- 1- Consome carne de caça? Sim () Não (). Se sim, frequência:
- 2- Tem rede/linha de pesca ou malhadeira em casa? Sim () Não ().
- 3- Faz rede de pesca ou conserta em casa? Sim () Não ().
- 4- Alguma criança costuma brincar com a chumbada? Sim () Não (). Qual?
- 5- Alguma criança ajuda a pescar? Sim () Não (). Qual?
- 6- Consome peixe quantas vezes por semana na sua residência?