



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS

MELINA LAÍSE NASCIMENTO DOS SANTOS

ANÁLISE DE MERCÚRIO TOTAL EM UNIVERSITÁRIOS E PESCADORES
DA CIDADE DE SANTARÉM - PARÁ

Santarém, Pará
Abril de 2017

MELINA LAÍSE NASCIMENTO DOS SANTOS

**ANÁLISE DE MERCÚRIO TOTAL EM UNIVERSITÁRIOS E PESCADORES
DA CIDADE DE SANTARÉM - PARÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biociências da Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biociências.

Área de concentração: Fisiologia Geral.

Linha de pesquisa: Biologia Experimental.

Orientador: Prof Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira.

Santarém, Pará
Abril de 2017

MELINA LAÍSE NASCIMENTO DOS SANTOS

**ANÁLISE DE MERCÚRIO TOTAL EM UNIVERSITÁRIOS E PESCADORES
DA CIDADE DE SANTARÉM - PARÁ**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biociências, junto ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Biociências, julgado pela comissão formada pelos seguintes professores:

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira.
Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)

Avaliador 1: Prof. Dr. Hougelle Simplício Gomes Pereira
Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN)

Avaliador 2: Prof. Dra. Rosa Helena Veras Mourão
Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)

Santarém, Pará
Abril de 2017

Dedico...

Ao meu amado Jesus Cristo,
Senhor e Salvador da minha vida,
por seu grande amor, zelo, graça e misericórdia
que me sustentaram nessa caminhada. Te amo, Jesus!
“Grandes coisas fez o Senhor por nós; por isso, estamos alegres.”
(Bíblia Sagrada - Salmo 126:3)

AGRADECIMENTOS

A Jesus Cristo por seu amor incondicional que me fez vencer todas as dificuldades ao longo dessa trajetória. Obrigada Senhor por realizar meus sonhos, me fortalecer e permitir que este trabalho tenha sido concluído.

A minha família pelo apoio e incentivo que foram imprescindíveis, em especial as minhas irmãs, Manuella Freitas e Camila Oliveira. Agradeço à Deus por suas vidas e por todo amor, cuidado e companheirismo a mim dedicados. Amo vocês.!!!

A Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) e ao Programa de Pós-Graduação em Biociências (PPGBio) pela oportunidade concedida.

Ao meu orientador, professor Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira, a quem tenho muito respeito e admiração. Obrigada por toda paciência e dedicação.

A equipe do Laboratório de Bioprospecção e Biologia Experimental (LabBBEx/UFOPA) pelo apoio na execução desta pesquisa, em especial a minha PIBIC Mayara Gomes que se tornou uma grande amiga. Obrigada May por ter sido incansável em cada etapa, tenho muito carinho por você.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo fomento financeiro.

Aos participantes da pesquisa por terem contribuído com o desenvolvimento do estudo.

Aos meus colegas de trabalho da Diretoria de Almoxarifado e Patrimônio (DAP) por toda compreensão, incentivo e amizade. Sem o apoio de vocês, com certeza, não teria chegado até aqui, prometo que pagarei a pizza, rs.!

Aos colegas da turma PPGBio 2014 que sempre se mostraram solícitos em me ajudar. Sentirei muitas saudades, principalmente das minhas “mercuretes”, rs.!!!

Aos meus líderes, Altair e Marilene de Oliveira, que sempre intercederam pela minha vida em suas orações, que cuidam de mim com amor, zelo e se alegram pelo meu sucesso.

Enfim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desta pesquisa e para que esse sonho fosse concretizado. Muito obrigada.!!!

Melina Santos

“O temor do Senhor é o princípio da sabedoria.”

(Bíblia Sagrada - Provérbios 9:10)

SANTOS, MELINA LAÍSE NASCIMENTO DOS. 2017. **Análise de mercúrio total em universitários e pescadores da cidade de Santarém - Pará**. 106P. Dissertação de Mestrado em Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biociências. Universidade Federal do Oeste do Pará- UFOPA. Santarém, 2017.

RESUMO

O mercúrio (Hg) é um poluente ambiental e seus impactos sobre a saúde humana evidenciam uma preocupação global. Atividades antrópicas e naturais liberam o Hg para os ecossistemas ambientais, ao atingir a biota aquática o Hg insere-se na cadeia alimentar e expõe o homem. No organismo humano o órgão-alvo do Hg é o sistema nervoso central (SNC), onde pode ocasionar disfunções motoras e sensitivas. A exposição do homem ao Hg caracteriza um problema de saúde pública e considerando a condição de não biodegradação desse metal ao longo da cadeia alimentar torna-se necessário o monitoramento periódico das concentrações de Hg nas populações. Diante deste cenário, o objetivo da pesquisa foi analisar as concentrações de Hg total (HgT) em universitários e pescadores da cidade de Santarém - Pará. Foi aplicado um questionário socioeconômico e de frequência alimentar em 121 universitários da UFOPA e 84 pescadores da Colônia de Pescadores (Z-20) de Santarém e mensuradas suas medidas de peso, altura e pressão arterial, assim como matrizes biológicas de cabelos e unhas foram coletadas. As amostras de cabelos foram retiradas da região occipital da cabeça e analisados os três primeiros centímetros a partir do escalpo, quanto às unhas, a porção excedente das mãos ou pés foi analisada. Alíquotas com massa de 100 mg foram inseridas no Analisador Direto de Mercúrio DMA 80 (Milestone/Italy) para obter-se as concentrações de HgT presente nas matrizes. No grupo de universitários, os resultados médios de HgT encontrados para os cabelos foi de $1,01 \pm 0,88$ mg/kg e para as unhas de $0,42 \pm 0,38$ mg/kg, enquanto que no grupo de pescadores foram encontradas médias de $6,58 \pm 4,63$ mg/kg e $2,38 \pm 1,54$ mg/kg para cabelos e unhas, respectivamente. De acordo com os resultados dos questionários de frequência alimentar infere-se que os pescadores que apresentaram níveis de HgT acima do limite de referência estabelecido pela OMS podem estar sendo expostos principalmente pelo consumo de peixes. Obteve-se fortes e significativas correlações entre os cabelos e as unhas das mãos nos grupos de universitários e pescadores, respectivamente ($r = 0,851$, $p < 0,0001$; $r = 0,813$, $p < 0,0001$), e entre os cabelos e unhas dos pés no grupo de universitários ($r = 0,75$, $p < 0,0001$), assim, sugere-se que as unhas das mãos e pés podem ser utilizadas como biomarcadores para análises de HgT. Com base nos dados obtidos espera-se contribuir para políticas públicas de prevenção, pois faz-se necessário o monitoramento contínuo desse poluente em populações expostas e não expostas para a proteção da sociedade e dos ecossistemas.

Palavras-chave: Mercúrio. Cabelo. Unhas.

SANTOS, MELINA LAÍSE NASCIMENTO DOS. 2017. **Total mercury analysis in university students and fishermen from the city of Santarém - Pará.** 106P. Master's Dissertation in Biosciences. Biosciences Postgraduate. Federal University of Western Pará-UFOPA. Santarém, 2017.

ABSTRACT

Mercury (Hg) is an environmental pollutant and its impacts on human health show a global concern. Anthropogenic and natural activities release Hg to environmental ecosystems, upon reaching the aquatic biota the Hg enters the food chain and exposes the man. In the human organism the target organ of Hg is the central nervous system (CNS), where it can cause motor and sensory dysfunctions. The exposure of humans to Hg characterizes a public health problem and considering the condition of non-biodegradation of this metal along the food chain makes it necessary to periodically monitor Hg concentrations in populations. The objective of this research was to analyze the concentrations of total Hg (HgT) in university students and fishermen in the city of Santarém - Pará. A socioeconomic and food frequency questionnaire was applied to 121 students and 84 fishermen from (Z-20) of Santarém and measured their weight, height, blood pressure, also hair and nails were collected. The hair samples were taken from the occipital region of the head and analyzed for the first three centimeters from the scalp on the nails, the excess portion of the hands or feet was analyzed. Aliquots with a mass of 100 mg were inserted in the DMA 80 Mercury Direct Analyzer to obtain the concentrations of HgT present in the matrices. In the group of college students, the average results of HgT for hair were 1.01 ± 0.88 mg/kg and for nails of 0.42 ± 0.38 mg/kg, whereas in the group of fishers were found 6.58 ± 4.63 mg/kg and 2.38 ± 1.54 mg/kg for hair and nails, respectively. According to the results of the food frequency questionnaire, it is inferred that fishermen who have HgT levels above the WHO reference limit may be exposed mainly by fish consumption. There were strong and significant correlations between the hairs and fingernails in the groups of college students and fishermen, respectively ($r = 0.851$, $p < 0.0001$; $r = 0.813$, $p < 0.0001$), and between the hairs and toenails in the group of university students ($r = 0.75$, $p < 0.0001$), thus it is suggested that fingernails and toenails can be used as biomarkers for HgT exposure. Based on the data obtained, it is hoped to contribute to public policies of prevention, it is necessary the continuous monitoring of this pollutant in populations exposed and not exposed for the protection of society and ecosystems.

Keywords: Mercury. Hair. Nails.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo do Hg simplificado.....	17
Figura 2 - Processos de Bioacumulação e Biomagnificação do Hg em peixes.....	18
Figura 3 - Vias de exposição do homem ao Hg.....	25
Figura 4 - Mapa do município de Santarém/Pará com destaque para a localização dos pontos de coleta: A) UFOPA, Unidade Amazônia; B) UFOPA, Unidade Rondon; C) Z-20, Colônia de Pescadores.....	40
Figura 5 - Locais de realização do estudo: A) UFOPA, Unidade Rondon; B) UFOPA, Unidade Amazônia; C) Z-20, Colônia de Pescadores.....	41
Figura 6 - Peixes artesanais que demonstram a quantidade consumida por refeição: A) 25g, B) 50g, C) 100g, D) 200g.....	43
Figura 7 - Dados antropométricos: A) Altura - B) Peso - C) Pressão Arterial.....	44
Figura 8 - Coleta de cabelos longos.....	45
Figura 9 - Amostra de cabelo longo.....	45
Figura 10 - Coleta de cabelos curtos.....	45
Figura 11 - Amostra de cabelo curto.....	45
Figura 12 - Coleta de unhas.....	46
Figura 13 - Armazenamento das amostras.....	46
Figura 14 - Procedimento de lavagem dos cabelos: A) Seleção dos 3 primeiros cm, B) Lavagem com detergente neutro, C) Lavagem com água grau reagente, D) Lavagem com acetona, E) Fracionamento do cabelo, F) Acondicionamento em tubos eppendorf.....	47
Figura 15 - Amostras de unhas.....	48
Figura 16 - Material utilizado.....	48
Figura 17 - Pesagem das amostras e inserção no aparelho DMA – 80.....	48
Figura 18 - Esquematização das fases de operação do aparelho DMA-80.....	49
Figura 19 - Material de Referência: NIES.....	50
Figura 20 - Origem da água consumida entre os universitários da UFOPA (n=121).....	53
Figura 21 - Origem da água consumida entre os pescadores da Z-20 (n=84).....	53
Figura 22 - Frequência relativa dos peixes mais consumidos no período do defeso pelos universitários da UFOPA (n=121).....	56
Figura 23 - Frequência Relativa dos peixes mais consumidos no período do defeso pelos pescadores da Z-20 (n=84).....	56

Figura 24 - Frequência Relativa dos peixes mais consumidos no período fora do defeso pelos universitários da UFOPA (n=121).....	57
Figura 25 - Frequência Relativa dos peixes mais consumidos no período fora do defeso pelos pescadores da Z-20 (n=84).....	57
Figura 26 - Frequência do consumo de açaí entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).....	59
Figura 27 - Frequência do consumo de castanha-do-pará entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).....	60
Figura 28 - Frequência do consumo de frutas entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).....	60
Figura 29 - Comparação das concentrações de HgT (mg/kg) nos cabelos de universitários e pescadores.....	67
Figura 30 - Comparação das concentrações de HgT (mg/kg) nas unhas de universitários e pescadores.....	67
Figura 31 - Universitários com concentrações de HgT nos cabelos acima de 2 mg/kg (n=20).....	68
Figura 32 - Pescadores com concentrações de HgT nos cabelos acima de 10 mg/kg (n=19).....	69
Figura 33 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nos cabelos em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os universitários da UFOPA (n=121).....	70
Figura 34 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nas unhas em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os universitários da UFOPA (n=121).....	71
Figura 35 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nos cabelos em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os pescadores da Z-20 (n=84).....	71
Figura 36 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nas unhas em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os pescadores da Z-20 (n=76).....	72
Figura 37 - Correlação das concentrações de Hg (mg/kg) entre as unhas das mãos e cabelos de pescadores (n=76).....	75
Figura 38 - Correlação das concentrações de Hg (mg/kg) entre as unhas das mãos e cabelos de universitários (n=100).....	75
Figura 39 - Correlação das concentrações de Hg (mg/kg) entre as unhas dos pés e cabelos de universitários (n=21).....	76

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Concentrações de Hg em cabelos de comunidades consumidoras de peixes ao longo do Rio Tapajós.....	35
Tabela 2. Perfil socioeconômico dos universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).....	51
Tabela 3. Frequência do consumo de peixe e a quantidade consumida por refeição entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).....	54
Tabela 4. Valores da média, desvio padrão, mínimo e máximo das concentrações de HgT (mg/kg) nos cabelos e unhas dos universitários da UFOPA e pescadores da Z-20.....	62
Tabela 5. Medidas quanto ao peso, estatura e pressão arterial entre os universitários da UFOPA (n=121).....	78
Tabela 6. Medidas quanto ao peso, estatura e pressão arterial entre os pescadores da Z-20 (n=84).....	79

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1.	CONSIDERAÇÕES GERAIS	15
2.2.	O CICLO BIOGEOQUÍMICO DO Hg	16
2.3.	ACIDENTES COM MeHg: HISTÓRIA DE MINAMATA	19
2.4.	O Hg NA AMAZÔNIA	20
2.5.	EXPOSIÇÃO AO Hg PELA DIETA	22
2.6.	TOXICOCINÉTICA DO Hg	24
2.6.1	Absorção	24
2.6.2	Distribuição	25
2.6.3	Eliminação	26
2.7.	TOXICODINÂMICA DO Hg	27
2.8.	TOXICIDADE DO Hg: FISIOPATOLOGIA SISTÊMICA	28
2.8.1	Sistema Nervoso	29
2.8.2	Sistema Pulmonar	30
2.8.3	Sistema Cardiovascular	31
2.8.4	Efeitos Hematológicos	31
2.8.5	Sistema Digestivo	31
2.8.6	Sistema Renal	31
2.8.7	Sistema Imune	32
2.8.8	Sistema Endócrino	32
2.8.9	Sistema Reprodutivo	33
2.9.	MARCADORES BIOLÓGICOS PARA ANÁLISE DA EXPOSIÇÃO MERCURIAL	33
2.9.1	Cabelos	34
2.9.2	Unhas	36
3	OBJETIVOS	38
3.1.	OBJETIVO GERAL	38
3.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	38

4 MATERIAL E MÉTODOS.....	39
4.1. ASPECTOS ÉTICOS	39
4.2. CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA.....	39
4.3. PERÍODO E LOCAL DA PESQUISA	39
4.4. POPULAÇÃO E AMOSTRA	42
4.4.1 Critérios de Inclusão	42
4.4.2 Critérios de Exclusão	42
4.5. PROCEDIMENTOS DE COLETA DE DADOS	42
4.5.1. Aplicação do questionário	43
4.5.2. Matrizes de cabelos.....	44
4.5.3. Matrizes de unhas	45
4.6. ANÁLISE DE Hg TOTAL (HgT).....	46
4.6.1. Preparação das amostras	46
4.6.2. Método de análise do Hg	48
4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1. PERFIL SOCIOECONÔMICO	51
5.2. PERFIL ALIMENTAR	52
5.3. ANÁLISE DOS BIOMARCADORES	62
5.4. COMPARAÇÃO DOS BIOMARCADORES	66
5.5. NÍVEIS DE HgT ACIMA DA NORMALIDADE	68
5.6. HgT NOS BIOMARCADORES E O CONSUMO DE PEIXES.....	70
5.7. CORRELAÇÃO DE HgT ENTRE AS MATRIZES DE UNHAS E CABELOS.....	74
5.8. DADOS ANTROPOMÉTRICOS DOS PARTICIPANTES	78
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
REFERÊNCIAS	81
APÊNDICES	
ANEXO	

1 INTRODUÇÃO

A evolução contínua das indústrias e a mineração de metais, bem como os incêndios florestais e as erupções vulcânicas têm contribuído significativamente para o aumento da emissão de metais pesados no ambiente, desse modo, uma atenção especial tem sido dada aos metais tóxicos uma vez que a poluição metálica é um problema global (PACYNA, PACYNA, AAS, 2009; UNEP, 2013; GAO et al., 2015; LEI et al., 2016). Dentre os principais poluentes tóxicos encontra-se o mercúrio (Hg), que segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS) está entre os 10 compostos químicos de maior preocupação à saúde pública (WHO, 2013).

O Hg é um metal neurotóxico que contribui para a poluição ambiental no mundo e especialmente na Amazônia (BERZAS NEVADO et al., 2010; DRISCOLL et al., 2013). Nos ecossistemas ambientais apresenta-se em formas químicas distintas, isto é, sua forma inorgânica (Hg elementar (Hg^0) e sais de Hg) e o Hg orgânico (metilmercúrio - MeHg). Quando liberado na natureza, o Hg é facilmente evaporado para a atmosfera em função de sua característica volátil, o vapor de Hg pode ser transportado pela atmosfera a longas distâncias do local onde foi eliminado, antes de sua oxidação. Ao ser oxidado, esse metal retorna da atmosfera e se deposita no ambiente aquático onde é biotransformado por bactérias metanogênicas em MeHg (BAIRD e CANN, 2004; JARZYNSKA et al., 2011).

O MeHg é o composto mais tóxico de Hg e a principal forma a que as populações encontram-se expostas. No ambiente aquático ele é facilmente absorvido por organismos de nível trófico primário e exibe uma tendência de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar, isto é, suas concentrações vão se magnificando ao longo dos níveis tróficos e com o passar do tempo, tornando os peixes a principal via alimentar de exposição ao homem (AGUSA et al., 2007; BERZAS NEVADO et al. 2010; FAO/WHO, 2011).

Quando presente no organismo humano, o Hg atravessa facilmente as membranas biológicas afetando, principalmente, o sistema nervoso central (SNC) (CRESPO-LÓPEZ et al., 2005; BERZAS NEVADO et al. 2010), mas também pode manifestar deficits funcionais à saúde, com disfunções no sistema cardiovascular, imunológico, pulmonar, digestivo, reprodutivo e distúrbios comportamentais (FARIAS et al., 2008; BERZAS NEVADO et al., 2010; YORIFUJI et al., 2011; RICE et al., 2014).

Diversos fatores apontam para uma exposição crônica e multifatorial ao Hg na região amazônica, tais como: concentrações de Hg na carne dos peixes acima do preconizado pela legislação (0,5 mg/kg) (ARRIFANO, 2011), solos utilizados para agricultura e pecuária com Hg, podendo este ser lixiviado para os rios à medida em que ocorre o uso da terra (GURJÃO et

al., 2010) e a prática prolongada e constante de extração de ouro (ASNER et al., 2013). Embora existam diversos meios de propagação desse metal na natureza, na região amazônica são escassos os estudos de monitoramento sobre os níveis de Hg tanto no meio ambiente como nas populações da região. Segundo Ha et al (2016), o primeiro passo para identificação do risco de exposição ao Hg é o monitoramento ambiental.

Na Amazônia, alguns estudos já foram desenvolvidos para investigar as concentrações de Hg na população (MALM et al, 2010; KHOURY et al., 2013; CORVELO et al., 2014; BOURDINEAUD et al., 2015; FAIAL et al., 2015), entretanto, na cidade de Santarém esta pesquisa é precursora nesse âmbito, uma vez que, além de analisar os níveis de HgT encontrados nas matrizes de cabelos e unhas, serão correlacionados esses marcadores para avaliar a relação das concentrações de HgT entre eles, investigação ainda não realizada nas populações da região amazônica, tampouco na cidade de Santarém.

Segundo o Comitê de Biomonitoramento Humano (2006), a exposição ao Hg é determinada pela análise de biomarcadores que reflitam as concentrações deste metal no organismo humano, sendo estes marcadores importantes para a previsão dos efeitos tóxicos do Hg (SAKAMOTO et al., 2015). No presente estudo, as matrizes biológicas de cabelos e unhas foram os biomarcadores utilizados para analisar a exposição ao Hg em populações distintas da cidade de Santarém.

Dessa forma, julga-se relevante o desenvolvimento deste estudo tendo em vista a necessidade de um monitoramento dos níveis de Hg nas populações da região, assim como dados que subsidiem ações preventivas no âmbito de saúde pública, considerando que para se identificar fatores que levem a exposição humana e prevenir seus efeitos adversos é essencial o desenvolvimento de pesquisas científicas nesse âmbito.

Diante deste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo analisar as concentrações de HgT em universitários e pescadores da cidade de Santarém - Pará por meio das matrizes de cabelos e unhas coletadas em populações distintas na cidade, assim como, através do questionário alimentar aplicado investigar quais os fatores de risco para a exposição ao Hg haja vista a condição de não biodegradação desse metal ao longo da cadeia alimentar.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A denominação do Hg originou-se da mitologia romana em homenagem ao planeta Mercúrio. Os romanos latinizaram seu nome para *hydrargirium* (*hydro* = elemento de composição que indica água; *argyros* = prata) que significa prata líquida, termo que originou o símbolo de representação química desse elemento, o Hg. Esse é o único metal pesado que em temperatura ambiente apresenta-se em forma líquida, pertencente ao grupo IIB da tabela periódica, de massa molecular relativa de 200,61, densidade 13,6 g/cm³ a 25°C, solubilidade em água de 0,28 µmoles/L a 25°C, número atômico 80, com ponto de fusão em 38,9°C e estado de ebulição a 356,6°C, apresentando solubilidade em lipídeos e ácido nítrico (HSDB, 2000; SCHULZ, 2009; ANVISA, 2010).

O Hg é um poluente global, tóxico para a saúde humana e de caráter bioacumulativo. Suas características não apresentam funcionalidade benéfica ou essencial ao organismo humano, sendo capaz de desenvolver efeitos deletérios as funções metabólicas normais do corpo, ainda que em concentrações pequenas (WHO, 2008; SCHULZ, 2009; TRASANDE et al., 2010; RAIMUNDO et al., 2010; RICE et al., 2014; UNEP, 2013a; UNEP, 2013b; DRISCOLL et al., 2013;).

Pode ser encontrado no ambiente nas formas inorgânicas e orgânicas. Seus compostos inorgânicos podem apresentar-se em três estados de oxidação: o Hg elementar (Hg⁰) também conhecido como metálico, o íon mercurioso (Hg₂²⁺) e o íon mercúrico (Hg²⁺), enquanto que suas formas orgânicas são: etilmercúrio (C₂H₅Hg⁺), o metilmercúrio (MeHg) (CH₃Hg) e o dietilmercúrio ((CH₃)₂Hg). Para formação de seus compostos orgânicos o Hg liga-se a átomos de carbono constituindo elementos denominados de organomercuriais, representado, principalmente, pelo MeHg que é sua forma mais tóxica. (CLARKSON, 2002; MIRANDA et al., 2007; CARVALHO et al., 2008; TRASANDE et al., 2010).

De acordo com as condições físico-químicas do ambiente o Hg pode ser transformado em outras formas químicas, cada uma delas apresentando diferentes níveis de toxicidade ao organismo, seja no sistema nervoso central, sistema digestivo, sistema imune, hepático e renal (MICARONI et al., 2000; ULLRICH, 2001; WHO, 2007; UNEP, 2008). O MeHg é a forma orgânica do Hg mais comum na natureza, sua característica toxicológica deve-se ao fato de que seus compostos organometálicos têm maior solubilidade em lipídios do que os elementos

inorgânicos, o que facilita sua difusão através da matriz lipídica da membrana celular (CRESPO-LÓPEZ et al, 2009).

O Hg está amplamente distribuído na natureza podendo ser encontrado naturalmente no ar, na água e no solo. Os processos naturais, como as ações vulcânicas e a erosão das rochas, assim como os antropogênicos, como a garimpagem de ouro, o desmatamento, as queimadas, a construção de barragens, hidrelétricas e o avanço industrial tem contribuído para liberação do Hg nos ecossistemas ambientais (SANTOS et al., 2003; ALMEIDA et al., 2005; VEIGA et al., 2006; DUCHEMIN et al., 2007; LACERDA, MALM; 2008; XAVIER, 2013;). Quando presente no ambiente, pode propagar-se por meio dos alimentos, do ar, da água e de produtos que contenham o Hg em sua composição (CRESPO-LOPÉZ et al., 2005; ALMEIDA et al., 2005; PAULA, 2006; WHO/UNEP, 2008; SCHULZ, 2009). Na indústria, esse metal tem sido comumente utilizado no comércio de produtos como os termômetros, aparelhos de pressão arterial, como conservante em cosméticos, anti-sépticos, cigarros, inseticidas, pesticidas, contraceptivos, produtos para obturação dentária, dentre outros (GRIGOLETTO et al., 2008; KEMPURAJ et al., 2010; FRESQUEZ et al., 2015), o que o torna um composto de ampla utilização e, conseqüentemente de maior exposição a população.

2. 2 O CICLO BIOGEOQUÍMICO DO Hg

O processo biogeoquímico do Hg é iniciado na natureza com a emissão dos vapores de Hg para o ambiente (Figura 1). As ações antropogênicas e as fontes naturais liberam o Hg^0 para a atmosfera, onde será oxidado e convertido na forma iônica de Hg^{+2} podendo ser facilmente transportado pelos ventos a longas distâncias de sua origem e permanecer na atmosfera por períodos extensos. Com a precipitação das chuvas, neve ou granizo o Hg circulante na atmosfera é depositado no meio aquático, onde poderá novamente ser reduzido para Hg^0 e devolvido para a atmosfera ou ser metilado por bactérias presentes na água e originar uma forma estável do Hg, o MeHg (CLARKSON, 2002; ANVISA, 2010; TRASANDE et al., 2010; SOUZA et al., 2014).

Por intermédio da água das chuvas o Hg também pode ser depositado no solo na forma inorgânica, a qual não é capaz de causar danos severos à saúde, porém, quando liberado para o meio aquático pelo processo de erosão do solo sofre a ação de bactérias anaeróbicas sulforredutoras (metanogênicas) passando por uma biotransformação denominada de metilação, onde a forma inorgânica do Hg é convertida em sua forma orgânica. (ERCAL, 2001;

FADINI, JARDIM, 2001; SANTOS et al., 2003; GURJÃO et al., 2010; ROTHENBERG, FENG, 2012; SOUZA et al., 2014).

Figura 1 - Ciclo do Hg simplificado

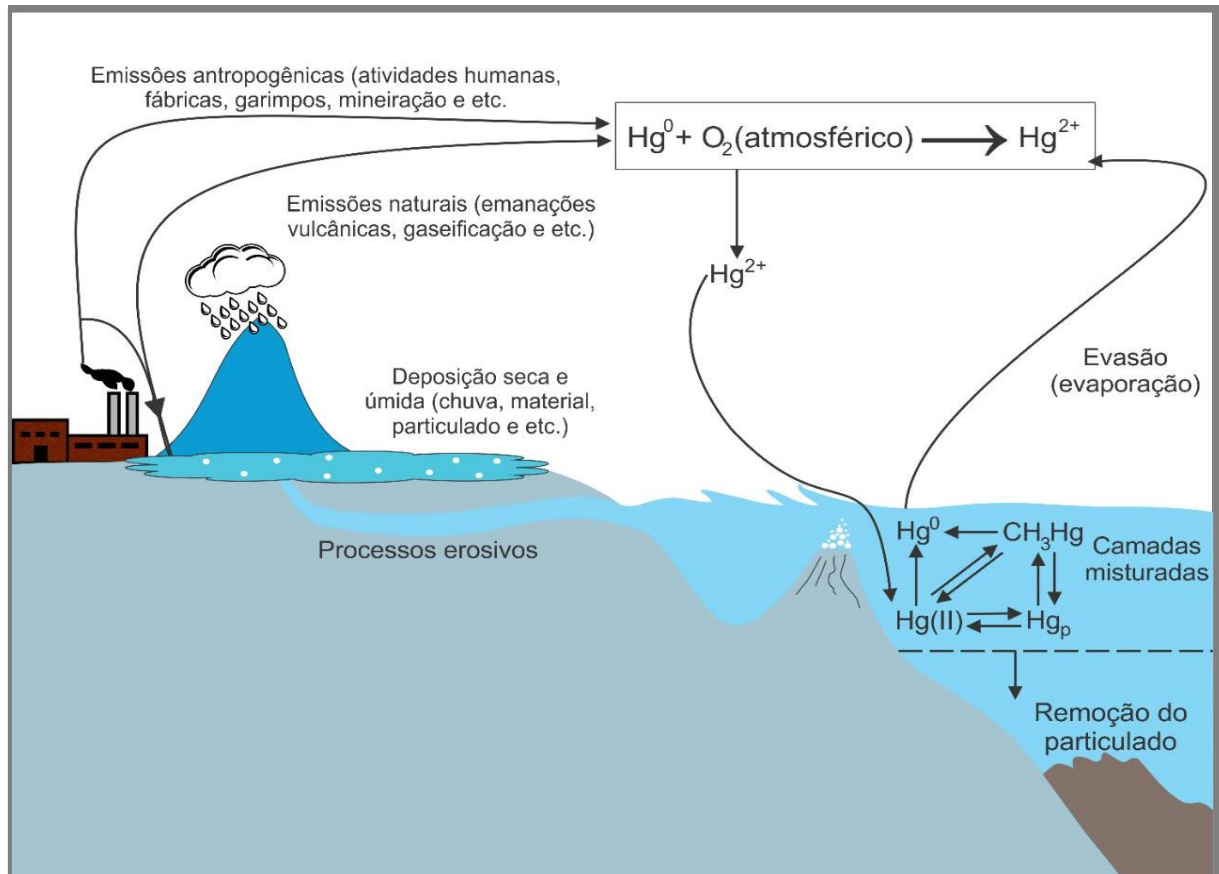


Ilustração: Denis Silva de Miranda

Após o processo de metilação as partículas de MeHg passam a ser incorporadas por pequenas plantas aquáticas (fitoplâncton) e pequenos animais (zooplâncton) iniciando a inserção do metal na cadeia alimentar (Figura 2). Esses organismos que são a base da cadeia acabam servindo de alimento para organismos de níveis tróficos superiores que ao consumi-los acumulam em sua estrutura as partículas do MeHg. Considerando que os peixes de pequeno porte serão ingeridos por outros peixes de nível trófico superior, estes últimos irão acumular cada vez mais partículas de MeHg em seu organismo, atingindo valores cada vez mais altos, principalmente os peixes predadores, caracterizando assim o processo denominado de Biomagnificação, mas também, as partículas de MeHg podem acumular-se em outros animais e no meio ambiente (NRC, 2000; EPA, 2009; TRASANDE et al., 2010; ANVISA, 2010; SOUZA et al., 2014).

Figura 2 - Processos de Bioacumulação e Biomagnificação do Hg em peixes

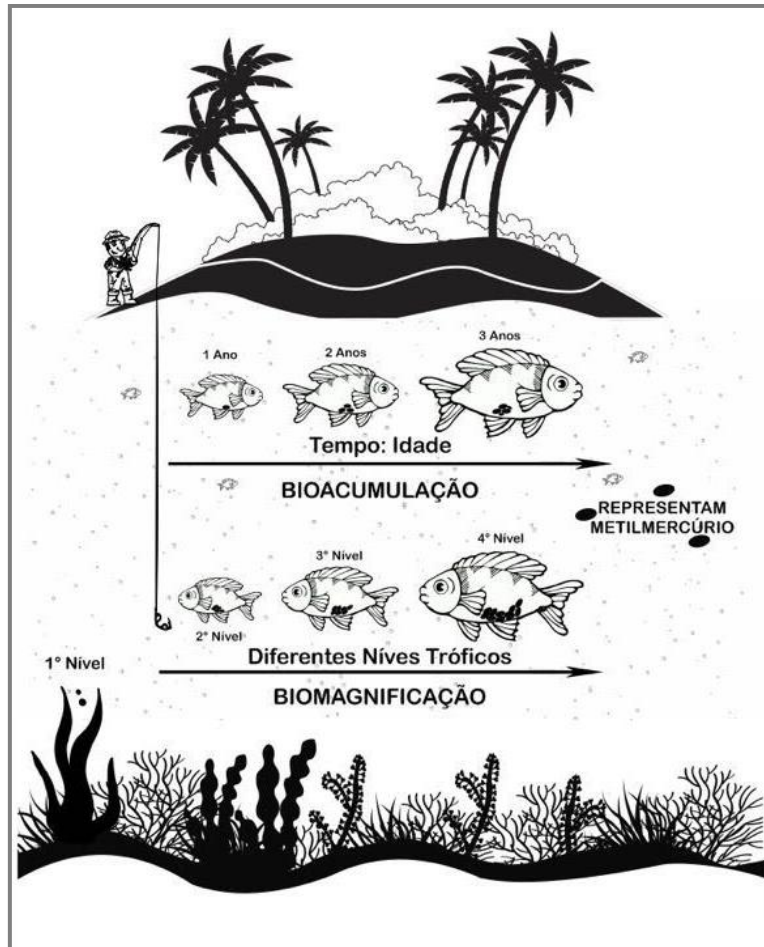


Ilustração: Jacob Cohen, 2017

No estudo de Kehrig e Malm (2011) a respeito da bioconcentração e biomagnificação do MeHg na Baía de Guanabara no Rio de Janeiro, foi investigada a transferência trófica do MeHg ao longo da cadeia alimentar (microplâncton, mesoplâncton e peixes com hábitos alimentares diferentes). As maiores concentrações de MeHg foram observadas nos peixes predadores com $320,3 \pm 150,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso seco, enquanto que o microplâncton apresentou níveis menores com $8,9 \pm 3,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso seco. Esse aumento sucessivo nas concentrações de MeHg de acordo com a posição trófica corresponde a transferência do MeHg desde a base da cadeia alimentar, microplâncton (produtor primário) para o mesoplâncton (consumidor primário), e destes para os peixes planctívoros até a espécie predadora presente no topo da cadeia. A bioconcentração do MeHg também aumentou com a posição trófica da biota aquática, desde o microplâncton (4,5) para o mesoplâncton (4,9), e das diferentes espécies de peixe (5,0-5,6) até o peixe topo de cadeia (6,1). A amplificação das concentrações de MeHg e sua capacidade de bioconcentração nos níveis tróficos indicam que o fenômeno de biomagnificação tem ocorrido na Baía de Guanabara, confirmando que o consumo protéico do peixe é um fonte

de exposição ao MeHg, ou seja, à medida em que peixes com concentrações de MeHg forem consumidos a população se tornará exposta aos efeitos do metal, dessa forma, o pescado passa a ser a principal via de exposição do homem pela dieta (National Research Council (NRC), 2000; BISINOTI, JARDIM; 2004; FARIAS et al., 2008; EPA, 2009; TRASANDE et al; 2010; FAO/WHO, 2011).

As formas químicas do Hg que predominantemente se inserem na cadeia alimentar são o MeHg e o dimetilmercúrio (Me₂Hg) em função de suas capacidades de penetrarem e acumular-se nos sistemas biológicos. O MeHg tem uma biodisponibilidade maior que as outras formas químicas do Hg, pois facilmente é absorvido pelo trato gastrointestinal e ultrapassa a barreira sangue-cérebro inserindo-se, principalmente, no SNC, mas também pode atingir outros órgãos do corpo humano (UNEP, 2008).

2. 3 ACIDENTES COM MeHg: HISTÓRIA DE MINAMATA

Os efeitos dos metais pesados nos ecossistemas aquáticos vêm sendo estudado a décadas, assim como sua presença no ambiente e seus impactos sobre as populações (CASTRO, 2006; FARIAS, 2006; LECHOPIER, 2011; AMORAS, 2011). Um dos episódios de maior repercussão mundial decorrente de intoxicação por metais pesados foi o acidente da Baía de Minamata no Japão, ocorrido em 1956, onde uma indústria química de polímeros despejou sobre a Baía de Yatsushiro concentrações de Hg que contaminaram a água e o pescado presente na Baía. Os compostos de Hg inorgânico foram convertidos em MeHg, sua forma orgânica, pelos organismos presentes no meio aquático. Como a dieta alimentar da população local era basicamente suprida pelo consumo do pescado da Baía, este fator contribuiu para exposição da população aos efeitos tóxicos do MeHg, onde uma considerável parcela de pessoas adoeceu e morreu após ingerir peixes e mariscos intoxicados com altas concentrações de MeHg (KURLAND et al., 1960; HARADA, 1991; HARADA, 1995; WEISS, 1996; TAMBELLINI, CAMARA, 1998).

Embora os poluentes tenham sido lançados a partir de 1932, a persistência do processo de biomagnificação fez com que somente na década de 60 fosse configurado o quadro de intoxicação (TAMBELLINI, CAMARA, 1998). Na época, foram registrados 2520 casos de intoxicação, sendo 1043 resultados em óbito (HARADA, 1991; HARADA, 1995; TAMBELLINI, CAMARA, 1998). A população de Minamata que foi afetada pela exposição ao MeHg passou a apresentar quadros clínicos de disfunções sensitivas e motoras (TSUBAKI, 1968; BAKIR et al., 1973; HARADA et al., 1995), ocorrência do nascimento de crianças com

defeitos congênitos (teratogenia), abortos involuntários, sequelas irreversíveis de lesões neurológicas no SNC, disfunções renais e parestesias distais (TAKEUCHI, 1975; HARADA, 1991; WEISS, 1996; TAMBELLINI, CAMARA, 1998; EKINO et al., 2007). Segundo evidências mais recentes de Yorifuji et al. (2011), até a população menos exposta apresentou sintomas psiquiátricos como distúrbios comportamentais e perturbações de inteligência e humor, o que comprovou de fato a exposição ao MeHg causa disfunções/lesões neurológicas tanto em adultos como crianças, sintomas característicos da atualmente conhecida como, Doença de Minamata (HARADA, 1995).

A crescente preocupação com as emissões antropogênicas de Hg resultou na Convenção de Minamata que ocorreu em outubro de 2013. A Convenção de Minamata é um acordo ambiental internacional originado especificamente para combater a poluição global por Hg. Assinado por 128 países, o objetivo da Convenção é proteger a saúde humana e do meio ambiente das emissões antrópicas de Hg e seus compostos, o que obriga as partes envolvidas a controlar, reduzir ou eliminar as principais fontes de poluição (UNEP, 2013b; EVERS et al., 2016). Modelos de monitoramento tem mostrado que a diminuição das emissões antropogênicas de Hg podem reduzir a curto prazo suas cargas ambientais (SOERENSEN et al., 2012; SUNDERLAND e SELIN, 2013; AMOS et al., 2014, 2015) e consequentemente a exposição das populações.

2. 4 O Hg NA AMAZÔNIA

A garimpagem do ouro é a maior fonte antropogênica de liberação de Hg para o ambiente (UNEP, 2013), sendo este procedimento desenvolvido em mais de 70 países (TELMER, VEIGA, 2009). A proliferação do processo de garimpagem de ouro começou na Amazônia na década de 70 com o Plano de Integração Nacional e a construção das rodovias Transamazônica e Cuiabá-Santarém. Em 1980, a Bacia do Rio Tapajós produziu metade do ouro comercializado no país, sendo que a maior concentração de garimpos localiza-se nos municípios de Itaituba e Jacareacanga (SANTOS et al., 2003).

Na década de 70, somente a Amazônia Brasileira, lançou cerca de 2.000 à 3.000 toneladas de Hg no meio ambiente (PFEIFFER et al., 1993; MALM, 1998) e desde então, as áreas de terra usadas para extração de ouro, na Amazônia, aumentaram em 400% (ASNER et al., 2013). Durante os anos de 1970 à 1980, cerca de 1 milhão de pessoas estavam envolvidas na extração do ouro rudimentar nos sedimentos fluviais por meio da técnica de fusão com Hg

e estima-se que cerca de 130 toneladas de Hg foram derramadas anualmente na Amazônia Brasileira (DANTAS et al., 2008; HACON et al., 2008; PASSOS, MERGLER, 2008).

Estudos sobre os níveis de Hg acumulado em populações humanas na Amazônia enfocam a atividade garimpeira como principal agente de contaminação em relação a áreas não expostas (TELMER et al., 2006; BARBIERI, GARDON, 2009; PINHEIRO et al., 2012; KHOURY et al., 2013). Na área central da Bacia do Rio Tapajós, principal afluente do Rio Amazonas, está localizada uma das maiores áreas de produção de ouro do país, caracterizando uma exposição crônica aos compostos do Hg de impacto ambiental e humano no Estado do Pará (BERZAS NEVADO et al., 2010). Em função da exposição ao Hg característico na bacia do Rio Tapajós, esta tem sido a região amazônica consideravelmente mais estudada (HACON et al., 2008).

Paralelamente à instalação do processo garimpeiro, outras atividades intensificaram a liberação deste metal no ambiente, como a agricultura, pecuária, o desmatamento, as queimadas, as barragens e a construção de hidrelétricas (XAVIER, 2013). Essas atividades desenvolvidas na Amazônia podem ocasionar a disponibilização e remobilização de Hg para o ambiente, comprometendo a estabilidade dos ecossistemas e caracterizando-se como fatores de impacto ambiental e social na região, onde a transferência de Hg para os corpos aquáticos ocorre por suas ações (BASTOS et al., 2007; ZOLFAGHARI et al., 2007; LACERDA e MALM, 2008; MARQUES et al., 2010).

Na década de 1960 foi intensificada a ocupação na Amazônia brasileira provocando profundas mudanças na base de produção da agricultura. Nesse período, novos instrumentos de trabalho foram inseridos no desenvolvimento agrícola como a implementação de técnicas e métodos produtivos baseados na química, mecânica e genética. Esse novo modelo de desenvolvimento agrícola produziu benefícios à Amazônia, como uma intensa produtividade na geração de alimentos para comercialização interna e no exterior, no entanto, esse mesmo método também tem gerado um intenso impacto ambiental e ao bem-estar das populações (ZOLFAGHARI et al., 2007; SAUER e BALESTRO, 2009; SAUER, 2010).

Com o desenvolvimento da atividade garimpeira na Amazônia acreditou-se por um determinado período de tempo que os depósitos de Hg na região eram decorrentes da mineração, no entanto os estudos de Roulet et al. (1998) indicaram que os solos da Amazônia são verdadeiros depósitos naturais de Hg e suas concentrações abundantes contribuem para a disponibilização de Hg no ambiente aquático por meio dos processos erosivos, sendo esses solos ainda utilizados para a agricultura, pecuária, além de sua incorporação ao meio ambiente (ROULET et al., 1998; FADINI & JARDIM, 2001; GRIMALD et al., 2008; HACON et al.,

2008). Atualmente, o Hg é um dos principais contaminantes de solos e rios da região Amazônica, fato já registrado em pesquisas anteriormente realizadas. (CASTRO, 2006; FARIAS, 2006; LECHOPIER, 2011; AMORAS, 2011)

Em função do potencial hidráulico da região amazônica esta tem sido uma área notável para a produção hidroelétrica. Em 2011 o governo lançou o Programa Decenal de Expansão de Energia, que prevê a construção na Amazônia Legal de 30 novas barragens até o ano de 2020 (TUNDISI, 2007; BRASIL, MME, 2011). Estudos tem mostrado que a construção desses reservatórios podem provocar uma elevação nas concentrações de MeHg nos peixes, o que influencia diretamente no ciclo da cadeia alimentar com consideráveis impactos na integridade dos ecossistemas e na saúde das populações locais, que em conjunto com as demais atividades desenvolvidas em função da ocupação indiscriminada da Amazônia podem agravar a exposição populacional aos efeitos do Hg na região (MAILMAN et al., 2006; LACERDA e MALM, 2008; HUGUET et al., 2010).

Na Amazônia, a exposição mercurial tem sido o objeto de preocupação nas últimas duas décadas e embora o comportamento do Hg no ambiente amazônico venha sendo discutido por pesquisadores brasileiros e estrangeiros (BERZAS NEVADO, et al., 2010; GROTTTO et al., 2010; RABITTO et al., 2011; KHOURY et al., 2013; BASTOS et al., 2016), e mesmo com os avanços obtidos, ainda não há um programa de mapeamento e monitoramento periódico das concentrações deste metal na região.

2. 5 EXPOSIÇÃO AO Hg PELA DIETA

Apesar do consumo do peixe ser uma rica fonte de propriedades nutritivas como o ferro, vitamina B12, fósforo, cálcio e ômega 3, nos últimos anos tem crescido uma preocupação em relação ao seu consumo, principalmente em função da toxicidade do Hg que pode estar presente nesse alimento (BERZAS NEVADO et al., 2010). Segundo Sonoda (2006) há uma maior probabilidade de exposição ao MeHg nas populações da região Norte e Nordeste do Brasil em função do frequente consumo de peixes e da ampla disponibilidade desse nutriente (SARTORI, AMANCIO, 2012).

Considerando que cerca de 90% do Hg encontrado nos peixes está sob a forma de MeHg e a meia vida biológica do MeHg é em média de dois a três anos, suas concentrações podem depositar-se nos tecidos (bioacumulação) e por intermédio de sua propriedade lipofílica esse elemento apresenta maior facilidade de mobilização ao longo da cadeia trófica (biomagnificação), tanto no meio aquático como no ambiente terrestre. Uma vez que suas

concentrações podem ser magnificadas nos peixes, estes oferecem um amplo risco de intoxicação as populações que os consumirem (WHO, 1990; MALM et al., 1995; FARIAS et al., 2008; KEHRIG et al., 2011).

O MeHg é a forma mais tóxica do Hg e representa um grande risco à saúde dos seres humanos, agindo no organismo com efeito neurotóxico e teratogênico (RODRIGUES et al., 2010; KEHRIG et al., 2011;). Os efeitos do Hg para saúde humana têm sido relatados em diversas literaturas, incluindo sua toxicidade do desenvolvimento neurológico, déficits cognitivos, funções visuais reduzidas, alterações motoras e cardiovasculares (CLARCKSON, 2002; NYLAND et al., 2011). As intoxicações por Hg podem apresentar sintomas agudos ou crônicos, porém, seus efeitos clínicos não são imediatos. Em um quadro de intoxicação aguda, as manifestações podem ser leves ou até letais com parestesia, paralisia, ataxia, vômitos frequentes, tremores, perda de voz, cegueira, coma e morte. Na intoxicação crônica o SNC é o principal a ser afetado, gerando ataxia, parestesia, disartria, fraqueza, fadiga, perda da concentração, incapacidade visual e auditiva, coma e morte (NRC, 2000; COUNTER, BUCHANAN, 2004).

Com a finalidade de evitar maiores exposições da população aos impactos do Hg, autoridades em segurança alimentar como a Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) estabeleceu, pela primeira vez, em 1972, valores de referências para a ingestão diária de Hg, a chamada Ingestão Semanal Tolerável Provisória (ISTP) que corresponde a 1,6 µg de metilmercúrio/kg de peso corporal, bem como determinou que para um consumo seguro de peixes comestíveis a concentração de HgT não deve exceder a 0,5 mg/kg (FAO/WHO, 1978, 2007, 2008; FARIAS, 2006; POULIN, GIBB, 2008). No entanto, diferentes estudos desenvolvidos na Amazônia e mais precisamente na região do Tapajós comprovaram que os níveis de HgT presentes no tecido muscular dos peixes não apresentaram concordância com o limite de referência preconizado pela OMS (AKAGI et al., 1995; MALM et al., 1995; LEBEL et al., 1997; LIMA et al., 2000; SANTOS et al., 2000; DOREA et al., 2005; PASSOS et al., 2008; BOURDINEAUD et al., 2015; AUZIER, 2017).

Populações totalmente dependentes do consumo de peixes, como ribeirinhos ou rurais, estão constantemente expostos em função da dieta e apesar de existir um limite de tolerância para o consumo do pescado ainda não está estabelecido um padrão de segurança para populações cronicamente exposta (ribeirinhos e rurais), mesmo diante da comprovação de que a ingestão de Hg, a longo prazo, pode induzir genotoxicidade e sintomas clínicos de anormalidade comportamental, principalmente na coordenação psicomotora (AMORIM et al.,

2000; DOURSON et al., 2001; CARTA et al., 2003; AUGER et al., 2005; CRESPO-LOPEZ et al., 2007; CRESPO-LOPEZ et al., 2009; NEVADO et al., 2010; VIEIRA et al., 2013).

Alimentos compostos por selênio e de caráter antioxidante, como o açaí (*Euterpe oleracea*), a castanha do Pará e as frutas, por exemplo, desempenham um papel de proteção no corpo humano contra os efeitos deletérios do Hg, uma vez que, quando presentes no organismo podem agir na redução dessas concentrações de Hg por meio da quelação de metais pesados, induzindo a eliminação das espécies reativas de oxigênio produzidas pelo Hg, reduzindo sua absorção e contribuindo para sua excreção (PASSOS et al., 2007; BORTOLI, 2010; PARK e SEO, 2017). Portanto, a avaliação dos níveis de HgT presente nos organismos não pode ser estudada de forma isolada, deve-se considerar que o hábito alimentar é um fator de risco que contribui tanto na elevação como na redução das concentrações de HgT nos tecidos.

2. 6 TOXICOCINÉTICA DO Hg

A toxicocinética do Hg caracteriza as vias pelas quais o composto pode ser introduzido no organismo humano, assim como, seus processos de absorção, distribuição e eliminação (USEPA, 1997).

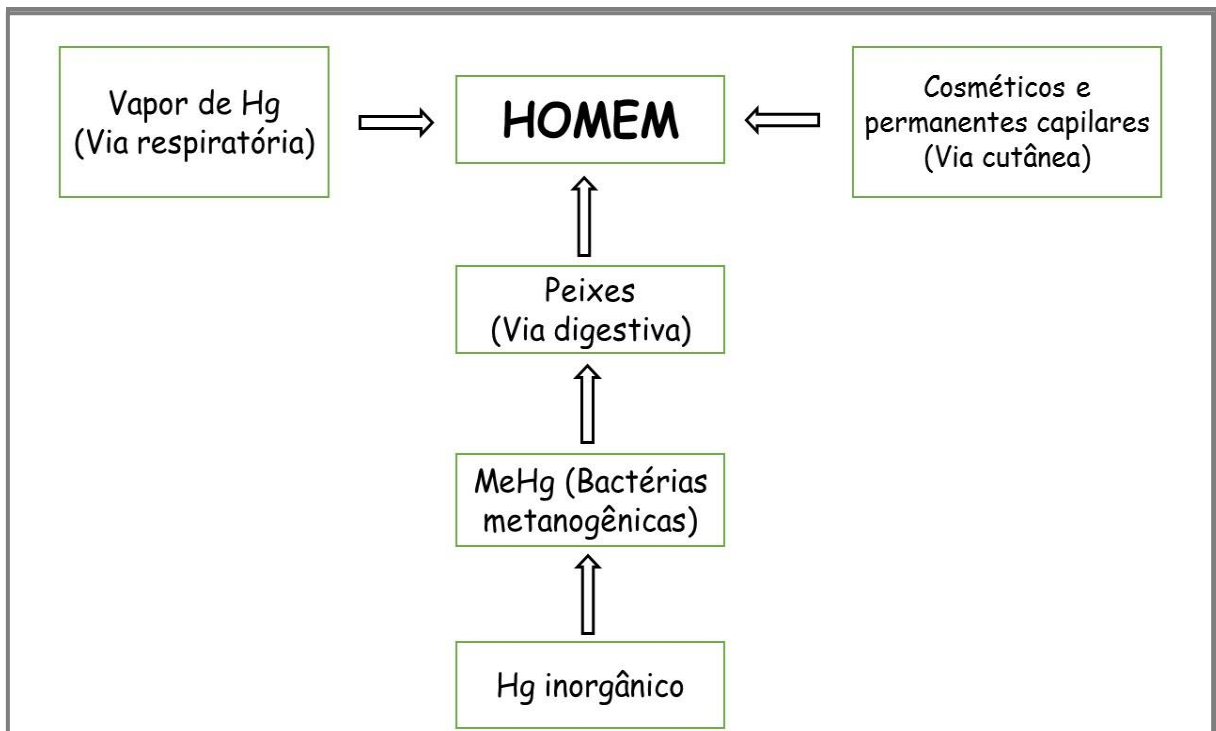
2.6.1 Absorção

O Hg pode ser absorvido pelo organismo humano por meio da via respiratória (inalação), pelo trato gastrointestinal (ingestão) e pela via cutânea (pele) (Figura 4). Sua toxicocinética está relacionada com a quantidade absorvida e a forma química apresentada pelo composto na exposição (LEGAT e BRITO, 2010). Para ser absorvido pelo organismo, o Hg deve atravessar as membranas celulares, como o epitélio estratificado da pele, endotélios capilares, pulmonares e do trato gastrointestinal (AZEVEDO, 2003).

O Hg⁰ é introduzido no organismo, principalmente, pela via respiratória que pode reter em até 80% a quantidade de vapor de Hg inalado. A inalação do Hg⁰ pode ocorrer em ambientes ocupacionais, como consultórios odontológicos, locais com derramamento ou liberação de Hg, em atividade garimpeiras e de fundições de metais. Os vapores de Hg⁰ quando presentes no espaço alveolar ultrapassam as barreiras da membrana alvéolo-capilar transportando-se para a corrente sanguínea. No trato gastrointestinal os compostos de Hg⁰ e Hg inorgânico podem não ser muito bem absorvidos, no entanto os compostos orgânicos, como MeHg, são capazes de atravessar facilmente as barreiras celulares em função de sua solubilidade lipídica elevada,

podendo ser absorvidos em até 90% da quantidade ingerida pela via digestiva. Outra via de exposição ao Hg se dá pela pele, por meio do uso de cosméticos, produtos de cabelo, na forma de agrotóxicos, como conservante de vacinas dentre outros produtos (ATSDR, 1999; MICARONI et al., 2000; AZEVEDO, 2003; RUBIN, 2006; DÓREA et al., 2011; SYVERSEN et al., 2012; VIEIRA et al., 2013).

Figura 3 - Vias de exposição do homem ao Hg



Fonte: Autora, 2017

2.6.2 Distribuição

Segundo Clarkson (2002), cerca de 95% do MeHg ingerido com o consumo de peixes é absorvido no trato gastrointestinal, embora o local exato da absorção não seja conhecido, este ultrapassa as membranas celulares alcançando a corrente sanguínea e liga-se aos grupos sulfidril das células eritrocitárias. Sua capacidade de associação aos grupos sulfidril (-SH) lhe proporciona uma maior afinidade com aminoácidos, proteínas e peptídeos, onde pode-se citar, como exemplo, sua capacidade de associar-se com o aminoácido L-cisteína e a glutatona (GSH), presente tanto no sangue como em outros tecidos, contribuindo para intensificação do seu processo de transporte pela barreira hemato-encefálica até o SNC.

Quando o MeHg forma um complexo com a cisteína (MeHg-cisteína) sua estrutura química se assemelha ao aminoácido metionina, o qual encontra-se em abundância no organismo, o que justifica o fato do MeHg conseguir facilmente atravessar as membranas celulares onde liga-se aos transportadores de aminoácidos presentes nas membranas (ASCHNER e CLARKSON, 1989; ASCHNER et al., 1990; KERPER et al., 1992; ZALUPS, 2005a, 2005b).

Uma vez no SNC, o Hg pode dissociar-se desses demais compostos e acumular-se no tecido neural (ASCHNER et al., 1990a; ASCHNER et al., 1990b; WHO 1990). O acúmulo das concentrações de Hg dentro das células do SNC ocorre devido ao processo de demetilação do MeHg em Hg inorgânico, o qual não possui a mesma característica de alta solubilidade que o MeHg, favorecendo sua aglomeração no tecido nervoso (MOTTET et al., 1994).

Na circulação sistêmica o Hg é uniformemente distribuído pelo organismo e estima-se que após sua absorção 5% de Hg deposita-se no sangue e 10% no cérebro (AZEVEDO, 2010). Quando ainda no sangue, suas concentrações podem acumular-se nos eritrócitos ou chegando no fígado e rins pode ser oxidado para forma de Hg iônico. A distribuição do Hg pelo organismo ocorre em aproximadamente 30 horas e estima-se que as concentrações de MeHg alcancem o cérebro em dois dias (WHO, 1990).

Quando presente na circulação sanguínea o MeHg pode ligar-se a outras moléculas do grupo tiol (SH). Se alcançar o fígado ele poderá formar nas células hepáticas um novo complexo com a glutathiona (GSH) e por meio dos transportadores de membranas deixa os hepatócitos sendo transportado pela bile (BALLATORI e CLARKSON, 1985; CLARKSON, 2002). O complexo MeHg-GSH pode ser hidrolisado por enzimas extracelulares e o MeHg poderá se ligar novamente a cisteína e retornar a corrente sanguínea ou ser demetilado formando o Hg inorgânico o qual poderá ser eliminado pelas fezes, visto que fracamente é absorvido pelo sistema gastrointestinal (ROWLAND, 1988; RAHOLA et al., 1973; FRIBERG e NORDBERG, 1973; CLARKSON, 2007).

2.6.3 Eliminação

A excreção do Hg ocorre, principalmente, pelo rim e pelo trato gastrointestinal. O MeHg não demetilado e o Hg inorgânico (resultante da demetilação no fígado) são excretados pela biliar conjugado com a glutathiona (GSH) (WHO, 1990). A taxa de excreção do MeHg depende da espécie e do tempo de meia-vida do metal, que no homem apresenta 70 dias (AZEVEDO, 2003).

A excreção dos compostos de Hg também podem ocorrer através das fezes, urina e pelo próprio ar expirado, no caso do Hg⁰. A metabolização do MeHg em Hg inorgânico com a quebra da ligação Hg - carbono é fundamental para sua eliminação e deve ser realizada antes de sua excreção pelas fezes, entretanto este processo enzimático é bastante lento. Essa clivagem é realizada por sistemas enzimáticos que estão distribuídos pelo organismo, principalmente em órgãos como o fígado, baço, intestino, sistema nervoso central e placenta. Entretanto, esse processo de metabolização do MeHg acaba contribuindo para seu acúmulo continuamente com o passar do tempo (ATSDR, 1999; DOREA, BARBOSA, SILVA, 2006; MOREAU e SIQUEIRA, 2008).

2. 7 TOXICODINÂMICA DO Hg

A nível celular, o Hg pode provocar alterações na permeabilidade e integridade da membrana das células, alterar a estrutura macromolecular em função de sua afinidade pelo grupo sulfidrílico e tiol, danos no DNA e até necrose celular (NAGANUMA et al., 2002; FLORA, MITTAL, MEHTA, 2008; ABDEL MONEIM, 2015), assim como alterações na homeostase do cálcio e aumento da peroxidação lipídica (PERAZA, et al., 1998), distúrbio no equilíbrio entre os processos oxidativos e redutores, no qual aumenta a geração das espécies reativas de oxigênio e reduz a proteção antioxidante e disfunção mitocondrial (LUND, MILLER, WOODS, 1993).

As alterações na homeostase do cálcio podem ocorrer pela ação do MeHg na liberação dos estoques de Ca²⁺ do retículo endoplasmático para o citoplasma e pela ativação dos receptores de glutamato, que ocasionam o influxo de Ca²⁺ e Na⁺ intracelular com aumento da produção de óxido nítrico (CHOI, 1992; LIMKE et al., 2003). Uma vez que está elevada a concentração de Ca²⁺ no interior da célula, as mitocôndrias irão captar esse excesso que conseqüentemente causará a despolarização da membrana mitocondrial. As alterações no potencial da membrana mitocondrial aumentam sua permeabilidade, inibição de ATPases, inchaço e alteração da homeostase dessa organela e conseqüentemente elevação da produção das espécies reativas de oxigênio (EROs) com a ativação dos compostos apoptogênicos, tais como o citocromo C. (MAKANI et al., 2002; DREIEM e SEEGAL, 2007; NASCIMENTO et al., 2008; CECCATELLI, DARÉ E MOORS, 2010).

A neurotoxicidade induzida pelo Hg é mediada pelas EROs que são geradas no núcleo, no citoplasma, na mitocôndria e na membrana celular. Sua oxidação e formação ocorre no metabolismo natural de organismos aeróbios e pode aumentar em situações patológicas ou

tóxicas, como o caso da exposição mercurial. As EROs interferem nas funções da membrana celular acarretando alterações em sua estrutura e permeabilidade, com perda de sua capacidade seletiva nas trocas iônicas, liberação de substâncias das organelas, formação de produtos citotóxicos, resultando na morte da célula (FERREIRA e MATSUBARA, 1997; MIEIRO et al., 2011).

Sabe-se que existe uma relação entre a ação do Hg e a excitotoxicidade mediada pelo glutamato. O Hg inibe a recaptção de glutamato, impede a atividade glutamina e aumenta a liberação espontânea de glutamato a partir dos neurônios, resultando em elevadas concentrações de glutamato na fenda sináptica (XU et al., 2012). A sobreativação dos receptores de glutamato contribuem para o influxo de Ca^{++} nos neurônios, que por conseguinte age na elevação das concentrações das EROs (FARINA et al., 2011a) e na ativação da degradação de enzimas como fosfolipases e proteases, resultando em danos irreversíveis no interior da célula e conseqüentemente, em morte celular (KUO e LIN-SHIAU, 2004).

Estudos estratégicos tem sido desenvolvidos com produtos antioxidantes no intuito de reduzir os danos causados as células em função da exposição mercurial, considerando que com a redução ou bloqueio das EROs geradas pelo MeHg vários eventos que culminam na apoptose da célula poderiam ser evitados (FARINA et al., 2005; LUCENA et al., 2007; FRANCO et al., 2010; BARCELOS et al., 2011)

2. 8 TOXICIDADE DO Hg: FISIOPATOLOGIA SISTÊMICA

Um diagnóstico preciso para a exposição aos efeitos do Hg é um procedimento complexo, uma vez que, a exposição a esse metal está associada a indução de mais de 250 sintomas, isto é, existe a necessidade de um diagnóstico diferencial ser realizado, primeiramente pela avaliação da história clínica do paciente, seguido de análises laboratoriais, como: análise de sangue, análise da urina, análise do cabelo, dentre outros (MAGOS e CLARKSON, 2006; SCHOEMAN, BEND, KOREN, 2010).

A exposição do organismo humano por meio da ingestão do Hg pode produzir a bioacumulação do metal no homem aumentando progressivamente seus encargos corporais e desencadeando efeitos tóxicos, principalmente no sistema nervoso. A toxicidade do Hg está diretamente associada a lesões neurológicas em adultos e déficits funcionais no sistema nervoso de crianças e lactantes (RICE et al., 2014).

Pouco tempo depois de entrar em contato com o organismo, o Hg é rapidamente removido do sangue e distribuído pela corrente sanguínea para diferentes tecidos, ligando-se

fortemente com as células do cérebro, medula espinhal, gânglios e neurônios motores e periféricos. Embora o tropismo do Hg esteja diretamente ligado ao sistema nervoso, à medida em que este metal é difundido pelos órgãos sistêmicos do corpo humano ele pode desencadear sintomas variados em órgãos distintos, além disso, a carga genética também pode influenciar no desempenho da toxicidade do Hg (GUNDACKER, GENCIK, HENGSTSCHLAGER , 2010)

A fisiopatologia do Hg ainda não é um tema totalmente esclarecido, no entanto, estudos tem sido desenvolvidos com o intuito de expandir os conhecimentos sobre esse metal e seus efeitos sistêmicos no organismo humano. A seguir, será apresentado de maneira sucinta alguns dos efeitos do Hg em diferentes tecidos do corpo humano, a saber:

2.8.1 Sistema nervoso

As implicações do Hg no SNC tem sido amplamente estudadas, considerando que seus compostos orgânicos, como o MeHg, são capazes de atingir concentrações elevadas nesse tecido. Quando presente na corrente sanguínea, o Hg liga-se preferencialmente aos grupos sulfidrilas em cisteína e progressivamente adere-se aos demais tecidos do organismo, especialmente ao SNC, acumulando-se em diferentes áreas como o córtex cerebral, cerebelo, hipotálamo, glândula pituitária entre outros. (OLIVEIRA et al., 2006; MELA et al., 2010; BERNHOFT, 2012).

No sistema nervoso o Hg interfere na produção de energia celular e nos processos de desintoxicação da célula fazendo com que a mesma morra ou viva em estado de desnutrição crônica (FRUSTACI et al., 1999). No SNC o Hg pode danificar a barreira hematoencefálica e permitir a passagem de outros metais pesados ou substâncias tóxicas. Alguns dos sintomas que podem ser manifestos pela ação desse metal no sistema nervoso incluem depressão, irritabilidade extrema, alucinações, incapacidade de concentração, perda de memória, tremores das mãos, cabeça, lábios, língua, mandíbula e pálpebras, perda de peso, sonolência, dores de cabeça, insônia e fadiga (SOLT e BORNSTEIN, 2010; CECCATELLI, DARE, MOORS, 2010).

A Coletânea do Ministério da Saúde (2010) que trata a respeito de informações sobre o Hg e seus padrões ambientais no Brasil, aponta ainda outros efeitos decorrentes da exposição crônica a vapores de Hg⁰ e Hg inorgânico manifestos pelo SNC e periférico, como: transtornos psíquico-eretismo, como irritabilidade, tristeza, ansiedade, insônia, fala monótona, medo, perda de memória, timidez, debilidade muscular, tremor, hiperexcitabilidade, sono agitado, depressão,

polineurites, diminuição da força e sensações musculares, neuropatia periférica, parestesias e reflexos anormais.

O vapor de Hg e o MeHg são as principais formas químicas que geram toxicidade ao SNC. Áreas específicas do cérebro como o cerebelo e os lobos temporais são os mais atingidos em função da neurotoxicidade do Hg. Algumas manifestações neurológicas como ataxia, disartria, parestesia, visão de túnel e perda da audição são observadas. Em casos mais graves, características citotóxicas podem ser percebidas como destruição da massa cinzenta, necrose focal, fagocitose e reposição de células gliais com consequente atrofia cerebral, podendo evoluir para sintomas de cegueira, coma e morte (AZEVEDO, 2003).

A suscetibilidade do feto as manifestações tóxicas do Hg ocorrem devido a sua alta taxa de divisão celular e diferenciação. Assim, esse grupo passa a se tornar particularmente vulnerável aos efeitos deletérios no SNC, de modo que, baixos níveis de exposição não prejudicam a mãe, mas no feto podem comprometer o crescimento e desenvolvimento. Estudos realizados no Japão e no Iraque apontam para retardo psicomotor em crianças cujas mães foram expostas pela ingestão de alimentos e este foi transferido a criança pela via placentária e pelo aleitamento materno (OGA et al., 2008; NEEDHAM et al., 2011, SAKAMOTO et al., 2012). Outras pesquisas têm sido desenvolvidas com o propósito de refletir um nível de exposição prévia ao MeHg pela via placentária, uma vez que o hábito alimentar da mãe pode potencializar os efeitos deletérios do Hg sobre o desenvolvimento do sistema nervoso central em embriões (LUCEMA et al., 2010; SAKAMOTO et al., 2015; ANJOS, 2017). Algumas disfunções já foram observadas em crianças como deficiências na linguagem (fala tardia), na memória, da atenção e autismo (OGA et al., 2008).

2.8.2 Sistema pulmonar

Vapores tóxicos de Hg formados a partir da queima de produtos contendo esse composto podem ser inalados pelo homem e assim inseridos no sistema respiratório e facilmente serem transportados para a circulação sanguínea. Estudos demonstraram que concentrações baixas de Hg (0,7 a 42 $\mu\text{g} / \text{m}^3$) sendo inaladas por longo período de tempo podem desenvolver sintomas como tremores, distúrbios do sono e prejudicar habilidades cognitivas (LIANG et al., 1993; HEYER et al., 2004; CLARKSON e MAGOS, 2006). A intoxicação pulmonar está associada a doenças como bronquite, fibrose pulmonar (HADDAD e STENBERG, 1963; TCHOUNWOU, 2003) e síndrome de Young (HENDRY, A'HERN, COLE, 1993).

2.8.3 Sistema cardiovascular

Um preocupação científica que tem sido evidenciada a respeito do papel do MeHg nas doenças cardiovasculares em adultos (HINNERS et al., 2012). Alguns estudos epidemiológicos investigaram a relação entre a exposição humana ao Hg e a incidência de infartos do miocárdio (HALLGREN et al., 2001; YOSHIZAWA et al., 2002; GUALLAR et al., 2002; VIRTANEN et al., 2005; MOZAFFARIAN et al., 2011) e observaram que a exposição está ligada a variabilidade da frequência cardíaca e ao estresse oxidativo (HALLGREN et al., 2001; YOSHIZAWA et al., 2002; GUALLAR et al., 2002; VIRTANEN et al., 2005), no entanto, não aferiram conclusões entre uma associação da exposição com a doença cardíaca coronariana ou acidente vascular cerebral (MOZAFFARIAN et al., 2011).

2.8.4 Efeitos hematológicos

Existem também evidências de que o Hg esteja ligado a ocorrência de anemia, incluindo a anemia hemolítica e aplástica, uma vez que o Hg compete com o ferro para se ligar à hemoglobina. Pesquisas também sugerem que o Hg pode ser fator causal da mononucleose, estar envolvido em episódios de Leucemia e doença de Hodgkin (FLANDERS et al., 1992; KINJO et al., 1996;).

2.8.5 Sistema digestivo

O Hg é absorvido pelas células epiteliais do sistema digestivo e pode desenvolver nesse sistema diversos distúrbios digestivos, assim como inibir a produção de diferentes enzimas que trabalham nos processos digestivos (tripsina, quimiotripsina, pepsina) (VOJDANI et al., 2003). Alguns dos sintomas que podem ser manifestos pela ação do Hg são dor abdominal, indigestão, doença inflamatória intestinal, úlceras e diarreia sangrenta, além de estar sendo associada a destruição da flora intestinal (SUMMERS et al., 1993).

2.8.6 Sistema renal

Evidências sugerem a existência de uma ligação entre a ingestão de Hg e a danos nos rins, como: necrose tubular aguda, glomerulonefrite, doença renal crônica, câncer renal, síndrome nefrótica (OLIVEIRA et al, 1987; TCHOUNWOU et al., 2003; LI et al., 2010; PARK

e ZHENG, 2012), assim como outras lesões renais, incluindo: síndrome nefrótica subaguda, disfunção tubular, glomerulosclerose segmentar focal secundária, síndrome nefrótica sincrética, síndrome nefrítica, proteinúria gama nefrótica, glomerular e glomerulonefrite membranosa (MILLER et al., 2013).

2.8.7 Sistema imune

O sistema nervoso central, em meio a influência do Hg, pode induzir alterações na produção e função de células imunes. Os danos fisiológicos que o Hg pode causar no sistema imunológico ocorrem através de sua ação na destruição de leucócitos polimorfonucleares. O Hg inibe a estimulação da produção de adrenocorticóides o que conseqüentemente, impede a produção de leucócitos e afeta sua função, inibindo sua capacidade de destruir substâncias estranhas ao organismo. Pessoas de maior sensibilidade aos efeitos do Hg são mais suscetíveis a reações alérgicas, asma e sintomas auto-imunes (SHENKER et al., 1992). As concentrações corporais de Hg também estão associadas a alterações imunológicas, como: doença alérgica, esclerose lateral amiotrófica, artrite, tireoidite auto-imune, transtorno de autismo/déficit de atenção e hiperatividade, eczema, epilepsia, psoríase, esclerose múltipla, artrite reumatóide, Esquizofrenia, esclerodermia e lúpus eritematoso sistêmico (WARREN, 1989; SCHOFIELD, 2005; SINGH, 2009; JOHNSON e ATCHISON, 2009; HYBENOVA et al., 2010; GARDNER, NYLAND, SILBERGELD, 2010).

2.8.8 Sistema endócrino

Os efeitos no sistema endócrino estão relacionados com a ruptura, promovida pelo Hg, das glândulas pituitária, tireóide, adrenal e pâncreas (MINOIA et al., 2009). Pensa-se que o Hg prejudica esse sistema por sua capacidade de reduzir a ligação do receptor hormonal ou sua ação de inibição de enzimas (IAVICOLI, FONTANA, BERGAMASCHI, 2009). Os hormônios que aparentemente são os mais afetados por esse metal são a insulina, estrogênio, testosterona e adrenalina.

O Hg pode ocasionar a inibição da degradação das catecolaminas provocando o acúmulo de epinefrina, hiperidrose, taquicardia, ptialismo e hipertensão (CLIFTON, 2007). Os efeitos do Hg sobre a hipófise estão relacionados com a causa da micção frequente, bem como a pressão arterial elevada (MCGREGOR, MASON, 1991).

Na tireóide, o Hg bloqueia a produção de hormônios da tireóide ocupando os locais de ligação ao iodo e inibindo ou alterando a ação hormonal. O Hg leva ao comprometimento da temperatura corporal, inflamações da tireóide, depressão e hipotireoidismo (MCGREGOR, MASON, 1991; WADA et al., 2009). Como a tireóide, o pâncreas também pode ser afetado pela toxicidade do Hg. A insulina possui três locais de ligação ao enxofre que podem ser ocupados pelo Hg, o que conseqüentemente pode agir na desregulação das concentrações de glicose no sangue (CHEN et al., 2006).

2.8.9 Sistema reprodutivo

O Hg pode ocasionar alterações no complexo hipotálamo – hipófise adrenal e gonadal afetando a circulação dos níveis de hormônio folículo estimulante (FSH) e luteinizante (LH), inibina, estrogênio, progesterona e andrógenos (SCHRAG e DIXON, 1985; DAVIS et al., 2001). Nos homens o Hg pode desenvolver efeitos adversos na espermatogênese (BOUJBIHA et al., 2009), enquanto que em mulheres pode desencadear a inibição dos hormônios FSH e LH, que afeta diretamente os níveis de estrogênio e progesterona, menstruação irregular e menopausa prematura (DAVIS et al., 2001), assim como está associado a infertilidade tanto em homens como em mulheres (DICKMAN, LEUNG, LEONG, 1998).

2. 9 MARCADORES BIOLÓGICOS PARA ANÁLISE DA EXPOSIÇÃO MERCURIAL

A exposição a contaminantes pode ser estimada pela análise de diferentes tecidos corporais, como: sangue, cabelos, unhas, urina, leite humano, cordão umbilical. Esses instrumentos de biomonitoramento conhecidos como marcadores biológicos ou biomarcadores tem sido úteis para avaliar o nível de exposição humana e estimar a carga corporal de Hg. Os resultados obtidos com esses marcadores fornecem uma medida da concentração interna de Hg, possibilitam avaliar a probabilidade de efeitos adversos à saúde, aperfeiçoar os diagnósticos clínicos, assim como monitorar a exposição de indivíduos e populações (IPCS, 2000; WHO, 2008; HA et al., 2016). Apesar de diferentes marcadores biológicos serem utilizados para a análise de Hg, este trabalho irá se referir aos tecidos de cabelos e unhas, uma vez que esses são os biomarcadores utilizados na presente pesquisa.

A queratina é a principal proteína que compõe a estrutura dos cabelos e das unhas e possui uma grande quantidade de aminoácidos e enxofres em sua composição. O MeHg

apresenta uma afinidade pelos grupos tiol da cisteína do aminoácido e pelas proteínas contendo cisteína, desse modo, é estabelecida uma afinidade desse metal com a queratina o que contribui para sua ligação aos cabelos e unhas, tornando estes biomarcadores eficientes para uma análise da carga corporal e monitoramento humano (CERNICHIARI et al., 1995b; SASS et al., 2004).

Essas matrizes biológicas têm sido amplamente estudadas para verificar se existe relação entre suas concentrações com manifestações patológicas, usá-los como indicadores de exposição ambiental e ocupacional e relacionar os níveis de HgT com o consumo proteico de peixes, uma vez que esse hábito alimentar é a principal fonte de exposição a forma orgânica do Hg (National Research Council (NRC), 2000; CLARKSON, MAGOS, 2006; OHNO, 2007; GAULT et al., 2008; KATSIKINI et al., 2010; XUN et al., 2011).

2.9.1 Cabelos

Amostras de cabelos têm sido extensivamente utilizadas em diversos estudos em função de suas vantagens metodológicas, pois essa matriz fornece um material acessível para manipulação, possibilita estabelecer um histórico da exposição de médio a longo prazo uma vez que sua taxa de crescimento ocorre, em média, de 1 cm por mês, e por se tratar de um método não-invasivo é mais aceitável pelos participantes, em contra partida, o cabelo não é um marcador indicado para avaliar a exposição ao vapor de Hg e para análise de populações com cabelos quimicamente tratados, uma vez que o uso de permanentes capilares podem alterar a concentração de Hg nessa estrutura e comprometer os resultados da pesquisa (YAMAGUCHI et al., 1975; YAMAMOTO et al., 1978; IPCS, 2000; UNIDO, 2003b; MANUAL DE ANÁLISES DE MERCÚRIO, 2004; SAKAMOTO et al., 2004; MCDOWELL et al., 2004; PASSOS e MERGLER, 2008; ESTEBAN e CASTAÑO, 2009).

Considerando que 80% do Hg presente nos cabelos encontra-se na forma de MeHg, este biomarcador torna-se excelente para análise da exposição a essa espécie mercurial. O Hg é incorporado no cabelo durante a formação do folículo piloso e está associada com a concentração de MeHg no sangue e estima-se que sua concentração no cabelo é cerca de 250 a 300 vezes maior do que no sangue no momento em que o cabelo é formado (YAMAGUCHI et al., 1975; YAMAMOTO et al., 1978; IPCS, 2000; UNIDO, 2003b; MCDOWELL et al., 2004; SAKAMOTO et al., 2004; PASSOS e MERGLER, 2008; ESTEBAN e CASTAÑO, 2009).

Segundo dados da Organização Mundial de Saúde foi estabelecido um limite de segurança padrão para exposição ao Hg. O nível normal de Hg para o cabelo é de 1 à 2 µg/g em populações não expostas, enquanto que o limite de segurança estabelecido para populações

expostas corresponde a 10µg/g para uma população adulta. Foi ainda definido que uma concentração correspondente a 50 µg/g no cabelo está associado a um risco de 5% de alterações neurológicas em populações adultas (WHO, 1976; WHO, 1990; WHO, 2008). Considerando que esse biomarcador apresenta limites de referência determinados pela OMS, esse fator o torna um excelente marcador de modo que as concentrações obtidas em diferentes estudos podem ser analisadas e comparadas com os padrões estabelecidos.

Grupos de pesquisadores no Brasil e no exterior tem desenvolvido ao longo dos anos estudos de extensiva utilização do cabelo para acompanhamento dos níveis de Hg em populações na Amazônia (AKAGI et al., 1995; MALM et al., 1995; BIDONE et al., 1997; CASTILHOS et al., 1998; AKAGI, NAGANUMA, 2000; SANTOS et al., 2000; PINHEIRO et al., 2000; HARADA et al., 2001; PINHEIRO et al., 2006; PINHEIRO et al., 2008; BARBIERI, GARDON et al., 2009; NEVADO et al., 2010; PINHEIRO et al., 2012). Passos e Mergler (2008) em sua revisão de literatura brasileira e internacional avaliaram os níveis de exposição em diversas localidades amazônicas. A Tabela 1 reproduz um sucinto e cronológico resumo dos dados desses autores sobre os teores de Hg em cabelos de diferentes comunidades, ao longo do Rio Tapajós, expostas em função da dieta proteica baseada no consumo de peixes.

Tabela 1 - Concentrações de Hg em cabelos de comunidades consumidoras de peixes ao longo do Rio Tapajós.

Localização	População	N	HgT (µg g ⁻¹)		% MeHg	Referências
			Média ± DP	Variação	Variação	
Rio Tapajós	Ribeirinha	101	21 ± NA	4,7 - 151	85 - 91	Malm et al. (1995)
Rio Tapajós e Madeira	Ribeirinha	82	16,7±7,3	1,0 – 59,4	8,7 – 100	Kehrig et al. (1997)
Rio Tapajós	Ribeirinha	96	12,9	0 – 145	73 – 94	Lebel et al. (1997)
Rio Tapajós	Ribeirinha		17±8,5	2,9 – 71,5		Pinheiro et al. (2000)
Rio Tapajós	Ribeirinha	36	12,5	2,9 – 27		Dolbec et al. (2001)
Rio Tapajós	Ribeirinha		12±NA	9,6 – 14,6		Boischio et al. (2003)
Município de Santarém	Urbana	44	2,0±1,8	0,08 – 15,2		Passos et al. (2003)
Rio Tapajós	Indígena	203	8,1±5,2			Dórea et al. (2005)
Rio Tapajós	Ribeirinha	69	15 ± N.A.			Pinheiro et al. (2006)
Rio Tapajós e Tocantins	Ribeirinha	168	5,1	0,4 – 53,8		Pinheiro et al. (2007)

Fonte: Passos & Mergler (2008) – Adaptado

Diferentes pesquisas têm sido desenvolvidas para avaliar a exposição crônica a baixas doses de Hg e relacionar as concentrações obtidas com uma alimentação centrada no consumo de peixes (YAGINUMA-SAKURAI et al., 2012; BOURDINEAUD et al., 2015; FILHO et al., 2016). Dentre esses estudos pode-se citar a investigação de Pirard et al. (2014), que para avaliar os níveis de Hg em 129 crianças (6-11 anos) e suas mães (≤ 45 anos) utilizou o cabelo como matriz biológica para sua investigação. Os participantes eram residentes de áreas urbanas e rurais na Bélgica. Os resultados da pesquisa apresentaram que os maiores níveis de Hg estavam relacionados com o consumo regular de peixes ou frutos do mar, com concentração de 1,7 vezes maior nos participantes que afirmaram ter um consumo frequente do que naqueles sem consumo regular.

2.9.2 Unhas

A unha é constituída de queratina que são estruturas em escamas córneas compactas fortemente aderidas umas às outras. As determinações de concentrações em elementos traço das unhas são de grande importância, pois podem servir como base para avaliação da exposição a determinados elementos tóxicos em um grupo de indivíduos visando proteção à saúde pública e ocupacional (JUNQUEIRA, CARNEIRO, 2004; XUN et al., 2011). Pesquisas que utilizam amostras de unhas para analisar a exposição ao Hg ainda são menos robustas em comparação a estudos realizados com o cabelo (HINNERS et al., 2012), no entanto, esse biomarcador tem sido estudado a muitos anos por pesquisadores que avaliam a exposição mercurial (SUZUKI et al., 1989; ALFTHAN, 1997; YOSHIKAWA et al., 2002; MORTON et al., 2004; OHNO et al., 2007; REES et al., 2007; HINNERS et al., 2012; PARK, SEO, 2017).

A relação da exposição mercurial tem sido relacionada com o consumo de peixes também em pesquisas que utilizam as unhas como biomarcadores. Um dos estudos que pode ser citado é a investigação de Krystek et al (2012) que avaliou o MeHg em recortes de unhas e os relacionou ao consumo de peixes. Nesse estudo piloto foram coletadas seis amostras de unhas de participantes com diferentes padrões alimentares. Com base nos resultados, Krystek et al (2012) afirmam que o MeHg é significativamente abundante nas unhas de participantes com consumo regular de peixes e sugere que o procedimento abordado em seu estudo pode ser utilizado para o monitoramento prolongado de MeHg.

Esse biomarcador tem sido associado aos efeitos do Hg em doenças cardiovasculares, mas ainda existe a necessidade de se correlacionar este marcador com outros (cabelo, sangue) para se estabelecer uma relação de dose-resposta a fim de se comparar estudos (HINNERS et

al., 2012). Embora o cabelo seja um excelente monitor, muitos ainda recusam-se a doar este material, e uma vez que exista uma correlação entre os níveis de Hg encontrado em amostras de unhas e cabelos, será possível no futuro utilizar somente as unhas para realizar o monitoramento de Hg, sendo estas mais acessíveis para armazenar e a análise mais simplificada.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Analisar as concentrações de mercúrio total (HgT) em universitários e pescadores da cidade de Santarém - Pará.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os níveis de HgT nas amostras de cabelos e unhas das mãos e dos pés dos participantes.
- Relacionar os níveis de HgT encontrados nas matrizes de cabelos e unhas com o consumo de peixes.
- Correlacionar os níveis de HgT encontrados nas matrizes de cabelos e unhas dos participantes da pesquisa.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ASPECTOS ÉTICOS

O projeto desse estudo foi submetido ao Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade do Estado do Pará (UEPA), Campus XII - Santarém, tendo sua aprovação pelo parecer nº 1.358.319 emitido em 09 de dezembro de 2015, conforme encontrado no anexo 1. Esta pesquisa foi desenvolvida seguindo as emendas da declaração de Helsinque, Código de Nuremberg e Resoluções Nº 196/96 e Nº 466/12 do Conselho Nacional de Saúde sobre pesquisas envolvendo seres humanos.

Os procedimentos da pesquisa (objetivos, metodologia, duração, riscos, benefícios e finalidade) foram explicados aos participantes em reuniões prévias, aqueles que aceitaram participar do estudo assinaram o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE), presente no apêndice 1, e posteriormente, foram coletadas as amostras necessárias.

Foi assegurado ao voluntário a liberdade de retirar seu consentimento de participação em qualquer fase da pesquisa sem penalização ou prejuízo, bem como a não divulgação das identidades e o uso restrito dos dados para fins da pesquisa. Os questionários aplicados serão arquivados pela pesquisadora e após 05 anos de finalizado o estudo serão incinerados e apagados de seu banco de dados.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA

Trata-se de uma pesquisa de natureza observacional, com abordagem qualitativa e quantitativa analítica. Quanto aos seus procedimentos técnicos classifica-se como um estudo bibliográfico, de campo e laboratorial. É um estudo de caráter transversal, considerando que a coleta dos dados possibilitará apenas a quantificação da exposição em um espaço de tempo pontual (BASTOS, DUQUIA, 2007; FONTELLES, 2012).

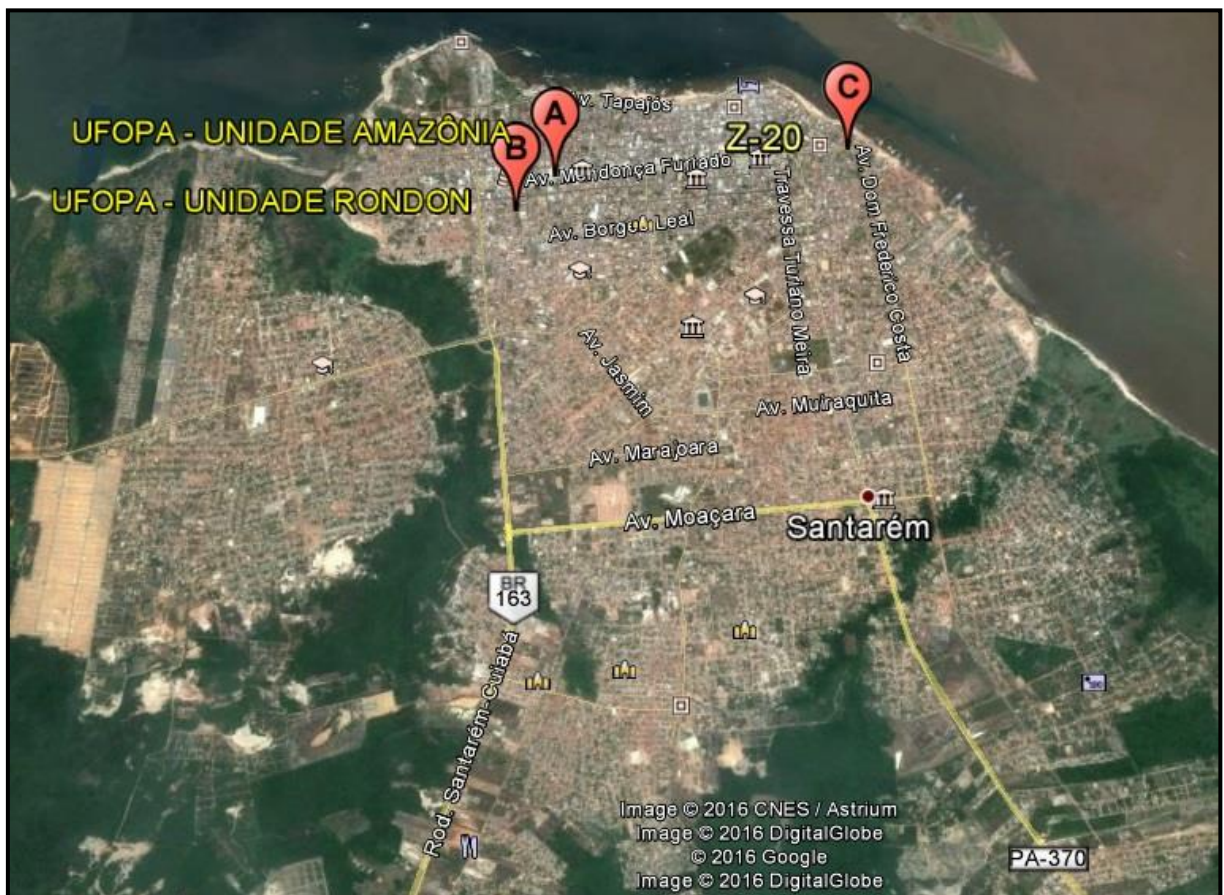
4.3 PERÍODO E LOCAL DA PESQUISA

A pesquisa foi iniciada no segundo semestre de 2015 com a construção do projeto de pesquisa para ser submetido ao CEP e concluída no decorrer do primeiro semestre de 2017. A coleta dos dados foi realizada desde o início do mês de abril de 2016 estendendo-se até outubro do mesmo ano.

O desenvolvimento do estudo ocorreu na cidade de Santarém - Pará (Figura 4), mais precisamente nas dependências da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA - Campus de Santarém), com a seleção dos participantes nas Unidades Rondon (Figura 5A), Amazônia (Figura 5B) e na Colônia de Pescadores, Z-20 (Figura 5C). As declarações de autorização para realização da pesquisa na universidade e na colônia de pescadores encontram-se anexadas, respectivamente, nos apêndices 2 e 3.

O município de Santarém situa-se a $2^{\circ} 24' 52''$ de latitude sul e $54^{\circ} 42' 36''$ de longitude oeste na região do oeste paraense, na mesorregião do Baixo Amazonas, na micro região de Santarém e localiza-se na margem direita do Rio Tapajós na sua confluência com o Rio Amazonas. Dista cerca de 807 Km, em linha reta, da capital do Estado. Tem uma população de 294.447 mil habitantes, com área geográfica de 22.886,76 km². O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do município no ano de 2010 foi 0,691 (IBGE, 2016).

Figura 4 – Mapa do município de Santarém/Pará com destaque para a localização dos pontos de coleta: A) UFOPA, Unidade Amazônia; B) UFOPA, Unidade Rondon; C) Z-20, Colônia de Pescadores



Fonte: Google Earth, 2017

A escolha do campus da UFOPA/Santarém e da Colônia de Pescadores como locais do presente estudo se deu em função das referidas instituições terem apresentado aceitação favorável a execução da pesquisa em suas dependências, por possibilitarem um melhor acesso aos discentes e pescadores contribuindo para obtenção de uma amostra a contento com o escopo do estudo, assim como pela probabilidade de encontrar participantes de classes sociais, etnias, idades e hábitos alimentares diversificados nesses locais.

Na população alvo da pesquisa foi investigado qual grupo estaria mais exposto às influências do Hg em relação a dieta alimentar baseada no consumo do peixe. Considerando a possibilidade do grupo dos pescadores estarem mais predispostos à exposição em decorrência da acessibilidade ao peixe em função de sua atividade profissional, tornando o pescado um meio de subsistência para eles, fato que os inclinaria a apresentar uma dieta frequente nesse consumo, este grupo foi classificado como uma população exposta, ao contrário do grupo de universitários que é uma população residente mais em área urbana e portanto poderia apresentar uma alimentação mais diversificada caracterizando-se como não exposta.

Figura 5 – Locais de realização do estudo: A) UFOPA, Unidade Rondon; B) UFOPA, Unidade Amazônia; C) Z-20, Colônia de Pescadores



4. 4 POPULAÇÃO E AMOSTRA

Participaram da pesquisa 121 universitários da UFOPA e 84 pescadores ativos e associados à Colônia de Pescadores - Z-20 de Santarém. Na UFOPA foram adquiridas 56 amostras na unidade Rondon e 65 na unidade Amazônia, enquanto que as amostras dos pescadores foram coletadas somente na associação (Z-20). Nenhum dos participantes relatou histórico recente de exposição ao vapor de Hg em sua atividade ocupacional.

A seleção da amostra ocorreu por conveniência, levando em consideração a obrigatoriedade dos 205 participantes (universitários e pescadores) preencherem os critérios de inclusão e não apresentarem nenhum dos critérios de exclusão, conforme descritos abaixo:

4.4.1 Critérios de Inclusão

Ser residente no município de Santarém;

Ser estudante universitário da UFOPA ou pescador ativo e associado na Colônia de Pescadores (Z-20);

Assinar o TCLE.

4.4.2 Critérios de Exclusão

Utilizar produtos químicos nos cabelos (tinturas e/ou permanentes) em até 6 meses antes da participação na pesquisa;

Ser fumante;

Ser indígena.

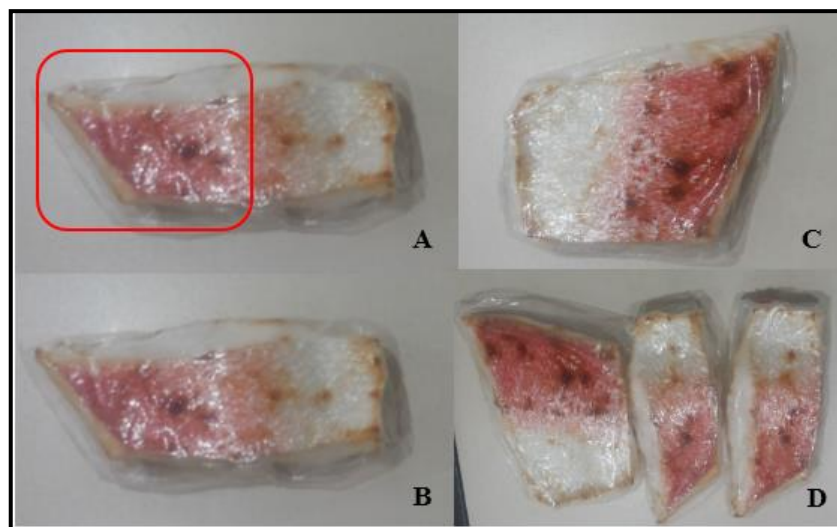
4. 5 PROCEDIMENTOS DE COLETA DOS DADOS

O procedimento de coleta dos dados foi iniciado logo após a aceitação de cada participante expressa pela assinatura do TCLE. Esse estudo aplicou um questionário para delimitação do perfil socioeconômico e de hábitos alimentares da amostra estudada, realizou-se, também, a medição dos dados antropométricos com a determinação da altura, peso e pressão arterial e, por fim foram adquiridas amostras biológicas de cabelos e unhas para análise das concentrações de HgT.

4.5.1 Aplicação do questionário e medidas antropométricas

Foi aplicado um questionário (Apêndice 4) para recolhimento de informações relevantes que nos auxiliassem a analisar quais fatores estão interferindo nos níveis de HgT encontrados nas amostras biológicas de cada participante. Os voluntários da pesquisa foram questionados a respeito de atividades ocupacionais realizadas que envolvessem exposição ao Hg como a garimpagem do ouro, se já haviam residido em região garimpeira, qual a origem da água ingerida (fonte: mineral, rio, poço), qual a frequência semanal para o consumo de peixes, quantidade de peixe consumido por refeição (Figura 6), os principais peixes consumidos na ingesta, frequência de consumo de açaí, castanha do Pará e frutas em geral, conforme exposto no apêndice 4.

Figura 6 - Peixes artesanais que demonstram a quantidade consumida por refeição: A) 25g, B) 50g, C) 100g, D) 200g



Fonte: Autora, 2017

Conforme ilustrado na figura 7, a determinação dos dados antropométricos de cada voluntário foi realizada após a entrevista. Os resultados das medidas da altura, do peso e da pressão arterial foram correlacionados com os níveis de HgT obtidos nas matrizes biológicas para investigar se havia relação entre essas variáveis.

Figura 7 - Dados antropométricos: A) Altura - B) Peso - C) Pressão Arterial



Fonte: Autora, 2017

4.5.2 Matrizes de cabelos

Amostras de, aproximadamente, 30 à 40 fios de cabelos foram retiradas a partir do escalpo da região occipital da cabeça, preferencialmente das camadas mais internas visando reduzir ao mínimo problemas estéticos e desconforto aos participantes. Nos voluntários de cabelos longos o tufo de cabelo foi unido com o auxílio de fitas e etiquetas adesivas, posteriormente, as etiquetas eram sinalizadas com uma seta indicando a raiz do cabelo (Figuras 8 e 9). Quanto aos participantes de cabelos curtos apenas as pontas dos cabelos foram cortadas e diretamente acondicionadas em envelopes específicos no momento do corte (Figuras 10 e 11). Com auxílio de uma tesoura cirúrgica romba curva todo o comprimento do cabelo era retirado e o material acondicionado em envelopes de papel devidamente identificados pelo número do TCLE e conservados em temperatura ambiente até o processo de lavagem e análise.

Figura 8 - Coleta de cabelos longos

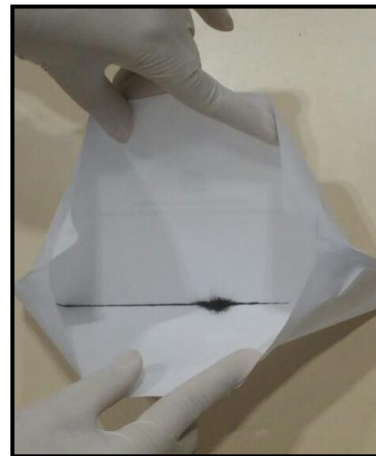
Fonte: Autora, 2017

Figura 9 - Amostra de cabelo longo

Fonte: Autora, 2017

Figura 10 - Coleta de cabelos curtos

Fonte: Autora, 2017

Figura 11 - Amostra de cabelo curto

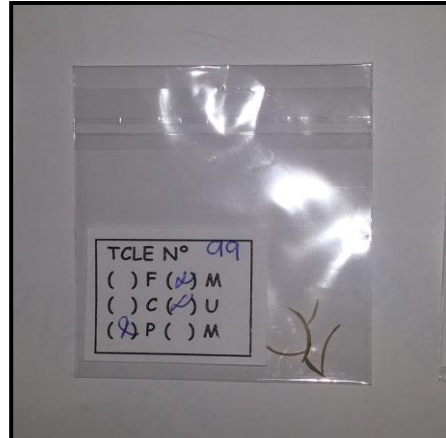
Fonte: Autora, 2017

4.5.3 Matrizes de unhas

A porção excedente das unhas das mãos ou pés foi coletada com auxílio de uma tesoura específica (cirúrgica romba curva) e o material acondicionado em envelopes plásticos, devidamente identificados pelo número do TCLE e conservados em temperatura ambiente até a lavagem e análise (Figuras 12 e 13).

Figura 12 - Coleta de unhas

Fonte: Autora, 2017

Figura 13 – Armazenamento das amostras

Fonte: Autora, 2017

4. 6 ANÁLISE DE Hg TOTAL

As análises das concentrações de HgT das amostras foram realizadas no Laboratório de Bioprospecção e Biologia Experimental (LaBBEx) da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), Campus de Santarém, Unidade Rondon.

4.6.1 Preparação das amostras

As amostras de cabelos foram lavadas com 1 ml de detergente neutro diluído 100 vezes em água, com água grau reagente e por fim, com uma pequena quantidade de acetona para remoção da água residual (MANUAL DE ANÁLISES DE MERCÚRIO, 2004). Foram analisados, exclusivamente, os 3 primeiros centímetros de cabelos originados a partir do escalpo, sendo o processo de lavagem realizado somente neste perímetro (SAKAMOTO et al., 2015).

Com o método de lavagem concluído, os cabelos foram fracionados em pequenos pedaços com auxílio de um becker e uma tesoura cirúrgica e em seguida acondicionados em tubos eppendorf, identificados pelo número do TCLE, e levados a estufa (Modelo Nova Ética) em uma temperatura de 70°C por 72 horas para secagem. Na figura 14 encontra-se ilustrado o procedimento completo de lavagem das amostras de cabelos.

Figura 14 - Procedimento de lavagem dos cabelos: A) Seleção dos 3 primeiros cm, B) Lavagem com detergente neutro, C) Lavagem com água grau reagente, D) Lavagem com acetona, E) Fracionamento do cabelo, F) Acondicionamento em tubos eppendorf



Fonte: Autora, 2017

O mesmo procedimento de lavagem realizado nas amostras de cabelos também foi utilizado para limpeza das unhas, com a ressalva de que as amostras contendo esmaltes foram embebecidas em solução de acetona para remoção da tinta. Em temperatura ambiente as unhas secaram e foram introduzidas nos tubos eppendorf (Figura 15) para armazenamento até serem analisadas pelo aparelho.

As tesouras usadas para o corte dos cabelos e unhas eram desinfetadas com álcool 70 (Figura 16) entre as coletas e os materiais laboratoriais utilizados nas preparações das amostras como tesouras, becker, placas e tubos eram também desinfetados e limpos entre as lavagens de cada biomarcador a fim de evitar contaminações e comprometer os resultados da pesquisa.

O protocolo adotado pela pesquisa encontra-se descrito no Manual de Análises de Mercúrio confeccionado pelo Instituto Nacional de Doença de Minamata (NIMD), da cidade de Minamata no Japão.

Figura 15 - Amostras de unhas

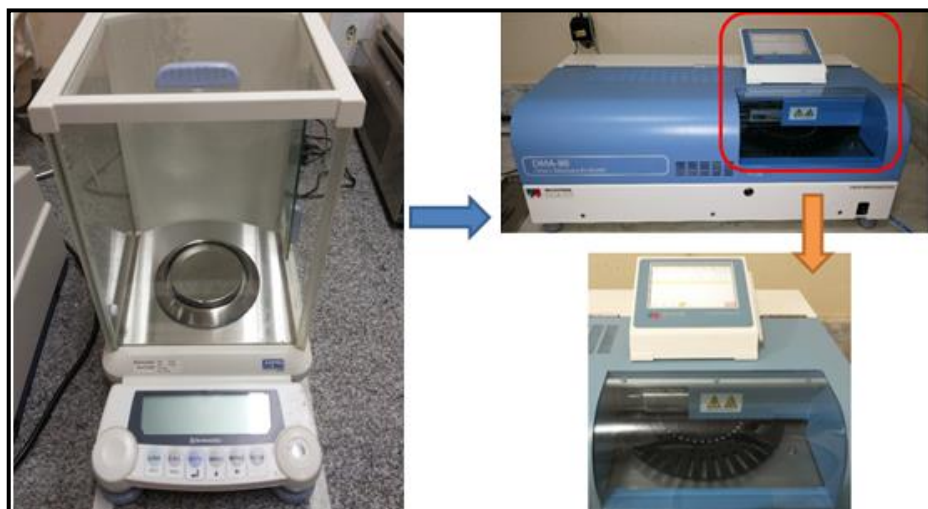
Fonte: Autora, 2017

Figura 16 - Material utilizado

Fonte: Autora, 2017

4.6.2 Método de Análise do Hg

Antes de serem inseridas no aparelho as amostras (cabelos e unhas) eram retiradas dos tubos e pesadas na balança analítica (Modelo Sartorius - Marca BP61) em alíquotas de 50 à 100 mg de cabelos ou unhas (figura 17). O peso seco de cada parcela de cabelo e unha foi registrada no aparelho e o mesmo foi programado para os resultados serem expressos em mg/kg. As análises foram realizadas em duplicatas e quando necessário em triplicatas para maior fidelidade nos resultados da pesquisa.

Figura 17 - Pesagem das amostras e inserção no aparelho DMA - 80

Fonte: Autora, 2017

O aparelho utilizado para análise das amostras foi o Analisador Direto de Mercúrio (Direct Mercury Analyser) DMA 80 (Milestone, Italy - limite de detecção: 0,0015 ng de Hg).

O DMA 80 é um analisador de espectrofotometria de absorção atômica que utiliza os princípios de decomposição térmica, amalgamação e absorção atômica (MANUAL DO APARELHO DMA-80), conforme esquematizado na figura 18.

O DMA 80 utiliza-se do princípio de decomposição térmica, onde o material inserido em suas cubetas de quartizo são aquecidos a 650°C sendo as amostras biológicas destruídas por combustão, portanto, não é necessário a preparação das amostras com digestões ácidas ou lavagem com reagentes específicos (MANUAL DO APARELHO DMA-80, 2009).

Com o aquecimento ocorre o desprendimento do Hg que em forma de vapor é transportado pela pressão do gás oxigênio e adere-se ao amalgamador (“fio de ouro”). Após o aquecimento do amalgamador o Hg é posicionado ao longo do percurso óptico do espectrofotômetro, onde é quantitativamente medido por absorção atômica em 253,65 nm, sendo nessa fase final, delimitado o nível de HgT encontrado na amostra (MANUAL DO APARELHO DMA-80, 2009). Considerando que as amostras biológicas foram destruídas por combustão a 600°C durante a análise no equipamento DMA 80, nenhuma amostra será utilizada para outro fim, senão a determinação das concentrações de HgT.

Figura 18 - Esquematização das fases de operação do aparelho DMA-80

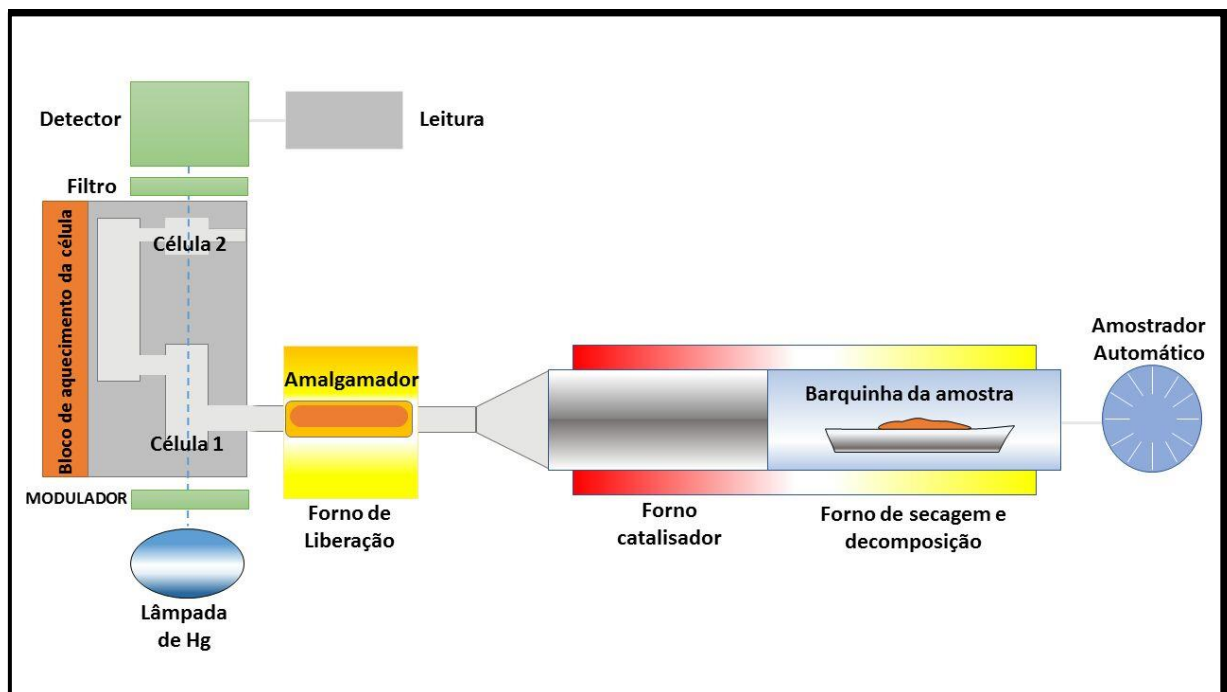
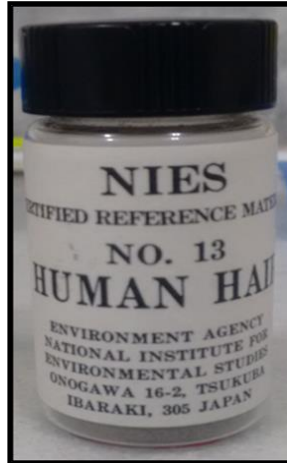


Ilustração: Denis Silva de Miranda

A precisão da análise de Hg nos cabelos foi assegurada pelo padrão de referência certificado: NIES 13 - para cabelo, valor de referência 4,22 - 4,62 ng/mg, valor obtido $4,47 \pm 0,2$.

Material de Referência: NIES – Certified Reference Material (CRM) nº13 - Cabelos Humanos. Instituto Nacional de Meio Ambiente, Agência Ambiental do Japão. Onogawa 16 - 2, Tsukuba Ibaraki, 305 - Japan (Figura 19).

Figura 19 – Material de Referência: NIES



Fonte: Autora, 2017

4. 7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

As variáveis foram tratadas por meio da estatística descritiva, sendo estabelecidas suas médias aritméticas, medidas de dispersão (desvio padrão, valores mínimo e máximo), frequência absoluta, frequência relativa e percentual, para tanto, utilizou-se o programa Excel, componente do Microsoft Office® (versão 2013). Por meio do programa *BioEstat*® 5.3 foi aplicado o teste D'Agostino-Pearson para verificar a normalidade dos dados. A correlação foi realizada por meio do teste de *Sperman* e o teste T de comparação Kolmogorov Smirnov para analisar as variáveis, com Intervalo de Confiança de 95% (IC 95%) e significância estatística de $p \leq 0,05$.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 PERFIL SOCIOECONÔMICO

A tabela 2 mostra os resultados obtidos por meio da aplicação dos questionários. Informações referentes ao estado civil, raça, nível de escolaridade, trabalho e residência na região garimpeira foram investigadas na população estudada pela presente pesquisa. Quanto à idade e ao gênero, os universitários apresentaram média de idade de $24,6 \pm 6,6$ (16-51) anos, com 81 voluntários do gênero feminino e 40 do masculino e no grupo de pescadores, 27 eram do gênero feminino e 57 do masculino, com média de idade de $45,35 \pm 9,53$ (23-66) anos.

Tabela 2 - Perfil socioeconômico dos universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).

Variável	Universitários		Pescadores	
	n	%	n	%
Estado Civil				
Solteiro	96	79,3	17	20,2
Casado	20	16,5	49	58,3
Divorciado	3	2,5	2	2,4
União Estável	1	0,8	16	19
Viúvo	1	0,8	-	-
Raça				
Branco	26	21,5	5	6
Negro	3	2,5	6	7,1
Pardo	91	75,2	73	86,9
Asiático	1	0,8	-	-
Escolaridade				
Nunca foi à escola	-	-	1	1,2
Ensino fundamental incompleto	-	-	50	59,5
Ensino fundamental completo	-	-	9	10,7
Ensino médio incompleto	-	-	7	8,3
Ensino médio completo	12	9,9	14	16,7
Ensino superior incompleto	76	62,8	2	2,4
Ensino superior completo	28	23,1	-	-
Outro	5	4,1	1	1,2
Trabalha/Trabalhou no garimpo?				
Não	121	100	77	91,7
Sim	-	-	7	8,3
Residiu em região de garimpo?				
Não	118	97,5	78	92,9
Sim	3	2,5	6	7,1

Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

A população dos universitários apresentou 79,3% de sua amostra como solteiros, 75,2% de etnia parda, 62,8% com nível superior incompleto, todos os participantes afirmaram nunca terem trabalhado em região garimpeira e 97,5% afirmaram não terem residido no garimpo. Dentre os 2,5% dos universitários que afirmaram ter residido em região de garimpo, um referiu há anos, outro referiu 18 anos e um referiu 20 anos.

Os pescadores afirmaram que 58,3% são casados, 86,9% caracterizaram-se pela etnia parda, 59,5% não concluíram o ensino fundamental, 91,7% não trabalharam em região de garimpo e 92,9% não residiram em área de atividade garimpeira. Os 8,3% pescadores que declararam trabalhar em região de garimpo afirmaram terem trabalhado por 8 meses, 1 ano, 6 anos, 10 anos, 20 anos, 27 anos e um não referiu o tempo exato. Quanto ao período de residência no garimpo, os 7,1% afirmaram terem residido por 3 meses, 8 meses, 1 ano, 10 anos, 20 anos e 27 anos cada um.

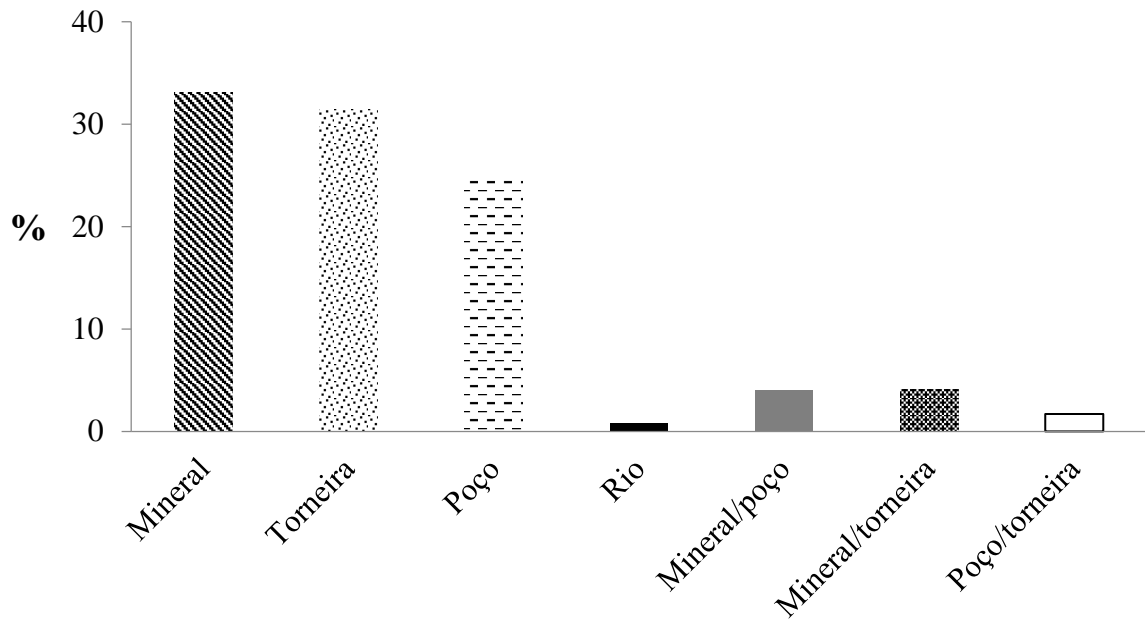
5. 2 PERFIL ALIMENTAR

Na entrevista realizada para aplicação do questionário, foi investigado a respeito dos hábitos alimentares dos voluntários a fim de traçar um perfil alimentar de cada amostra, verificando a frequência do consumo de peixes e de outros alimentos, como açaí, castanha do Pará e frutas, se estes podem estar interferindo nas concentrações de HgT obtidas e para caracterizar uma melhor análise das populações participantes.

Segundo o questionário aplicado, esse estudo investigou a respeito da origem da água consumida pelo participante, a frequência semanal de consumo de peixes, a quantidade média consumida a cada refeição, os principais peixes ingeridos tanto no período do defeso como fora deste, a frequência de consumo de outros alimentos como o açaí, a castanha do Pará e frutas em geral.

As figuras 20 e 21 mostram os resultados em relação as origens da água ingerida pelas amostras.

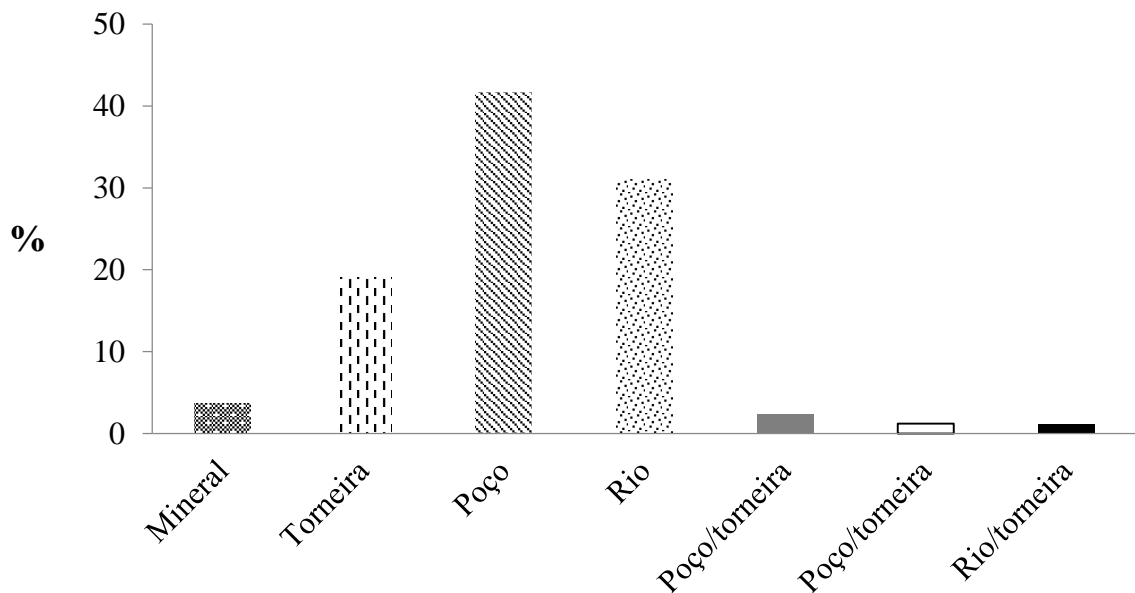
Figura 20: Origem da água consumida entre os universitários da UFOPA (n=121).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

A maior parcela dos universitários (33,1%) afirmou consumir água de origem mineral, enquanto que os pescadores (41,7%) relataram que a água de poço é a mais ingerida.

Figura 21 - Origem da água consumida entre os pescadores da Z-20 (n=84).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Na figura 21, 31% dos pescadores afirmaram consumir águas originadas de rio, o que nos remete a probabilidade deste ser um fator de exposição ao Hg, uma vez que em Santarém

a qualidade das águas do Rio Tapajós estão ameaçadas por fatores como, o desmatamento, o aumento populacional que leva a construção de habitações sem saneamento básico, esgotos lançados indiscriminadamente no rio sem nenhum tratamento específico, o recebimento de embarcações locais e internacionais, uma vez que o lixo das embarcações é despejado diretamente no Rio Tapajós (COELHO-SOUZA et al., 2007; MIRANDA et al., 2009). No estudo de Miranda et al. (2009), os níveis de Hg encontrados nas águas do Rio Tapajós apresentaram-se baixos, no entanto, a poluição das águas pelo Hg está associada a possibilidade de metilação no ambiente aquático e a incorporação do metal pela biota (Lacerda e Malm, 2008).

A Tabela 3 compara a frequência do consumo de peixe e a quantidade consumida por refeição (em gramas) entre universitários e pescadores.

Tabela 3 - Frequência do consumo de peixe e a quantidade consumida por refeição entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).

Variável	Universitários		Pescadores	
	n	%	n	%
Consumo de peixe				
Nunca	3	2,5	-	-
Raramente	60	49,6	-	-
1 a 2 vezes	45	37,2	2	2,4
3 a 4 vezes	13	10,7	31	36,9
5 a 6 vezes	-	-	12	14,3
Diariamente	-	-	39	46,4
Quantidade/refeição (gramas)				
	n=118*			
50	8	6,3	5	6
100	48	37,5	29	34,5
150	-	-	4	4,8
200	35	27,3	24	28,6
> 200	27	21,1	22	26,2

Legenda: * total dos que consomem.

Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

No grupo de pescadores houve maior frequência no consumo de peixes, com 46,4% que afirmaram ingerir diariamente o alimento, enquanto que 49,6% dos universitários garantiram consumir, apenas, raramente. Na amostra de universitários, três participantes responderam que não consomem peixes em sua dieta cotidiana e nenhum participante desse grupo aferiu consumir diariamente. Em relação a quantidade consumida, a maioria dos universitários (37,5%) e pescadores (34,5%) afirmaram ingerir até 100g de peixe por refeição o que corresponde a uma ingestão de 0,05 mg/kg de HgT, mas para uma refeição de 200g essa ingestão resultaria em 0,1 mg/kg de HgT, se for considerado que essa ingestão seja diária, como

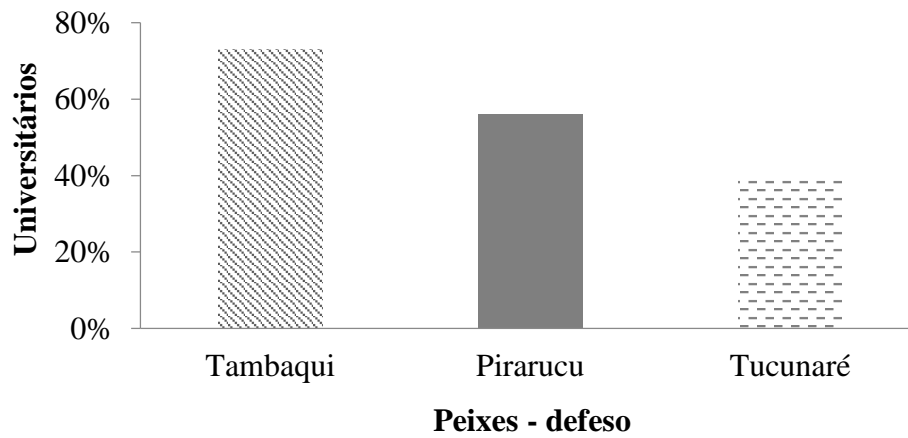
afirmaram alguns pescadores, em uma dieta de 100g de peixes consumida diariamente ocasionaria uma exposição de 0,35 mg/kg de HgT e se a mesma frequência for considerada para 200g corresponderia a 0,7 mg/kg de HgT, nível acima do limite estabelecido pela legislação vigente (0,5 mg/kg).

Populações distintas tem sido estudadas e os resultados de diferentes pesquisas comprovam que a exposição ao Hg está intimamente relacionada com o consumo regular de peixes na dieta (RODRIGUES et al., 2007; YORIFUJI et al., 2009; MARUYAMA et al., 2012; KHOURY et al., 2013; FILHO et al. 2016; PARAJULI et al., 2016). No entanto, ainda que os níveis de HgT estejam normalizados em populações consumidoras de peixes, abaixo do preconizado pela OMS, a exposição é existente e influenciada pela frequência de consumo assim como pela quantidade ingerida por refeição. Os estudos de Rodrigues et al. (2007), Yorifuji et al. (2009) e Maruyama et al. (2012) comprovaram que populações consumidoras de peixes com níveis de Hg abaixo do padrão preconizado apresentaram alterações neurológicas diversas, logo, é relevante considerar que se uma população ingere somente peixes que apresentem níveis de Hg dentro do limite de normalidade estabelecido, mas o realizam diariamente ou com frequência recorrente e em grandes quantidades, sofreram uma exposição maior em função do hábito alimentar.

Esta pesquisa tem sido desenvolvida nesse âmbito, não apenas para avaliar se existe a relação entre os níveis de exposição ao Hg com o consumo de peixes, uma vez que essa relação já foi comprovada, mas para compreender e analisar a recorrência no consumo desses participantes como fator de risco para acumulação do metal no organismo.

Segundo Silva et al. (2006) e Passos e Mergler (2008), os peixes são matrizes biológicas utilizadas para estimar o nível de poluição dos ecossistemas e indicar a qualidade do ambiente aquático. Considerando que na Amazônia o pescado é a principal rota de exposição as populações que consomem desse alimento, investigou-se, também, a respeito dos peixes consumidos pela população da presente pesquisa. Na entrevista, os participantes deveriam responder quais os peixes mais consumidos por eles no período referente ao defeso, sendo possível escolher até três opções de peixes distintos. Os resultados para esses dados estão apresentados nas figuras 22 e 23.

Figura 22 - Frequência relativa dos peixes mais consumidos no período do defeso pelos universitários da UFOPA (n=121).

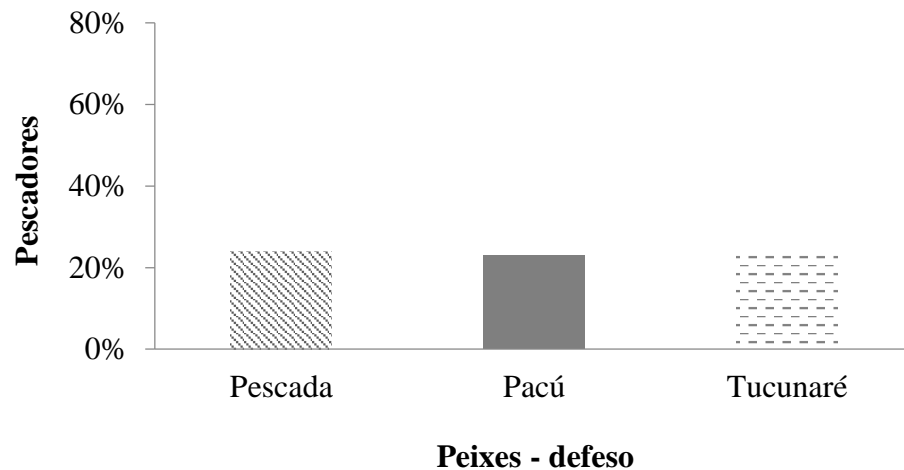


Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

* **Múltipla escolha.**

O peixe mais consumido pelos universitários, no período do defeso, foi o Tambaqui (*Colossoma macropomum*) enquanto que no grupo de pescadores houve um maior consumo da Pescada Branca (*Plagioscion squamosissimus*).

Figura 23 - Frequência Relativa dos peixes mais consumidos no período do defeso pelos pescadores da Z-20 (n=84).

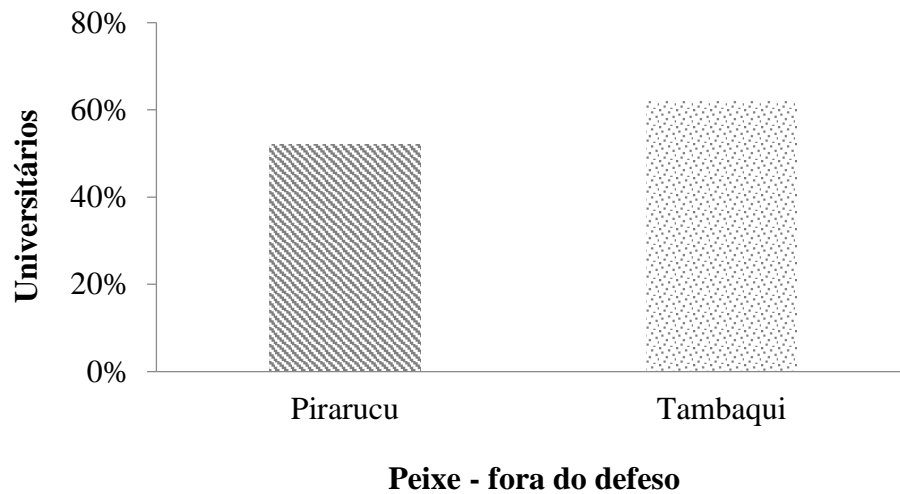


Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

* **Múltipla escolha.**

Abaixo estão expressos os resultados dos peixes mais consumidos no período fora do defeso, de acordo com as figuras 24 e 25.

Figura 24 - Frequência Relativa dos peixes mais consumidos no período fora do defeso pelos universitários da UFOPA (n=121)

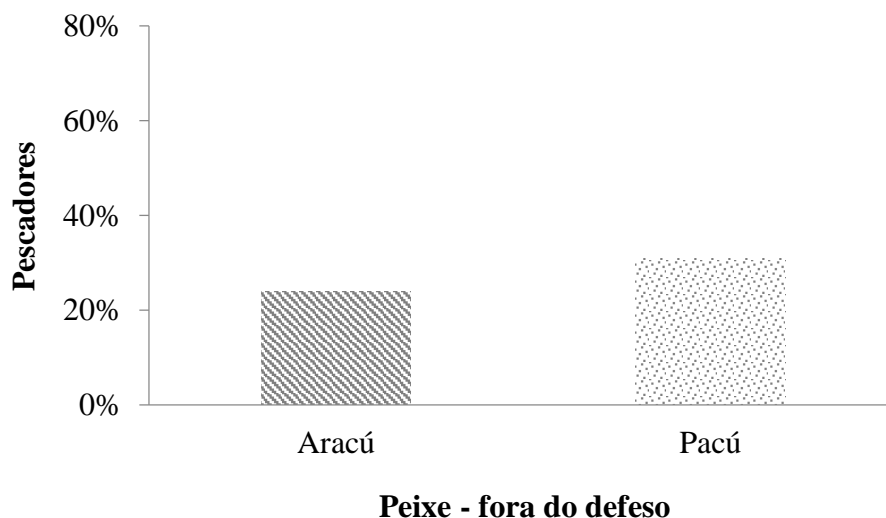


Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

* **Múltipla escolha.**

O Tambaqui (*Colossoma macropomum*) foi o peixe mais consumido pelos universitários, no período fora do defeso, enquanto que o consumo do Pacú (*Mylossoma spp.*) foi superior no grupo de pescadores.

Figura 25 - Frequência Relativa dos peixes mais consumidos no período fora do defeso pelos pescadores da Z-20 (n=84).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

* **Múltipla escolha.**

Dentre os peixes mais consumidos pelos participantes estão o Tambaqui, a Pescada e o Pacú, que de acordo com Lima et al. (2000) essas espécies estão entre as mais presentes na dieta

da população santarena. A maior fonte de exposição ao Hg concentra-se principalmente nos peixes de hábitos piscívoro, como a Pescada, que em virtude dos processos de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar, acumulam maiores concentrações de Hg em seu músculo que as espécies não predadoras (BASTOS et al., 2015).

O Tambaqui (*Colossoma macropomum*) é a segunda maior espécie em escala na Amazônia, é uma espécie de peixe tropical (FAZZI-GOMES et al., 2017) de grande importância na alimentação da população da Região Norte e um peixe de ampla distribuição nos rios da região, o que torna abundante sua comercialização na região amazônica (SANTOS et al., 2007). É uma espécie de grande porte e pode alcançar até 90 cm de comprimento e 30 kg de peso (ISAAC e RUFFINO, 2000). Possui hábito onívoro, consumindo principalmente frutos, sementes e zooplâncton (MERONA e RANKIN-DE-MERONA, 2004).

A Pescada Branca (*Plagioscion spp.*) é uma espécie de grande porte que alcança até 25 kg e 80 cm de comprimento total. Sua alimentação varia de acordo com o local onde se encontra, os adultos geralmente são piscívoros enquanto que os mais jovens alimentam-se de crustáceos e insetos aquáticos (CLARO-JR et al., 2004; SANTOS et al., 2004).

O Pacu (*Mylossoma spp.*) é uma espécie de pequeno porte com cerca de 20 cm de comprimento total. É herbívoro, alimentando-se de folhas, raízes, frutos e invertebrados aquáticos (MERONA e RANKIN-DE-MERONA, 2004).

Bourdineaud et al. (2015) ao pesquisarem as concentrações médias de HgT na carne dos peixes, observaram que a Pescada Branca apresentou $1,44 \pm 0,11$ µg/g e o Pacú $0,48 \pm 0,09$ µg/g, ambos de peso seco. Os resultados obtidos para o HgT na carne da Pescada encontrou-se superior a norma da legislação vigente que preconiza o limite aceitável de Hg em peixe de 0.5 mg/kg (WHO,1990), para consumo seguro. Quanto ao Pacú, o nível de HgT não encontrava-se acima do limite estabelecido, mas muito próximo ao nível recomendado, apesar de ser um peixe de hábito herbívoro.

No estudo de Lima et al. (2000), realizado na cidade de Santarém, foram analisados os músculos do Tucunaré e Pescada Branca. Obteve-se os níveis médios de HgT para a Pescada de 0,21 mg/kg com valores entre 0,11 mg/kg a 0,32 mg/kg e para o Tucunaré de 0,31 mg/kg variando de 0,11 mg/kg a 0,88 mg/kg. De acordo com os autores, essas espécies de peixes apresentaram níveis baixos de HgT tendo em vista que a cidade de Santarém está localizada distante das áreas de mineração, não influenciando diretamente na bioacumulação de Hg para essas espécies (RODRÍGUEZ MARTÍN-DOIMEADIOS et al., 2014), contudo, na pesquisa de Auzier (2017), também realizada na cidade de Santarém, a Pescada de porte grande apresentou

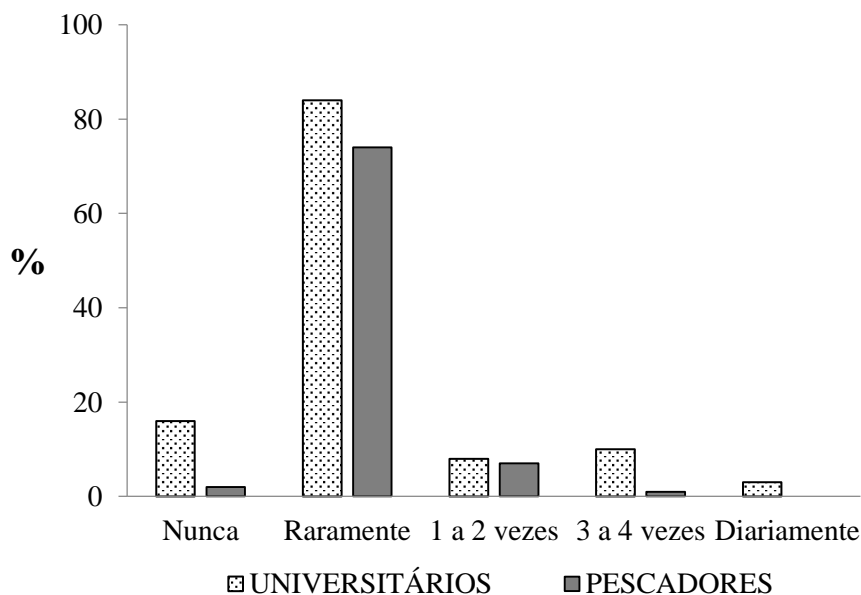
média de HgT de 0,75 mg/kg com nível superior ao limite de vigência, e o Tucunaré de porte grande apresentou média de 0,43 mg/kg, um valor bem próximo ao padrão de referência.

Morgano et al. (2005) avaliaram os teores de Hg em diferentes espécies de peixes de águas doces, dentre eles o Pacu e o Tambaqui. Os níveis de HgT mantiveram-se em conformidade com a norma vigente para peixes, sendo a variação das concentrações encontradas no Pacu de 0,0003 – 0,078 mg/kg e no Tambaqui de 0,0003 – 0,012 mg/kg .

De acordo com Malm et al. (2010), a disponibilidade e os tipos de peixes são influenciados pelo nível das águas na região do Rio Tapajós. Em épocas de seca os peixes mais consumidos são o Tucunaré, o Pacú e a Caratinga, com 28%, 20% e 18%, respectivamente e em épocas de cheia os peixes mais consumidos são o Aracu e a Pescada Branca, com 38% e 36%, respectivamente.

Paralelo ao consumo de peixes foi investigado se na dieta dos participantes eram inclusos outros alimentos capazes de inibir ou agir na eliminação do Hg do organismo. É importante salientar que o Hg pode estabelecer interações com substâncias químicas que antagonizam sua toxicidade ou inibem seu efeito como é o caso do selênio e dos antioxidantes (quelantes), alimentos como o açaí (*Euterpe oleracea*), a castanha do Pará (*Bertholletia excelsa*) e frutas em geral vem assumindo esse papel. Os resultados referentes à frequência de consumo desses alimentos estão apresentados nas figuras 26, 27 e 28, comparando-se os grupos estudados.

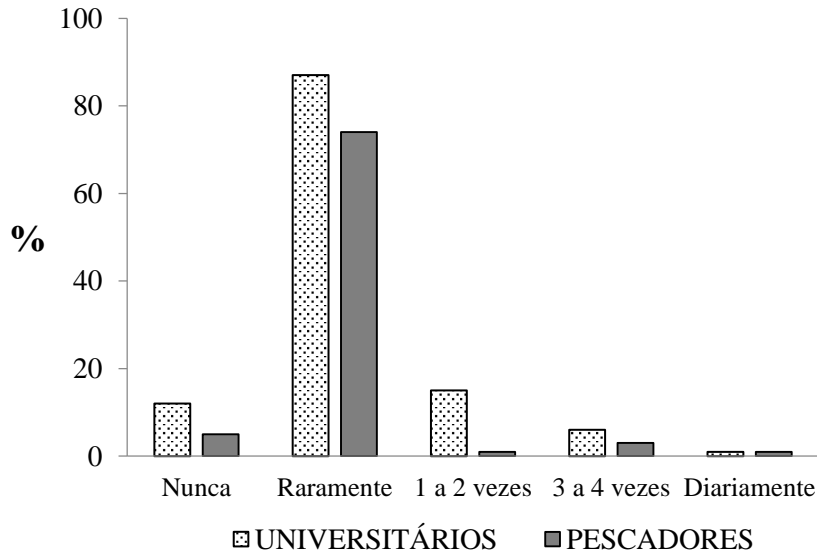
Figura 26 - Frequência do consumo de açaí entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

A maioria dos participantes afirmaram que o consumo de açaí ocorre esporadicamente entre eles, em ambos os grupos.

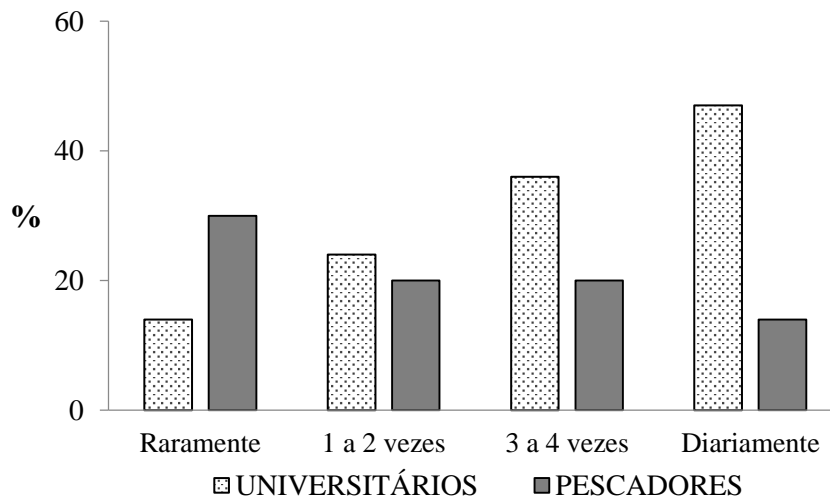
Figura 27 - Frequência do consumo de castanha-do-pará entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

A frequência de consumo quanto a castanha do Pará não foi diferente do açaí, a maioria dos indivíduos afirmam consumi-la com baixa frequência, já o consumo de frutas apresentou-se oposto entre os grupos, a maioria dos universitários afirmou que consome cotidianamente, enquanto que a maioria dos pescadores tem o hábito de ingerir frutas esporadicamente.

Figura 28 - Frequência do consumo de frutas entre os universitários da UFOPA (n=121) e pescadores da Z-20 (n=84).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

A castanha do Pará é considerado o alimento mais rico em concentrações de selênio, variando de 8 a 126 µg/g (JAYASINGHE E CARUSO, 2011;). Outras pesquisas desenvolvidas por Cominetti (2010) e Pires (2012) avaliaram as concentrações de selênio em castanhas oriundas da região norte em 58 e 115 µg/g, respectivamente.

O selênio é uma substância essencial para a saúde humana e desempenha um papel de proteção ao organismo contra os efeitos do Hg (PARK e SEO, 2017). A toxicidade do metal é alterada quando o selênio modifica a distribuição do Hg entre os órgãos, aumentando as quantidades de Hg no fígado, baço e pâncreas e diminuindo sua concentração nos rins, assim como quando o selênio se liga por meio dos grupos selenol ao Hg e induz a eliminação das espécies reativas de oxigênio, reduzindo o estresse oxidativo induzido pelo MeHg (CHEN et al. 2006; LI et al. 2012b; SAKAMOTO et al., 2013). Na região de Yeungnam na Coreia do Sul, foi realizado um estudo com 232 homens e 269 mulheres para avaliar as concentrações de Hg e selênio em unhas dos pés coletadas. Por meio deste estudo confirmou-se os efeitos benéficos do selênio contra as ações nocivas do Hg em populações com consumo relativamente elevado de peixes (PARK e SEO, 2017).

Os antioxidantes são substâncias que podem apresentar caráter nutritivo ou não e que retardam ou impedem a oxidação de radicais livres, por meio da doação de elétrons ou hidrogênios, ou possuem a capacidade de quelação de metais pesados (DUARTE-ALMEIDA et al., 2006; COSTA e ROSA, 2010; LIACUNA e MACH, 2012). *Euterpe oleracea*, mais conhecida como açaí, reúne componentes químicos com propriedades antioxidantes, anti-inflamatórias, antiproliferativas e cardioprotetoras (SOUZA et al., 2010; HOGAN et al., 2010; HEINRICH, DHANJI, CASSELMAN, 2011). O efeito antioxidante do açaí foi comprovado por um estudo onde os participantes realizavam o consumo agudo do suco do açaí. Observou-se nesse período que a atividade antioxidante aumentou significativamente no plasma (MERTENS-TALCOTT et al., 2008).

Além do efeito antioxidante das frutas que formam complexos com metais reativos reduzindo a absorção do Hg, outra explicação para seus efeitos na redução do Hg concentra-se no teor de fibras alimentares apresentadas pelas frutas que contribuem para excreção do MeHg e interferem na absorção no trato gastrointestinal pelo processo de demetilação do MeHg realizado pela flora intestinal (CLARKSON, 2002; ROBERFROID, 2005, PASSOS et al., 2007). Na pesquisa de Passos et al. (2007), realizada em 13 comunidades ribeirinhas na região do Rio Tapajós, foi investigado o efeito do consumo de frutas na exposição ao Hg e sua relação com o consumo de peixes. Um inquérito dietético foi realizado com os participantes da pesquisa e obteve-se como resultados que participantes que consomem frutas com menor frequência

aumentava-se 9,8 µg/L de Hg no sangue a cada refeição de peixe, entretanto participantes com consumo elevado de frutas na dieta apresentaram um aumento de 3,3 µg/L de Hg no sangue a cada refeição. Portanto, este estudo indica que o consumo de frutas pode proteger o organismo humano contra o efeito de bioacumulação do Hg, mesmo em populações expostas através da ingestão dietética de peixe.

5. 3 ANÁLISE DOS BIOMARCADORES

Os biomarcadores são instrumentos úteis para a avaliação e monitoramento da exposição humana ao Hg. Por meio da análise de diferentes tecidos corporais (cabelos, unhas, sangue, urina, saliva) é possível estimar as concentrações de Hg em indivíduos de populações distintas (WHO-UNEP, 2008). Na presente pesquisa, avaliou-se os níveis de Hg nos cabelos e unhas dos participantes, assim como a exposição sofrida a esse metal.

As concentrações de HgT encontradas nos cabelos e unhas dos participantes da pesquisa estão resumidas na Tabela 3. Conforme exposto na tabela foram coletadas unhas das mãos e dos pés somente no grupo de universitários, enquanto que no de pescadores apenas unhas das mãos foram obtidas. No momento da coleta, apenas 76 dos 84 pescadores possuíam a porção excedente das unhas, portanto, de 8 pescadores foram coletados somente os cabelos.

Tabela 4 - Valores da média, desvio padrão, mínimo e máximo das concentrações de HgT (mg/kg) nos cabelos e unhas dos universitários da UFOPA e pescadores da Z-20.

Biomarcadores	Universitários	Pescadores
Cabelos	(n=121)	(n=84)
Escalpo - 3cm	1,01 ± 0,88 (0,01 - 3,9)	6,58 ± 4,63 (0,9 - 19,1)
Unhas	Mãos (n=100) Pés (n=21)	Mãos (n=76)
Unhas das mãos	0,44 ± 0,4 (0,03 - 2,7)	2,38 ± 1,54 (0,4 - 6,1)
Unhas dos pés	0,32 ± 0,2 (0,05 - 0,8)	-
Média Geral	0,42 ± 0,38 (0,03 - 2,7)	2,38 ± 1,54 (0,4 - 6,1)

Legenda: n = amostra.

Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Os valores médios das concentrações de HgT apresentadas pelos grupos de universitários e pescadores para os cabelos analisados, encontraram-se em conformidade com

as diretrizes estabelecidas pela OMS para níveis normais de HgT nos cabelos de populações adultas (Tabela 4).

Estudos conduzidos por diferentes autores, conforme exposto abaixo, investigaram os níveis de HgT nos cabelos de populações distintas e encontraram valores médios de HgT tanto em conformidade com os limites toleráveis permissíveis como em desacordo com o padrão ambiental vigente.

Em estudo realizado por Hong et al. (2016), que mensuraram as concentrações de Hg em matrizes de cabelos de 398 mulheres que residiam na zona rural do interior da China, expostas ao Hg pela via dietética (consumo de arroz e peixes) revelaram valores médios de HgT nos cabelos de $0,40 \mu\text{g/g}$ ($0,08 - 1,7 \mu\text{g/g}$), concentrando-se esse valor médio dentro do limite de referência estabelecido pela OMS, corroborando com os dados obtidos na presente pesquisa.

Dong et al. (2015) entrevistaram moradores da zona rural de Oklahoma, nos EUA. Dos 151 participantes da pesquisa, a amostra era composta, principalmente de pescadores e suas famílias. O valor médio de HgT para os cabelos foi de $0,27 \mu\text{g/g}$ ($0,0044 - 3,1 \mu\text{g/g}$), estando a amostra estudada de acordo com o padrão estabelecido.

Khoury et al. (2013) investigaram comparativamente três populações ribeirinhas de diferentes comunidades (Barreiras, São Luiz do Tapajós e Furo do Maracujá) situadas no Estado do Pará. O consumo do pescado local é a principal fonte de proteína na dieta dos participantes. As concentrações médias de HgT obtidas nos cabelos foram de $8,66 \pm 9,24 \mu\text{g/g}$ em Barreiras, de $9,19 \pm 6,4 \mu\text{g/g}$ em São Luiz do Tapajós e de $0,73 \pm 0,59 \mu\text{g/g}$ no Furo do Maracujá. As comunidades de Barreiras e São Luiz do Tapajós são localidades inseridas em região de atividade garimpeira o que justifica o fato de terem apresentado níveis elevados de HgT nos cabelos, contrapondo aos resultados da presente pesquisa onde os participantes residentes na cidade de Santarém não sofrem influência direta da mineração em função da localização geográfica da cidade ao longo do Rio Tapajós.

Ao comparar os níveis médios de HgT entre as matrizes coletadas nesta pesquisa, pôde-se observar que o grupo de pescadores apresentou concentrações mais elevadas, tanto na eliminação do Hg pela via dos cabelos quanto pelas unhas. Esse fato nos remete a mesma compreensão obtida por Belger e Forsberg (2006), Yaginuma-Sakurai et al. (2012) e Dong et al. (2015), que afirmam em seus estudos que a frequência no consumo de peixes está relacionada a exposição ao Hg pela dieta. É relevante frisar que uma parcela considerável de pescadores afirmou consumir raramente outros alimentos de ação oxidantes em sua dieta, como o açaí (88,1%), a castanha do Pará (88%) e as frutas (35,7%), e 31% afirmaram que a origem da água ingerida é de rio, sendo que esses fatores alimentares também podem influenciar nas

concentrações de Hg encontradas. No grupo de universitários, as concentrações médias de HgT mantiveram-se reduzidas nas duas matrizes, podendo ser justificado pelo esporádico consumo de peixes (49,6%) entre a maioria dos universitários e uma maior frequência (38,8%) quanto ao consumo diário de frutas com potencial antioxidante.

O cabelo é um dos biomarcadores mais utilizados em diferentes estudos (AKAGI et al., 1995; DAKEISHI et al., 2005; OHNO et al., 2007; FARIAS et al., 2008; MALM et al.; 2010; TIAN et al.; 2011; KHOURY et al.; 2013; RIAZ et al.; 2016), pois favorece uma abordagem não invasiva e acessível para estimar-se os níveis de exposição ao Hg em diferentes períodos (WHO – UNEP, 2008). Por meio da análise dos cabelos é possível realizar um acompanhamento sequencial de médio a longo prazo, identificando-se os períodos de picos de exposição. O cabelo cresce, aproximadamente, 1 centímetro por mês (SUZUKI, 1991; CERNICHIARI et al., 1995a; IPCS, 2000; BOISCHIO et al., 2000; UNIDO, 2003b), conseqüentemente, por meio deste biomarcador pode-se traçar um perfil de exposição ao longo do tempo, analisando os níveis de Hg desde o mês mais recente até o mês mais distante, avaliando-se cada centímetro desde o escalpo até as pontas dos cabelos.

As propriedades químicas do Hg possuem afinidade pela proteína estrutural que constitui os cabelos e as unhas, a queratina. Uma grande quantidade de aminoácidos e enxofres compõem a queratina, os grupos (-SH) de tiol da cisteína do aminoácido e as proteínas contendo cisteína tem alta afinidade pelo MeHg, contribuindo para a ligação e eliminação desse metal pelas estruturas dos cabelos e das unhas (CERNICHIARI et al., 1995b; SASS et al., 2004).

Considerando que os cabelos possuem um maior teor de aminoácidos e enxofres, uma concentração maior de Hg adere-se ao folículo piloso do cabelo do que nas estruturas das unhas, por conseguinte, a eliminação do Hg concentra-se mais nesse bioindicador (BADEN et al., 1973; GUPCHUP e ZATZ, 1999), o que justifica o fato de termos encontrado uma maior média de HgT nessa matriz.

Em estudos conduzidos por Ohno et al. (2007) e Riaz et al. (2016) avaliou-se as concentrações de HgT em matrizes de cabelos e unhas entre populações expostas ocupacionalmente. Nos resultados obtidos por essas pesquisas, as maiores concentrações de HgT foram encontradas nos cabelos e em menor escala nas estruturas das unhas, confirmando os dados apresentados por esse estudo. A maior aderência das concentrações de Hg nos cabelos não desqualifica o uso das unhas como biomarcadores para avaliação do HgT, tendo em vista que sua avaliação reflete em uma observação mais recente da exposição ao Hg e seu procedimento de coleta e análise é mais prático e acessível de ser manipulado.

Embora não exista um nível de referência para a concentração de HgT nas unhas das mãos e pés, esse biomarcador tem sido estudado há mais de 20 anos por diferentes pesquisadores que investigam a exposição de populações ao MeHg (SUZUKI et al., 1989; ALFTHAN, 1997; YOSHIZAWA et al., 2002; MORTON et al., 2004; OHNO et al., 2007; REES et al., 2007; HINNERS et al., 2012; PARK, SEO, 2017), entretanto, pesquisas com esse biomarcador são menos robustas que as com cabelos o que pode explicar a escassez de estudos realizados nesse âmbito na região Oeste do Pará.

Assim como nas matrizes de cabelos, as concentrações de HgT nas unhas apresenta-se mais elevada em populações expostas ao Hg, seja em função da atividade ocupacional, pela localização geográfica próximo a áreas de atividades mineradoras ou industriais, pela característica habitual de consumir o pescado ou pelo uso da amálgama dentária. Nesse estudo as concentrações de HgT nas unhas dos pescadores foi superior aos níveis obtidos nos universitários o que pode ter sido influenciado pelo habitual consumo de peixes entre os pescadores participantes.

Na pesquisa de Gibb et al. (2011) que comparou os níveis de exposição ao Hg em duas populações residentes em áreas distintas na Ucrânia, verificou que os indivíduos que moravam próximo a fontes geológicas e industriais de Hg apresentaram valores maiores de Hg nas unhas, de 0,31 $\mu\text{g/g}$ para mãos e pés, enquanto que residentes de áreas mais distantes da influência do Hg apresentaram valores menores com 0,11 $\mu\text{g/g}$ e 0,09 $\mu\text{g/g}$ de HgT para unhas dos pés e mãos, respectivamente.

No estudo de Gul et al. (2016), realizado para quantificar a excreção e distribuição de Hg ao longo do tempo (dias) em usuários de amálgama dentária, foram selecionados os indivíduos com enchimento dental baseado em Hg e coletados no 3º e 12º dia de recheios as amostras biológicas de unhas. As concentrações de Hg foram de 6 à 8 vezes maiores nos usuários de amálgama dentária em relação ao grupo controle. As concentrações médias de HgT aferidas nas matrizes das unhas foram de 2,35 $\mu\text{g/g}$ para o terceiro dia de uso e 3,5 $\mu\text{g/g}$ no décimo segundo dia.

Na maioria dos estudos realizados com unhas, geralmente, há uma preferência pelas unhas dos pés tendo em vista que as unhas das mãos sofrem maior exposição em ambientes ocupacionais que lidam com a amálgama do Hg (MORTON et al., 2004) como é o caso das minerações e consultórios odontológicos, no entanto, na presente pesquisa, não se fez distinção entre elas pois a amostra estudada não possui exposição ocupacional ao Hg o que não acarretará interferências nos resultados obtidos.

Na presente pesquisa a concentração média de HgT para as unhas dos pés foi inferior a concentração obtida nas unhas das mãos dos universitários, conforme comprovado também por Goulle et al. (2009), entretanto, no estudo de Gibb et al. (2011) que avaliaram as concentrações de Hg em duas populações distintas na Ucrânia, verificaram que as unhas dos pés apresentaram valor médio de Hg maior que as das mãos nos participantes de área não exposta ao Hg, enquanto que nos participantes de área exposta os valores de Hg das unhas foi igual tanto para as mãos como os pés.

O método de coleta abordado por Gibb et al. (2011) consistiu em coletar unhas das mãos e dos pés do mesmo participante, enquanto que neste estudo apenas unhas das mãos ou pés eram coletadas, uma vez que, era inviável para alguns participantes realizarem a doação das unhas dos dois seguimentos ou por não possuírem a porção excedente para ser retirada o que influenciou no número amostral obtido pelo presente trabalho e conseqüentemente, nos níveis médios de HgT para as mãos e pés.

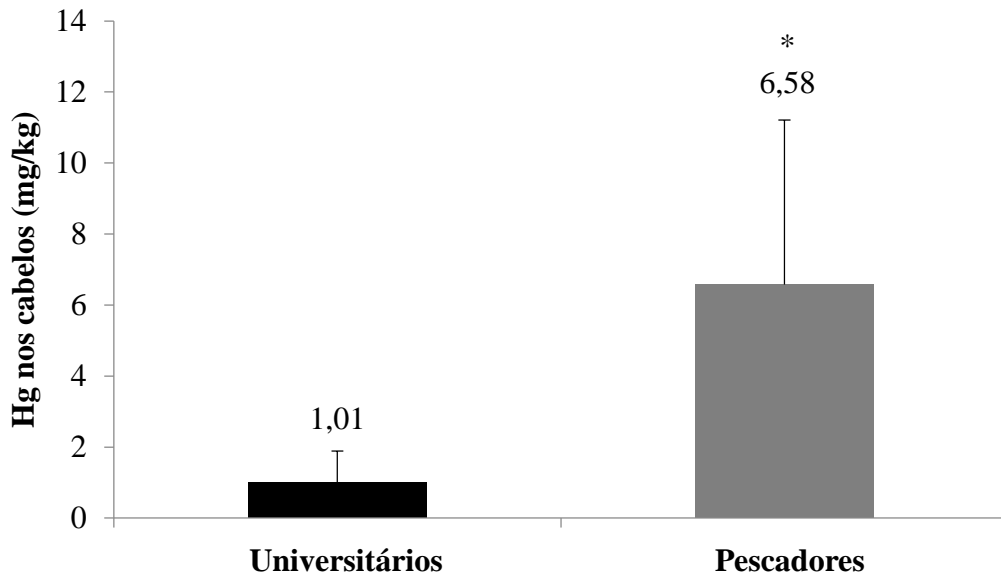
Prováveis fatores que levam as unhas dos pés a apresentarem menor índice de Hg, comparada à das mãos, são: crescimento lento (unha da mão: 3 - 4mm/ mês; unha do pé: 1,5 - 2mm/mês) (HAMILTON et al., 1955; GAYOSO et al., 1992; GUPTA et al., 1997; GUPCHUP e ZATZ, 1999) e a menor exposição das unhas dos pés às contaminações ocupacionais do Hg.

Sugere-se que novos estudos sejam realizados com a utilização das unhas para investigar como suas concentrações de Hg se relacionam com outros biomarcadores, aperfeiçoar o entendimento de como esse bioindicador se comporta em relação ao Hg e possivelmente, estabelecer um limite de referência para essa estrutura.

5. 4 COMPARAÇÃO DOS BIOMARCADORES

As figuras 29 e 30, apresentadas logo abaixo, expressam as comparações das médias de HgT para cabelos e unhas entre os grupos de universitários e pescadores.

Figura 29 - Comparação das concentrações de HgT (mg/kg) nos cabelos de universitários e pescadores.

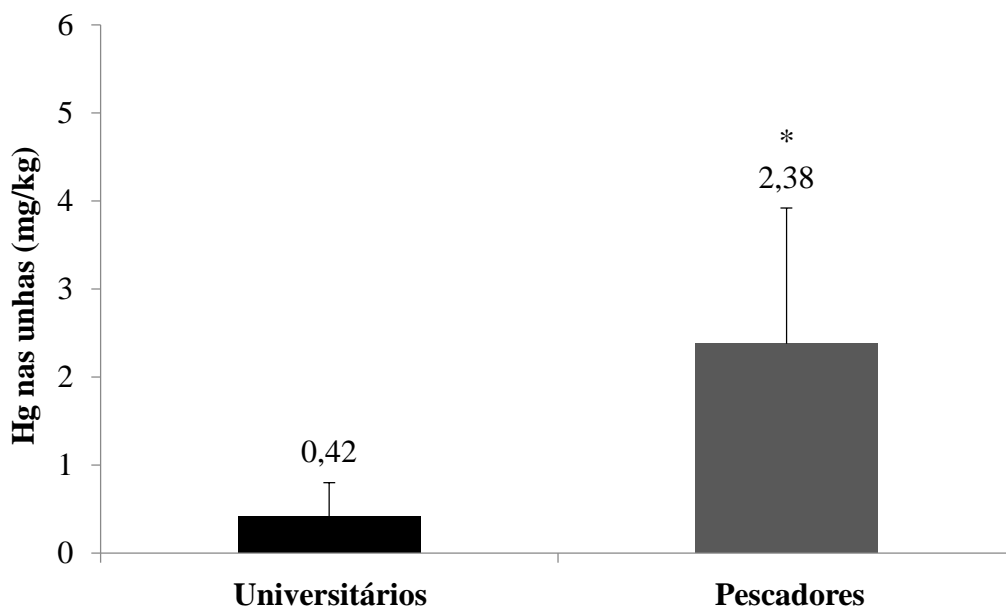


* Resultado significativo para o Teste T de Kolmogorov Smirnov ($p < 0,01$).

Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Os valores médios de HgT foram superiores nos cabelos e unhas dos pescadores (Tabela 1), assim como, o resultado para o Teste T de comparação foi significativo ($p < 0,01$) revelando que as concentrações de HgT dos pescadores, tanto nos cabelos como nas unhas, é significativamente superior do que as concentrações obtidas nos universitários.

Figura 30 - Comparação das concentrações de HgT (mg/kg) nas unhas de universitários e pescadores.



* Resultado significativo para o Teste T de Kolmogorov Smirnov ($p < 0,01$).

Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

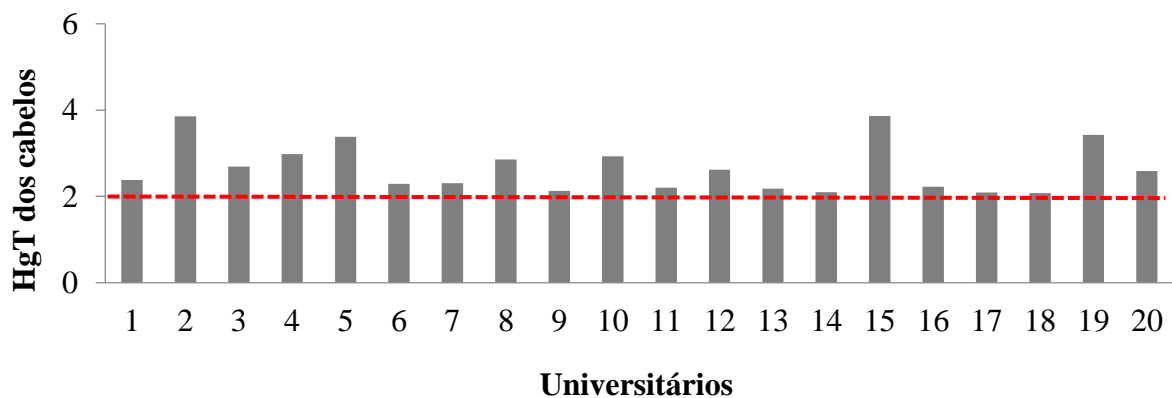
5. 5 NÍVEIS DE HgT ACIMA DA NORMALIDADE

As médias de HgT obtidas nesse estudo encontram-se dentro do limite de referência estabelecido pela OMS, entretanto alguns participantes, de ambos os grupos, apresentaram níveis de HgT elevados nas análises individuais dos cabelos.

De acordo com os dados da Organização Mundial de Saúde (WHO - UNEP, 2008), as concentrações de Hg para os cabelos de uma população não exposta deve ser de 1 à 2 mg/kg, enquanto que, para uma população exposta ao metal, seja por meio dos hábitos alimentares, atividade laboral ou outros, esse parâmetro estende-se até 10 mg/kg de Hg. Considerando que os pescadores são uma população exposta aos efeitos do Hg em decorrência de sua profissão, que os inclina a uma maior frequência de consumo de peixes (WHO - UNEP, 2008), foi estabelecido nessa pesquisa o valor de 10 mg/kg como dose de referência para essa amostra, enquanto que para os universitários ponderou-se o valor de até 2 mg/kg.

Vinte universitários (16,5%) apresentaram concentrações superiores ao estipulado pela OMS apresentando níveis superiores a 2 mg/kg, variando de 2,08 à 3,87 mg/kg com média de $2,66 \pm 0,6$ mg/kg, conforme a figura 31, enquanto que 83,5% (n= 101) encontram-se em conformidade com o parâmetro estabelecido.

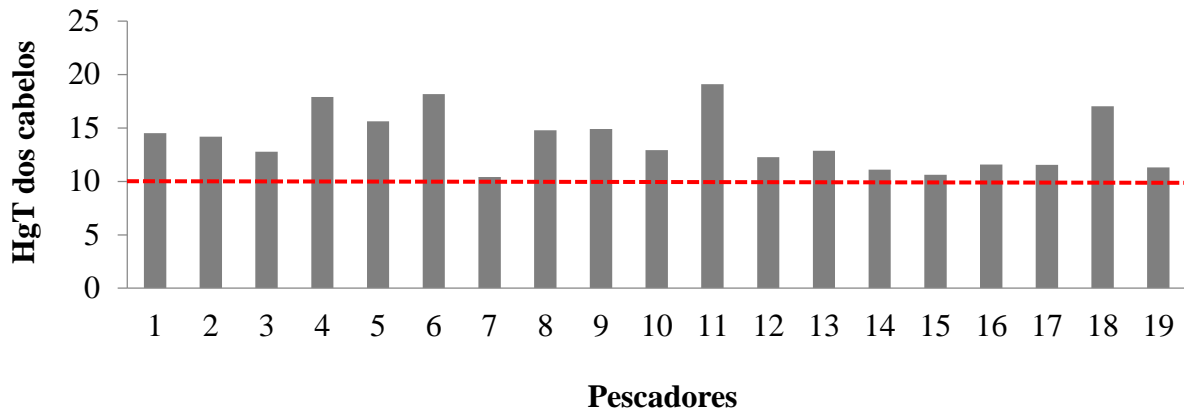
Figura 31 - Universitários com concentrações de HgT nos cabelos acima de 2 mg/kg (n=20).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Nos pescadores observou-se que 22% (n=19) dos participantes apresentaram níveis de HgT nos cabelos superiores ao padrão, com média de $13,87 \pm 2,69$ mg/kg, variando de 10,4 à 19,1 mg/kg de HgT (Figura 32) e 78% (n=65) mantêm-se com níveis dentro da normalidade.

Figura 32 - Pescadores com concentrações de HgT nos cabelos acima de 10 mg/kg (n=19).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Foi realizada uma análise do perfil socioeconômico e alimentar desses participantes que apresentaram concentrações de HgT acima do preconizado. Nos pescadores (n=19) foi observado que um participante afirmou ter trabalhado e residido por 20 anos em região de garimpo e apontou concentrações de HgT de 14,5 mg/kg. Outro pescador que afirmou apenas trabalhar em área garimpeira, por 27 anos, apresentou concentrações de HgT de 19,1 mg/kg. Um participante que referiu residir em região de garimpo por apenas 3 meses obteve 11,3 mg/kg de HgT para os cabelos. Quanto ao perfil alimentar, a frequência para o consumo das proteínas do peixe ocorre de 3 à 4 vezes na semana, 5 à 6 vezes e diariamente nesse grupo, já os alimentos de ação quelante e ricos em selênio (castanha do Pará, açaí e frutas) eram raramente consumidos por essa amostra, dessa forma, observa-se que todos esses fatores podem ter influenciado para a elevação dos níveis de HgT obtidos.

No grupo de universitários (n=20) não houve um considerado consumo de peixes por esses participantes, o que nos faz supor que outros fatores possam interferir nos resultados apresentados, como o uso da amálgama dentária, a concentração de Hg nos peixes consumidos acima do estabelecido pela OMS, quantidade de Hg ingerida por refeição, dentre outros indícios que não foram investigados por essa pesquisa.

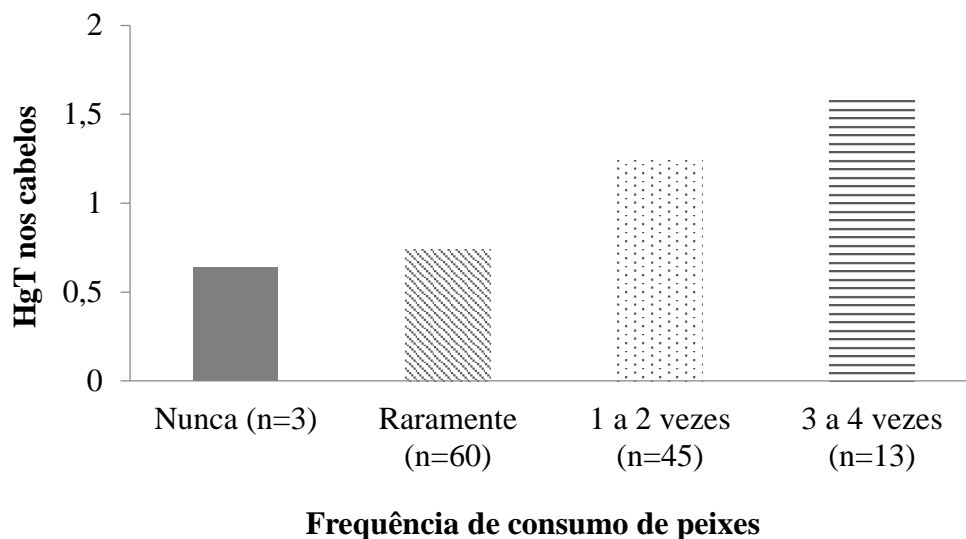
Pinheiro et al. (2006) selecionaram quatro populações adultas na região Amazônica para realizar um estudo comparativo entre populações expostas e não expostas ao Hg. As concentrações de Hg mais elevadas foram encontradas nas comunidades de São Tapajós e Barreiras (expostas), superando amplamente a normalidade estabelecida pela OMS. As comunidades de Panacauera e Pindobal Grande apresentaram níveis mais baixos que as comunidades expostas, no entanto suas concentrações apresentavam-se acima de 2 µg/g, com Panacauera mantendo níveis bem mais elevados, mas abaixo de 9 µg/g. Assim como Pinheiro

et al. (2006), a presente pesquisa encontrou níveis de Hg elevados nos participantes do estudo, deste modo, sugere-se e ressalta a necessidade de um monitoramento contínuo tanto para populações expostas como não expostas.

5. 6 HgT NOS BIOMARCADORES E O CONSUMO DE PEIXES

Alimentos contendo MeHg tem sido identificados como fator de risco a saúde de diferentes populações, principalmente se existe uma frequência de consumo deles. Até o presente, o Programa Ambiental das Nações Unidas evidencia que a via mais comum de exposição a esse composto ocorre por meio da ingestão de peixes e frutos do mar (WHO/UNEP, 2008). Desta forma, também considera-se importante relacionar as concentrações de HgT nas matrizes de cabelos e unhas com a frequência de consumo de peixes na dieta semanal, conforme apresenta-se nas figuras 33, 34, 35 e 36.

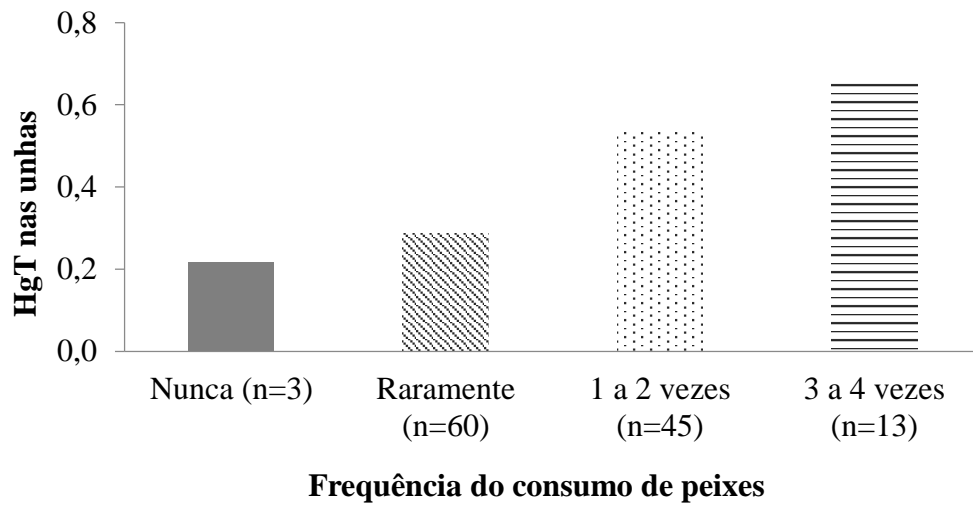
Figura 33 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nos cabelos em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os universitários da UFOPA (n=121).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Nos universitários, as concentrações médias de HgT para os cabelos e unhas foram superiores nos grupos que consomem peixes de 3 à 4 vezes na semana, com médias de 1,6 mg/kg, variando de 0,2 mg/kg à 3,43 mg/kg de HgT para os cabelos e média de 0,66 mg/kg, variando de 0,12 mg/kg à 1,26 mg/kg de HgT para as unhas. Os participantes que afirmaram não consumir peixes (n=3) apresentaram níveis de 0,64 mg/kg e 0,22 mg/kg de HgT para os cabelos e unhas, respectivamente.

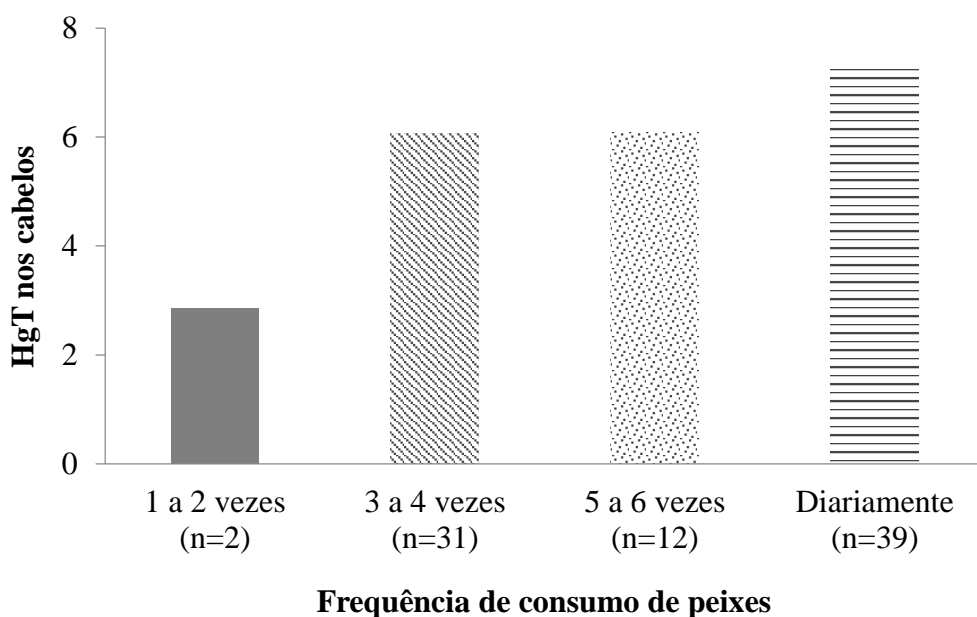
Figura 34 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nas unhas em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os universitários da UFOPA (n=121).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Na amostra de pescadores, 46,4% relataram ingerir peixes diariamente e apresentaram os níveis de HgT mais elevados nas matrizes de cabelos e unhas em relação aos participantes dos demais grupos de consumo. Os valores médios de HgT nos cabelos desses participantes foi de 7,32 mg/kg, variando de 1,68 mg/kg à 19,1 mg/kg, enquanto que para as unhas a média foi de 2,76 mg/kg, variando de 0,43 mg/kg à 6,05 mg/kg.

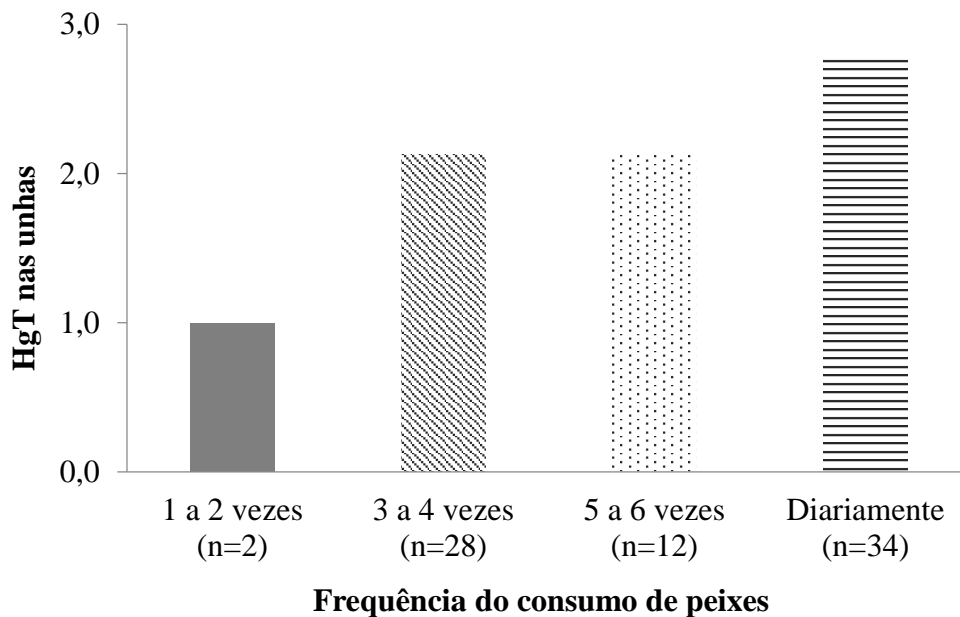
Figura 35 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nos cabelos em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os pescadores da Z-20 (n=84).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Vale ressaltar que, nos pescadores que consomem peixes diariamente, a média de HgT nos cabelos foi superior ($7,32 \pm 4,8$ mg/kg) a encontrada no grupo inteiro ($6,58 \pm 4,63$ mg/kg), reafirmando que o consumo de peixes é um fator predisponente a exposição ao Hg, elevando-se conforme a frequência de consumo.

Figura 36 - Valores médios da concentração de HgT (mg/kg) nas unhas em relação à frequência semanal de consumo de peixes entre os pescadores da Z-20 (n=76).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

No estudo de Yaginuma-Sakurai et al. (2012), 27 voluntários saudáveis foram expostos ao MeHg através do consumo de peixes durante o período de 14 semanas, seguido de 15 semanas de cessação da exposição alimentar. Na avaliação dos participantes por meio das concentrações de HgT no sangue e cabelos colhidos, verificou-se que os níveis de HgT foram significativamente superiores com o passar do tempo. As matrizes de sangue e cabelos foram coletadas no primeiro e último dia no decorrer das 14 semanas. As concentrações médias no sangue aumentaram de $6,7 \mu\text{g/g}$ na semana inicial para $26,9 \mu\text{g/g}$ na última semana e no cabelo a concentração alterou de $2,3$ para $8,8 \mu\text{g/g}$, corroborando com os resultados obtidos pela presente pesquisa, onde a frequência de uma dieta baseada no consumo de peixes semanal influenciou ambos os grupos a apresentarem níveis mais elevados de HgT tanto nas matrizes de cabelos como nas unhas avaliadas.

Segundo Xun et al. (2013), em seu estudo sobre os determinantes das concentrações de Hg nas unhas dos pés em jovens adultos americanos, constataram que a frequência do consumo

de peixes está significativamente associada aos níveis de HgT das unhas dos pés e ele é determinante para essa concentração ser estabelecida, confirmando os resultados apresentados nas figuras 34 e 36 onde os níveis de HgT aumentaram em função da regularidade no consumo.

No estudo de Krystek et al. (2012) verificou-se as concentrações de MeHg em alíquotas de unhas e sua relação com o consumo de peixes. A presença de MeHg foi significativamente abundante nas unhas das mãos de participantes que consomem regularmente peixes, demonstrando que existe uma correlação entre essas variáveis.

Dong et al. (2015) entrevistaram 151 voluntários, principalmente, pescadores e suas famílias pelo período de um ano. Na aplicação do questionário nessa amostra avaliou-se a frequência alimentar para o consumo geral e específico de peixes. Apesar dos níveis de HgT nos peixes terem sido relativamente baixos em peixes locais, o consumo contribuiu em 60% para a exposição dos voluntários que consomem peixes de água doce.

Bourdineaud et al. (2015) pesquisaram sobre a exposição mercurial em função do consumo de peixes em residentes das cidades de Santarém e Oriximiná. Foram recrutados 93 participantes para a pesquisa, com 70 pessoas residentes na cidade de Santarém e 23 da cidade de Oriximiná. Por meio do questionário de frequência alimentar foi definido a quantidade consumida por refeição, peixes mais consumidos e local de obtenção dos peixes. Os autores afirmam que a exposição mercurial em seres humanos está significativamente ligada a quantidade de peixes consumidos por refeição, onde os participantes que referiram consumir até 400 gramas de peixes por refeição apresentaram maior concentração de Hg nas matrizes de cabelos.

De acordo com Beltran-Pedrerros et al. (2011), na região do Baixo Amazonas a população consome em média 400g de peixes/dia, ultrapassando o limite de tolerância indicado pela OMS que propõem como parâmetro de segurança que um adulto de 63kg consuma, apenas, 400g de peixe por semana, ou seja, em média, 60g/dia. Deste modo, ressalta-se que mesmo se um indivíduo consumir peixes com concentrações de Hg dentro do limite estabelecido (inferior a $0,5\mu\text{g/g}$) mas se o fizer frequentemente, esse consumo recorrente do alimento poderá acarretar um acúmulo do metal no organismo humano (KASPER et al., 2007), deste modo, o padrão de consumo deve ser respeitado com refeições de até 400g por semana para um adulto, considerando que ainda não pode-se avaliar a normalidade de exposições a longo prazo, tendo em vista que ainda não foi definido um padrão seguro para os níveis de Hg em amostras de cabelo para exposições de longo período.

Um estudo foi realizado com famílias de pescadores da Comunidade de Beira Rio, localizada às margens do Rio Tocantins no município de Imperatriz, Estado do Maranhão.

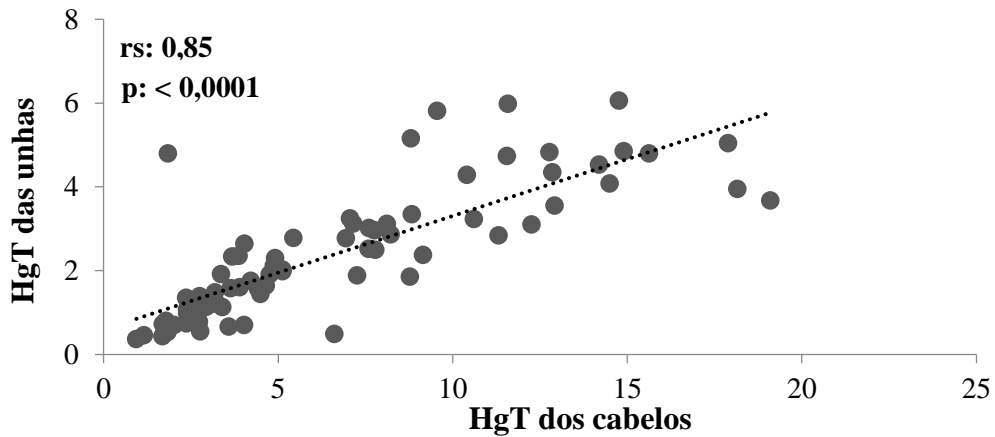
Amostras de cabelos e pescado foram coletadas para determinação das concentrações de HgT nessas matrizes. Dentre as 25 famílias avaliadas, a menor concentração média por família foi $0,186 \pm 0,043 \mu\text{g/g}$ e a maior foi $5,477 \pm 2,896 \mu\text{g/g}$. Os peixes mais consumidos por essa população apresentaram níveis de HgT dentro da normalidade estabelecida pela OMS, com o Hg para o peixe-cachorro (*Hydrolycus scomberoides*, piscívora) de $0,2775 \mu\text{g/g}$ e do mapará (*Hypophthalmus edentatus*, zooplancófaga) de $0,1360 \mu\text{g/g}$. Filho et al. (2016) observaram que as famílias de Imperatriz apresentaram baixos níveis de exposição em virtude do consumo de peixes com níveis de Hg inferiores ao limite máximo de segurança estabelecido pelas normas brasileiras, no entanto, é relevante frisar que a exposição contínua ao Hg pela via alimentar, mesmo considerando o consumo de peixes com teores baixos de Hg, nos permite supor que no decorrer do tempo essa situação irá se agravar, principalmente em populações cujo teor proteico se concentra especificamente no pescado, caracterizando um problema de saúde pública local para a população exposta.

Baseado nos estudos acima citados e nos resultados obtidos nesta pesquisa, pode-se afirmar que uma dieta frequente e rica no consumo de peixes influencia diretamente na exposição ao Hg, conseqüentemente, a amostra de pescadores caracteriza-se como uma população mais exposta aos efeitos do Hg (WHO/UNEP, 2008), tendo em vista que a atividade pesqueira local desse grupo acentua seu consumo. Considerando que no grupo de universitários a dieta não comprovou um consumo recorrente de peixes, esse grupo apresentou uma exposição menos evidente que os pescadores, entretanto é relevante frisar que em ambos os grupos, aqueles participantes que afirmaram maior regularidade no consumo obtiveram níveis de HgT superiores aos demais, tanto para as matrizes de unhas como de cabelos.

5. 7 CORRELAÇÕES DE HgT ENTRE AS MATRIZES DE UNHAS E CABELOS

Este é o primeiro estudo na região Oeste do Pará que investiga a correlação das concentrações de HgT nas matrizes de unhas e cabelos da população. As figuras 37, 38 e 39 expressam as correlações de HgT entre as unhas e os cabelos de pescadores e universitários. As correlações mostraram-se positivas e significativas para unhas das mãos e cabelos de pescadores ($r = 0,85$ e $p < 0,0001$); unhas das mãos e cabelos de universitários ($r = 0,88$ e $p < 0,0001$) e unhas dos pés e cabelos de universitários ($r = 0,79$ e $p < 0,0001$).

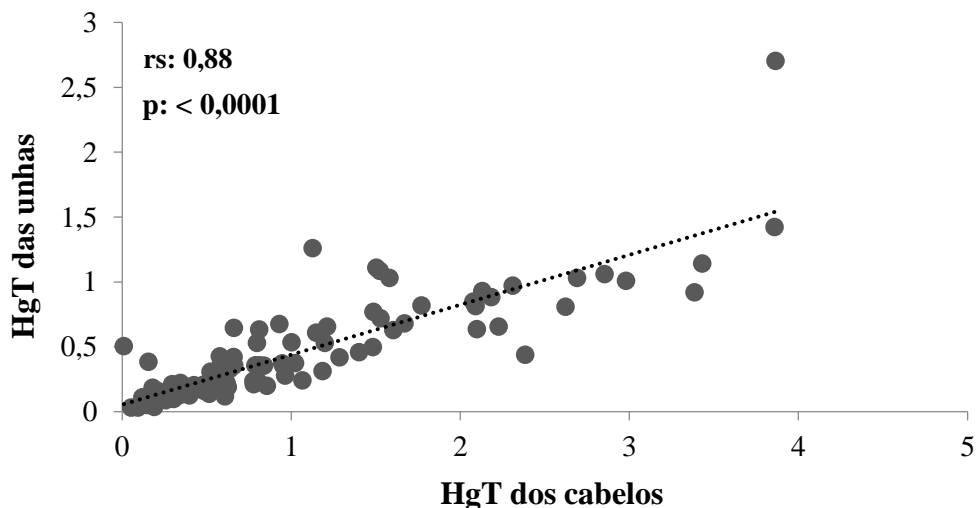
Figura 37 - Correlação das concentrações de HgT (mg/kg) entre as unhas das mãos e cabelos de pescadores (n=76).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Conforme descrito nas figuras 38 e 39, a correlação mais forte se deu entre os cabelos e as unhas das mãos dos universitários ($r = 0,88$) em detrimento das unhas dos pés ($r = 0,79$) desse mesmo grupo. É justificável que o tamanho amostral possa ter interferido no resultado do estudo, tendo em vista que foram coletados 100 exemplares de unhas das mãos de universitários e somente 21 amostras das unhas dos pés. É possível afirmar que pelo fato das unhas dos pés apresentarem uma taxa de crescimento inferior que as das mãos, estas acabam acumulando menos partículas de Hg em sua estrutura (GOULLE et al., 2009; SAKAMOTO et al., 2015), o que também influencia para que o coeficiente de correlação linear tenha sido menor na correlação com as unhas dos pés.

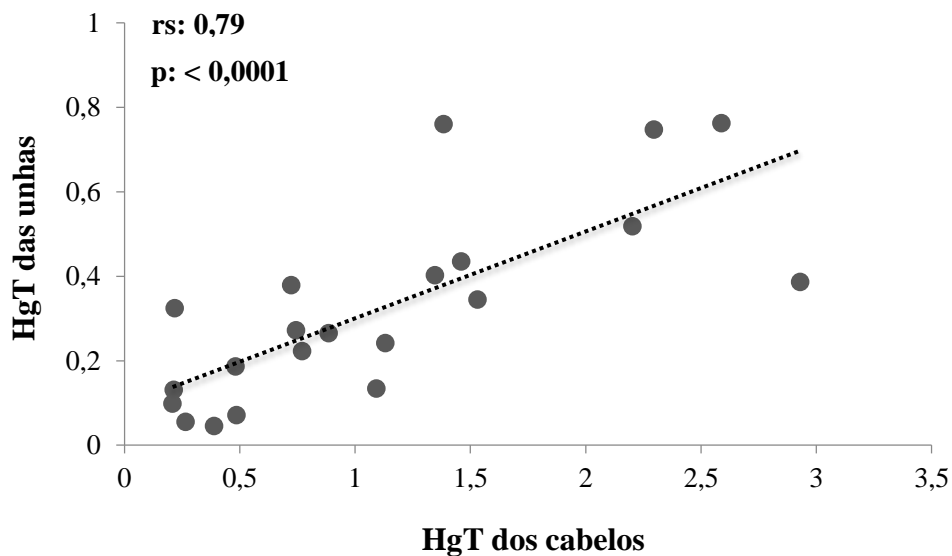
Figura 38 - Correlação das concentrações de HgT (mg/kg) entre as unhas das mãos e cabelos de universitários (n=100).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Segundo a classificação dos coeficientes de correlação linear proposto por Shimakura e Ribeiro Júnior (2006), quando o coeficiente de correlação entre as duas variáveis apresentar valores de 0,69 à 0,89 esta classifica-se como forte, como é o caso das três correlações apresentadas.

Figura 39 - Correlação das concentrações de HgT (mg/kg) entre as unhas dos pés e cabelos de universitários (n=21).



Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Pesquisas de correlação entre as matrizes de unhas e cabelos ainda são escassas na literatura. Na cidade de Santarém esse estudo é precursor no assunto, o que evidencia a relevância do trabalho.

As concentrações de Hg foram medidas em amostras de cabelos e unhas de 54 gestantes japonesas da cidade de Kumamoto, no Japão, no período de 2006 à 2007, sendo as coletas realizadas na 4ª semana de gravidez e logo após o parto. Os cabelos foram segmentados em nove alíquotas de 1 cm cada, desde o escalpo até as pontas, e as unhas analisadas eram das mãos e dos pés da mesma participante. Foram observadas no início da gestação correlações fortes e significativas entre as unhas das mãos e dos pés com a alíquota correspondente ao 3-4 cm de cabelo ($r = 0,818$ e $r = 0,747$, $p < 0,01$, respectivamente). No parto, as concentrações de Hg das unhas das mãos apresentaram maior correlação com os seguimentos de 0-1 do cabelo, corresponde ao primeiro cm a partir do couro cabelo ($r = 0,918$, $p < 0,01$), enquanto que as unhas dos pés mantiveram uma correlação significativa com o seguimento 2-3 cm do cabelo ($r = 0,872$, $p < 0,01$). Além disso, vale ressaltar que as correlações entre as unhas e os cabelos apresentaram coeficientes de correlação igualmente elevados ($p < 0,01$) (SAKAMOTO et al,

2015). A evidência importante do trabalho de Sakamoto et al. (2015) é que as unhas das mãos e dos pés apresentaram correlações significativas e mais expressivas somente com os primeiros cm de cabelos, correspondentes do escalpo até o 4 cm, assim como o presente estudo que correlacionou essas matrizes com seguimentos de cabelos até o 3 cm.

As relações entre os níveis de HgT nos cabelos, unhas dos pés e urina foram investigadas em 59 mulheres isentas de exposição ocupacional residentes em Akita, norte do Japão. Ohno et al., (2007) constataram que a correlação entre os níveis de HgT nos cabelos e unhas dos pés foi estatisticamente significativa ($p < 0,01$) e o coeficiente de correlação foi 0,858, semelhante aos resultados obtidos pelo presente estudo para a correlação entre as unhas dos pés e os cabelos.

Hinners et al. (2012) também confirmaram a existência de correlação positiva entre as concentrações de HgT nos cabelos e unhas de sua amostra. Cabelos e unhas dos pés foram coletados em 41 mulheres japonesas e apresentaram correlação com coeficiente de $r = 0,954$, que segundo Shimakura e Ribeiro Júnior (2006) caracteriza uma correlação extremamente forte.

Mediante a positiva correlação que houve entre as matrizes de unhas e cabelos, é possível inferir que as unhas possam ser utilizadas como um biomarcador, considerando que seu método de coleta e manipulação é mais acessível e não invasivo, como pelo fato dos cabelos sofrerem maiores exposições ao Hg, principalmente pelos produtos químicos usados em tratamentos capilares. Se uma determinada população apresentar indivíduos com cabelos tratados artificialmente, o cabelo não será o biomarcador de melhor escolha para avaliar a exposição desses indivíduos (YAMAMOTO e SUZUKI, 1978; YASUTAKE et al., 2003; DAKEISHI et al., 2005), o que torna a avaliação do cabelo limitada, principalmente em participantes do gênero feminino que habitualmente utilizam produtos químicos.

No estudo de Ohno et al. (2007), que correlacionaram as matrizes de unhas e cabelos entre os participantes, observaram que quando foram excluídos da pesquisa os voluntários com tratamento artificial recente nos cabelos a correlação com as unhas apresentou-se maior do que quando esses participantes estavam inseridos nos resultados. Os autores afirmam que o tratamento capilar reduziu em 27% as concentrações de Hg nos cabelos.

Mediante as correlações apontadas pode-se se confirmar que existe uma grande afinidade entre as matrizes de unhas e cabelos para as populações estudadas, que as concentrações de HgT acumuladas nas estruturas das unhas das mãos e pés apresentam uma interação com os níveis de HgT presentes nos cabelos, conforme exposto nos gráficos. Considerando que as correlações foram positivas, fortes e significativas estatisticamente,

infere-se que as unhas, tanto das mãos como dos pés, podem ser utilizadas como um marcador biológico igualmente úteis para avaliar a exposição ao HgT em diferentes populações, haja vista que se obteve uma afinidade delas com os cabelos, que é um bioindicador padrão recomendado e amplamente utilizado para avaliação das exposições ao Hg. Sugere-se que novos ensaios científicos sejam realizados para analisar o comportamento das correlações entre essas matrizes em diferentes populações e investigar a afinidade entre as estruturas das unhas e os cabelos, bem como com outros marcadores biológicos, uma vez que poucos estudos têm evidenciado essa relação das unhas com diferentes matrizes.

5. 8 DADOS ANTROPOMÉTRICOS DOS PARTICIPANTES

Nas tabelas 5 e 6 apresentam-se os resultados referentes aos dados antropométricos (peso, estatura e pressão arterial) dos universitários e pescadores participantes do estudo.

Tabela 5 - Medidas quanto ao peso, estatura e pressão arterial entre os universitários da UFOPA (n=121).

Dados antropométricos	Universitários
	Média ± dp (mín – máx)
Peso (kg)	63,3 ± 14,4 (38 – 115)
Estatura (m)	1,7 ± 0,1 (1,5 – 2,0)
PAS (mmHg)	116,1 ± 14,9 (90 – 180)
PAD (mmHg)	78,2 ± 11,7 (10 – 120)

Legenda: dp = desvio padrão, mín = mínimo, máx = máximo, PAS = pressão arterial sistólica, PAD = pressão arterial diastólica.

Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

Correlações significativas não foram observadas entre as concentrações de HgT dos cabelos e unhas com o peso, estatura e pressão arterial entre os participantes, assim como também não houve significância estatística com a idade, corroborando com os achados de Gul et al. (2016).

Tabela 6 - Medidas quanto ao peso, estatura e pressão arterial entre os pescadores da Z-20 (n=84).

Pescadores	
Dados antropométricos	Média ± dp (mín – máx)
Peso (kg)	66,6 ± 11,7 (41,5 – 104,9)
Estatura (m)	1,6 ± 0,1 (1,46 – 1,82)
PAS (mmHg)	116 ± 14,6 (90 – 180)
PAD (mmHg)	76,6 ± 10,4 (50 – 120)

Legenda: dp = desvio padrão, mín = mínimo, máx = máximo, PAS = pressão arterial sistólica, PAD = pressão arterial diastólica.

Fonte: Dados da pesquisa, 2016.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O grupo de pescadores apresentou concentrações de HgT superiores aos universitários nas matrizes estudadas. Com base no questionário de frequência alimentar infere-se que a regularidade no consumo de peixes, bem como a baixa frequência na ingestão de alimentos ricos em selênio e antioxidantes, como a castanha do Pará, o açaí e as frutas, contribuíram para os níveis de HgT serem superiores nesse grupo, tanto para os cabelos como nas unhas das mãos.
- Os resultados médios de HgT para os cabelos dos universitários e pescadores mantiveram em conformidade com o limite de referência estabelecido pela OMS, no entanto, alguns participantes, de ambos os grupos, apresentaram níveis de HgT elevados para essa matriz. De acordo com os dados do estudo afirma-se que as concentrações de HgT podem ter sido influenciadas pelo hábito alimentar, assim como por outras variáveis não investigadas neste estudo como o uso da amálgama dentária.
- Com os resultados obtidos sugere-se que existe a necessidade de um monitoramento contínuo dos níveis de HgT tanto em populações expostas como não exposta, considerando que encontrou-se concentrações de HgT acima do limite de referência vigente para os dois grupos avaliados.
- Houve uma relação entre a regularidade no consumo de peixes e os níveis de HgT obtidos nas amostras de cabelos e unhas, uma vez que as concentrações de Hg foram superiores nos grupos de pescadores e universitários que mantinham frequência alimentar diária e de 3 à 4 vezes por semana para a ingestão de peixes, respectivamente.
- Confirmar que as unhas das mãos e dos pés podem ser utilizadas como biomarcadores para análise das concentrações de HgT nas populações estudadas, considerando que houveram fortes, significativas e positivas correlações entre elas e as matrizes de cabelos, sendo que essa matriz apresenta ainda um método de coleta e manipulação mais acessível.

REFERÊNCIAS

- ABDEL MONEIM, A. E. The neuroprotective effect of berberine in mercury-induced neurotoxicity in rats. **Metabolic Brain Disease**. v. 30, n. 4, p. 935-942, 2015.
- Agencia Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Gerenciamento dos Resíduos de Mercúrio nos Serviços de Saúde**. Ministério do Meio Ambiente - Brasília: MMA, 2010.
- AGUSA, T.; KUNITO, T.; SUDARYANTO, A.; MONIRITH, I.; SUPAWAT, K.A.; IWATA, H.; ISMAIL, A.; SANGUAMSIN, J.; MUCHTAR, M.; TOUCH, S.T.; TANABE, S. Exposure assessment for trace elements from consumption of marine fish in Southeast Asia. **Environmental Pollution**. v. 145, n. 3, p.766–777, 2007.
- AKAGI, H.; MALM, O.; BRANCHES, F.; KINJO, Y.; KASHIMA, Y.; GUIMARÃES, J. Human exposure to mercury due to gold mining in the Tapajos River Basin, Amazon, Brazil: speciation of mercury in human hair, blood and urine. **Water Air Soil Poll.**, v.80, n.85, 1995.
- AKAGI, H.; NAGANUMA, A. Human exposure to mercury and the accumulation of methylmercury that is associated with gold mining in the Amazon Basin, Brazil. **J Health Sci.**, v.46, p.323-328, 2000.
- ALFTHAN, G.V. Toenail mercury concentration as a biomarker of methylmercury exposure. **Biomark.:Biochem. Indic. Expos. Response, Susceptibility Chem.** v. 2, p. 233-238, 1997.
- ALMEIDA, M. D. et al. Mercury loss from soils following conversion from Forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environmental Pollution.**, v.137, p.179-86, 2005.
- AMORAS, W. W. **Interferentes bio-sócio-ambientais na exposição ao mercúrio em crianças ribeirinhas de diferentes regiões da Amazônia**. 2011. 103f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Núcleo de Medicina Tropical, Programa de Pós-Graduação em Doenças Tropicais. Belém, 2011.
- AMORIM, M.I.; 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. **An Acad Bras Cienc.**, v.72, p.497-507, 2000.
- AMOS, H.M.; JACOB, D.J.; KOCHAN, D.; HOROWITZ, H.M.; ZHANG, Y.; DUTKIEWICZ, S.; HORVAT, M.; CORBITT, E.S.; KRABBENHOFT, D.P.; SUNDERLAND, E.M. Global biogeochemical implications of mercury discharges from rivers and sediment burial. **Environ. Sci. Technol.** v. 48, p. 9514–9522, 2014.
- AMOS, H.M.; SONKE, J.E.; OBRIST, D.; ROBINS, N.; HAGAN, N.; HOROWITZ, H.M.; MASON, R.P.; WITT, M.; HEDGECOCK, I.M.; CORBITT, E.S.; SUNDERLAND, E.M. Observational and modeling constraints on global anthropogenic enrichment of mercury. **Environ. Sci. Technol.** v. 49, p. 4036–4047, 2015.
- ARRIFANO, G.P.F. **Metilmercúrio e mercúrio inorgânico em peixes comercializados nos Mercado Municipal de Itaituba (Tapajós) e Mercado do Ver-o-Peso (Belém)**. 2011. 67f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará. Pós-Graduação em Neurociências e Biologia Celular. Belém, 2011.
- ASCHNER, M.; ASCHNER, J.L. Mercury neurotoxicity: mechanism of blood-brain transport. **Neuroscience and Bioheaviral Reviews**, v. 14, p. 169 – 176, 1990a.
- ASCHNER, M.; CLARKSON, T. W. Methyl mercury uptake across bovine brain capillary endothelial-cells invitro-the role of aminoacids. **Pharmacol Toxicol**, v. 64, n. 03, p. 293-299, 1989.
- ASCHNER, M.; EBERLE, N.B.; GODERIE, S.; KIMELBERG, H.K. Methylmercury uptake in rat primary astrocyte cultures: the role of the neutral amino acid transport system. **Brain Res**, v. 521, p. 221-228, 1990.
- ASCHNER, M.; EBERLE, N.B.; GOEDRIE, S.; KIMELBERG, H.K. Methylmercury uptake in rat primary astrocyte cultures: the role of the neural amino acid transport system. **Brain Research**. v. 585, p. 124-135, 1990b.

- ASNER, G.P.; LLACTAYO, W.; TUPAYACHI, R.; LUNA, E.R. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. **Proc. Natl. Acad. Sci., U. S. A.** v.110, p.18454-18459, 2013.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological Profile for Mercury. **Department of Health and Human Services, Public Health Service.** Atlanta, G.A., 617p. 1999.
- AUGER, N.; KOFMAN, O.; KOSATSKY, T.; ARMSTRONG, B. Low-level methylmercury exposure as a risk factor for neurologic abnormalities in adults. **Neurotoxicology**, v.26, p.149-157, 2005.
- AZEVEDO, F. A. Toxicologia do mercúrio. São Carlos: RiMa, São Paulo: InterTox, p. 292, 2003.
- AZEVEDO, M.F.A. Abordagem inicial no atendimento ambulatorial em distúrbios neurotoxicológicos. Parte I - metais. *Rev. Bras. Neurol.*, n. 46, v. 3, p. 17-31, 2010.
- BADEN, H. P.; GOLDSMITH, L.A.; FLEMING, B. A comparative study of the physico chemical properties of human keratinized tissues. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 322, p. 269-278, 1973.
- BAIRD, C e CANN, K. **Environmental Chemistry.** New York: Freeman, 2004.
- BAKIR, F.; DAMLUJI, S.F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTADHA, M.; KHALIDI, A.; AL-RAWI, N.Y. Methylmercury poisoning in Iraq. **Science**, v.181, p.230-241, 1973.
- BALLATORI, N.; CLARKSON, T.W. Biliary secretion of glutathione and of glutathione-metal complexes. *Fund. Appl. Toxicol.* v. 5, n.5, p. 816-831, 1985.
- BARBIERI, F.L.; GARDON, J. Hair mercury levels in Amazonian populations: spatial distribution and trends. **Int J Health Geogr.**, v.8, n.71, 2009.
- BARCELOS, G.R.M.; GROTO, D.; SERPELONI, J.M.; et al. Protective properties of quercetin against DNA damage and oxidative stress induced by methylmercury in rats. **Arch Toxicol.** v. 82, n.9, p. 1151-1157, 2011.
- BASTOS, J.L.D.; DUQUIA, R.P. Um dos delineamentos mais empregados em epidemiologia: estudo transversal. **Scientia Medica**, v.17, n.4, p.229-232, 2007.
- BASTOS, W.R.; DÓREA, J.G.; BERNARDI, J.V.E.; MANZATTO, A.G.; MUSSY, M.H.; LAUTHARTTE, L.C.; LACERDA, L.D.; MALM, O. Sex-related mercury bioaccumulation in fish from the Madeira River, Amazon. **Environmental Research**, v.144, p.73-80, 2016.
- BASTOS, W.R.; LAUTHARTTE, L; LACERDA, L.D.; MALM, O. Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. **Environmental Research**. v. 140, p. 191-197, 2015.
- BELGER, L.; FORSBERG, B. R. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. **Science of the Total Environment**, v. 367, p. 451-459, 2006.
- BELTRAN-PEDREROS, S.; ZUANON, J.; LEITE, R.G.; PELEJA, J.R.P.; MENDONÇA, A.B.; FORSBERG, B.R. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 4, p. 901-908, 2011.
- BERNHOF, R.A. Mercury toxicity and treatment: a review of the literature. **Journal of Environmental and Public Health**, 2012.
- BERZAS NEVADO, J.J. B.; MARTÍN-DOIMEADIOS, R.C.R.; BERNARDO, F.J.G.; MORENO, M.J.; HERCULANO, A.M.; NASCIMENTO, J.L.M.; CRESPO-LÓPEZ, M.E. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. **Environment International**, v.36, n.6, p.593-608, 2010.
- BIDONE, E.D.; CASTILHOS, Z.C.; CID DE SOUZA, T.M.; LACERDA, L.D. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: a screening approach. **Bull Envi-ron Contam Toxicol.**, v.59, p.194-201, 1997.

- BISINOTI, M.C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Quim. Nova**, v. 27, n. 4, p.593-600, 2004.
- BOISCHIO, A.A.; CERNICHIARI, E.; HENSHEL, D. Segmental hair mercury evaluation of a single family along the upper Madeira basin, Brazilian Amazon. **Caderno de Saúde Pública**, v. 16, p. 681-686, 2000.
- BOISCHIO, A.A.P.; MERGLER, D.; PASSOS, C.J.; GASPAR, E.; MORAIS. Segmental hair mercury evaluation among mothers, their babies and breast milk along the Tapajós River, Amazon, Brazil. **Environ Sci**; v. 10, p. 107-20, 2003.
- BORTOLI, M. C. **Avaliação dos níveis sanguíneos do hormônio tireoidiano ativo (T₄) e do estado nutricional relativo ao selênio de mulheres residentes em área de exposição ao mercúrio**. Tese de doutorado. Faculdade de Ciências Farmacêuticas - USP. 130p. 2009.
- BOUJBIHA, M.A.; HAMDEN, K.; GUERMAZI, F.; BOUSLAMA, A.; OMEZZINE, A.; KAMMOUN, A. et al. Testicular toxicity in mercuric chloride treated rats: association with oxidative stress. **Reproductive Toxicology**. v. 28, n. 1, p. 81-89, 2009.
- BOURDINEAUD, J.P.; DURRIEU, G; SARRAZIN, S.L.F.; SILVA, W.C.R.; MOURÃO, R. H. V.; OLIVEIRA, R.B. Mercurial exposure of residents of Santarém and Oriximiná cities (Pará, Brazil) through fish consumption. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 22, p. 12150–12161, 2015.
- BRASIL, MME (Ministérios das Minas e Energia). Plano Decenal de Expansão de Energia 2020, vol. 3. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), Brasília, DF, Brasil. Disponível em:<http://www.epe.gov.br/PDEE/20111229_1.pdf>.
- CARTA, P.; FLORE, C.; ALINOVI, R.; IBBA, A.; TOCCO, M. G.; ARU, G.; CARTA, R.; GIREI,E.; MUTTI, A.; LUCCHINI, R.; RANDACCIO, F. S. Sub-clinical neurobehavioral abnormalities associated with low level of mercury exposure through fish consumption. **NeuroToxicology**., v.24, p.617-623, 2003.
- CARVALHO, C.M.L.; CHEW, E.H.; HASHEMY, L.I.; LU, J.; HOLMGREN, A. Inhibition of the human thioredoxin system: A molecular mechanism of mercury toxicity. **J Biol Chem**. v. 283, p. 11913–23, 2008.
- CASTILHOS, Z.C.; BIDONE, E.D.; LACERDA, L.D. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós River region, Pará State, Amazon. **Bull Environ Contam Toxicol.**, v.61, p.202-209, 1998.
- CASTRO, S.V. **Efeitos de metais pesados presentes na água sobre a estrutura das comunidades bentônicas do Alto Rio das Velhas – MG**. 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-graduação em Saneamento, 2006.
- CECCATELLI, S.; DARE, E.; MOORS, M. Methylmercury-induced neurotoxicity and apoptosis. **Chemico-Biological Interactions**. v. 188, n. 2, p. 301-308, 2010.
- CERNICHIARI, E.; BREWER, R.; MYERS, G.J.; MARSH, D.O.; LAPHAM, L.W.; COX, C.; SHMLAYE, C.F.; BERLIN, M.; DAVIDSON, P.W.; CLARKSON, T.W. Monitoring methylmercury during pregnancy: maternal hair predicts fetal brain exposure. **Neurotoxicology**, v. 16, p. 705-710, 1995a.
- CERNICHIARI, E.; TORIBARA, T.Y.; LIANG, L.; MARSH, D. O.; BERLIN, M.W.; MYERS, G.J.; COX, C.; SHMLAYE, C.F.; CHOISY, O.; DAVIDSON, P. The biological monitoring of mercury in the Seychelles study. **Neurotoxicology**, v. 16, p. 613–628, 1995b.
- CHEN, C.; YU, H.; ZHAO, J.; et al. The roles of serum selenium and selenoproteins on mercury toxicity in environmental and occupational exposure. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, p. 297–301, 2006.
- CHEN, Y.W.; HUANG, C.F.; TSAI, K.S.; YANG, R.S.; YEN, C.C.; YANG, C.Y.; et al. Methylmercury induces pancreatic beta-cell apoptosis and dysfunction. **Chemical Research in Toxicology**. v. 19, n. 8, p. 1080-1085, 2006.

- CHERLESTON, J.S.; BODY, R.L.; MOTTET, N.K.; VAHTER, M.E.; BURBACHER, T.M. Autometallographic Determination of Inorganic Mercury Distribution in the Cortex of the Calcarine Sulcus of the Monkey *Macaca fascicularis* Following Long-Term Subclinical Exposure to Methylmercury and Mercuric Chloride. **Toxicology and Applied Pharmacology**. v. 132, n. 2, p. 325-333, 1995.
- CHOI, D. W. Excitotoxic cell death. **J. Neurobiol.** v. 23, p. 1261-1276, 1992. LIMKE, T.L.; OTERO-MONTANEZ, J.K.L.; ATCHISON, W.D. Evidence for interactions between intracellular calcium stores during methylmercury induced intracellular calcium dysregulation in rat cerebellar granule neurons. **The Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics**. v. 304, p. 949-958, 2003.
- CLARKSON, T. W. The three modern faces of mercury. **Environmental Health Perspectives**, v.110, p. 11-23, 2002.
- CLARKSON, T.W.; MAGOS, L. The toxicology of mercury and its chemical compounds. **Crit. Rev. Toxicol.** v. 36, n. 8, p. 609-662, 2006.
- CLARO-JR. L.H.; FERREIRA, E.; ZUANON, J.; ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 1, p. 133-137, 2004.
- CLIFTON, J.C. 2nd. Mercury exposure and public health. **Pediatric Clinics of North America**. v. 54, n. 2, p. 237-269, 2007.
- COELHO-SOUZA, S. A.; MIRANDA, M. R.; GUIMARÃES, J. R. D. A importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na Bacia do Rio Tapajós (PA). **Oecologia Brasiliensis**. v. 11, p. 252-263, 2007.
- Coletânea de Informações sobre o mercúrio incluindo padrões ambientais no Brasil. 4ª Reunião do Grupo de Trabalho Lâmpadas Mercuriais Câmara Técnica de Saúde, Saneamento Ambiental e Gestão de Resíduos do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Secretaria de Vigilância em Saúde, Ministério da Saúde, 2010.
- Committee on Human Biomonitoring for Environmental Toxicants, National Research Council of the United States National Academies of Science. **Human biomonitoring for environmental chemicals**. Washington: National. Academies Press; 2006.
- COMUNICAÇÃO PESSOAL: ANJOS, N. **Exposição pré-natal de mercúrio total em gestantes de Santarém-Pará**, 2017.
- COMUNICAÇÃO PESSOAL: AUZIER, C. **Mercúrio total em tucunaré (*Cichlia spp*) e pescada (*Plagioscion spp*) comercializados em Santarém-Pará**, 2017.
- CORVELO, T.C.O; OLIVEIRA, E.A.F.; PARIJÓS, A.M.; OLIVEIRA, C.S.B.; LOIOLA, R.S.P.; ARAÚJO, A.A. et al. Monitoring Mercury exposure in reproductive aged women inhabiting the Tapajós river basin Amazon. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 93, n. 1, p. 42-46, 2014.
- COSTA, N. M. B.; ROSA, C. O. B. **Alimentos funcionais - componentes bioativos e efeitos fisiológicos**. Ed. Rubio. Rio de Janeiro, 2010.
- COUNTER, S.A.; BUCHANAN, L.H. Mercury exposure in children: a review. **Toxicol. Appl. Pharmacol.**, v.198, p.209-230, 2004.
- CRESPO-LÓPEZ, M. E.; HERCULANO, A. M.; CORVELO, T. C.; NASCIMENTO, J. L. M. Mercurio y neurotoxicidad. **Revista de Neurologia**, v.40, p.441-447, 2005.
- CRESPO-LÓPEZ, M. E.; MACEDO, G.L.; PEREIRA, S.I.D.; ARRIFANO, G.P.F.; PICANÇO-DINIZ, D.L.W.; NASCIMENTO, J.L.M; HERCULANO, A.M. Mercury and human genotoxicity: Critical considerations and possible molecular mechanisms. **Pharmacological Research**, v.60, p.212-220, 2009.
- CRESPO-LÓPEZ, M. E.; MACEDO, G.L.; PEREIRA, S.I.D.; ARRIFANO, G.P.F.; PICANÇO-DINIZ, D.L.W.; NASCIMENTO, J.L.M; HERCULANO, A.M. Mercury and

- human genotoxicity: Critical considerations and possible molecular mechanisms. **Pharmacological Research**, v.60, p.212-220, 2009.
- CRESPO-LÓPEZ, M. E.; SÁ, A.L.; HERCULANO, A.M.; BURBANO, R.R.; NASICMENTO, J.L.M. Methylmercury genotoxicity: A novel effect in human cell lines of the central nervous system. **Environment International**, v.33, p.141-146, 2007.
- DA SILVA BRABO, E.; DE OLIVEIRA SANTOS, E.; DE JESUS, I.M.; MASCARENHAS, A.F.; DE FREITAS FAIAL, K. Mercury contamination of fish and exposures of an indigeneous community in Pará State, Brazil. **Environ Res**; v. 84, p.197–203, 2000.
- DAKEISHI, M.; NAKAI, K.; SAKAMOTO, M.; IWATA, T.; SUZUKI, K.; LUI, X.; OHNO, T.; KUROSAWA, T.; SATOH, H.; MURATA, K. Effects of hair treatment on hair mercury the best biomarker of methylmercury exposure? **Environ. Health Prev. Med.**, v. 10, p. 208-212, 2005.
- DANTAS, M.E. et al; Origens das Paisagens. In: SILVA, C.R. Ed. **Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro, CPRM, 2008.
- DAVIS, B.J.; PRICE, H.C.; O'CONNOR, R.W.; FERNANDO, R.; ROWLAND, A.S.; MORGAN, D.L. Mercury vapor and female reproductive toxicity. **Toxicological Sciences**. v. 59, n. 2, p. 291-296, 2001.
- DICKMAN, M.D.; LEUNG, C.K.; LEONG, M.K. Hong Kong male subfertility links to mercury in human hair and fish. **Science of the Total Environment**. v. 214, p. 165-174, 1998.
- DOLBEC, J.; MERGLER, D.; LARRIBE, F.; ROULET, M.; LEBEL, J.; LUCOTTE, M. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. **Sci Total Environ.**, v. 271, p. 87-97, 2001.
- DONG, Z.; JIM, R.; C.; HATLEY, E.L.; BACKUS, A.S.N.; SHINE, J.P.; SPENGLER, J.D.; SCHAIER, L. A. A longitudinal study of mercury exposure associate ed with consumption of freshwater fish from are serivoir in rural south central USA. **Environmental Research**, v. 136, p. 155–162, 2015.
- DÓREA, J. G.; BEZERRA, V. L. V. A.; FAJON, V.; HORVAT, M. Speciation of methyl- and ethyl-mercury in hair of breastfed infants acutely exposed to thimerosal-containing vacines. **Clinica Chimica Acta**, v. 412, n. 17-18, p. 1563–1566, ago. 2011.
- DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; FERRARI, I.; SOUZA, J.R. Fish consumption (hair mercury) and nutritional status of Amazonian Amerindian children. **Am J Hum Biol.**, v. 17, p. 507–514, 2005.
- DOREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; SILVA, G.S. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hidrological cycles of the rio Negro, Amazon. **Comparative Biochemisand physiology, Part C**, v. 14, p. 275-283, 2006.
- DOREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; SILVA, G.S. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**. v. 142, n. 3-4, p. 275-283, 2006.
- DOURSON, M.L.; WULLENWEBER, A.E.; POIRIER, K.A. Uncertainties in the reference dose for methylmercury. **Neurotoxicology**. v.22, p.677-89, 2001.
- DREIEM, A.; SEEGAL, R.F. Methylmercury-induced changes in mitochondrial function in striatal synaptosomes are calcium-dependent and ros independent. **Neuro Toxicology**. v. 28, p. 720-726, 2007.
- DRISCOLL, C.T.; MASON, R.P.; CHAN, H.M.; JACOB, D.J.; PIRRONE, N. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. **Environmental Science & Tecnology**, v.47, n.10, p. 4967-4983, 2013.

- DUARTE-ALMEIDA, J.M, et al. Avaliação da atividade antioxidante utilizando sistema β -caroteno/ácido linoléico e método de seqüestro de radicais DPPH. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas. v. 26, n. 2, p. 446-452, abr.-jun, 2006.
- DUCHEMIN, M.B.; AUFFRET, M.; WESSEL, N.; FORTIER, M.; MORIN, Y.; PELLERIN, J.; FOURNIER, M. Multiple experimental approaches of immunotoxic effects of mercury chloride in the blue mussel, *Mytilus edulis*, through in vivo, in tubo and in vitro exposures. **Environmental Pollution.**, v.153, p.416-423, 2008.
- E.P.A., 2009. U.S. Environmental Protection Agency. **Office of Environmental Information** (2810A). Washington, D.C.
- EKINO, S., et al. Minamata disease revisited: an update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. **J. Neurol. Sci.**, v.262, n.1-2, p.131-144, 2007.
- ERCAL, D.; ORHAN, H.G.; BURNS, N.A. Toxic metals and oxidative stress part I: mechanisms involved in metal induced oxidative damage. **Curr Top Med Chem.**, v.1, p.529-539, 2001.
- ESTEBAN, M. and CASTAÑO, A., 2009, Non-invasive matrices in human biomonitoring: a review. **Environment International**, vol. 35, no. 2, p. 438-449.
- EVERS, D. C.; KEANE, S. E.; BASU, N.; BUCK, D. Evaluating the effectiveness of the Minamata Convention on Mercury: Principles and recommendations for next steps. **Science of the Total Environment**. v. 569, n. 570, p. 888-903, 2016.
- FADINI, P.S.; JARDIM, W.F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury?. **Sci Total Environ.**, v.275, n.1-3, p.71-82, 2001.
- FAIAL, K.; DEUS, R.; DEUS, S.; NEVES, R.; JESUS, I.; SANTOS, E.; ALVES, C.N.; BRASIL, D. Mercury levels assessment in hair of riverside inhabitants of the Tapajós River, Pará State, Amazon, Brazil: fish consumption as a possible route of exposure. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**. v. 30; p. 66-76, Apr, 2015.
- FAO/WHO, 2011. **Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption**, Rome, 2011.
- FARIAS A.L et al. Mercúrio total em cabelo de crianças de uma população costeira, Cananéia, São Paulo, Brasil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.24, n.10, p.2249-2256, out, 2008.
- FARIAS, L. A. **Avaliação do conteúdo de Mercúrio, Metilmercúrio e outros elementos de interesse em peixes e em amostras de cabelos e dietas de pré-escolares da Região Amazônica**. 2006. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear - Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, University of São Paulo, São Paulo, 2006.
- FARINA, M.; ASCHNER, M.; ROCHA, J.B. Oxidative stress in MeHg-induced neurotoxicity. **Toxicology and Applied Pharmacology**. v. 256, p. 405-417, 2011b.
- FARINA, M.; FRANCO, J. L.; RIBAS, C.M. et al. Protective effects of polygala paniculata extract against methylmercury-induced neurotoxicity in mice. **J. Pharm. Pharmacol.** v. 51, n. 11, p. 1503-1508, 2005.
- FARINA, M.; ROCHA, J.B.; ASCHNER, M. Mechanisms of methylmercury-induced neurotoxicity: evidence from experimental studies. **Life Sciences**. v. 89, n. 15-16, p. 555-563, 2011a.
- FAZZI-GOMES, PAOLA et al. High genetic diversity and connectivity in *Collossoma macropomum* in the Amazon basin revealed by microsatellite markers. **Genetics and Molecular Biology**. Sociedade Brasileira de Genética. Printed in Brazil. Fev. 2017.
- FERREIRA, A.L.A.; MATSUBARA, L.S. Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo. **Rev Ass Med Brasil**. v. 43, n. 1, p. 61-68, 1997.
- FILHO, E. O. M.; OLIVEIRA, C. S. B.; SILVEIRAI, L. C. L.; CRUZII, T.M.; SOUZAI, G. S.; JUNIOR, J.M.F.C.; PINHEIRO, M.C.N. A ingestão de pescado e as concentrações de mercúrio em famílias de pescadores de Imperatriz (MA). **Rev Bras Epidemiol**. v. 19, n. 1, p. 14-25, Jan-Mar, 2016.

- FLANDERS, R.A. Mercury in dental amalgam: a public health concern? **Journal of Public Health Dentistry**. v. 52, n. 5, p. 303-311, 1992.
- FLORA, S.J.; MITTAL, M.; MEHTA, A. Heavy metal induced oxidative stress & its possible reversal by chelation therapy. **Indian Journal of Medical Research**. v. 128, n. 4, p. 501-523, 2008.
- FONTELLES, M. **Bioestatística aplicada à pesquisa experimental**. Belém: Mauro Fontelles, 2012.
- FRANCO, J.L.; POSSER, T.; MISSAU, F.; et al. Structure-activity relationship of flavonoids derived from medicinal plants in preventing methylmercury-induced mitochondrial dysfunction. **Environ Toxicol Pharmacol**. v. 30, n. 3, p. 272-278, 2010.
- FRESQUEZ, M. R.; GONZALEZ-JIMENEZ, N.; GRAY, N.; WATSON, C. H.; PAPPAS, R. S. High-Throughput Determination of Mercury in Tobacco and Mainstream Smoke from Little Cigars. **Journal of Analytical Toxicology**. v. 39, p. 545 - 550, 2015.
- FRIBERG, L.; NORDBERG, G. **Inorganic mercury - a toxicological and epidemiological appraisal. Mercury, Mercurial and Mercaptans**. Edited by Miller MW and Clarkson TW. Springfield, CC. Thomas, 1973.
- FRUSTACI, A.; MAGNAVITA, N.; CHIMENTI, C.; CALDARULO, M.; SABBIONI, E.; PIETRA, R.; et al. Marked elevation of myocardial trace elements in idiopathic dilated cardiomyopathy compared with secondary cardiac dysfunction. **Journal of the American College of Cardiology**. v. 33, n. 6, p. 1578-1583, 1999.
- GAO, B.; ZHOU, H.; YUB, Y.; WANG, Y. Occurrence, distribution, and risk assessment of the metals in sediments and fish from the largest reservoir in China. **The Royal Society of Chemistry**. v. 5, p. 60322–60329, 2015.
- GARDNER, R.M.; NYLAND, J.F.; SILBERGELD, E.K. Differential immunotoxic effects of inorganic and organic mercury species in vitro. **Toxicology Letters**. v. 198, n. 2, p. 182-190, 2010.
- GAULT, A.G.; ROWLAND, A.L.; CHARNOCK, J.M.; WOGELIUS, R.A.; MORILLA-GOMEZ, I.; VONG, S.; LENG, M.; SAMRETH, S.; SAMPSON, M.L.; POLYA, D.A. Arsenic in hair and nails of individuals exposed to arsenic-rich groundwaters in kandal province, Cambodia. **Science of the Total Environment**, n. 393, p.168-176, 2008.
- GAYOSO, C.W.; MENDONÇA, I.R.S.M.; AZULAY, R.D. O estudo das unhas. Novos aspectos após o exame de 1.100 pacientes. **An Bras Dermatol**, v. 67, n. 4, p. 169-181, 1992.
- GIBB, H.; HAVER, C.; KOZLOV, K.; CENTENO, J.A.; JURGENSON, V.; KOLKER, A.; CONKO, K.M.; LANDA, E.R.; XU, H. Biomarkers of Mercury Exposure in Two Eastern Ukraine Cities. **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, v. 8, p. 187–193, 2011.
- GOULLE, J.P.; SAUSSEREAU, E.; MAHIEU, L.; BOUIGE, D.; GROENWONT, S.; GUERBET, M.; LACROIX, C. Application of inductively coupled plasmamass spectrometry multielement analysis in fingernail and toenail as a biomarker of metal exposure. **J. Anal. Toxicol**. v. 33, p. 92-98, 2009.
- GRIGOLETTO, J. C. et al. Exposição ocupacional por uso de mercúrio em odontologia: uma revisão bibliográfica. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, v. 13, n. 2, p. 533-542, 2008.
- GRIMALDI, C; GRIMALDI, M.; GUEDRON, S. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. **Science of the Total Environment**. v. 4, n. 1, p. 121 - 129, ago., 2008.
- GROTTO, D.; VALENTINI, J.; FILLION, M.; PASSOS, C.J.S.; GARCIA, S.C.; MERGLER, D.; BARBOSA JR, F. Mercury exposure and oxidative stress in communities of the Brazilian Amazon. **Science of the Total Environment**., v.408, p.806-811, 2010.
- GUALLAR, E.; SANZ-GALLARDO, M.I.; VAN'T VEER, P.; BODE, P.; ARO, A.; GOMEZ-ARACENA, J.; KARK, J.D.; RIEMERSMA, R.A.; MARTIN-MORENO, J.M.; KOK, F.J.

- Mercury, fish oils, and the risk of myocardial infarction. **The New England Journal of Medicine**. v. 347, p. 747–1754, 2002.
- GUL, N.; KHAN, S.; KHAN, A.; NAWAB, J.; SHAMSHAD, I.; YU, K. Quantification of Hg excretion and distribution in biological samples of mercury-dental-amalgam users and its correlation with biological variables. **Environ Sci Pollut Res**, 2016.
- GUNDAKER, C.; GENCIK, M.; HENGSTSCHLAGER, M. The relevance of the individual genetic background for the toxicokinetics of two significant neurodevelopmental toxicants: mercury and lead. **Mutation Research**. v. 705, n. 2, p. 130-140, 2010.
- GUPCHUP, G.V.; ZATZ, J.L. Structural characteristics and permeability properties of the human nail: a review. **J. Cosmet. Sci.**, v. 50, p. 363-385, 1999.
- GUPTA, A.K.; JAIN, H.C.; LYNDE, C.W.; et al. Prevalence and epidemiology of unsuspected onychomycosis in patient visiting dermatologists' offices in Ontario, Canada - a multicenter of 2001 patients. **Int J Dermatol.**, v. 36, n.10, p. 783-787, Oct, 1997.
- GURJÃO R.S. et al. Comportamento do mercúrio em perfis de solo do sítio ilha de Terra-Caxiuanã, Pará. **Quim. Nova**. Belém – PA Vol. 33, No. 4, 821-826, 2010.
- HA, E.; BASU, N.; BOSE-O'REILLY, S.; DÓREA, J.G.; MCSORLEY, E., SAKAMOTO, M.; CHAN, H. Current progress on understanding the impact of mercury on human health. **Environmental Research**. 2016.
- HACON, S. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.24, n.7, p.1479-1492, jul, 2008.
- HADDAD, J.K.; STENBERG, E. JR. Bronchitis due to acute mercury inhalation. Report of two cases. **American Review of Respiratory Disease**. v. 88, p. 543-545, 1963.
- HALLGREN, C.G.; HALLMANS, G.; JANSSON, J.H.; MARKLUND, S.L.; HUHTASAARI, F.; SCHUTZ, A.; STROMBERG, U.; VESSBY, B.; SKERFVING, S. Markers of high fish intake are associated with decreased risk of a first myocardial infarction. **British Journal of Nutrition**. v. 86, p. 397–404, 2001.
- HAMILTON, J. B.; TERADA, H.; MESTLER, G.E. Studies of growth through out the lifespan in Japanese: growth and size of nails and the irrelation ship to age, sex, heredity, and other factors. **J. Gerontol**. v. 10, p. 401-415, 1955.
- HARADA, M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. **Crit Rev Toxicol.**, v.25, p.1-24, 1995.
- HARADA, M. **Review on Where Lies the Responsibility for Minamata Disease**. Ed. Kunamoto University Medical School, Japan, 1991.
- HARADA, M.; NAKANISHI, J.; YASODA, E.; PINHEIRO, M.C.N.; OIKAWA, T.; GUIMARÃES, G.A. Mercury pollution in the Tapajós River Basin, Amazon: mercury level of head hair and health effects. **Environ Int.**, v.27, p.285-290, 2001.
- HEINRICH, M.; DHANJI, T.; CASSELMAN, I. Açai (Euterpe oleracea Mart.) - A phytochemical and pharmacological assessment of the species' health claims. **Phytochemistry Letters**. v. 4, p. 10-21, 2011.
- HENDRY, W.F.; A'HERN, R.P.; COLE, P.J. Was Young's syndrome caused by exposure to mercury in childhood? **BMJ**. v. 307, n. 6919, p. 1579-1582, 1993.
- HEYER, N.J.; ECHEVERRIA, D.; BITTNER, A.C.J.R.; FARIN, F.M.; GARABEDIAN, C.C.; WOODS, J.S. Chronic low-level mercury exposure, BDNF polymorphism, and associations with self-reported symptoms and mood. **Toxicological Sciences**. v. 81, n. 2, p. 354-363, 2004.
- HINNERS, T.; TSUCHIYA, A.; STERN, A.H.; BURBACHER, T.M.; FAUSTMAN, L.M.; MARIËN, K. Chronologically matched toenail-Hg to hair-Hg ratio: temporal analysis within the Japanese community (U.S.). **Environmental Health**, v.11, n.81, 2012.
- HOGAN, S.; CHUNG, H; ZHANG, L.; LI, J.; LEE, Y.; DAI, Y; ZHOU, K. Antiproliferative and antioxidant properties of anthocyanin-rich extract from acai. **Food Chemistry**. v. 118, p. 208-214, 2010.

- HONG, C.; YU, X.; LIU, J.; CHENG, Y.; ROTHENBERG, S.E. Low-level methylmercury exposure through rice ingestion in a cohort of pregnant mothers in rural China. **Environmental Research**, v. 150, p. 519–527, 2016.
- HSDB – HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK. Mercury. In: TOMES CPS SYSTEM. Toxicology, occupational medicine and environmental series. **Englewood: Micromedex**, 2000.
- HUGUET, L.; CASTELLE, S.; SCHAFER, 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**. v. 408; p. 1338-1348, 2010.
- HYBENOVA, M.; HRDA, P.; PROCHAZKOVA, J.; STEJSKAL, V.; STERZL, I. The role of environmental factors in autoimmune thyroiditis. **Neuroendocrinology Letters**. v. 31, n. 3, p. 283-289, 2010.
- Iavicoli, I.; Fontana, L.; Bergamaschi, A. The effects of metals as endocrine disruptors. **Journal of Toxicology and Environmental Health**. v. 12, n. 3, p. 206-223, 2009.
- Instituto Brasileiro de geografia e Estatística (IBGE)**, 2016.
- IPCS (2000) International Chemical Safety Cards 0056, 0978, 0979, 0980, 0981, 0982 and 0984. Geneva, **World Health Organization, International Programme on Chemical Safety**. <http://www.who.int/ipcs/publications/icsc/en/index.html>.
- ISAAC, V.J.; RUFFINO, M.L. A Estatística pesqueira no Baixo Amazonas: experiência do Projeto IARA. In: Recursos Pesqueiros do Médio Amazonas: biologia e estatística pesqueira. Brasília: Edições Ibama. cap.9, p.201-224, 2000.
- JARZYNSKA, G.; GUCIA, M.; KOJTA, A.K.; REZULAK, K.; FALANDYSZ, J. Profile of trace elements in Parasol Mushroom (*Macrolepiota procera*) from Tucholskie forest. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**. v. 46, p. 741–751, 2011.
- JAYASINGHE, S.B.; CARUSO, J.A. Investigation of Se-containing proteins in *Bertholletia excelsa* H.B.K. (Brazil nuts) by ICPMS, MALDI-MS and LC-ESI-MS methods. **International Journal of Mass Spectrometry**, 2011.
- JOHNSON, F.O.; ATCHISON, W.D. The role of environmental mercury, lead and pesticide exposure in development of amyotrophic lateral sclerosis. **Neurotoxicology**. v. 30, n. 5, p. 761-765, 2009.
- JUNQUEIRA, L. C; CARNEIRO, J. **Histologia Básica: Texto/Atlas**. Guanabara Koogan. 10 ed. Cap. 18, p.359-370, 2004.
- KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E.F.A.; MALM, O. Mercúrio em peixes – fontes e contaminação. **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 2, p. 228-239, 2007.
- KATSIKINI, M.; PINAKIDOU, F.; MAYROMATI, E.; PALOURA, E.C.; GIOULEKAS, D.; GROLIMUND, D. Fe distribution and speciation in human nails. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research**. v. 268, p. 420-424, 2010.
- KEHRIG, H. A. e MALM, O. Bioconcentração e Biomagnificação de Metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Quim. Nova**. v. 34, n. 3, p. 377-384, 2011.
- KEHRIG, H.A.; MALM, O.; AKAGI, H. Methylmercury in hair samples from different riverine groups, Amazon, Brazil. **Water Air Soil Pollut.**, v. 97, p. 17-29, 1997.
- KEMPURAJ, D.; ASADI, S.; ZHANG, B.; MANOLA, A.; HOGAN, J.; PETERSON, E.; THEOHARIDES, T.C. Mercury induces inflammatory mediator release from human mast cells. **J Neuroinflammation**. v. 11, p. 7-20, 2010.
- KERPER, L. E.; BALLATORI, N.; CLARKSON, T. W. Methylmercury transport across the blood brain barrier by amino acid carrier. **Am J Physiol**. v. 262, p. 761-765, 1992.
- KHOURY, E. D. T.; SOUZA, G. S. L.; SILVEIRA, C. L.; COSTA, C. A.; ARAÚJO, A. A.; PINHEIRO, M. C. N. Manifestações neurológicas em ribeirinhos de áreas expostas ao mercúrio

- na Amazônia brasileira. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.29, n.11, p.2307-2318, nov, 2013.
- KINJO, Y.; AKIBA, S.; YAMAGUCHI, N.; MIZUNO, S.; WATANABE, S.; WAKAMIYA, J.; et al. Cancer mortality in Minamata disease patients exposed to methylmercury through fish diet. **Journal of Epidemiology**. v. 6, p. 3, p. 134-138, 1996.
- KRYSTEK, P.; FAVARO, P.; BODE, P.; et al. Methylmercury in nail clippings in relation to fish consumption analysis with gas chromatography coupled to inductively coupled plasma mass spectrometry: a first orientation. **Talanta**., v. 97, p. 83-86, 2012
- KUO, T.C.; LIN-SHIAU, S.Y. Early acute necrosis and delayed apoptosis induced by methyl mercury in murine peritoneal neutrophils. **Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology**. v. 94, n. 6, p. 274-281, 2004.
- KURLAND, T.; FARO, S.N.; SIEDLER, H. Minamata disease. The outbreak of a neurologic disorder in Minamata, Japan, and its relationship to the ingestion of seafood contaminated by mercuric compounds. **World Neurol.**, v.1, n.5, p.370–395, 1960.
- LACERDA, L. D. de; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.
- LEBEL, J.; ROULET, M.; MERGLER, D.; LUCOTTE, M. & LARRIBE, F. Fish diet and mercury exposure in a riparian amazonian population. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 31-44, 1997.
- LECHOPIER, Nicolas. Ética e justiça nas pesquisas sediadas em comunidades: o caso de uma pesquisa ecossistêmica na Amazônia. **Scientiæ zudia**, São Paulo, v. 9, n. 1, p. 129-47, 2011.
- LEGAT, L.N.A.; BRITO, J.L. O mercúrio em cetáceos (Mammalia cetacea): uma revisão. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 1021-1035, 2010.
- LEI, P.; ZHANG, H.; SHAN, B.; ZHANG, B. Distribution, diffusive fluxes, and toxicity of heavy metals and PAHs in pore water profiles from the northern bays of Taihu Lake. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 23, n. 21, p. 22072-22083, 2016.
- LI, P., FENG, X., YUAN, X., et al. Rice consumption contributes to low level methylmercury exposure in southern China. **Environment International**, v. 49, p. 18–23, 2012b.
- LI, S.J.; ZHANG, S.H.; CHEN, H.P.; ZENG, C.H.; ZHENG, C.X.; LI, L.S.; et al. Mercury-induced membranous nephropathy: clinical and pathological features. **Clinical Journal of the American Society of Nephrology**. v. 5, n. 3, p. 439-444, 2010.
- LIACUNA, L. MACH, N. Papel de los antioxidantes en la prevención del cáncer. **Revista Española de Nutrición Humana y Dietética**, v.16, n. 1, p. 16-24, 2012.
- LIANG, Y.X.; SUN, R.K.; SUN, Y.; CHEN, Z.Q.; LI, L.H. Psychological effects of low exposure to mercury vapor: application of a computer-administered neurobehavioral evaluation system. **Environmental Research**. v. 60, n. 2, p. 320-327, 1993.
- LIMA, A. P. S.; MÜLLER, R. C. S.; SARKIS, J. E. S.; ALVES, C. N.; BENTES, M. H. S.; BRABO, E.; SANTOS, E. O. Mercury Contamination in Fish from Santarém, Pará, Brazil. **Environmental Research Section**. v. 83, p. 117-122, 2000.
- LUCENA, G. M.; PORTO, F.A; CAMPOS, E.G.; AZEVEDO, M.S.; CECHINEL-FILHO, V.; PREDIGER, R.D.S.; FERREIRA, V.M. Cipura paludosa attenuates long-term behavioral deficits in rats exposed to methylmercury during early development. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 1150-1158, 2010.
- LUCENA, G.M.; FRANCO, J.L.; RIBAS, C.M.; AZEVEDO, M.S.; MEOTTI, F. C.; GADOTTI, V.M.; DAFRE, A. L.; SANTOS, A.R.; FARINA, M. Cipura paludosa extract prevents methyl mercury-induced neurotoxicity in mice. **Basic Clin. Pharmacol. Toxicol**. v. 101, p. 127-131, 2007.
- LUND, B.O.; MILLER, D.M.; WOODS, J.S. Studies on Hg(II)-induced H₂O₂ formation and oxidative stress in vivo and in vitro in rat kidney mitochondria. **Biochemical Pharmacology**. v. 45, n. 10, p. 2017-2024, 1993.

- MAGOS, L.; CLARKSON, T.W. Overview of the clinical toxicity of mercury. **Annals of Clinical Biochemistry**. v. 43, n. 4, p. 257-268, 2006.
- MAILMAN, M.; STEPNUK, L.; CICEK, N.; BODALY, R. A. Strategies to lower methylmercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. **Science of the Total Environment**. v. 368, p. 224-235, 2006.
- MAKANI, S.; GOLLAPUDI, S.; YEL, L.; CHIPLUNKAR, S.; GUPTA, S. Biochemical and molecular basis of thimerosal-induced apoptosis in T cells: a major role of mitochondrial pathway. **Genes Immun.**, v. 3, p. 270-278., 2002.
- MALM, O. Gold Mining as a Source of Mercury Exposure in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 77, p.73-78, 1998.
- MALM, O.; BRANCHES, F.J.; AKAGI, H.; CASTRO, M.B.; PFEIFFER, W.C.; HARADA, M. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **Sci Total Environ.**, v.175, p.141-50, 1995.
- MALM, O.; DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; PINTO, F. N.; WEIHE, P. Sequential hair mercury in mothers and children from a traditional riverine population of the Rio Tapajós, Amazonia: Seasonal changes. **Environmental Research**. v. 10, p. 705–709, 2010.
- Manual DMA-80.** Direct Mercury Analyzer: 5 - Minute Mercury Analysis Without Sample Preparation. Milestone Helping Chemists.
- MARQUES, R. C.; DÓREA, J.; MCMANUS, C; LEÃO, R. S.; BRANDÃO, K.G.; MARQUES, R. C.; VIEIRA, I. H.; GUIMARÃES, 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**. v. 14, n. 4, p. 661-669. abr, 2010.
- MARUYAMA, K.; YORIFUJI, T.; TSUDA, T.; SEKIKAWA, T.; NAKADAIRA, H.; SAITO, H. Methyl Mercury Exposure at Niigata, Japan: Results of Neurological Examinations of 103 Adults. **Journal of Biomedicine and Biotechnology**, v. 2012, 2012.
- MCDOWELL, M.A. et al. Hair mercury levels in U.S. children and women of childbearing age: reference range data from NHANES 1999-2000. **Environmental Health Perspectives.**, v. 112, n. 11, p. 1165-1171, 2004.
- MCGREGOR, A.J.; MASON, H.J. Occupational mercury vapour exposure and testicular, pituitary and thyroid endocrine function. **Human & Experimental Toxicology**. v. 10, n. 3, p. 199-203, 1991.
- MELA, M.; CAMBIER, S.; MESMER-DUDONS, N.; LEGEAY, A.; GROTZNER, S.R.; RIBEIRO, C.A.O.; VENTURA, D.F.; MASSABUAU, J-C. Methylmercury localization in Danio rerio retina after trophic and subchronic exposure: A basis for neurotoxicology. **Neuro Toxicology**. v. 31, p. 448-453, 2010.
- MERONA, B.; RANKIN-DE-MERONA. J. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. **Neotropical Ichthyology**. v. 2, n. 2, p. 75-84, 2004.
- MERTENS-TALCOTT, S.U.; RIOS, J.; JILMA-STOHLAWETZ, P.; et al. Pharmacokinetics of anthocyanins and antioxidant effects after the consumption of anthocyanin-rich acai juice and pulp (*Euterpe oleracea* Mart.) in human healthy volunteers. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 56, n. 17, p. 7796-7802, 2008.
- 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**, v. 23; n. 4, p. 487 - 495, fev. 2000.
- MIEIRO, C.L.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; PACHECO, M. Brain as a critical target of mercury in environmentally exposed fish (*Dicentrarchus labrax*)--bioaccumulation and oxidative stress profiles. **Aquatic Toxicology**. v. 103, n. 3-4, p. 233-240, 2011.

- MILLER, S.; PALLAN, S.; GANGJI, A.S.; LUKIC, D.; CLASE, C.M. Mercury-associated nephrotic syndrome: a case report and systematic review of the literature. **American Journal of Kidney Diseases**. v. 62, n. 1, p. 135-138, 2013.
- MINOIA, C.; RONCHI, A.; PIGATTO, P.; GUZZI, G. Effects of mercury on the endocrine system. **Critical Reviews in Toxicology**. v. 39, n. 6, p. 538, 2009.
- MIRANDA, M.R.; COELHO-SOUZA, S.A; GUIMARÃES, J.R.D.; CORREA, R.R.S.; OLIVEIRA, D. Mercúrio Em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecol. Bras.**, v.11, n 2, p. 240-251, 2007.
- MIRANDA, R. G. et al. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia - Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambiente e Água**, v. 4, n. 2, p. 75-92, 2009.
- MOREAU, R.L.M.; SIQUEIRA, M.E.P.B. **Toxicologia Analítica**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2008.
- MORGANO, M.A.; GOMES, P.C.; MANTOVANI, D.M.B.; PERRONE, A.A.M.; SANTOS, T.F. Níveis de mercúrio total em peixes de água doce de pisciculturas paulistas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 25; n. 2, p. 250-253, Campinas, abr.-jun. 2005.
- MORTON, J.; MASON, H.J.; RITCHIE, K.A.; WHITE, M. Comparison of hair, nails and urine for biological monitoring of low level in organic mercury exposure in dental workers. **Biomark.:** Biochem. Indic. Expos. Response, Susceptibility Chem. v. 9, p. 47–55, 2004.
- MOTTET, N.K.; VAHTER, M.E.; CHARLESTON, J.S.; FRIBERG, L.T. Metabolism of methylmercury in the brain and its toxicological significance. **Metal Ions in Biological Systems**. v. 34, p. 371-401, 1994.
- MOZAFFARIAN, D.; PEILIN, S.; MORRIS, J.S.; SPIEGELMAN, D.; GRANDJEAN, P.; SISCOVICK, D.S.; WILLETT, W.C.; RIMM, E.B. Mercury Exposure and risk of cardiovascular disease in two U.S. cohorts. **The New England Journal of Medicine**. v. 364, p. 1116–1125, 2011.
- NAGANUMA, A.; FURUCHI, T.; MIURA, N.; HWANG, G.W.; KUGE, S. Investigation of intracellular factors involved in methylmercury toxicity. **The Tohoku Journal of Experimental Medicine**. v. 196, n. 2, p. 65-70, 2002.
- NASCIMENTO, J.L.; OLIVEIRA, K.R.; CRESPO-LOPEZ, M.E.; MACCHI, B.M.; MAUES, L.A.; PINHEIRO, M.D.A.C.; SILVEIRA, L.C.; HERCULANO, A.M. Methylmercury neurotoxicity & antioxidant defenses. **Indian Journal of Medical Research**. v. 128, p. 373-382, 2008.
- National Research Council (NRC) (U.S.): **Committee on the Toxicological Effects of Methylmercury: Toxicological effects of methylmercury**. Washington, DC: National Academy Press; 2000.
- NEEDHAM, L.L.; GRANDJEAN, P.; HEINZOW, B.; JORGENSEN, P.J.; NIELSEN, F.; PATTERSON, D.G., JR. et al.. Partition of environmental chemicals between maternal and fetal blood and tissues. **Environ Sci Technol.**, v. 45, p. 1121-1126, 2011.
- NYLAND, J.F. et al. Biomarkers of Methyl Mercury Exposure Immunotoxicity among Fish Consumers in Amazonian Brazil. **Environmental Health Perspectives**, v.119, p.1733-1738, 2011.
- OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. **Os Fundamentos de Toxicologia**, 3. ed. São Paulo: Atheneu, 677 p., 2008.
- OHNO, T.; SAKAMOTO, M.; KUROSAWA, T.; DAKEISHI, M.; IWATA, T.; MURATA, K. Total mercury levels in hair, toenail, and urine among women free from occupational exposure and their relations to renal tubular function. **Environ Res.**, v. 103, p. 191-197, 2007.
- OLIVEIRA, D.B.; FOSTER, G.; SAVILL, J.; SYME, P.D.; TAYLOR, A. Membranous nephropathy caused by mercury-containing skin lightening cream. **Postgraduate Medical Journal**. v. 63, n. 738, p. 303-304, 1987.

- OLIVEIRA, F.R.T.; FERREIRA, J.R.; SANTOS, C.M.C.; OLIVEIRA, R.B.; MACÊDO, L.E.M.; ANTUNES-RODRIGUES, J.; DO NASCIMENTO, J.L.M.; FARO; FERREIRA, L.R.; PICANÇO-DINIZ, D.L.W. Estradiol reduces cumulative mercury and associated disturbances in the hypothalamus-pituitary axis of ovariectomized rats. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 63, p. 488-493, 2006.
- PACYNA, J.M.; PACYNA, E.G.; AAS, W. Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. **Atmospheric Environment**. v. 43, p. 117–127, 2009.
- PARAJULI, R.P.; GOODRICH, J.M.; CHOU, H.N.; GRUNINGER, S.E.; DOLINOY, D.C.; FRANZBLAU, A.; BASU, N. Genetic polymorphisms are associated with hair, blood, and urine mercury levels in the American Dental Association (ADA) study participants. **Environmental Research**. v. 149, p. 247–258, 2016.
- PARK, J.D.; ZHENG, W. Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury. **Journal of Preventive Medicine & Public Health**. v. 45, n. 6, p.344-352, 2012.
- PARK, K.; SEO, E. Toenail mercury and dyslipidemia: Interaction with selenium. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**. v. 39, p. 43-49, 2017.
- 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**. v. 105, p. 183-193, 2007.
- PASSOS, C.J.S.; MERGLER, D. Human Mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 24 Sup.4: S503-S520, 2008.
- 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**, v. 105, p. 183-193, 2007.
- PASSOS, C.J.S.; MERGLER, D.; GASPAR, E.; MORAIS, S.; LUCOTTE, M.; LARRIBE, F, et al. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environ Res.**, v. 93, p. 123-130, 2003.
- PASSOS, C.J.S.; SILVA, D.S.; LEMIRE, M.; FILLION, M.; GUIMARÃES, J.R.D.; LUCOTTE, M., et al. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **J Expo Sci Environ Epidemiol.**, v. 18, p. 76-87, 2008.
- PAULA, M. Inimigo invisível: metais pesados e a saúde humana. **Periódico Tchê Química**, v.3; n.6. Ago. Porto Alegre. 2006.
- PENGCHENG XUN; KIANG LIU; J. STEVE MORRIS; JOANNE M. JORDAN; KA HE. Distributions and determinants of mercury concentrations in toenails among American young adults: the CARDIA Trace Element Study. **Environ Sci Pollut Res**, v. 20, p.1423-1430, 2013.
- PERAZA, M.A.; AYALA-FIERRO, F.; BARBER, D.S.; CASAREZ, E.; RAEL, L.T. Effects of micronutrients on metal toxicity. **Environ Health Perspect**; v.106 Suppl, n. 1, p. 203-216, 1998.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; SALOMONS, W.; MALM, O. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. **Environ. Rev.**, v.1, p.26-37, 1993.
- PINHEIRO, M. C. N.; FARRIPAS, S.S.M.; OIKAWA, T.; COSTA, C.A.; AMORAS, W.W.; VIEIRA, J.L.F. Temporal Evolution of exposure to mercury in riverside communities in the Tapajós Basin, from 1994 to 2010. **Bull Environ Contam Toxicol.**, v.89, p.119-124, 2012.
- PINHEIRO, M.; NAKANISHI, J.; OIKAWA, T.; GUIMARÃES, G.; QUARESMA, M.; CARDOSO, B. Methylmercury human exposure in riverside villages of Tapajós basin, Pará State, Brazil. **Rev Soc Bras Med Trop.**, v.33, p.265-269, 2000.
- PINHEIRO, M.C.N.; CRESPO-LÓPEZ, M.E.; VIEIRA, J.L.F.; OIKAWA, T.; GUIMARÃES, G.A.; ARAÚJO, C.C., et al. Mercury pollution and childhood in Amazon riverside villages. **Environ Int**; v. 33, p. 56-61, 2007.

- PINHEIRO, M.C.N.; MACCHI, B.M.; VIEIRA, J.L.F.; OIKAWA, T.; AMORAS, W.W.; GUIMARÃES, G.A. Mercury exposure and antioxidant defenses in women: a comparative study in the Amazon region. **Environ Res.**, v.107, p.53-59, 2008.
- PINHEIRO, M.C.N.; OIKAWA, T.; VIEIRA, J.L.F.; GOMES, M.S.V.; GUIMARÃES, G.A.; CRESPO-LÓPEZ, M.E.; MÜLLER, R.C.S.; AMORAS, W.W.; RIBEIRO, D.R.G.; RODRIGUES, A.R.; CÔRTEZ, M.I.T.; SILVEIRA, L.C.L. Comparative study of human exposure to mercury in riverside communities in the Amazon region. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 39, p. 411-414, 2006.
- PIRARD, C et al. Hair mercury and urinary cadmium levels in Belgian children and their mothers within the framework of the COPHES/DEMOCOPHES projects. **Science of the Total Environment.**, v. 472, p. 730–740, 2014.
- POULIN, J; GIBB, H. **Evaluación de la carga de morbilidad ambiental a nivel nacional y local.** Editora, Prüss-Üstün A. Organización Mundial de la Salud, Ginebra (OMS, Serie Carga de Morbilidad Ambiental, n.16, 2008.
- RABITTO, I. S.; BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R.; ANJOS, A.; HOLANDA, I. B. B.; GALVÃO, R. C. F.; NETO, F. F.; MENEZES, M. L.; SANTOS, C. A. M.; RIBEIRO, C. A. O. Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. **Environment International**, v.37, p.56-65, 2011.
- RAHOLA, T.; HATTULA, T.; KOROLAINEN, A.; MIETTINEN, J. K. Elimination of free and protein bound ionic mercury in man. **Ann Clin. Res.** v. 5, p. 214-219, 1973.
- RAIMUNDO, J.; VALE, C.; CANÁRIO, J.; BRANCO, V.; MOURA, I. Relation between mercury, methyl-mercury and selenium in tissues of *Octopus vulgaris* from the Portuguese Coast. **Environmental Pollution.**, v. 158, p.2094-2100, 2010.
- REES, J.R.; STURUP, S.; CHEN, C.; FOLT, C.; KARAGAS, M.R. Toenail mercury and dietary fish consumption. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology.** v. 17, p. 25–30, 2007.
- RIAZ, A.; KHAN, S.; SHAH, T.M.; LI, G.; GUL, N.; SHAMSHAD, I. Mercury contamination in the blood, urine, hair and nails the gold washers and its human health risk during extraction of placer gold along Gilgit, Hunza and Indus rivers in Gilgit-Baltistan, Pakistan. **Environmental Technology & Innovation**, v. 5, p. 22-29, 2016.
- RICE, K. M.; WALKER JR, E. M.; WU, M.; GILLETTE, C.; BLOUGH, E. R. Environmental Mercury and Its Toxic Effects. **Journal of Preventive Medicine & Public Health.** v. 47, p. 74-83, 2014.
- ROBERFROID, M.B. Introducing inulin-type fructans. **British Journal of Nutrition**, v. 93, (Suppl. 1), S13–S25, 2005.
- RODRIGUES, A. R.; SOUZA, C.R.B.; BRAGA, A.M.; RODRIGUES, P.S.S.; SILVEIRA, A.T.; DAMIN, E.T.B.; CÔRTEZ, M.I.T.; CASTRO, A.J.O.; MELLO, G.A.; VIEIRA, J.L.F.; PINHEIRO, M.C.N.; VENTURA, D.F.; SILVEIRA, L.C.L. Mercury toxicity in the Amazon: contrast sensitivity and color discrimination of subjects exposed to mercury. **Braz J Med Biol Res**, v. 40, n. 3, p. 415-424, March 2007.
- RODRIGUES, A.P.C.; CARVALHEIRA, R.G.; CESAR, R.G.; BIDONE, E.D.; CASTILHOS, Z.C.; ALMOSNY, N.R.P. **Bioacumulação de mercúrio em quatro espécies de peixes tropicais oriundos de ecossistemas estuarinos do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.** Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ, v.33, n.1, p.54-62, 2010.
- RODRÍGUEZ MARTÍN-DOIMEADIOS, R.C.; BERZAS NEVADO, J.J.; GUZMÁN BERNARDO, F.J.; JIMÉNEZ MORENO, M.; ARRIFANO, G.P.F.; HERCULANO, A.M.; DO NASCIMENTO, J.L.M.; CRESPO-LÓPEZ, M.E. Comparative study of mercury speciation in commercial fishes of the Brazilian Amazon. **Environmental Science and Pollution Research**, 2014.

- ROTHENBERG, S.E., FENG, X. Mercury cycling in a flooded rice paddy. **J. Geophys. Research**, v.117, 2012.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, S.; HEAULT, I.; FARELLA, I.; SILVA, E.J.; DEZENCOURT, J.; SOUZA PASSOS, C.J.; SOARES, G.S.; GUIMARÃES, J.R.; MERGLER, D.; AMORIM, M. The geochemistry of mercury in central Amazon soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós River valley, Pará State, Brazil. **Sci Total Environ**, v. 223, n. 1, p. 1-24, 1998.
- ROWLAND, I. R. Interactions of the gut microflora and the host in toxicology. **Toxicol. Pathol.** v. 16, n. 2, p. 147-153, 1988.
- RUBIN, E. **Patologia: Bases Clinicopatológicas da Medicina**. 4a. ed. Guanabara Koogan: Rio de Janeiro, 2006.
- SAKAMOTO, M., YASUTAKE, A., KAKITA, A., et al. Selenomethionine protects against neuronal degeneration by methylmercury in the developing rat cerebrum. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 2862–2868, 2013.
- SAKAMOTO, M.; CHAN, H.M.; DOMINGO, J.L.; KAWAKAMI, S.; MURATA, K. Mercury and docosahexaenoic acid levels in maternal and cord blood in relation to segmental maternal hair mercury concentrations at parturition. **Environment International**. v. 44, n. 1, p. 112–117. September 2012.
- SAKAMOTO, M.; KUBOTA, M.; LIU, X.J.; MURATA, K.; NAKAI, K.; SATOH, H. Maternal and fetal mercury and n-3 polyunsaturated fatty acids as a risk and benefit of fish consumption to fetus. **Environ Sci Technol.**, v. 38, p. 3860-3863, 2004.
- SAKAMOTO, M.; CHAN, H.M.; DOMINGO, J.L.; OLIVEIRA, R.B.; KAWAKAMI, S.; MURATA, K. Significance of fingernail and toenail mercury concentrations as biomarkers for prenatal methylmercury exposure in relation to segmental hair mercury concentrations. **Environmental Research**. v.136, p. 289-294, Janeiro, 2015.
- SANTOS, E.C.; JESUS, I.M.; BRABO, E.S.; LOUREIRO, E.C.; MASCARENHAS, A.F.; WEIRICH, J. Mercury exposures in riverside Amazon communities in Pará, Brazil. **Environ Res.**, v.84, p.100-107, 2000.
- SANTOS, E.C.O. et al. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. **Rev. Bras. Epidemiol.**, v.6, n.2, 2003.
- SANTOS, G.M.; MERONA, B.; JURAS, A.A.; JÉGU, M. **Peixes do Baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí/Brasília: Eletronorte**, p. 216. 2004.
- SANTOS, M. C. F.; RUFFINO, M. L.; FARIAS. High levels of genetic variability and panmixia of tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816) in the main channel of the Amazon River. **Journal of Fish Biology**, v. 71, p. 33-44, 2007.
- SARTORI, A.G.D.O.; AMANCIO, R.D. **Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. Segurança Alimentar e Nutricional**. Campinas, v.19, n.2, p. 83-93, 2012.
- SASS, J.O.; SKLADAL, D.; ZELGER, B.; ROMANI, N.; UTERMANN, B. Trichothiodystrophy: quantification of cysteine in human hair and nails by application of sodium azide-dependent oxidation to cysteic acid. **Archives of Dermatological Research**, v. 296, p. 188–191, 2004.
- SAUER, S. **Terra e modernidade: a reinvenção do campo brasileiro**. São Paulo, Expressão Popular, p. 139 - 171, 2010.
- SAUER, S.; BALESTRO, M. W. (org). **Agroecologia e os desafios da transição agroecológica**. São Paulo, Expressão Popular, 2009.
- SCHOEMAN, K.; BEND, J.R.; KOREN, G. Hair methylmercury: a new indication for therapeutic monitoring. **Therapeutic Drug Monitoring**. v. 32, n. 3, p. 289-293, 2010.
- SCHOFIELD, P. Dementia associated with toxic causes and autoimmune disease. **International Psychogeriatrics**. v. 17, p. S129-S147, 2005.

- SCHRAG, S.D.; DIXON, R.L. Occupational exposures associated with male reproductive dysfunction. **Annual Review of Pharmacology and Toxicology**. v. 25, p. 567-592, 1985.
- SCHULZ, A.R. **Variações inter-individuais em biomarcadores de exposição ao mercúrio em uma população ribeirinha do rio Tapajós, Pará**. 2009. 67f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Toxicologia, 2009.
- SHENKER, B.J.; ROONEY, C.; VITALE, L.; SHAPIRO, I.M. Immunotoxic effects of mercuric compounds on human lymphocytes and monocytes. I. Suppression of T-cell activation. **Immunopharmacology and Immunotoxicology**. v. 14, n. 3, p. 539-553, 1992.
- SHIMAKURA, S. E.; RIBEIRO JUNIOR, P. J. Estatística. Disponível em: <http://www.est.ufpr.br/paulojus/CE003/ce003/>. Acessado em: 02 de fevereiro. 2017.
- SILVA, F.A.; PADILHA, C.C.F.; PEZZATO, L.E.; BARROS, M.M.; PADILHA, P.M. Determination of chromium by GFAAS in slurries of fish feces to estimate the apparent digestibility of nutrients in feed used in pisciculture. **Talanta**, v. 69, p. 1025-1030, 2006.
- SINGH, V.K. Phenotypic expression of autoimmune autistic disorder (AAD): a major subset of autism. **Annals of Clinical Psychiatry**. v. 21, n. 3, p. 148-161, 2009.
- SOERENSEN, A.L.; JACOB, D.J.; STREETS, D.G.; WITT, M.L.; EBINGHAUS, R.; MASON, R.P.; ANDERSSON, M.; SUNDERLAND, E.M. Multi-decadal decline of mercury in the North Atlantic atmosphere explained by changing subsurface seawater concentrations. **Geophys. Res. Lett.** v. 39, n. 21, 2012.
- SOLT, I.; BORNSTEIN, J. Childhood vaccines and autism: much ado about nothing?. **Harefuah**, v. 149, n. 4, p. 251-255, 2010.
- SONODA, D.Y. **Demanda por pescados no Brasil entre 2002 e 2003**. 2006. 119f. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.
- SOUZA, J.S.; BATISTA, G.; BERNSTEIN, A. Mercúrio na Amazônia: a bomba relógio química. **Educação Pública**, 2014.
- SOUZA, M.O.; SILVA, M.; SILVA, M.E.; OLIVEIRA, R.P.; PEDROSA, M.L. Diet supplementation with acai (*Euterpe oleracea* Mart.) pulp improves biomarkers of oxidative stress and the serum lipid profile in rats. **Nutrition**. v. 26, p. 804-810, 2010.
- SUMMERS, A.O.; WIREMAN, J.; VIMY, M.J.; LORSCHIEDER, F.L.; MARSHALL, B.; LEVY, S.B.; et al. Mercury released from dental “silver” fillings provokes an increase in mercury- and antibiotic-resistant bacteria in oral and intestinal floras of primates. **Antimicrobial Agents and Chemotherapy**. v. 37, n. 4, p. 825-834, 1993.
- SUNDERLAND, E. M. E SELIN, N. E. Future trends in environmental mercury concentrations: implications for prevention strategies. **Environ. Health**. v. 12, n. 2, 2013.
- SUZUKI, T.; IMURA, N.; CLARKSON, T.W., Eds. **Advances in Mercury Toxicology**. New York: Plenum Press. p. 459-483, 1991.
- SUZUKI, T.; WATANABE, S.; MATSUO, N. Comparison of hair with nail as index media for biological monitoring of mercury. **Sangyo Igaku**. v. 31, p. 235-238, 1989.
- SYVERSEN, T.; KAUR, P. The toxicology of mercury and its compounds. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 26, n. 4, p. 215-226, out. 2012.
- TAKEUCHI, T.; ETO, K. Minamata disease, chronic occurrence from pathological viewpoints. **Japan Environmental Agency. Studies on the Health Effects of Alkylmercury in Japan**. Tokyo, p.28-62, 1975.
- TAMBELLINI, A. T.; CÂMARA, V. de M. A temática saúde e ambiente no processo de desenvolvimento do campo da saúde coletiva: aspectos históricos, conceituais e metodológicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.3, n.2, p.47-59, 1998.
- TCHOUNWOU, P.B.; AYENSU, W.K.; NINASHVILI, N.; SUTTON, D. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. **Environmental Toxicology**. v. 18, n. 3, p. 149-175, 2003.

- TELMER, K.; COSTA, M.; SIMÕES, A.R.; ARAUJO, E.S.; MAURICE, Y. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: Ground- and space-based evidence. **J Environ Manage.**, v.81, p.101-13, 2006.
- TELMER, K.H.; VEIGA, M.M. **Mercury fate and transport in the global atmosphere.** In: MASON, R.; PIRRONE, N. (Eds.), *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models.* Springer, US, Boston, MA, p.131-172, 2009.
- TIAN, W; MEGELAND, G.; SOBOL, I.; CHAN, L.H.M. Mercury hair concentrations and dietary exposure among Inuit preschool children in Nunavut, Canada. **Environment international**, v. 37, n. 1, p. 42-84, January, 2011.
- TRASANDE, L.; CORTES, J.E.; LANDRIGAN, P.J.; ABERCROMBIE, M.I.; BOPP, R.F.; CIFUENTES, E. Methylmercury exposure in a subsistence fishing community in Lake Chapala, Mexico: an ecological approach. **Environmental Health**, v.9, n.1, 2010.
- TSUBAKI, T. Organic mercurial poisoning along the River Agano. **Naika.** v.21, p.871-875, 1968.
- TUNDISI, J. G. The exploitation of the hydroelectric potencial of the Amazon region. **Estudos avançados.** v. 21, n. 59, p. 109 - 117, 2007.
- ULLRICH, S.M.; TANTON, T.W. ABDRAHITOVA, S.A. Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. **Critical Reviews in Environ Sci Technol**, v.31, n.3, p. 241-293, 2001.
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2013. **Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases, and Environmental Transport.** UNEP Chemicals Branch, Geneva, 2013.
- UNEP, 2008. **The Global Atmospheric Mercury Assessment: Souces, Emission,Transport.** UNEP Chemical Branch, Geneva, 2008.
- UNEP, 2013a. **Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases, and Environmental Transport.** UNEP, 42.
- UNEP, 2013b. **Minamata Convention on Mercury.** Text and Annexes. Disponível em:<http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamat%20Convention%20on%20Mercury_booklet_English.pdf>. Acessado em 15 de agosto de 2016.
- UNEP. **Mercury – time to act.** United Nations Environmental Programme, 2013.
- UNIDO, 2003. **Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-Scale Gold Miners.** UNIDO, Vienna.
- United Nations Industrial Development Organization (UNIDO). (2003b). Removal of Barriers to Introduction of Cleaner Artisanal Gold Mining and Extraction Technologies. Available at: http://www.cetem.gov.br/gmp/GMP_News/GMP_News_January_2003.pdf
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; **Mercury study report to Congress.** V. 5: Health effects of mercury and mercury compounds, 1997.
- VEIGA, M.M.; MAXSON, P.A.; HYLANDER, L.D. Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. **J. Clean. Prod.**, v.14, p.436-447, 2006.
- VIEIRA, S. M; ALMEIDA, R.; HOLANDA, I. B. B.; MUSSY, M. H.; GALVÃO, R. C. F.; CRISPIM, P. T. B.; DÓREA, J. G. BASTOS, W. R. Total and methyl-mercury in hair and milk of mothers living in the city of Porto Velho and in villages along the Rio Madeira, Amazon, Brazil. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 216, n. 6, p. 682-689, nov. 2013.
- VIRTANEN, J.K.; VOUTILAINEN, S.; RISSANEN, T.H.; MURSU, J.; TUOMAINEN, T.P.; KORHONEN, M.J.; VALKONEN, V.P.; SEPPANEN, K.; LAUKKANEN, J.A.; SALONEN, J.T. Mercury, fish oils, and risk of acute coronary events and cardiovascular disease, coronary heart disease, and all-cause mortality in men in eastern Finland. **Arteriosclerosis, Thrombosis, and Vascular Biology.** v. 25, p. 228–233, 2005.

- VOJDANI, A.; PANGBORN, J.B.; VOJDANI, E.; COOPER, E.L. Infections, toxic chemicals and dietary peptides binding to lymphocyte receptors and tissue enzymes are major instigators of autoimmunity in autism. **International Journal of Immunopathology and Pharmacology**. v. 16, n. 3, p. 189-199, 2003.
- WADA, H.; CRISTOL, D.A.; MCNABB, F.M.; HOPKINS, W.A. Suppressed adrenocortical responses and thyroid hormone levels in birds near a mercury-contaminated river. **Environmental Science & Technology**. v. 43, n. 15, p. 6031-6038, 2009.
- WARREN, H.V. Geology, trace elements and health. **Social Science & Medicine**. v. 29, n. 8, p. 923-926, 1989.
- WEISS B. Long ago and far away: retrospective on the implications of Minamata. **NeuroToxicology**, v.17, n.1, p.257-264, 1996.
- World Health Organization (WHO). **Mercury**. Geneva: World Health Organization. Environmental Health Criteria, 1976.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Mercury. Geneva. **Environmental Health Criteria** 1. 148p, 1978.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. International Programme on Chemical Safety (IPCS). **Environmental Health Criteria** 101: Methylmercury. international Programme on Chemical Safety. Geneva. World Health Organization, 1990.
- WHO. **Environmental health criteria** 101: methylmercury, 19. Geneva: World Health Organization; 1990.
- World Health Organization (WHO). **Methylmercury**. Geneva: World Health Organization. Environmental Health Criteria, 1990.
- World Health Organization (WHO). **Exposure to mercury: a major public health concern**. Geneva, 2007.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION and UNEP. **Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure**, Geneva, Switzerland, 2008.
- World Health Organization (WHO). **Mercury and health (Fact sheet No. 361)**. Geneva, 2013.
- XAVIER, B.T.L. **Mineralogia e teores naturais de metais pesados em solos da bacia sedimentar Amazônica**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, 2013.
- XU, F.; FARKAS, S.; KORTBEEK, S.; ZHANG, F.X.; CHEN, L.; ZAMPONI, G.; SYED, N. Mercury-induced toxicity of rat cortical neurons is mediated through N-methyl-D-aspartate receptors. **Molecular Brain**. v. 5, n. 30, 2012.
- XUN, P.; HOU, N.; DAVIGLUS, M.; LIU, K.; MORRIS, J.S.; SHIKANY, J.M.; SIDNEY, S.; JACOBS, D.R.; HE, K. Fish oil, selenium and mercury in relation to incidence of hypertension: a 20-year follow-up study. **Journal of Internal Medicine**, v. 270, p. 175-186, jan., 2011.
- YAGINUMA-SAKURAI, K.; MURATA, K.; IWAI-SHIMADA, M.; NAKAI, K.; KUROKAWA, N.; TATSUTA, N.; SATOH, H. Hair to blood ratio and biological half life of mercury: experimental study of methylmercury exposure through fish consumption in humans. **The Journal of Toxicological Sciences**. v. 37, n. 1, p. 123-130, 2012.
- YAMAGUCHI, S.; MATSUMOTO, H.; KAKU, S.; TATEISHI, M.; SHIRAMIZU, M. Factors affecting the amount of mercury in human scalp hair. **Am J Publ Health**, v. 65, p. 484-488, 1975.
- YAMAMOTO, R.; SUZUKI, T. Effects of artificial hair-waving on hair mercury values. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, v. 42, p. 1-9, 1978.
- YASUTAKE, A.; MATSUMOTO, M.; YAMAGUCHI, M.; HACHIYA, N. Current Hair Mercury Levels in Japanese: Survey in Five Districts. **Tohoku J Exp Med**. v. 199, p.161-169, 2003.
- YORIFUJI, T., et al. Long-term exposure to methylmercury and psychiatric symptoms in residents of Minamata, Japan. **Environ. Int.**, v.37, n5, p.907-913, 2011.

YORIFUJI, T.; TSUDA, T.; TAKAO, S.; SUZUKI, E.; HARADA, M. Total mercury content in hair and neurologic signs: historic data from minamata. **Epidemiology**, v. 20, n. 2, p. 188-193, 2009.

YOSHIZAWA, K.; RIMM, E.B.; MORRIS, J.S.; SPATE, V.L.; HSIEH, C.C.; SPIEGELMAN, D.; STAMPFER, M.J.; WILLET, W.C. Mercury and the risk of coronary heart disease in men. **The New England Journal of Medicine**. v. 347, p. 1755–1760, 2002.

ZALUPS, R. K.; AHMAD, S. Handling of the homocysteine Sconjugate of methylmercury by renal epithelial cells: role of organic anion transporter 1 and amino acid transporters. **J. Pharmacol Exp Ther**. v. 315, p. 896-904, 2005a.

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

APÊNDICE 1

TCLE nº: _____

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

TÍTULO: “Análise de mercúrio total em universitários e pescadores da cidade de Santarém - Pa”

FINALIDADE DA PESQUISA:

Vários estudos elucidam a contaminação por mercúrio na região amazônica. A presença desse metal no meio ambiente expõe a população ao risco de contaminação e efeitos danosos à saúde. Diante deste fato, a proposta desse estudo é analisar os níveis de mercúrio total em universitários e pescadores da cidade de Santarém, localizada no Estado do Pará.

METODOLOGIA:

Serão coletadas amostras de cabelos e unhas dos participantes da pesquisa, assim como mensuração do peso, altura e pressão arterial. As coletas ocorrerão de acordo com a disponibilidade dos mesmos e após a assinatura deste termo. Também será aplicado um questionário para obtenção de informações como ocupação, hábitos alimentares dentre outros. A coleta de dados será realizada somente pelos pesquisadores do presente estudo.

DESTINO DAS INFORMAÇÕES DO SUJEITO PESQUISADO:

As informações obtidas serão utilizadas somente para a presente pesquisa e serão analisadas em conjunto com as de outros voluntários, não sendo divulgada qualquer informação que possa levar a sua identificação. Haverá a coleta de materiais biológicos (cabelo e unha). Os questionários serão arquivados pelos pesquisadores e queimados pelos mesmos após cinco anos de finalizada a pesquisa.

RISCOS, PREVENÇÃO E BENEFÍCIOS PARA O SUJEITO DA PESQUISA:

Durante a realização das coletas de cabelos e unhas, os voluntários(as) podem estar sujeitos a alguns riscos como perfurações e cortes inadequados. Neste caso, os procedimentos serão interrompidos e será priorizada a atenção ao participante até seu reestabelecimento completo. Em casos mais complexos as coletas serão canceladas ou remarcadas de acordo com a disponibilidade do voluntário(a). A fim de evitar estas intercorrências serão dadas orientações aos mesmos quanto aos procedimentos da coleta, além disso, as pesquisadoras estarão ao lado do participante em todas as etapas de coleta da pesquisa. Os voluntários (as) apresentarão como benefícios: a identificação de possíveis níveis de contaminação por mercúrio nas amostras de cabelo e unha e esclarecimento acerca das consequências da presença deste metal à saúde.

GARANTIAS:

Será garantido ao participante a preservação de sua identidade e a liberdade de deixar de participar do estudo, sem nenhum prejuízo. Em qualquer momento do estudo o mesmo terá acesso aos pesquisadores responsáveis pela pesquisa, para esclarecimento de dúvidas, bem como informações a respeito dos resultados. Qualquer tipo de dano comprovadamente causado pelos procedimentos a serem realizados serão reparados.

ESCLARECIMENTO DE DÚVIDAS:

A pesquisadora deste projeto é a aluna de mestrado Melina Laíse Nascimento dos Santos que pode ser encontrada na Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, endereço: Rua Vera Paz, s/n, bairro Salé – Prédio da Pós Graduação ou pelo celular 093 99147-2067 ou pelo e-mail: melinalaise@gmail.com. Caso não seja localizada, poderá ainda ser contatado o pesquisador responsável Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira, orientador da pesquisa que pode ser encontrado na Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, situada na Avenida Marechal Rondon, s/n – Caranazal ou pelo celular 093 98115-6651 ou pelo e-mail:

rbo@ufpa.br. Além destes, poderá também ter esclarecimentos com o Comitê de Ética em Pesquisa localizado na Av. Plácido de castro, 1399, Aparecida, CEP 68040-090, Universidade do Estado do Pará, Santarém-PA ou pelo telefone 093-3523-5118. Você assinará duas vias deste documento, sendo que uma ficará com a pesquisadora responsável e o outro ficará com você para esclarecimento de dúvidas que possam surgir posteriormente.

FINANCIAMENTOS

Este trabalho será realizado com recursos dos próprios pesquisadores e financiamento ou co-participação da instituição de pesquisa – Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA. Não há despesas pessoais para o participante no estudo. Também não haverá nenhum pagamento aos voluntários pela participação na pesquisa.

DECLARAÇÃO

Declaro que compreendi as informações do que li e que me foram explicadas sobre o trabalho em questão. Discuti com os responsáveis da pesquisa sobre minha decisão em participar nesse estudo, ficando claro quais são os propósitos da pesquisa, os procedimentos a serem realizados, as garantias de confidencialidade e de esclarecimentos.

Ficou claro também que a minha participação não será paga, não terei despesas, poderei desistir a qualquer momento de participar da pesquisa.

Concordo voluntariamente em participar desse estudo podendo retirar meu consentimento a qualquer momento, sem necessidade de justificar o motivo da desistência, antes ou durante o mesmo, sem penalidades ou prejuízos. Estou ciente de que serei submetido (a) a coleta de material biológico (cabelos e unhas). Sendo-me assegurado pelas autoras da pesquisa a garantia de anonimato das informações.

Santarém, _____, de _____ de 2016.

Assinatura do(a) voluntário(a)/ ou responsável

Declaro que assisti a explicação das pesquisadoras e que compreendi tudo que será realizado na pesquisa.

Assinatura de testemunha

Declaro que assisti a explicação das pesquisadoras, e que o (a) voluntário(a) compreendeu e retirou suas dúvidas, assim como eu, a tudo o que será realizado na pesquisa.

Pesquisadora Responsável

Declaro que obtive de forma apropriada e voluntária o consentimento livre e esclarecido deste voluntário para participação no presente estudo.


APÊNDICE 2**DECLARAÇÃO**

DECLARO em nome da Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, ter conhecimento do pré-projeto intitulado "**AVALIAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL NA POPULAÇÃO OESTE DO PARÁ - SANTARÉM**", de autoria das alunas **NAEKA DOS ANJOS FERNANDES E MELINA LAISE NASCIMENTO DOS SANTOS**, regularmente matriculadas no Programa de Pós-Graduação em Biociências, nível **MESTRADO**, sob orientação do Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira. Dou-lhes consentimento para realizarem o trabalho nesta Instituição e coletar dados em nosso espaço físico durante o período preestabelecido no cronograma.

Santarém (PA), 13 de Outubro de 2015.



Prof. Dr Ricardo Bezerra de Oliveira
Assinatura do Orientador
UFOPA – Campus Santarém



Direção
Universidade Federal do Oeste do Pará- UFOPA
Campus Santarém



Prof. Dr. Antônio M. H. Albuquerque
Direção de Pesquisa
P.O. 41.925 de 24 de Setembro de 2014

APÊNDICE 3**DECLARAÇÃO**

Declaro em nome da Colônia de Pescadores da Cidade de Santarém (Z -20), ter conhecimento do Projeto de Pesquisa intitulado: "Avaliação de mercúrio total na população de Santarém – Pará, de autoria da aluna de mestrado Melina Laise Nascimento dos Santos, do Programa de Pós-Graduação em Biociências da Universidade Federal do Oeste do Pará, sob orientação do Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira, dando-lhe consentimento para desenvolver o trabalho nesta associação e coletar dados em nosso espaço físico.

Santarém (PA), 08 JUNHO 16



Jucivaldo Pereira dos Santos
CPF: 595.173.792-34
Diretor da Assistência Social
Colônia de Pescadores Z-20

TCLE nº: _____

APÊNDICE 4**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ****PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS**

PROJETO: ANÁLISE DE MERCÚRIO TOTAL EM UNIVERSITÁRIOS E PESCADORES DA CIDADE DE SANTARÉM - PARÁ.

Data ____/____/____

A – PERFIL DO VOLUNTÁRIO:

1. Idade: _____
2. Gênero: () Masculino () Feminino
3. Endereço: _____ Telefone: _____
4. Estado civil: _____
5. Raça: () branca, () negra, () parda, () asiático
6. Nível de Escolaridade: () nunca fui à escola; () ensino fundamental; () ensino médio; () ensino superior incompleto; () ensino superior completo; () outro _____
7. Trabalha/Trabalhou em garimpo/casa de compra de ouro/ extração de ouro? () sim, () não. Quanto tempo? _____
8. Residiu em região de garimpo? () sim, () não. Quanto tempo? _____
9. Peso: _____, Altura: _____
10. Pressão arterial _____/_____

B - HÁBITOS ALIMENTARES:

Qual a origem da água que você ingere? () poço () rios () mineral () “da torneira”

Quantas vezes você come peixe por semana?

() nunca, () 1-2/semana, () 3-4/semana, () 5-6/semana () todo dia, () as vezes

Qual a quantidade por refeição?

() 12,5g, () 25g, () 50g, () 100g, () 150g () 200g, () mais que 200g

Quais peixes você come/comeu entre dezembro a maio (período de defeso)?

Por favor assinale em ordem de consumo: 1: mais consumido, 2: segundo mais consumido e assim sucessivamente.

() pescada branca, () surubim, () aracú, () filhote, () matrinxã, () acará, () caratinga, () pirarucu, () dourada, () tucunaré, () apapá, () aruanã, () curimatá, () tambaqui, () charutinho, () pacú, () pirarara, () pirapitinga.

Quais peixes você come/comeu entre junho a novembro?

Por favor assinale em ordem de consumo: 1: mais consumido, 2: segundo mais consumido e assim sucessivamente.

() pescada branca, () surubim, () aracú, () filhote, () matrinxã, () acará, () caratinga, () pirarucu, () dourada, () tucunaré, () apapá, () aruanã, () curimatá, () tambaqui, () charutinho, () pacú, () pirarara, () pirapitinga.

Açaí: () nunca, () 1-2/semana, () 3-4/semana, () todo dia, () as vezes

Castanha do Pará: () nunca, () 1-2/semana, () 3-4/semana, () todo dia, () as vezes

Come alguma fruta: () nunca, () 1-2/semana, () 3-4/semana, () todo dia, () as vezes

ANEXO 1

UNIVERSIDADE DO ESTADO
DO PARÁ - CAMPUS XII -
TAPAJÓS UEPA

**PARECER CONSUBSTANCIADO DO CEP****DADOS DO PROJETO DE PESQUISA**

Título da Pesquisa: AVALIAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL NA POPULAÇÃO OESTE DO PARÁ -
SANTARÉM

Pesquisador: RICARDO BEZERRA DE OLIVEIRA

Área Temática:

Versão: 2

CAAE: 50534215.7.0000.5168

Instituição Proponente: Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - Campus XII/UEPA

Patrocinador Principal: Financiamento Próprio

DADOS DO PARECER

Número do Parecer: 1.358.319

Situação do Parecer:
Aprovado

Necessita Apreciação da CONEP:
Não

SANTAREM, 09 de Dezembro de 2015

Assinado por:
Maria Goreth Silva Ferreira
(Coordenador)

Endereço: Av. Plácido de Castro, 1399

Bairro: Aparecida

CEP: 68.040-090

UF: PA

Município: SANTAREM

Telefone: (93)3512-8013

Fax: (91)3276-8052

E-mail: mgotysf@gmail.com