

UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

RAYONE WESLY SANTOS DE OLIVEIRA

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL E AVALIAÇÃO DE RISCO DO
CONSUMO DE PEIXES COMERCIALIZADOS EM SÃO LUÍS, MARANHÃO**

São Luís

2018

RAYONE WESLY SANTOS DE OLIVEIRA

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL E AVALIAÇÃO DE RISCO DO
CONSUMO DE PEIXES COMERCIALIZADOS EM SÃO LUÍS, MARANHÃO**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Oceanografia (PPGOceano) da Universidade Federal do Maranhão (UFMA), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Área de concentração: Dinâmica dos Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

São Luís

2018

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Núcleo Integrado de Bibliotecas/UFMA

Oliveira, Rayone Wesly Santos de.

CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL E AVALIAÇÃO DE RISCO DO CONSUMO DE PEIXES COMERCIALIZADOS EM SÃO LUÍS, MARANHÃO / Rayone Wesly Santos de Oliveira. - 2018.

49 f.

Orientador(a): Luiz Drude de Lacerda.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2018.

1. Costa Amazônica. 2. Exposição humana. 3. Metal Pesado. 4. Pescado. I. Lacerda, Luiz Drude de. II. Título.

RAYONE WESLY SANTOS DE OLIVEIRA

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL E AVALIAÇÃO DE RISCO DO
CONSUMO DE PEIXES COMERCIALIZADOS EM SÃO LUÍS, MARANHÃO**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Oceanografia (PPGOceano) da Universidade Federal do Maranhão (UFMA), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Oceanografia. Área de concentração: Dinâmica dos Sistemas Costeiros e Oceânicos.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim (presidente)
Universidade Federal do Maranhão – UFMA / PPGOceano

Prof. Dr. Jorge Luiz Silva Nunes (membro interno)
Universidade Federal do Maranhão – UFMA / PPGOceano

Prof. Dr. Victor Elias Mouchrek Filho (membro externo)
Universidade Federal do Maranhão – UFMA / PPGSA

Dedico este trabalho a minha família, ao tripé
de mulheres guerreiras Rosimar, Rejane e Mayara.

São minha inspiração para enfrentar cada espinho, e motivo de nunca desistir.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me conceder mais esta vitória na minha jornada acadêmica/científica. Posso dizer: até aqui me ajudou o Senhor!

Sou grato pela aceitação em ser orientando do Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda que com seus ensinamentos foi essencial para um bom desenvolvimento deste trabalho, e como profissional. A Profa. Rozane Valente Marins por todo apoio concedido no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará - LBC/LABOMAR-UFC.

Ao Paulo Roberto que nunca deixou eu me abater pelos obstáculos no meio do caminho, com seu carinho e companheirismo esteve presente na jornada enfrentada para chegar neste momento gratificante. Aos amigos e colegas que são tantos, mais em especial a Inaldo Bata, Regiane Almeida, Louise Thuane e Jocivan Araújo, Leandro Gomes, que presenciaram com vivência, alegria minha trajetória.

Aos Profs e amigos do Programa de Controle e Qualidade de Alimentos e Água (PCQA / UFMA) em especial João Elias Mouchrek, Adenilde Mouchrek, Victor Elias Mouchrek Filho, Paula Everton por sempre confiaram e apoiaram minha vida acadêmica em meios as dificuldades pessoais estiveram presentes não deixando me abater.

Aos grupos de Amigos e Colegas que formei no Laboratório de Hidrodinâmica Costeira, Estuarina e de Águas Interiores (LHiCEAI / UFMA) e LBC / LABOMAR por todo apoio desde infraestrutura a vivência pessoal.

Ao Prof. Dr. Jorge Luiz Silva Nunes pelo espaço do Laboratório de Organismos Aquáticos (LabAqua – UFMA), e por acreditar no meu desempenho e aceitar em dar continuidade junto ao meu lado na minha caminhada científica.

Ao prof. Arlan Silva Freitas por ter cedido de bom grato a estrutura do laboratório de química do Instituto Federal do Maranhão – IFMA sob sua responsabilidade.

A todos que direta ou indiretamente estiveram comigo, em orações e energias positivas. Aos que não citei diretamente quero que saibam que não esqueci, mais que sou eternamente grato, o melhor não vem neste texto mais sim no que Deus irá fazer como recompensa na vida de cada um.



"Trajetória (s.f)

*A desconhecida que resolvi conhecer, embora saiba que sempre haverá
surpresas, aquela que ora me faz rir meus risos ora chorar meus prantos.*

*Mas, foi nela que escolhi, dentre as obras do criador uma para adorar. Sim eu
escolhi o MAR, embora todas sempre hei de admirar, inspirei-me em sua infinitude e
descobrir o quão longe ainda posso chegar..."*

(Leandro Gomes Mendes, 2018)

RESUMO

A exposição humana ao Hg ocorre em sua maioria pelo consumo de peixes contendo concentrações que ultrapassam o limite estabelecido por órgãos reguladores. O mercado municipal do peixe de São Luís, MA, sendo este um patrimônio público com mais de 20 anos de existência, representa uma das áreas mais frequentadas por consumidores de pescado em São Luís. Dessa forma, foi escolhido como local onde se adquiriu as espécies para o presente estudo: *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) e *Cynoscion acoupa* (Lacépede, 1802). A quantificação do Hg-total nas amostras e o índice de exposição pela ingestão das mesmas foi o objetivo de estudo deste trabalho. A quantificação da concentração de Hg-total foi realizada por espectrofotômetro de absorção atômica por geração de vapor frio (CV-AAS). As concentrações medianas e erro padrão de Hg-total foram: *Bagre bagre* ($58,4 \pm 8,1$); *Micropogonias furnieri* ($57,0 \pm 8,4$); *Scomberomorus regalis* ($84,0 \pm 11,3$) e *Cynoscion acoupa* ($263,1 \pm 34,1$). Os valores obtidos para Hg-tot analisados nas espécies quando comparados com a legislação da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), mostram que nenhuma das amostras apresentou valor médio superior ao permitido. O valor de exposição diário médio estimado para as espécies não é susceptível de causar efeitos adversos para os consumidores. Entretanto, os resultados desse estudo sugerem que ao ultrapassar o nível médio de frequências de consumo estabelecido em dois grupos população geral e grupos de risco (grávidas, lactantes e crianças abaixo de 10 anos de idade) as concentrações medidas podem eventualmente apresentar risco para a saúde.

Palavras-chaves: Metal Pesado, Pescado; Exposição humana; Costa Amazônica.

ABSTRACT

Human exposure to Hg is usually due to fish consumption that contain concentrations that exceed the limit established by regulatory agencies. The municipal fish market of São Luís, MA, that is a public patrimony with more than 20 years of existence, represents one of the most frequented areas by fish consumers, and therefore was chosen as the place where we acquired the species to the present study: *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) e *Cynoscion acoupa* (Lacépede, 1802). The quantification of the total Hg in the samples and the exposure index by the ingestion of the fish were the objectives of this study. Total Hg concentrations were quantified by Cold Vapor Atomic Absorption Spectroscopy (CV-AAS). The median concentrations and standard error of total Hg for the species were: *Bagre bagre* (58.4 ± 8.1); *Micropogonias furnieri* (57.0 ± 8.4); *Scomberomorus regalis* (84.0 ± 11.3) and *Cynoscion acoupa* (263.1 ± 34.1). The values obtained for total Hg in the analyzed species, when compared to the legislation of the National Sanitary Surveillance Agency (ANVISA), showed that no sample had a mean value higher than the allowed limit. However, the results suggest that if the consumption frequencies increases, the general population and the risk groups (pregnant, nursing mothers and children under 10 years of age) can be exposed to environmental health risk from the Hg present in the consumed fish.

Keywords: Heavy Metal, food, Human exposure, Amazon coast

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Variação do comprimento (cm) nas espécies adquiridas. ^a não significativo; ^b significativo $p \leq 0,05$ (*Kruskal-Wallis*)----- 30
- Figura 2.** Variação do peso (g) nas espécies adquiridas. ^a não significativo; ^b significativo $p \leq 0,05$ (*Kruskal-Wallis*).----- 31
- Figura 3.** Concentração de Hg total nas espécies adquiridas. ^a não significativo; ^b significativo $p \leq 0,05$ (*Kruskal-Wallis*).----- 31
- Figura 4.** Variação do peso (g) dos indivíduos macho e fêmea da espécie *C. acoupa* em estudo, ($p < 0,05$).----- 36
- Figura 5.** Variação da concentração de Hg total em indivíduos macho e fêmea da espécie *C. acoupa* em estudo, ($p > 0,05$).----- 36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Nomes comum, científico e os respectivos número de amostras, das espécies adquiridas no mercado de peixes de São Luís, MA.-----	23
Tabela 2. Concentração de Hg total (ng.g^{-1}) do material de referência, valor médio, desvio padrão e amplitude.-----	25
Tabela 3. Nome comum e científico, número de espécies adquiridas, nível trófico, hábito alimentar e valor médio, desvio padrão e amplitude de variação (mínimo e máximo) do dado biométrico de comprimento (cm), peso (g) das espécies em estudo..-----	28
Tabela 4. Nome científico, número de espécies analisadas (N), mediana, erro padrão da concentração de Hg total (ng.g^{-1}) em peso úmido.-----	29
Tabela 5. Coeficiente de correlação de Pearson calculado entre a concentração de mercúrio e as variáveis biométricas (peso e comprimento) das espécies de peixes ($\alpha - 5\%$).-----	30
Tabela 6. Comparação da concentração de Hg total encontrada nas espécies em estudo com a literatura.-----	32
Tabela 7. Valores médio e desvio padrão do cálculo do coeficiente de risco para as quatro espécies estudadas.-----	37
Tabela 8. Número de refeições das espécies amostradas para grupo geral (70kg) e grupo de risco, por semana e por mês, baseado numa refeição de 250 g.-----	39

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1 INTRODUÇÃO	14
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
2.1 Transporte e distribuição de mercúrio no ambiente aquático.....	16
2.2 Efeitos do mercúrio para a saúde humana.....	17
2.3 Espécies adquiridas para estudo	19
2.3.1 <i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766).....	19
2.3.2 <i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823).....	19
2.3.3 <i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793).....	20
2.3.4 <i>Cynoscion acoupa</i> (Lacépede, 1802)	20
HIPÓTESE CIENTÍFICA	21
3 OBJETIVOS	22
3.1 Objetivo Geral	22
3.2 Objetivos Específicos	22
4 METODOLOGIA.....	23
4.1 Amostragem	23
4.2 Quantificação de mercúrio total	24
4.3 Curva de calibração e validação de método	25
4.4 Cálculo de exposição humana	25
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
6 CONCLUSÃO	40
CONSIDERAÇÕES FINAIS	41
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	42

1 INTRODUÇÃO

Metais em ambientes aquáticos tem sido motivos para estudos em grande escala (OLIVEIRA, 2011; ONEN, 2011; AKCALI, 2011; YOHANNES *et al.*, 2013), devido ao risco de poluição ambiental e a saúde humana (LACERDA, 2008). De acordo com Velusamy, *et al.* (2014) existem diversas fontes de metais para os ambientes aquáticos, como drenagem agrícola, descarga de efluentes industriais, descarga de esgoto, derramamentos acidentais de resíduos químicos e gasolina a partir de embarcações. O transporte de metais para corpos d'água pode ser proveniente de fontes pontuais, principalmente a partir de efluentes industriais, bem como de fontes difusas, como o escoamento de resíduos urbanos, incluindo esgoto hospitalares e residuais, eletrônicos, assim como pela deposição atmosférica e lixiviação dos solos (COSTA, 2014).

Por outro lado metais-traço, englobam metais, semimetais e até mesmo não metais, sendo alguns biologicamente essenciais que podem ser tóxicos quando a concentração destes elementos for superior aos níveis de tolerância dos seres vivos. Mas, outros fatores devem ser contextualizados para definir a real toxicidade desses elementos, por exemplo: concentração, tipo de organismos expostos, capacidade de assimilação dos metais, vias de exposição; entre outros (MARTINS *et al.*, 2011).

Além disso sedimento marinho atua como um depósito de metais-traços através do processo de adsorção em partículas, incorporação biológica e eventualmente sua deposição em sedimentos de fundo, alguns metais podem co-precipitar em carbonatos e/ou óxidos. Inicialmente pelas espécies bentônicas, através da bioacumulação os metais são transportados através das cadeias alimentares. O acúmulo de metais em organismos aquáticos depende da localização, distribuição, preferências de habitat, nível trófico, hábitos alimentares, idade, tamanho, duração da exposição a metais e a atividade de regulação homeostática (VELUSAMY, *et al.*, 2014).

O mercúrio tem tido destaque nos estudos ambientais (KUSS, *et al.*, 2011; JACOBSON, 2012; LACERDA, *et al.*, 2014; VIEIRA, *et al.*, 2015), devido a sua elevada toxicidade, altas taxas de bioacumulação e capacidade de biomagnificar (aumentar de concentração com o nível trófico do organismo). A existência do mercúrio no ambiente pode se dar de diversas formas, tornando sua distribuição ambiental bastante complexa. Quando emitido na forma de vapor, o mercúrio tem um tempo de residência na atmosfera que pode

variar de alguns dias até anos. Parte desse mercúrio deposita-se em local próximo a emissão e parte se incorpora à circulação atmosférica global. A oxidação do mercúrio em $\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}^{2+}$, por diversos processos, o torna altamente solúvel, o que facilita a sua deposição pela lixiviação pelas chuvas ou por adsorção em/e deposição de partículas. Dessa forma, quando se fala no impacto causado pelo mercúrio, deve ser considerado a sua forma química (ROSA *et al.*, 2003).

O peixe é um alimento de extrema importância na dieta dos indivíduos por sua riqueza de nutrientes, alto teor proteico, lipídios das séries ômega 3 e 6 e baixo teor de colesterol. Fazendo parte da dieta diária das populações humanas, particularmente nos países em desenvolvimento. O padrão alimentar em muitos destes países revela uma grande dependência de alimentos básicos, e o peixe constitui a principal fonte, representando em 2010, cerca de 20% do consumo de proteína animal em países em desenvolvimento (FAO, 2014). No Brasil, o Maranhão se destaca entre os demais estados, ocupando o 3º lugar no ranking da produção nacional (7,2% da produção total) (Figura 3 e Figura 4) (MPA, 2011).

Considerando o consumo de pescados pela população em geral, e sabendo sobre os riscos de exposição ao Hg através de processos de biomagnificação e bioacumulação, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), determinou através da portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998, os níveis máximos permitidos de mercúrio total (Hg-tot) em pescado para consumo humano (BRASIL, 1998). Esta portaria estabelece que os valores para peixes não-predadores e predadores são de 500 e 1.000 ng.g^{-1} , em peso úmido, respectivamente. Internacionalmente, a Organização Mundial de Saúde – OMS (*World Health Organization - WHO*) considera que a única faixa aceita como segura é apenas a de 500 ng.g^{-1} (WHO, 2008), independente do hábito alimentar de cada espécie.

Desta forma, o consumo de pescado pela população de São Luis, MA e a predominância de espécies carnívoras comercializado na região, existe risco de exposição humana ao Hg pelo consumo quando ultrapassados valores máximos estabelecidos. Assim, este estudo objetiva através da análise do conteúdo de Hg no músculo das espécies carnívoras selecionadas, comercializadas em São Luís, estimar o risco associado ao seu consumo pela população. Além disso, apresenta uma análise comparativa com outras regiões do país onde a exposição humana ao Hg foi também estimada.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Transporte e distribuição de mercúrio no ambiente aquático

Processos naturais como a ressuspensão de partículas do solo pelos ventos, salsugem, emanções vulcânicas, queimadas de florestas e emanções do solo e águas superficiais podem contribuir para as emissões naturais de mercúrio. O intemperismo também pode disponibilizar o metal contido em rochas (MARINS *et al.*, 2004). As emissões antropogênicas do mercúrio ocorrem pelos despejos de efluentes/resíduos localizados em pontos fixos (conhecidos), e descargas difusas tais como aquelas associadas à produção de energia, como na combustão de carvão e derivados de petróleo, ou queima de lixo, principalmente do lixo hospitalar.

A atmosfera desempenha, no caso da contaminação por mercúrio, um importante papel de corpo receptor tanto das emissões naturais como antrópicas. Devido a suas propriedades físico-químicas e meteorológicas a atmosfera pode distribuir e redistribuir as emissões recebidas, atuando como uma importante fonte difusa de mercúrio para solos e drenagens. Ou seja, embora os processos industriais tenham substituído o mercúrio como matéria-prima de vários processos produtivos, o metal permanece sendo emitido principalmente por fontes difusas e como constituinte traço de efluentes urbanos e domésticos (MARINS *et al.*, 2004).

O ciclo do mercúrio engloba todos os compartimentos ambientais, completa-se quando entra em contato com o ambiente terrestre e aquático pela deposição natural ou precipitação atmosférica. Tanto o mercúrio proveniente das fontes naturais e antropogênicas, podem sofrer transformações no ambiente. As formas inorgânicas se transformam principalmente por reações de oxidação/redução. O mercúrio inorgânico bivalente (Hg^{2+}) é gerado pela oxidação do vapor de Hg por processos físico-químicos, em água e na presença de oxigênio. Esta oxidação é favorecida quando existem substâncias orgânicas no meio. Em condições redutoras apropriadas, ou por intervenção de bactérias em meio anaeróbio, o Hg^{2+} pode se reduzir a Hg^0 (AYRES, 2004).

Entretanto, a grande quantidade de mercúrio emitida pelas atividades humanas durante o último século ainda é, em diversas situações, sujeita à remobilização através de processos antrópicos, naturais, variações climáticas globais e mudanças nos usos do solo

(LACERDA, 2008; RABELO, 2017). O mercúrio inorgânico liberado nas formas metálica ou gasosa pode originar compostos organometálicos como o dimetilmercúrio ((CH₃)₂Hg) e o íon metilmercúrio (CH₃Hg⁺), sendo essas as mais danosas formas de contaminação. A síntese do CH₃Hg⁺ a partir do Hg²⁺ é mediada por diversos tipos de microrganismos presentes em ambientes aquáticos (ROSA, *et al.*, 2003).

O Hg no ambiente aquático pode contaminar matrizes como biota, água e sedimento. Dentre os compartimentos ambientais, os peixes são muito utilizados em pesquisas como indicadores do nível de poluição de ecossistemas aquáticos por apresentarem características ecológicas relevantes: são elos fundamentais nas cadeias alimentares aquáticas, formam um conjunto de organismos representativos e consistem na base do consumo proteico humano em muitas regiões (ROCHA, 2014).

Considerando o mercúrio presente na coluna d'água pode ser bioacumulado nos tecidos dos peixes diretamente por difusão entre as superfícies de contato, como as brânquias e a epiderme. No entanto, a dieta constitui a principal via de contaminação deste elemento devido à capacidade da sua forma orgânica de sofrer biomagnificação a cada nível trófico. A transferência ao longo dos níveis tróficos engloba particularmente a forma metilada (CH₃Hg⁺), pois além de ser fortemente absorvida pelo trato gastrointestinal, sua afinidade pelo grupamento sulfidríla das proteínas, estabilidade e lipo-solubilidade facilita a difusão pelas membranas celulares (BURATINI, 2008; ROCHA, 2014). Assim, o consumo de peixes, particularmente aqueles de nível trófico elevado, pode aumentar o risco de exposição humana ao Hg.

2.2 Efeitos do mercúrio para a saúde humana

A toxicidade dos sais inorgânicos de mercúrio é proporcional a sua solubilidade. O calomelano (Hg₂Cl₂) é um sal pouco solúvel que foi durante muito tempo utilizado como purgativo. Os íons de mercúrio têm a capacidade de formarem complexos muito fortes com os grupos - SH (sulfidríla) das proteínas (presentes no aminoácido cisteína) e sua toxicidade provavelmente se relaciona com a inativação das proteínas nas membranas celulares. Os efeitos são particularmente notáveis nos rins e no cérebro, ambos nos quais a função das membranas celulares é muito importante, e também porque muitas bactérias e fungos morrem em contato com compostos de mercúrio. (ROSA *et al.*, 2003). Portanto, a forma metilada do

mercúrio é solúvel em lipídios difundindo-se facilmente através das interfaces biológicas como sangue-placenta e sangue-cérebro, devido à alta afinidade do metil-Hg com os grupos sulfidríla, a sua incorporação é rápida nos órgãos vitais (AYRES, 2004).

Com a ingestão de peixe se torna a principal via de acesso do Hg ao organismo humano, na qual o mercúrio orgânico representa cerca de 95% do Hg total. Os sintomas clínicos de intoxicação por metil-Hg em crianças e adultos incluem: parestesia (dormência das extremidades e ao redor da boca), ataxia (dificuldades no andar), disartria (dificuldades na fala), estreitamento do campo visual, surdez, tremores e deficiência intelectual (AYRES, 2004).

O primeiro surto documentado de intoxicação aguda com metil-Hg por consumo de peixe contaminado ocorreu em 1953 em Minamata, no Japão. A ingestão continuada de animais marinhos (pescado, camarão, mexilhão, ostras, entre outros) contaminados afetou mais de 2.264 pessoas até o ano de 2000. Estima-se, entretanto, que o número de casos de indivíduos com sequelas associadas a distúrbios sensoriais e motores provocados pelo envenenamento por Hg em Minamata, chegue a 200.000 (FUJIKI, 1972; ROSS, 1996; MINAMATA, 2000; ARAUJO, 2016). As manifestações clínicas da intoxicação crônicas por Hg devido à ingestão de alimentos contaminados, afeta principalmente o sistema nervoso central, causando além dos sintomas já descritos anteriormente, sensação generalizada de fraqueza, fadiga, coma e morte. Os efeitos clínicos, porém, não são imediatos. No caso de exposição ambiental, o período latente pode chegar a 10 anos, e, é inversamente proporcional ao nível de exposição (YALLOUZ, *et al.*, 2001). Mesmo em baixas concentrações, a exposição ao Hg pode causar sintomas neurológicos e psicológicos. Estes incluem tremores, alterações na personalidade, agitação, ansiedade, distúrbios do sono, perda de memória, demência, déficit de atenção, depressão e comprometimento da audição e da visão. Ao contrário das formas inorgânicas, o Hg orgânico pode causar efeitos irreversíveis e, em doses elevadas, pode levar à morte (JÄRUP, 2003; ZAHIR *et al.*, 2005).

2.3 Espécies adquiridas para estudo

2.3.1 *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766)

PINHEIRO-SOUSA *et al.* (2015) descreve o *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766) que é popularmente conhecido como “bandeirado” sendo uma espécie que possui um par de barbilhões em forma de fita, sendo que o primeiro raio da nadadeira dorsal forma um longo e contínuo filamento conhecido popularmente como “bandeira”. É considerada uma espécie de peixe marinho que migra para estuários na época da reprodução (anádroma) e seu comportamento bioecológico (crescimento, alimentação, reprodução) é fortemente influenciado em alguns casos por mudanças na temperatura e salinidade. Em relação a sua distribuição nas grandes Baías brasileiras indicam que esses indivíduos apresentam baixa regularidade ao longo do ano e as formas adultas dessa espécie, vivem como organismos migrantes, completando o seu ciclo de vida em ambientes distintos.

O *Bagre bagre* tem comportamento alimentar generalista, indicando uma preferência para presas do grupo pisces. Provavelmente, o tipo de item alimentar pode estar relacionado com a reserva destinada para a reprodução e o desenvolvimento de *B. Bagre*, já que essa é uma espécie migrante e que utiliza constantemente os estuários maranhenses para crescimento e alimentação (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2015).

2.3.2 *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)

O *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) conhecido popularmente como “corvina”, pertence à família Sciaenidae é uma espécie costeira com hábitos demersais e uma ampla distribuição geográfica da Península de Yucatán. (Golfo do México) para o Golfo de San Matias (Argentina), associado à foz dos rios. Esta espécie é de considerável importância comercial no Brasil, Uruguai e Argentina (AZEVEDO, *et al.*, 2017).

Geralmente encontrados sobre fundos lamacentos e arenosos em águas costeiras e em estuários sendo os viveiros e áreas de alimentação. Possuem hábitos alimentares que variam com o desenvolvimento ontogênico e a estação; os juvenis alimentam-se de crustáceos migratórios bentônicos e de moluscos, enquanto os adultos alimentam de bentos e

ocasionalmente capturam peixes. Sofrem migração sazonal, é um peixe de comida importante que normalmente é comercializado fresco e salgado (FishBase, 2016).

2.3.3 *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793)

O *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) pertence a família Scombridae, tem distribuição natural alargada estando presentes em nas águas tropicais e subtropicais. São peixes pelágicos que ocorrem geralmente perto da costa. Com distribuição entre as latitudes 21°N - 36°S, e longitudes 90°W - 29°W. No nordeste brasileiro sua distribuição ocorre principalmente sobre a plataforma continental provavelmente na isóbata de 15 m, com distância de 10 milhas da costa (COSTA; LACERDA, 2009).

2.3.4 *Cynoscion acoupa* (Lacépède, 1802)

A *Cynoscion acoupa* pertence à família Sciaenidae, conhecida popularmente como pescada amarela, apresenta corpo alongado, subcilíndrico, pouco comprido, cabeça moderada e sem barbilhão. Nadadeira dorsal anterior com 10 espinho, posterior com 1 espinho e 17 a 22 raios, sem escamas; anal com 2 espinhos e 7 a 8 raios; peitoral com 15 a 19 raios; nadadeira caudal com formato romboidal em exemplares adultos. Possui boca grande e oblíqua, com um par de dentes caniformes na ponta da maxila superior destacando dos demais. Coloração variando de dourada a prateada, na região dorsal, de acordo com a área de ocorrência, considerando o gradiente de salinidade (ALMEIDA, 2008).

A pescada amarela possui hábito nectônico e demersal, vive em águas rasas e salobras de estuários, lagoas estuarinas e desembocaduras de rios, podendo também adentrar a água doce. Entretanto, os juvenis são restritos às águas salobras e doces, sendo encontrados em pequenos e grandes cardumes próximos ao fundo (ALMEIDA *et al.*, 2016).

A espécie d *Cynoscion acoupa* tem ampla distribuição no litoral brasileiro. É uma das espécies nobres mais exploradas na costa norte, e no estado do Maranhão representa 10% da produção pesqueira. É a principal espécie consumida nas cidades do litoral maranhense, encontrada frequentemente nos mercados, onde é comercializado fresco ou congelado. Além do grande valor comercial da carne, são extraídos também, como subprodutos, as bexigas

natatórias dos indivíduos capturados, que atingem altos valores no mercado, sendo exportados, ou utilizados como matéria prima nas indústrias de cola e gelatina, dentre outras (ALMEIDA *et al.*, 2016).

HIPÓTESE CIENTÍFICA

Espécies de peixes do topo da cadeia como *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) e *Cynoscion acoupa* (Lacépède, 1802) apresentam concentração de mercúrio (Hg) total na musculatura que pode atingir valores acima do permitido pela legislação para consumo humano e dessa forma, apresentar risco toxicológico à população consumidora desses peixes na cidade de São Luís, MA.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

- Avaliar a concentração de mercúrio total em peixes comercializados no mercado do peixe em São Luís, MA.

3.2 Objetivos Específicos

- Identificar a posição trófica de cada espécie adquirida de acordo com a literatura;
- Realizar dados biométricos (comprimento total e peso);
- Determinar a concentração Hg total na musculatura;
- Determinar a concentração de Hg total em *Cynoscion acoupa* macho e fêmea;
- Quantificação da exposição humana ao Hg através do consumo das espécies: *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) e *Cynoscion acoupa* (Lacépède, 1802).

4 METODOLOGIA

4.1 Amostragem

O setor de pesca do Estado do Maranhão é muito disperso, desorganizado e com pouca representatividade, envolvendo desde comunidades isoladas em ilhas, sem qualquer assistência social, até os pescadores que vivem na capital (ALMEIDA, 2008). Essa desordem no setor pesqueiro dificulta uma seleção das espécies para o estudo, com isso foram escolhidas as mais comercializadas em qualquer época do ano no mercado local com uma grande representatividade comercial. As espécies *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) e *Cynoscion acoupa* (Lacépède, 1802) foram adquiridas no mercado do peixe em São Luís. Sendo este um patrimônio público com mais de 20 anos de existência, representa uma das áreas mais frequentadas por consumidores de pescado em São Luís. Sua estrutura contém 64 boxes e cerca de 200 pessoas tiram do local o sustento de sua família. As espécies foram adquiridas certificando-se que as mesmas foram capturadas por barcos de pescas artesanais. Evitando contaminação cruzada, os indivíduos foram comprados inteiros, e transportadas em sacos plásticos herméticos dentro de caixa isotérmica provida de gelo para o Laboratório de Organismos Aquáticos da Universidade Federal do Maranhão (LabAqua – UFMA). No laboratório foram coletados dados biométricos, e identificado os espécimes através da plataforma FishBase (2016), sendo posteriormente retirado amostra de músculo próximo ao pedúnculo caudal. Os nomes comuns, científicos e os respectivos N amostrais podem ser vistos na Tabela 1.

Tabela 1. Nomes comum, científico e os respectivos número de amostras, das espécies adquiridas no mercado de peixes de São Luís, MA.

Nome Comum	Nome Científico	N (amostral)
Bagre bandeirado	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	16
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	5
Peixe-serra	<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793)	4
Pescada Amarela	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacépède, 1802)	50
Total de Espécimes Adquiridas		75

Posteriormente, as amostras de músculo foram segmentadas em sub-amostras de aproximadamente 20g e congeladas. Após o congelamento foram submetidas à liofilização por aproximadamente 48h. Concluído o período de liofilização, foi registrado o peso (g). Podendo assim obter o teor de umidade. O teor de umidade é necessário para o cálculo das concentrações finais de Hg em peso úmido. Em seguida a liofilização as amostras foram maceradas com auxílio de pistilo de porcelana e em seguida armazenadas em tubos Falcon, evitando a umidade.

4.2 Quantificação de mercúrio total

A determinação da concentração de Hg total nos tecidos seguiu a metodologia proposta por Bezerra *et al.* (2012). A pré-digestão ácida foi realizada utilizando-se 0,5 g de músculo liofilizado de amostras duplicadas em tubos de teflon e adicionando-se 10 mL de ácido nítrico (HNO₃ 65%). Após 1 hora, a digestão foi realizada a 200°C e por 30 minutos, utilizando-se um forno de microondas MARS XPRESS, com potência de 800 Watts. Em seguida, para impedir a recomplexação do Hg ao material biológico, 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) foi adicionado a cada tubo (ADAIR & COBB, 1999). Posteriormente, o extrato correspondente foi transferido para balão volumétrico de 100 mL, aferido com água destilada.

Os teores de Hg total foram obtidos através da técnica de espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor a frio (CV-AAS), em um espectrofotômetro modelo NIC RA-3 da NIPON. Para a redução do Hg²⁺ para Hg⁰, forma volátil lida pelo equipamento, foi utilizada uma solução preparada a partir do sal de cloreto estanhoso dihidratado (SnCl₂) diluído em ácido sulfúrico 20% (H₂SO₄).

O volume de 5 mL do extrato foi transferido ao tubo de ensaio conectado ao borbulhador do equipamento, com leitura realizada a 253,7 nm. O limite de detecção médio foi de 0,068 ng.g⁻¹, obtido pela média dos resultados do triplo do desvio padrão de sete leituras dos brancos, multiplicado pelo fator específico determinado pela distribuição t de Student (3,14, gl 6) (EPA, 2000). Os resultados, obtidos em peso seco, foram convertidos em peso úmido. Para esta conversão foi utilizada a seguinte fórmula:

$$[Hg]_{\text{peso úmido}} = \frac{[Hg]_{\text{peso seco}} * (100 - \%Umidade)}{100}$$

Com os resultados da concentração de Hg total em peso úmido pode-se realizar a comparação com valor máximo permitido estabelecido pela Agência Nacional de Saúde (ANVISA, 1998).

4.3 Curva de calibração e validação de método

Uma curva de calibração foi utilizada para determinar a concentração das amostras a partir da solução padrão 1.000 mg L⁻¹ de mercúrio da Merck®. Após sucessivas diluições em balões volumétricos de 100 mL, obteve-se a solução final de 5 ng mL⁻¹. Uma nova curva de calibração foi feita para cada dia de análise, com pontos entre 0 e 25 ng de Hg e coeficiente de determinação (*r*²) médio de 0,9997. Um material certificado de referência, tecido muscular de mexilhão (ERM-CE 278k - Mussel Tissue), foram analisados simultaneamente a cada grupo de 24 amostras. A recuperação de Hg a partir deste padrão é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Concentração de Hg total (ng.g⁻¹) do material de referência, valor médio, desvio padrão e amplitude.

Material certificado de referência	Valor certificado(ng.g ⁻¹)	Valor médio obtido (ng.g ⁻¹)	Recuperação média (%)
ERM-CE 278k	71	64,95 ± 12,8 (42,2 – 87,7)	91,5 ± 18 (62,2 – 123,5)

4.4 Cálculo de exposição humana

O cálculo da exposição humana foi realizado com base em dados na literatura, com resultados genéricos que estimam o nível de exposição (BAEYENS *et al*, 2003; BARBOSA *et al*, 2011; COSTA, 2014) e as concentrações médias de Hg obtidas. Na avaliação

do risco para a saúde associado ao consumo dos pescados em estudo foram utilizadas equações (eq. I e II) descritas por Newman e Unger (2002) e Lacerda *et al.* (2016).

eq. I.
$$HQ = \frac{E}{RfD}$$

Onde HQ é o coeficiente de risco, E é o nível de exposição ou ingestão de Hg e RfD é a dose de referência para Hg ($Hg = 0,47 \mu\text{g} / \text{kg}$ de peso corporal / dia) (BCS, 2007). O nível de exposição (E) é calculado conforme a equação II:

eq. II.
$$E = \frac{C * I}{W}$$

Onde C é a concentração de Hg ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de peso úmido); I é a taxa de ingestão per capita ($35,6 \text{ g dia}^{-1}$, de acordo com SARTORI; 2012) e W é o peso médio de um adulto (70 kg). Quando HQ é menor que 1, o nível de exposição é menor do que a dose de referência; o que significa que a exposição diária neste nível não é susceptível de causar efeitos adversos para os consumidores.

Estimou-se a dose à qual a população consumidora de pescado em São Luís estaria eventualmente exposta pelo consumo das espécies em estudo. Para isto, foram considerados os seguintes valores: (1) concentrações de Hg total das amostras; e (2) consumo médio de pescado pela população em uma refeição. Tal porção foi padronizada em 250 g, valor sugerido por Vieira *et al.* (2015), na fórmula adaptada a seguir (eq. III).

eq. III.
$$\begin{aligned} \text{refeições}_{\text{porSemana}} &= \frac{(RfD \times \text{PesoCorpóreo}) \times 7 \text{ dias}}{\text{porção}(250 \text{ g}) \times [Hg_{(total)}](ng \cdot g^{-1})} \\ \text{refeições}_{\text{porMês}} &= \frac{(RfD \times \text{PesoCorpóreo}) \times 30 \text{ dias}}{\text{porção}(250 \text{ g}) \times [Hg_{(total)}](ng \cdot g^{-1})} \end{aligned}$$

Os consumidores foram subdivididos em dois grupos. O primeiro representando a população em geral (homens, mulheres não gestantes, adolescentes acima de dez anos de idade). Já o segundo representou os grupos de risco (grávidas, lactantes e crianças abaixo de dez anos de idade). A ingestão diária máxima aceitável (*RfD*) de MeHg nesses grupos é de 100 e 50 ng diários para cada kg de peso corpóreo, respectivamente (EPA, 1997).

4.5 Análise estatística

O teste de *Shapiro-Wilk* foi utilizado para averiguar se os dados de concentração de Hg obtidos possuíam distribuição normal. Como nas quatro espécies as concentrações de Hg não apresentaram distribuição normal, foi empregado o teste não paramétrico do coeficiente de correlação de *Spearman* para correlação entre os dados biométricos (peso e comprimento) e a concentração de Hg, uma vez que caso afirmativo este fator deveria ser considerado na análise de risco. Em seguida, para testar se as quatro espécies diferiam quanto as concentrações de Hg aplicou-se o teste de *Kruskal-Wallis*. Os testes estatísticos foram realizados utilizando-se o programa *PAST*. Já para a elaboração dos gráficos e *box plot*, foi utilizado o software Excel.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As espécies adquiridas foram organizadas (Tabela 3) quanto ao nome comum, científico, número amostral estudado (N), nível trófico, hábito alimentar, média e desvio padrão e amplitude de variação dos dados morfométricos (comprimento e peso).

Tabela 3. Nome comum e científico, número de espécies adquiridas, nível trófico, hábito alimentar e valor médio, desvio padrão e amplitude de variação (mínimo e máximo) do dado biométrico de comprimento (cm), peso (g) das espécies em estudo.

Nome Comum	Nome Científico	N	Nível Trófico ^a	Hábito Alimentar ^b	Comprimento (cm)	Peso (g)
Bagre bandeirado	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	16	4,0 ± 0,66	Carnívoro	46 ± 3,2 (41 - 51)	542 ± 110 (393 - 741)
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	5	3,1 ± 0,1	Carnívoro	60 ± 7,0 (48 - 65)	1556,0 ± 470 (799 - 2025,0)
Peixe-serra	<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793)	4	4,5 ± 0,4	Carnívoro	59 ± 2,4 (56 - 61)	866 ± 108 (736 - 967)
Pescada Amarela	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacépède, 1802)	50	4,1 ± 0,7	Carnívoro	73 ± 3,3 (70 - 82)	4685,0 ± 511 (4000,0 - 6000,0)

Total de Espécimes

Adquiridos

75

^{a,b} Classificados de acordo com o FishBase 2016.

Todas as espécies de peixes amostradas são carnívoras de nível trófico elevado (>3,0). De acordo com o FishBase (2016) *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766) alimenta-se especificamente de peixes pequenos e invertebrados; *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) de invertebrados bentônicos e peixes; *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) de peixes e crustáceos e a *Cynoscion acoupa* (Lacépède, 1802) de crustáceos e peixes. As dietas listadas foram confirmadas por outros autores (COSTA; LACERDA, 2009; GARCIA; GIARRIZZO, 2014; ELLIOTT *et al.*, 2015).

Os cálculos de umidades das espécies foram realizados após a liofilização, obtendo para o *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766) o maior valor médio de $80,0 \pm 1,3\%$, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) e *Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) tiveram os mesmos valores médios de $75,0 \pm 1,0\%$, enquanto a *Cynoscion acoupa* (Lacépède, 1802) obteve o nível mais baixo $73,0 \pm 8,5\%$. Com as quantificações de umidade pode-se fazer a transformação da concentração de mercúrio em amostras desidratadas (seca) para os valores em amostra úmida.

A concentração média de Hg total para cada espécie (Tabela 4) esta convertida para o peso úmido, com suas amplitudes.

Tabela 4. Nome científico, número de espécies analisadas (N), mediana, erro padrão da concentração de Hg total ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) em peso úmido.

Nome Científico	N	[Hg] ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) \pm SE	Min - Max [Hg] ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	16	$58,4 \pm 8,1$	(28,9 - 152,6)
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	5	$57,0 \pm 8,4$	(43,8 - 93,4)
<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793)	4	$84,0 \pm 11,3$	(64,2 - 115,6)
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacépède, 1802)	50	$263,1 \pm 34,1$	(32,6 - 875,4)

As concentrações de mercúrio na tabela acima variam entre as espécies e quando observado os valores mínimo e máximo entre as espécimes, a *C. acoupa* teve valor máximo acima do estabelecido pela ANVISA, essa ocorrência de variações se dar pela diversidade / disponibilidade na alimentação, mesmo todas as espécies sendo carnívoras estudos com hábitos alimentares descrevem dietas diferentes para indivíduos (SIXIN *et al.*, 2009; COSTA, 2014; FERREIRA *et al.*, 2015) obtendo níveis diferentes de mercúrio. A transferência trófica de poluentes ao longo das teias alimentares marinhas tem sido cada vez mais reconhecida como um processo importante que influencia a bioacumulação de metais e o ciclo geoquímico (KEHRIG *et al.*, 2006).

Para cada espécie foi feito correlação dos dados biométricos com a concentração de Hg total conforme mostra a tabela 5.

Tabela 5. Coeficiente de correlação de Pearson calculado entre a concentração de mercúrio e as variáveis biométricas (peso e comprimento) das espécies de peixes ($\alpha = 5\%$).

Espécies	N	Peso	Comprimento
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	16	0.4470	0.6030
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	5	0.2415	0.3422
<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793)	4	0.1894	0.5754
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacépede, 1802)	50	0.1933	0.1199

As quatro espécies analisadas mostraram um coeficiente de correlação (r de Pearson) próximo a zero o que sugere a não existência de correlação linear entre as variáveis (comprimento e peso) e a concentração de mercúrio, devido ao grande número de indivíduos na mesma classe de tamanho e peso. Assim, a média da concentração de Hg no conjunto amostral de cada espécie pode ser utilizada no cálculo do risco associado ao seu consumo sem a vias da eventual variação da concentração devido ao tamanho do indivíduo.

A partir dos dados biométricos pode determinar o potencial de biomagnificação de mercúrio para um determinado indivíduo, em estudo foi realizado uma comparação do (comprimento e peso) entre as espécies, na qual não houve diferenças significativas para *B. bagre*, *M. furnieri*, *S. regalis*, exceto para *C. acoupa* cujos indivíduos são significativamente maiores e com $p \leq 0,05$ (Figura 1 e Figura 2).

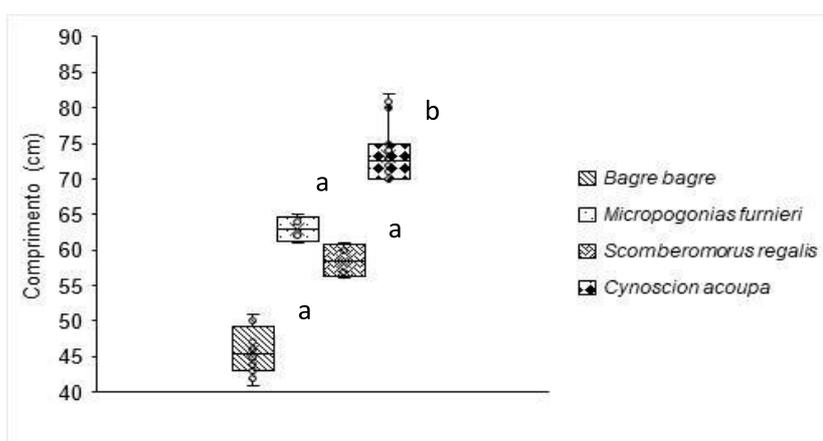


Figura 1. Variação do comprimento (cm) nas espécies adquiridas. ^a não significativo; ^b significativo $p \leq 0,05$ (Kruskal-Wallis).

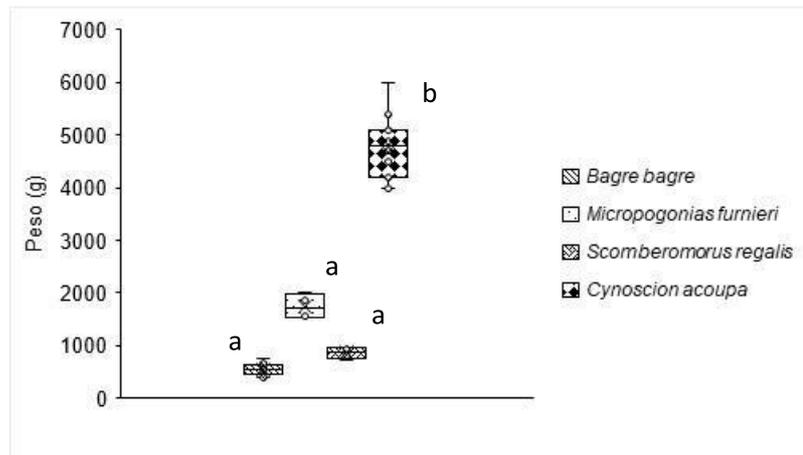


Figura 2. Variação do peso (g) nas espécies adquiridas. ^a não significativo; ^b significativo $p \leq 0,05$ (Kruskal-Wallis).

O tamanho dos indivíduos influencia diretamente seus hábitos alimentares, relacionando o tamanho das presas consumidas, assim os indivíduos de *C. acoupa* utilizados neste estudo (em média com 73 cm e 4,6 quilos) podem predar organismos maiores e, portanto, influencia as concentrações de Hg (Figura 3), como observado por Costa (2014) em peixes consumidos pela população ribeirinha do rio Jaguaribe, no Ceará.

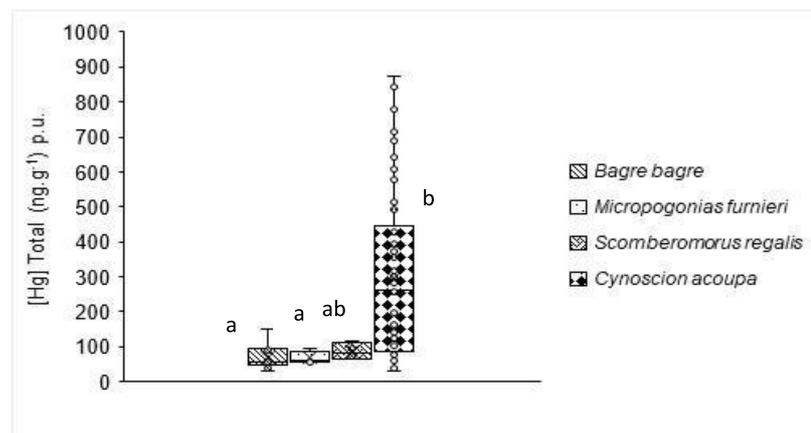


Figura 3. Concentração de Hg total nas espécies adquiridas. ^a não significativo; ^b significativo $p \leq 0,05$ (Kruskal-Wallis).

As concentrações de Hg total nas espécies foram apresentadas na figura 3. As espécies *B. bagre*, *M. furnieri*, *S. regalis*, *C. acoupa* obtiveram valores das medianas abaixo do estabelecido pela ANVISA, mas a *C. acoupa* teve espécimes que ultrapassaram os limites máximo de mercúrio, a influência dos dados biométricos para essa espécie deixa claro a ocorrência da biomagnificação. Quando comparados estatisticamente a *C. acoupa* apresentou

diferença estatística $p \leq 0,05$ em relação a *B. bagre*, *M. furnieri*, e com a espécie *S. regalis* não houve diferença ($p > 0,05$).

As espécies *B. bagre*, *M. furnieri* e *S. regalis*, apresentaram concentrações similares de Hg. Isso de fato ocorre devido as três espécies são carnívoras e se encontram praticamente no mesmo nível trófico. Além disso, não apresentaram diferenças significativas no tamanho e peso (figura 1 e figura 2) portanto, devem utilizar presas semelhantes. A espécie *C. acoupa* apresentou concentrações de Hg maior do que as demais espécies. O tamanho e peso significativamente maior observado no conjunto amostral de *C. acoupa*, permite esta espécie preda organismos maiores e via de regra, apresentando concentrações mais elevadas de Hg.

A seguir será discutido conforme a tabela 6 a concentração de mercúrio das espécies em estudo com dados da literatura.

Tabela 6. Comparação da concentração de Hg total encontrada nas espécies em estudo com a literatura.

Nome Científico	[Hg] - T (ng.g ⁻¹) (Neste Estudo)	[Hg] - T (ng.g ⁻¹) Localidade	Referência
<i>Bagre bagre</i>	58,4 ± 8,1	660,0 (Baixada Santista, Brasil)	MORGANO <i>et al.</i> , 2007
		70,0 (Baía de Guanabara, Brasil)	BAETA <i>et al.</i> , 2006
<i>Micropogonias furnieri</i>	57,0 ± 8,4	140,0 (Baía de Guanabara, Brasil)	BAETA <i>et al.</i> , 2006
		110,0 (Estuário de La Plara, Argentina)	AVIGLIANO <i>et al.</i> , 2016
		350,0 (Costa Central do Estado de RJ, Brasil)	KEHRIG <i>et al.</i> , 2017
		122,0 (Baixada Santista, Brasil)	MORGANO <i>et al.</i> , 2007
		130,0 (Estuário da Bahia Blanca, Argentina)	MARCOVECCHIO, <i>et al.</i> , 2001
	80,0 (Cienfuegos Bay, Cuba)	GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 1991	

<i>Scomberomorus regalis</i>	84,0 ± 11,3	11500,0 (Baía de Jobos, Porto Rico)	RAMÍREZ <i>et al.</i> , 2017
		146,7 (Mercado Mucuripe, Brasil)	COSTA; LACERDA, 2009
		520,0 (La Parguera, Porto Rico)	RAMÍREZ <i>et al.</i> , 2017
<i>Cynoscion acoupa</i>	263,1 ± 34,1	50,0 (Baía de Sepetiba Brasil)	CARNEIRO <i>et al.</i> , 2013

A espécie *B. bagre* apresentou neste estudo uma concentração mediana de Hg total ($58,4 \pm 8,1 \text{ ng.g}^{-1}$), existem poucas referências no que se trata a quantificação de Hg para tal espécie (tabela 6). *Bagre bagre*, pertence à família Ariidae, nesta mesma família encontra-se a espécie (*Genidens barbatus*) analisada por Morgano *et al.* (2007), que em seu estudo adquiriu as amostras na cadeia produtiva local na baixada Santista, SP e encontrou uma concentração de Hg total ($660,0 \text{ ng.g}^{-1}$) para esta espécie, concentrações bem mais elevadas que as espécies comercializadas em São Luís, o alto teor encontrado por Morgano *et al.* (2007) associa-se as elevadas cargas de Hg que chegam a Baía de Santos devido ao grande parque industrial adjacente. BAETA *et al.* (2006), quantificou o Hg total no músculo de *B. bagre*, na Baía de Guanabara no Rio de Janeiro encontrando concentrações semelhantes as observadas em São Luís. Estes mesmos autores encontraram concentrações mais elevadas em *Micropogonias furnieri* ($140,0 \text{ ng.g}^{-1}$), uma vez que os peixes no presente estudo eram maiores ($60 \pm 7,0 \text{ cm}$; $1556,0 \pm 470 \text{ g}$) que os da Baía de Guanabara ($40,1 \text{ cm}$ e 720 g), esta diferença na concentração do Hg estar associada a maior carga de poluente na Baía de Guanabara, possui um dos estuários mais importantes para a produção de peixe na Costa Sudeste do Brasil, também uma importante fonte pontual de mercúrio para o ambiente aquático, localizada na região uma planta de cloro-álcali, no lado Oeste do Norte do Estado contribui para o aumento de Hg total em *Micropogonias furnieri* quando comparados com a amostra em estudo.

KEHRIG *et al.* (2017) analisa espécie como *M. furnieri* na Costa Central do Estado de RJ, uma concentração média de Hg total ($350,0 \text{ ng.g}^{-1}$) relatada em seu trabalho, afirma que o valor quantificado confirma o processo de biomagnificação na espécie através da cadeia trófica. Os valores médios de Hg total encontrados em *Micropogonias furnieri* por

MARCOVECCHIO, *et al.* (2001); MORGANO *et al.* (2007); AVIGLIANO *et al.*, (2016), relacionam com as fontes antropogênicas como sendo motivo para as devidas concentrações.

GONZÁLEZ *et al.* (1991) em estudo com espécies de peixes coletadas na Baía de Cienfuegos em Cuba, divide a área em três zonas com base na análise de metais em sedimentos, sendo a primeira localizada próxima as área industrial, a segunda e terceira já mais afastada. A espécie *M. furnieri* tendo um importante valor comercial para região teve uma concentração média de Hg total ($80,0 \text{ ng.g}^{-1}$). As amostras de *M. furnieri* em estudo caracterizam ser de áreas menos impactadas.

A espécie *S. regalis* pertence à família Scombridae também foi analisada por RAMÍREZ *et al.* (2017) em um estudo comparativo entre as Baía de Jobos e La Parguera em Porto Rico. Pertencente à mesma família que *S. regalis* a espécie *S. cavalla* coletada na Baía de Jobos apresentaram um valor médio de Hg total ($11500,0 \text{ ng.g}^{-1}$) com dados biométricos (peso e comprimento) ($55,2 \pm 1,6 \text{ cm} - 1028,0 \pm 83,8 \text{ g}$) de mesmos hábito alimentares que a *S. regalis* em estudo. A espécie capturada em La Parguera com mesma identificação científica que a adquirida em São Luís apresentou concentração média de Hg total ($520,0 \text{ ng.g}^{-1}$) com peso e comprimento ($41,9 \pm 2,4 \text{ cm} - 525,0 \pm 116,1 \text{ g}$). Ambas as espécies analisadas por RAMÍREZ *et al.* (2017) apresentaram valores maiores que encontrado na espécie em estudo ($84,0 \pm 11,3 \text{ ng.g}^{-1}$), os altos valores médios de Hg total advém do desenvolvimento industrial nas regiões, junto com a atividade agrícola na Baía de Jobos e La Parguera.

COSTA; LACERDA (2009) determinaram a concentração de Hg total em *S. regalis* comercializados no mercado Mucuripe em Fortaleza, com concentrações média ($146,7 \pm 154,2 \text{ ng.g}^{-1}$) com peso e comprimento médio ($1700,0 \pm 1000,0 \text{ g} / 65,7 \pm 11,6 \text{ cm}$), com valores maiores tanto da concentração total de Hg e dados biométricos, quando comparados com a espécie *S. regalis* neste estudo, as espécies do mercado Mucuripe sendo as maiores e mais pesadas obteve concentração de Hg mais elevadas do que as em estudos. COSTA; LACERDA (2009) atribuíram os valores de Hg encontrados pela presença de fontes pontuais (resíduos urbanos) que chegam ao mar sem nenhum tratamento.

A espécie *C. acoupa* adquiridas para estudo teve concentração de Hg total ($263,1 \pm 34,1 \text{ ng.g}^{-1}$) com dados biométricos ($4685,0 \pm 511 \text{ g} / 73 \pm 3,2 \text{ cm}$), quando comparado com os valores médio encontrado por CARNEIRO *et al.* (2013) em estudo com espécie *C. acoupa* coletadas na Baía de Sepetiba, RJ encontrou concentração de Hg total ($50,0 \text{ ng.g}^{-1}$) com peso e comprimento médio bem menores ($1300,0 \pm 340 \text{ g} / 44,62 \pm 3,57 \text{ cm}$). Valores mais baixos

da concentração de mercúrio encontrados na espécie da Baía de Sepetiba refletem o menor tamanho e peso dos espécimes capturados por CARNEIRO *et al.* (2013).

Em princípio, o tamanho e peso dos indivíduos são determinantes nas concentrações finais de Hg. Entretanto, quando comparados peixes de tamanho semelhante, e corroborado pelos valores elevados encontrados em áreas muito contaminadas, é provável que a emissão antrópica local também possa resultar em concentrações mais elevadas de mercúrio.

As espécies adquiridas para estudo não foram coletadas nos arredores do porto de São Luís de acordo com vendedores, ficando inviável em primeiro momento relatar influências ambientais/antropogênicas para as concentrações de mercúrio nas espécies, sendo de suma importância em estudos posteriores fazer o acompanhamento da área onde ocorre a pesca artesanal que abastece o mercado local. Citando um caso análogo a atividade portuária localizada na região estuarina de São Luís (produtos petrolíferos importados, fertilizantes, grãos, carvão / alcatrão, ferro, manganês, ferro gusa, soja, silício, petróleo, alumínio e alumina) descrita por CARVALHO NETA, *et al.* (2016), e a toxicidade de compostos químicos liberados na área do porto pode, portanto, vir a acarretar futuro aumento concentrações de Hg nessas espécies de peixes nesse local.

Visando um possível risco de contaminação da população humana por meio do consumo de pescado, a ANVISA (1998) estabeleceu os níveis máximos de Hg total permitidos. Assim, para peixes predadores o valor máximo estabelecido é de 1.000 ng.g⁻¹ em peso úmido, enquanto para os peixes não predadores esse valor é de 500 ng.g⁻¹ em peso úmido. As concentrações de Hg total encontradas nas espécies adquiridas no mercado do peixe em São Luís apresentam valores médios abaixo do limite estabelecido pela ANVISA (1998).

Cynoscion acoupa possui grande representatividade para o sistema de produção pesqueira de embarcação em médio porte com malhão no Estado do Maranhão, devido ao grande número de pescadores que utilizam o malhão como petrecho e sendo um dos pratos típico da culinária maranhense (ARAÚJO, 2008). Devido a isto, foi coletado um conjunto amostral bem maior desta espécie, possibilitando observar eventuais diferenças que influenciasses o cálculo de risco, além do tamanho e peso já discutidos anteriormente.

O conjunto amostral para a *C. acoupa* foi dividido em dois grupos, 25 espécimes macho e 25 espécimes fêmea, uma vez que a bioacumulação de Hg correlacionada com o

sexo em peixes tem sido proposta em vários estudos, embora poucos tenham verificado qualquer diferença na concentração de Hg dependente do sexo (BASTOS *et al.* 2016).

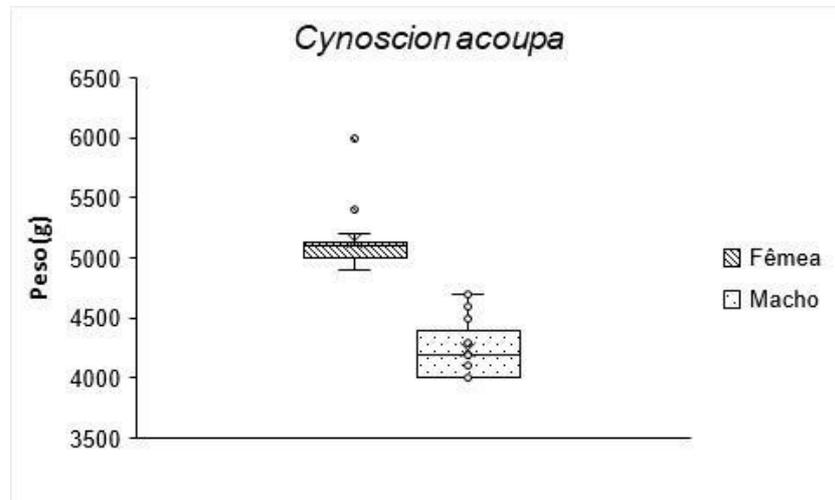


Figura 4. Variação do peso (g) dos indivíduos macho e fêmea da espécie *C. acoupa* em estudo, ($p < 0,05$)

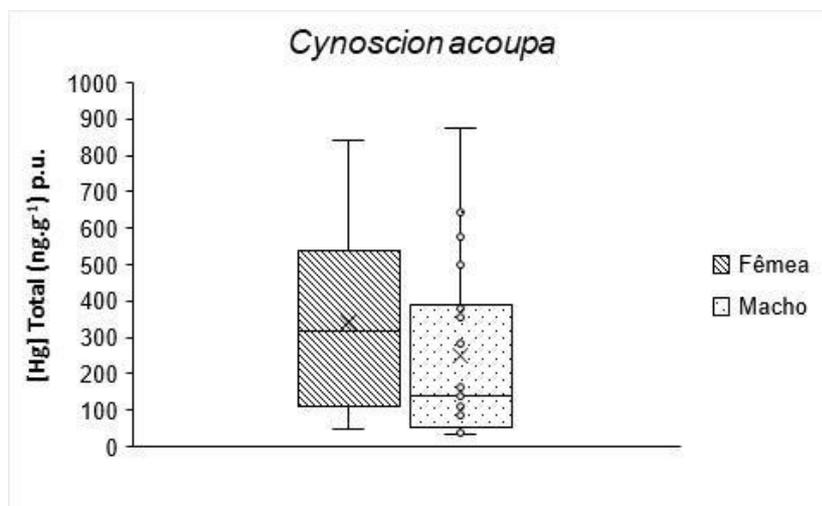


Figura 5. Variação da concentração de Hg total em indivíduos macho e fêmea da espécie *C. acoupa* em estudo, ($p > 0,05$).

Os dois sexos apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) em peso, sendo as fêmeas mais pesadas ($5138,0 \pm 212$ g) e menores (73 ± 3 cm) em relação aos machos que são menos pesados ($4232,0 \pm 246$ g) e maiores (74 ± 4 cm) (Figura 4). As concentrações de Hg embora tenham sido maiores nas fêmeas (340 ± 247 ng.g⁻¹; 50 - 843 ng.g⁻¹) que nos machos

($252 \pm 231 \text{ ng.g}^{-1}$; $33 - 875 \text{ ng.g}^{-1}$) não mostraram diferenças significativas entre sexos (Figura 5). Portanto, não afeta a estimativa de risco associada aos eu consumo.

As espécies em estudo apresentaram valores médios de concentração de Hg abaixo da estabelecida pela ANVISA (1998), mais vale salientar que é de suma importância conhecer o nível de exposição humana pela ingestão desses pescados, uma vez que a contaminação por Hg em sua maioria se dar pelo consumo de espécies contaminadas.

A Tabela 7 nos mostra os valores médios estimados para o coeficiente de risco para cada espécie.

Tabela 7. Valores médio e desvio padrão do cálculo do coeficiente de risco para as quatro espécies estudadas.

Nome Científico	Coeficiente de Risco (<i>HQ</i>)
<i>Bagre bagre</i>	$0,1 \pm 0,04$
<i>Micropogonias furnieri</i>	$0,1 \pm 0,02$
<i>Scomberomorus regalis</i>	$0,1 \pm 0,03$
<i>Cynoscion acoupa</i>	$0,33 \pm 0,27$

As espécies estudadas apresentaram coeficiente de risco menor que 1. Um *HQ* menor que 1, aponta que o nível de exposição é menor do que a dose de referência, pois significa que a exposição diária a este nível não é susceptível de causar efeitos adversos para os consumidores.

Um estudo realizado no mercado do Mucuripe no Ceará por LACERDA *et al.* (2016) também obtiveram nível de exposição *HQ* menor que os valores de referências. RIVERA *et al.* (2016), sobre a mesma temática em discussão encontrou em um estudo em Porto Rico valores acima da referência para a espécie *S. regalis* quando consumidos por crianças. Existe uma deficiência sobre estudo de níveis de exposição pelo consumo das demais espécies retratadas neste estudo.

HACON *et al.* (1997), em estudo sobre a exposição ao Hg através do consumo de peixe na área urbana de Alta Floresta na Bacia Amazônica dividiu a população em cinco grupos dentre estes no qual estão inseridos os pescadores e suas famílias, incluindo as

crianças, mostraram ser os grupos de risco relativos. Esses grupos com alto consumo de peixe e altos valores de ingestão, apresentando nível de exposição *HQ* mais altos, podem ser afetados negativamente, com alguns sintomas leves de contaminação. BIDONE *et al.* (1997 A) em uma triagem sobre a exposição humana ao Hg na Bacia do rio Tapajós, PA encontrou níveis médio de exposição *HQ* acima do permitido (2,3) devido às concentrações de Hg no peixe da área de estudo e a alta taxa de consumo de peixe pelas populações locais, esses resultados apontar para um potencial risco para a saúde das populações locais. BIDONE *et al.* (1997 B) em estudo sobre exposição humana ao mercúrio no Rio Tartarugalzinho, AP, encontrou um risco de exposição cinco vezes maior do que o permitido pela legislação, associado a alta ingestão de peixe pela população local.

Tendo conhecimento que o consumo de peixes contaminados com compostos de Hg é a principal fonte potencial de exposição da população humana como visto em vários estudos (RIVERA, 2011; CAMACHO *et al.*, 2017), principalmente quando os mesmos fazem parte dos postos mais altos da teia alimentar (RABELO, 2017). A caracterização do risco para as populações humanas concentra-se cada vez mais na exposição ao metil-Hg ao longo da vida em vez da exposição aguda. Para este fim, pode ser definida uma dose de referência (*RfD*) como uma estimativa da exposição diária, sem um risco significativo de efeitos deletérios durante um tempo de vida.

Considerando a média de peso corporal de um adulto de 70 kg, o valor total de Hg que pode ser consumido é de aproximadamente 7.000ng.dia/adulto, 49.000 ng por semana e 210.000 ng por mês para o grupo controle e para os grupos de risco são 3.500 ng.dia/adulto, 24.500 ng por semana e 105.000 ng por mês. Com isso os cálculos nesse estudo para o *RfD* para as espécies estudadas também foi estimado a partir de considerações feitas acima, e exposto na tabela 8 divididos em dois grupos o primeiro representando a população em geral e o segundo os grupos de risco, abrangendo grávidas, lactantes e crianças.

Tabela 8. Número de refeições das espécies amostradas para grupo geral (70kg) e grupo de risco, por semana e por mês, baseado numa refeição de 250 g.

Nome Científico	Grupo Geral		Grupo de Risco	
	Semana	Mês	Semana	Mês
<i>B. bagre</i>	3	14	2	7
<i>M. furnieri</i>	3	14	2	7
<i>S. regalis</i>	2	10	1	5
<i>C. acoupa</i>	2	7	1	3

Com base numa alimentação balanceada em 250g a tabela 8 nos indica a quantidade máxima que podemos ingerir de cada espécie semanalmente e/ou mensalmente dentre os grupos (geral e de risco) com base na concentração de mercúrio quantificado em estudo. Dentre as espécies estudadas, *C. acoupa* apresentou o maior risco associado, com valores menores de consumo sugeridos, por apresentar uma maior concentração de Hg. Aceita-se aqui que a quase totalidade do Hg presente em peixes de grande porte e de nível trófico elevado seja de metil-Hg (LACERDA et al. 2016), apresentaria porventura um número de metil-Hg (forma mais tóxica) mais altos em relação as demais espécies.

6 CONCLUSÃO

As amostras adquiridas para estudos (*B. bagre*, *M. furnieri*, *S. regalis* e *C. acoupa*) apresentaram de acordo com o FishBase (2016) hábitos alimentares carnívoros. Quando comparadas pelos dados biométricos (peso e comprimento) com as concentrações de mercúrios não existiu correlação, pois necessitaria de uma maior amostragem com variações de tamanhos e pesos entre as espécies.

O mercúrio total nos músculos das espécies analisados nenhum dos valores medianos ultrapassaram o limite máximo estabelecido pela ANVISA (1998), mais quando analisado isoladamente, a concentração de Hg para a espécie *C. acoupa* obtiveram espécimes que atingiram o limite máximo permitido, obtiveram maiores dados biométricos influenciando para maior aumento de mercúrio.

A *Cynoscion acoupa* fêmeas apresentaram uma maior concentração de mercúrio em relação aos machos, com necessidade biológica distinta as fêmeas necessitam de um gasto energético maior acumulando mais gorduras no músculo, acarretando níveis maiores de Hg.

O nível de exposição ao mercúrio para as espécies em estudo não ultrapassa o valor permitido. Conhecendo o valor de Hg em cada espécie mesmo seus valores medianos abaixo do nível máximo permitido pela ANVISA (1998), o cálculo da ingestão máxima diária em uma porção de 250g é importante pois não coloca em risco a elevada concentração do mercúrio no organismo. Apenas a *C. acoupa* teve um número reduzido de consumo semanal/mensal devido a única espécie que obteve maiores valores de mercúrio.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos no Brasil sobre as concentrações de Hg em peixes carnívoros costeiros mostra que na maioria dos casos estas concentrações não ultrapassam os limites estabelecidos pela legislação, mesmo assim deve ser considerado o risco associado a frequência do seu consumo. Uma vez que as emissões antropogênicas de Hg deverão aumentar devido à expansão industrial e da combustão de carvão, o Brasil particularmente a região norte-nordeste, vem se utilizando cada vez mais de combustíveis fósseis para a geração de energia (VAISMAN E LACERDA, 2005), as concentrações de Hg em peixes e a consequente exposição das populações humanas ao metil-Hg tendem a aumentar. Uma vez que a produção de metil-Hg nos ecossistemas oceânicos é impulsionada pelo suprimento de Hg inorgânico disponível (VIEIRA *et al.* (2015); RABELO (2017)).

A costa Nordeste do Brasil está passando por mudanças importantes no ambiente, o que pode afetar a dinâmica de Hg e sua incorporação por organismos aquáticos e os níveis de exposição Hg para as populações humanas. Os resultados apresentados, sugerem fortemente a necessidade de um monitoramento das concentrações de Hg nos peixes locais e a sua consequente exposição dos consumidores (COSTA, 2014).

Este estudo vem dar ênfase na importância de se conhecer a dinâmica do Hg local. Uma vez que conhecendo as concentrações presentes em espécies de peixes podemos ter uma dieta balanceada para não acarretar problemas futuros de saúde. Faz-se necessário um amplo acompanhamento da área local identificando fontes antropogênicas com intuito de diminuir as concentrações do metal no meio aquático.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

ADAIR, B. M.; COBB, G. P. **Improved Preparation of Small Biological Samples for Mercury Analyssi using Cold Vapor Atomic Absorption Spectroscopy.** Chemosphere, n. 12, v. 38, p. 2951–2958, 1999.

AKCALI, I., KUCUKSEZGIN, F. **A biomonitoring study: Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean coastal áreas.** Marine Pollution Bulletin, v. 62, n. 3, p. 637-645, 2011.

ALMEIDA, Z. F. **Os recursos pesqueiros marinhos e estuarinos do Maranhão: biologia, tecnologia socioeconomia, estado de arte e manejo.** Tese de Doutorado. Curso em Zoologia. Universidade Federal do Pará / Museu Paraense Emílio Goeldi, 2008.

ALMEIDA, Z. S., SANTOS, N. B., SOUSA, H. L., CARVALHO NETA, R. N. F., ANDRADE, T. S. O. M. **Biologia reprodutiva da pescada amarela (*Cynoscion acoupa*) capturada na baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.** Biota Amazônia. Macapá, v. 6, n. 1, p. 46-54, 2016.

ARAÚJO, J. S., **Biomagnificação e variação espaço-temporal de mercúrio em peixes do Rio Xingu, Amazônia, Brasil.** Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) - Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará. 2016.

ARAÚJO, C. M. E. **Fauna acompanhante do Sistema de Produção Pesqueira Pescada Amarela (*Cynoscion acoupa*, PISCES: SCIANIDAE, LACEPÉDE 1802) desembarcada na praia do Araçagy, área do litoral da Ilha do Maranhão, Brasil: subsídios para sua conservação.** Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas) -Universidade Federal do Maranhão, 2008.

AVIGLIANO, E.; LOZANO, C.; PLÁ, R.R.; VOLPEDO, A. V. **Toxic elemento determination in fish from Paraná River Delta (Argentina) by nêutron activation analysis: Tissue distribution and accumulation and health risk assessment by direct consumption.** Journal of Food Composition and Analysis. 2016.

AYRES, G. A. **Distribuição do mercúrio em águas superficiais do Rio Madeira.** Dissertação (mestrado em Geociências - Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, 2004.

AZEVEDO, J. W. J., CASTRO, A. C. L., SILVA, M. H. L. **Length-weight relation, condition factor and gonadosomatic index of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Actinopterygii: Sciaenidae), caught in Lençóis Bay, state of Maranhão, eastern Amazon, Brazil.** Braz. j. oceanogr. vol. 65 São Paulo, v. 65, n. 1, p. 1-8, 2017.

BAETA A. P; KEHRIG H. A; MALM O; MOREIRA, I. **Total Mercury and methylmercury in fish from a tropical estuary.** Environmental Toxicology. 2006.

BAEYENS, W.; LEERMAKERS, M.; PAPINA, T.; SAPRYKIN, A.; BRION, N.; NOYEN, J.; GIETER, M. DE; ELSKENS, M. **Bioconcentration and biomagnification of Mercury and methylmercury in North Sea and Scheld Estuary Fish.** Arch. Environ. Contam. Toxicol, v.45, p. 498 – 508, 2003.

BARBOSA, S.C.T.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M; DANTAS, D.V.; KEHRING, H. A.; MALM. O. **Total mercury in the fish *Trichiurus lepturus* from a tropical estuary in relation to length, weight, and season.** Neotropical Ictiology, v. 9, n° 1, p. 183 – 190, 2011.

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.

BCS, **Human health risk assessment of mercury in fish and health benefits of fish consumption.** Bureau of Chemical Safety, Food Directorate, Health Products and Food Branch, 76p. Ontario, 2007. <http://hc-sc.gc.ca/fn-an/pubs/mercur/merc_fish_poisson_e.html. > Acessado em 15 dezembro de 2016.

BEZERRA, M. F., LACERDA, L. D., COSTA, B. G. B., LIMA, E. H. S. M. **Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil.** An. Acad. Bras. Ciênc., Rio de Janeiro, v. 84, n. 1, p. 123 - 128, 2012.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. **Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach.** Water, Air and Soil Pollution v. 97, p. 9-15, 1997 A.

BIDONE, E. D., CASTILHOS, Z. C., SOUZA, T. M. C., LACERDA, L. D. **Fish Contamination and Human Exposure to Mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: A Screening Approach.** Bull. Environ. Contam. Toxicol. v. 59, p. 194-201, 1997 B.

BURATINI, S. A., BRANDELI, A. **Bioacumulação. In: Zagatto, P. A., Bertoletti, E. Ecotoxicologia Aquática Princípios e Aplicações. 2ed. São Carlos: Rima, p. 55-88. 2008.**

BURGER, J. **Fishing, fish consumption, and awareness about warnings in a university community in central New Jersey in 2007, and comparisons with 2004.** Environ Res. v.108, n.1, p. 107-16, 2008.

CAMACHO, C. S.; MORENO, M. S; MADRID, S. M.; NEGRETE, J. M.; DÍEZ, S. **Dietary human exposure to mercury in two artisanal small-scale gold mining communities of northwestern Colombia.** Environment International, v. 107, p. 47-54, 2017.

CARNEIRO, C. S; MÁRSICO, E. T; RIBEIRO, R. O. R.; JESUS, E. F. O. **Total Mercury Bioaccumulation in Tissues of Carnivorous Fish (*Micropogonias furnieri* and *Cynoscion acoupa*) and Oysters (*Crassostrea brasiliana*) from Sepetiba Bay, Brazil.** 2013.

CARVALHO NETA, R. N. F.; BARBOSA, G. L.; TORRES, H. S, SOUSA, D. B. P.; CASTRO, J. S.; SANTOS, D. M. S.; TCHAICKA, L.; ALMEIDA, Z. S.; TEIXEIRA, E. G.; REBELO, A. **Changes in Glutathione S-Transferase Activity and Parental Care Patterns in a Catfish (Pisces, Ariidae) as a Biomarker of Anthropogenic Impact in a Brazilian Harbor.** Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2016.

COSTA, B. G. B., LACERDA, L. D., **Mercury (Hg) in fish consumed by the local population of the Jaguaribe River lower basin, Northeast Brazil.** Environ Sci Pollut Res. v 21, ed. 23, p. 13335-13341, 2014.

COSTA, B. G.; LACERDA, L. **Concentration of total mercury on king mackerel, *Scomberomorus cavalla*, and Brazilian mackerel, *Scomberomorus brasiliensis*, from the Mucuripe fish market, Fortaleza, Ceara State.** Arquivos de ciências do mar 03;42(1)22-29, 2009.

ELLIOTT, J. E.; KIRK, D. A.; ELLIOTT, K. H *et al.* **Mercury in Forage Fish from Mexico and Central America: Implications for Fish-Eating Birds.** Arch Environ Contam Toxicol. v. 69, p. 375 – 389, 2015.

ENGSTROM, D. R., **Fish respond when the mercury rises.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. v.104, n. 42, p. 16394–16395, 2007.

EPA. **Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories.** Vol. 1: Fish Sampling and Analysis. EPA 823-B-00-007. Office of Science and Technology Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC, v. 2, 2000.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **The State of World Fisheries and Aquaculture**. Roma. 223 p. 2014. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i3720e.pdf>> Acesso em: 16 fev.2016.

FERREIRA, M. S.; MARQUES, A. N.; RIBEIRO, R. O. R. *et al.* **Total Mercury in Carnivorous Fish from Brazilian Southeast**. Bull Environ Contam Toxicol. v. 95, p. 18-24, 2015.

FISHBASE – Disponível em <<http://www.fishbase.org>>. Acesso em: outubro de2016.

FUJIKI, M. **The transitional condition of Minamata bay and the neighboring sea polluted by factory waste matter containing mercury**. 6 th International Conference on Water Pollution Research. v. 12, 1972.

GARCIA, T. O.; GIARRIZZO T. **Nível Trófico de Peixes da Costa Brasileira**. Biota Amazônia. v. 4, n. 2, p. 130-160, 2014.

GLOVER, J. B.; DOMINO, M. E.; ALTMAN, K. C.; *et al.* Ecotoxicologia.2010. (doi: <https://doi-org.ez14.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10646-009-0455-6>).

GONZÁLEZ, H.; RAMÍREZ, M.; ABLANEDO, N. **Heavy metals in fish (*Micropogonias furnieri*) from Cienfuegos Bay, Cuba**. Marine Pollution Bulletin.1991.

HACON, S.; ROCHEDO, E. R. R.; CAMPOS, R. R. R.; LACERDA, L. D. **Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin**. Journal of Geochemical Exploration. v. 58, p. 209-216, 1997.

JACOBSON, G. L., NORTON, S. A., GRIMM, E. C., EDGAR, T. **Changing Climate and Sea Level Alter Hg Mobility at Lake Tulane, Florida, U.S**. Environmental Science & Technology. v. 46 n. 21, p. 11710-11717, 2012.

JÄRUP, L. **Hazardsof heavy metal contamination**. British Medical Bulletin, v.68, p. 167–182, 2003.

KEHRIG, H. A.; BAPTISTA, G.; BENEDITTO, A. P. M. *et al.* **Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico**. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 2017.

KEHRIG, H. A.; COSTA, M.; MOREIRA, I.; MALM, O. **Total and methylmercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State.** J. Braz. Chem. Soc. v.17, n.7, p.1409-1418 2006.

KUSS, J., ZÜLICHE, C., POHL, C., SCHNEIDER, B. **Atlantic mercury emission determined from continuous analysis of the elemental mercury sea-air concentration difference within transects between 50°N and 50°S.** Global Biogeochem. Cycles. v. 25 n. 3, 2011.

LACERDA, L. D.; MALM, O. **Mercury Contamination in Aquatic Ecosystems: an Analysis of the Critical Areas.** Estudos Avançados, v.22, n. 63, p. 173–190, 2008.

LACERDA, L. D., COSTA, B. G., LOPES, D. N., OLIVEIRA, K., BEZERRA, M. F., BASTOS, W. R. **Mercury in Indigenous, Introduced and Farmed Fish from the Semiarid Region of the Jaguaribe River Basin, NE Brazil.** Bull Environ Contam Toxicol. v. 93, p. 31-5, 2014.

LACERDA, L. D.; BEZERRA, M. F.; COSTA, B. G. B.; BRAGA, T. M.; GOYANNA, F. A. A. **Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe market, Fortaleza, Ceará state, Brazil.** Arquivos de Ciências do Mar, n. 1, v. 49, p. 50–54, 2016.

MADENJIAN, C. P.; REDISKE, R. R.; KRABBENHOFT, D. P.; STAPANIAN, M. A.; CHERNYAK, S. M.; O'KEEFE, J. P. **Sex differences in contaminant concentrations of fish: a synthesis.** Biol Sex Differ. v. 2;7(1):42, 2016.

MARCOVECCHIO, J. E.; ANDRADE, S.; FERRER, L. D. *et al.* **Ecologia e Gestão de Zonas Húmidas.** v. 9: 317, 2001.

MARINS, R. V., PAULA FILHO, F. J., MAIA, S. R. R., LACERDA, L. D., MARQUES, W. S. **Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira.** Quim. Nova, Vol. 27, No. 5, 763-770, 2004.

MARTINS, C. A. S., NOGUEIRA, N. O., RIBEIRO, P. H., RIGO, M. M., CANDIDO, A. O. **A dinâmica de metais-traço no solo.** R. Bras. Agrocência, Pelotas, v.17, n.3-4, p.383-391, 2011.

MINIEIRO, R.; BECCALONI, E.; CARERE, M.; UBALDI, A. *et al.* **Mercury (Hg) and methylmercury (MeHg) concentrations in fish from the coastal lagoon of Orbetello, central Italy.** Marine Pollution Bulletin. 2013.

MIRANDA, M. R.; COELHO-SOUZA, S. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; CORREIA, R. R. S.; OLIVEIRA D. **Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação**. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 2, p.240–251, 2007.

MORGANO, M. A.; PEREZ, A. C; MILANI, R. F *et al.* **Mercúrio total em pescados da cadeia produtiva da baixada santista, São Paulo, Brasil**. *Ver. Inst. Adolfo Lutz*,66(2): 164-171, 2007.

MPA (Ministério da Pesca e Aquicultura). **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura**. Brasília, DF: MPA. 2011. 59 p.

Disponível em:<http://www.mpa.gov.br/files/docs/Boletim_MPA_2011_pub.pdf> Acesso em 16 fev. 2016.

NEWMAN, M. C.; UNGER, M. A. **Fundamentals of ecotoxicology**. Lewis Publishers, p. 376, 2002.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. **Dinâmica de Metais-Traço em Solo e Ambiente Sedimentar Estuarino como um Fator Determinante no Aporte desses Contaminantes para o Ambiente Aquático: Revisão**. *Revista Virtual de Química*. v. 3, n. 2, 2011.

ONEN, A. S., KUCUKSEZGIN, F., KOCAK, F. **Temporal and spatial biomonitoring of heavy metals in eastern Aegean coastal water using *Amphibalanus amphitrite***. *Marine Pollution Bulletin*. v. 62, n. 11, p. 2548-2556, 2011.

PADOVANI, C. R.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. **Contaminação mercurial em peixes do rio madeira: resultados e recomendações para consumo humano**. *Acta Amazonica*.1995.

PINHEIRO-SOUSA, D. B., SILVA, N. K., PIOSKI, N. M., ROCHA, A. C. G., CARVALHO-NETA, R. N. F., ALMEIDA, Z. S. **Aspectos alimentares e reprodutivos de *Bagre bagre* (PISCES, ARIIDAE) em um estuário da ilha de São Luís, Maranhão, Brasil**. *Rev. Bras. Eng. Pesca* 8(2): 01-12, 2015.

RABELO, J. N. **Concentração de mercúrio total nas raias *Hypanusamericanus* e *Hypanusguttatus* e avaliação de risco pelo seu consumo**. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar. 2017.

RAMÍREZ, C. A. S.; RIVERA, I. M.; SIERRA, C. J. R. **Comparison of trace metals in different fish tissues of *Scomberomorus* spp. (“sierra”) and *Lutjanus synagris* (“arrayado”) from Jobos Bay and La Parguera coastal areas in Southern Puerto Rico**. *Regional Studies in Marine Science*. 2017.

RIVERA, I. M., SIERRA, R. C. J. **Metal levels in fish captured in Puerto Rico and estimation of risk from fish consumption.** Arch Environ Contam Toxicol. v. 60, n.1, p. 132-44, 2011.

ROCHA, A. R.M. **Caracterização isotópica e distribuição de hg em peixes de diferentes guildas tróficas na porção inferior da bacia do Rio Paraíba do Sul.** Dissertação (Mestrado de Ecologia de Recursos Naturais) - Centro de Biociências e Biotecnologia. Universidade Estadual do Norte Fluminense. 2014.

ROSA, R. S., MESSIAS, R. A., AMBROZINI, B., REZENDE, M. O. O. **Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável.** Instituto de Química de São Carlos – USP. 2003.

ROSS, M. A. **Methylmercury.** Health effects Review v.1, p. 1-2, 1996.

SARTORI, A.G.O.; AMANCIO, R.D. **Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil.** Segurança Alimentar & Nutrição, v.19, p.83-93, 2012.

SIXIN, L.; LIANFENG, Z.; HONGJUN, W.; YOUGUANG, L.; JUXIANG, H.; JIANBO, C. **Feeding habits and habitats preferences affecting Mercury bioaccumulation in 37 subtropical fish species from Wujiang River, China.** Ecotoxicology. v. 18, p. 204–210, 2009.

VELUSAMY, A., KUMAR, P. S., RAM, A., CHINNADURAI, S. **Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India.** Marine Pollution Bulletin v. 81, p. 218 – 224, 2014.

VIEIRA, H. C., MORGADO, F., SOARES, A. M., ABREU, S. N. **Fish consumption recommendations to conform to current advice in regard to mercury in take.** Environ Sci Pollut Res v. 22, 2015.

WHO. World Health Organization. United Nations Environment Programme. **Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure.** Geneva: World Health Organization, 2008.

YALLOUZ, A., CAMPOS, R. C., LOUZADA, A. **Níveis de mercúrio em atum sólido enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro.** Ciência Tecnologia. Alimentos. v. 21, p.1-4, 2001.

YOHANNES, Y. B., IKENAKA, Y., NAKAYAMA, S. M.M., SAENGTIENCHAI, A., WATANABE, K., ISHIZUKA, M. **Organochlorine pesticides and heavy metals in fish from Lake Awassa, Ethiopia: Insights from stable isotope analysis.** Chemosphere. v. 91, n. 6, p. 857-863, 2013.

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