

**UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE  
FACULDADE DE VETERINÁRIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEDICINA VETERINÁRIA  
CURSO DE DOUTORADO EM HIGIENE VETERINÁRIA E  
PROCESSAMENTO TECNOLÓGICO DE PRODUTOS DE ORIGEM  
ANIMAL**

**JOSÉ LUIZ MORAES**

**MERCÚRIO TOTAL EM PEIXES E  
CRUSTÁCEOS COMERCIALIZADOS  
NO ESTADO DO PARÁ, BRASIL.**

**UNIVERSIDADE  
FEDERAL  
FLUMINENSE**

**NITERÓI-RJ  
2011**

JOSÉ LUIZ MORAES

MERCÚRIO TOTAL EM PEIXES E CRUSTÁCEOS COMERCIALIZADOS NO  
ESTADO DO PARÁ, BRASIL.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Medicina Veterinária da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor. Área de Concentração: Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> ELIANE TEIXEIRA MÁRSICO  
Universidade Federal Fluminense

Co-orientador: Prof. Dr. SÉRGIO CARMONA DE SÃO CLEMENTE  
Universidade Federal Fluminense

NITEROI-RJ

2011

M827 Moraes, José Luiz

Mercúrio total em peixes e crustáceos  
comercializados no Estado do Pará, Brasil /José Luiz  
Moraes; orientadora Eliane Teixeira Mársico - 2011.  
81 f.

Tese (Doutorado em Higiene Veterinária e  
Processamento Tecnológico de Produtos de Origem  
Animal)- Universidade Federal Fluminense, 2011.  
Orientadora: Eliane Teixeira Mársico

1.Contaminação de Pescado. 2.Resíduo de mercúrio.  
3.Metal pesado no pescado.4.Bioindicador.5.Inspeção  
de alimento. I. Título.

CDD 614.31

JOSÉ LUIZ MORAES

MERCÚRIO TOTAL EM PEIXES E CRUSTÁCEOS COMERCIALIZADOS NO  
ESTADO DO PARÁ. BRASIL.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em  
Medicina Veterinária da Universidade Federal  
Fluminense como requisito parcial para a obtenção  
do Grau de Doutor. Área de Concentração: Higiene  
Veterinária e Processamento Tecnológico de  
Produtos de Origem Animal.

Aprovada em 12 de Abril de 2011.

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> ELIANE TEIXEIRA MÁRSICO  
Orientadora - Universidade Federal Fluminense

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. SÉRGIO CARMONA DE SÃO CLEMENTE  
Co-orientador - Universidade Federal Fluminense

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. FRANCISCO CARLOS DE LIMA  
Universidade Federal Fluminense

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. EDILSON RODRIGUES MATOS  
Universidade Federal Rural da Amazônia

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. PAULO SÉRGIO DOS SANTOS SOUTO  
Universidade Federal Rural da Amazônia

NITERÓI-RJ  
2011

*Á Deus, sempre guiando e orientando os meus passos,  
Para Alexandre Moraes, meu pai, õin memorianõ,  
Para Epifânia Moraes, minha mãe, pelo carinho sempre presente,  
Para Rodrigo, Alexandra, Iara e Elyana pelo carinho mesmo de longe,  
E em especial para Elizabete Cristina, pelo apoio silencioso, amor,  
carinho e amizade fraterna em todas as fases da minha vida, dedico.*

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Fluminense pela oportunidade de aprimoramento, através do Programa de Doutorado Interinstitucional ó DINTER, autorizado pela Capes,

À Universidade Federal Rural da Amazônia, nas pessoas dos Professores Marco Aurélio Leite Nunes e Sueo Numazawa, Reitores da UFRA, pelo apoio indispensável para que pudéssemos atingir esse objetivo,

Aos Professores Doutores Eliane Teixeira Mársico e Sérgio Carmona de São Clemente, pela competência, paciência, ensinamentos, orientação e amizade,

Ao Professor Edilson Rodrigues Matos pelo incentivo, apoio, compreensão, respeito, consideração e profissionalismo na condução do programa Dinter,

Aos amigos Fernando Elias Rodrigues da Silva, Rosa Maria Souza Santa Rosa, Adriana Maciel de Castro Cardoso Jaques, Ruth Helena Falesi Palha de Moraes Bittencourt, Leony Soares Marinho, Moacir Cerqueira da Silva, Jozélia Correia, Djacy Barbosa Ribeiro, Emilia Nunes, Raimundo Nelson Souza da Silva e Raimundo Nonato Moraes Benigno, pela convivência, compreensão, apoio, estímulos, ensinamentos, discussões, desentendimentos e no final muita amizade,

Aos Professores e Servidores Aderson Lobão, Aliete Villacorta de Barros, Ângela Matos, Carissa Bichara, Cristian Faturi, Cristina Dib Taxi, Ewerton Carvalho, Joel Corrêa de Souza, Marisa Alves, Manoel Lopes, Orlando Tadeu, Paulo Roberto Lopes, Paulo Sérgio Souto e Rosemiro Galate pelo apoio, orientação e amizade.

Aos Professores Mônica Queiroz, Orlando Souza, Waldiney Queiroz, Robson Franco, Sérgio Mano, Eliane Mársico, Geraldo Abreu, Teófilo Pimentel, Sérgio Carmona, Francisco Carlos, Elmiro Rosendo e Rogério Tortelly, pelos ensinamentos transferidos.

Aos discentes do Programa de Pós-graduação em Medicina Veterinária da Universidade Federal Fluminense, pelo apoio nas etapas de realização das análises químicas.

## SUMÁRIO

**LISTA DE QUADROS E TABELAS**, p. 8

**RESUMO**, p. 10

**ABSTRACT**, p. 11

**1 INTRODUÇÃO**, p. 12

**2 REVISÃO DE LITERATURA**, p. 14

2.1 CONSIDERAÇÕES SOBRE AS ATIVIDADES PESQUEIRAS NO PARÁ E CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DO ESTUDO, p. 14

2.2 O CICLO BIOGEOQUÍMICO, p. 15

2.3 ASPECTOS TOXICOLÓGICOS DO MERCÚRIO, p. 16

2.4 O CICLO BIOGEOQUÍMICO DO MERCÚRIO, p. 18

2.5 A ESPECIAÇÃO DO MERCÚRIO, p. 19

2.6 O PROCESSO DE BIOMAGNIFICAÇÃO DO MERCÚRIO EM PESCADO, p. 20

2.7 A CONTAMINAÇÃO DO PESCADO POR MERCÚRIO, p. 21

2.8 A ECOLOGIA DOS ORGANISMOS ESTUDADOS, p. 27

2.8.1 Peixes, p. 27

2.8.1.1 Pescada Branca (*Plagioscion squamosissimus*), p. 27

2.8.1.2 Piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*), p. 28

2.8.1.3 Tamoatá (*Hoplosternum littorale*), p. 28

2.8.2 Crustáceos, p. 29

2.8.2.1 Camarão amazônico (*Macrobrachium amazonicum*), p. 29

2.8.2.2 Caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), p. 30

2.9 A LEGISLAÇÃO DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM ALIMENTOS, p. 31

**3 DESENVOLVIMENTO**, p. 34

3.1 Mercúrio total em tecidos e órgãos de pescada branca *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) e tamoatá *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) comercializadas no Estado do Pará, Brasil, p. 35

3.2 Determinação de mercúrio total em camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) e caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) comercializados no Estado do Pará, Brasil, p. 50

**4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**, p. 61

**5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**, p. 62

## LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1 ó Concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira para alguns metais, p. 32

Quadro 2 ó Valores de Ingestão Semanal Tolerável (IST) de Hg tolerados pela Organização Mundial de Saúde em relação à frequência de consumo de pescado, p. 32

### 1º ARTIGO

Tabela 1 - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas *versus* concentração de mercúrio total em tecido muscular, brânquias, fígado e rim de pescada branca (*Plagioscion squamosissimus*), p. 40

Tabela 2 - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas *versus* concentração de mercúrio total em tecido muscular, brânquias, fígado e rim de piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*), p. 40

Tabela 3 - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas *versus* concentração de mercúrio total em tecido muscular, brânquias e fígado de tamoatá (*Hoplosternum littorale*), p. 40

Tabela 4 ó Teste de correlação de Pearson para concentração de mercúrio total em tecidos e órgãos *versus* biometria (comprimento total/peso) de pescada branca (*Plagioscion squamosissimus*), p. 41

Tabela 5 ó Teste de correlação de Pearson para concentração de mercúrio total em tecidos e órgãos *versus* biometria (comprimento total/peso) de piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*), p. 43

Tabela 6 ó Teste de correlação de Pearson para concentração de mercúrio total em tecidos e órgãos *versus* biometria (comprimento total/peso) de tamoatá (*Hoplosternum littorale*), p.43

## 2º ARTIGO

Tabela 1 - Teor médio ( $\pm$  DP), valores máximos e mínimos de variáveis biométricas e de concentrações de mercúrio total em  $\mu\text{g.g}^{-1}$  em exemplares de camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* comercializadas no Mercado do Ver-o-Peso, na cidade de Belém-PA, Brasil, p. 55

Tabela 2 - Correlação entre a concentração de mercúrio total em  $\mu\text{g.g}^{-1}$  e os dados biométricos de exemplares (n=20) de camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* comercializadas na cidade de Belém-PA, p. 55

Tabela 3 - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* e concentração de mercúrio total em  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , p. 56

Tabela 4 - Correlação entre a concentração de mercúrio total em  $\mu\text{g.g}^{-1}$  no músculo peitoral (MT), músculo das garras (MG) e Hepatopancreas *versus* peso de caranguejo-uçá obtidos no mercado Ver-o-Peso, na cidade de Belém-PA, p. 56

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o grau de contaminação mercurial em tecidos e órgãos de três espécies de peixes e dois representantes de crustáceos da biota aquática comercializada no Estado do Pará. Para a análise de Hg-Total, foi utilizada a técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor frio (EAA-VF), com o equipamento Bacharach Coleman, modelo MAS -50B. O tratamento estatístico dos resultados constou de uma análise descritiva simples, de comparação das médias de concentração por análise de variância e do Coeficiente de Correlação de Pearson, em que foi medido o grau de correlação entre duas variáveis. Os teores médios de Hg-Total encontrados nos tecidos musculares foram de  $0.36 \pm 0.10 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0.0015 \pm 0.0008 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $<0.01 \mu\text{g.g}^{-1}$ , para a pescada branca, piramutaba e tamoatá, respectivamente; nas brânquias foram encontrados os teores médios de  $0.36 \pm 0.096 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0.0015 \pm 0.0008 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0.0002 \pm 0.0003 \mu\text{g.g}^{-1}$  para a pescada branca, piramutaba e tamoatá, respectivamente; nas amostras de fígado  $0.148 \pm 0.413 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0.0406 \pm 0.0338 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0.0394 \pm 0.0134 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; e finalmente nas amostras de rim, os teores médios foram  $0.033 \pm 0.02 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0.0017 \pm 0.003 \mu\text{g.g}^{-1}$  apenas na pescada branca e na piramutaba respectivamente. O teste de Pearson apresentou correlação positiva e inversa para a maioria das análises, registrando apenas na correlação comprimento total *versus* Hg-Total de Rim para a pescada branca e de Hg-Total de brânquias *versus* Hg-Total de rins para tamoatá, sem correlação. Nas amostras de tecido muscular do camarão canela, o teor médio de Hg-Total foi de  $0.06 \pm 0.02 \mu\text{g.g}^{-1}$ , enquanto que no caranguejo-uçá os valores de Hg-Total nos músculos da garra apresentaram um valor médio de  $0.06 \pm 0,04 \mu\text{g.g}^{-1}$ , para a porção relativa aos músculos torácicos foi observado um teor médio de  $0.18 \pm 0.13 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Hg- Total e para o hepatopâncreas, um valor médio de  $0.21 \pm 0.08 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Estes valores estão abaixo do limite preconizado pela legislação brasileira que é de  $0.5 \mu\text{g.g}^{-1}$ , entretanto os valores obtidos no caranguejo-uçá sugerem que esta espécie possa ser utilizada como bioindicador da qualidade do ecossistema aquático.

Palavras-chave: mercúrio total, pescada branca, piramutaba, tamoatá, camarão amazônico, caranguejo-uçá, bioindicador.

## ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the degree of mercury contamination in the tissues and organs of three species of fish and two representatives of aquatic crustaceans sold in the state of Para for the analysis of Hg-Total we used the technique of absorption spectroscopy atomic drag cold vapor (AAS-VF) with the equipment Bacharach Coleman Model MAS-50B. The statistical treatment of results consisted of a simple descriptive analysis a comparison of the mean concentration by analysis of variance and Pearson correlation coefficient which measured the degree of correlation between two variables. The average content of Hg-Total found in muscle tissues were  $0.36 \pm 0.10 \text{ g.g}^{-1}$ ,  $0.0015 \pm 0.0008 \text{ g.g}^{-1}$  and  $0.00 \pm 0.00 \text{ g.g}^{-1}$  for hake and piramutaba tamoatá respectively, were found in the gills of the average content of  $0.36 \pm 0.096 \text{ g.g}^{-1}$ ,  $0.0015 \pm 0.0008 \text{ g.g}^{-1}$  and  $0.0002 \pm 0.0003 \text{ g.g}^{-1}$  for hake white and piramutaba tamoatá respectively; in liver samples  $0.148 \pm 0.413 \text{ g.g}^{-1}$ ,  $0.0406 \pm 0.0338 \text{ g.g}^{-1}$  and  $0.0394 \pm 0.0134 \text{ g.g}^{-1}$ , and finally in the kidney the average levels were  $0.033 \pm 0.02 \text{ g.g}^{-1}$  and  $0.0017 \pm 0.003 \text{ g.g}^{-1}$  only in hake and piramutaba respectively. The Pearson correlation test showed a positive correlation and reverse for most of the analysis recording only the correlation length *versus* total Hg-Total Kidney for hake and Hg-Liver *versus* Gills Total-Total Kidneys for tamoata, no correlation. The samples of muscle tissue of Amazonian shrimp, the average content of Hg-Total was  $0.06 \pm 0.02 \text{ g.g}^{-1}$ , whereas in the crab-uça values of Hg-Total claw muscles showed an average  $0.06 \pm 0.04 \text{ g.g}^{-1}$  for the portion relating to the thoracic muscles was observed an average content of  $0.18 \pm 0.13 \text{ g.g}^{-1}$  Total-Hg and the hepatopâncreas an average of  $0.21 \pm 0.08 \text{ g.g}^{-1}$ . These values are below the limit suggested by the Brazilian legislation that is  $0.5 \text{ g.g}^{-1}$ , however the values obtained in the land crab suggest that this species may be used as a bioindicator of the quality of the aquatic ecosystem.

Keywords: total mercury, hake white, piramutaba, tamoata, Amazonian shrimp, mangrove crab, bioindicator.

## 1 INTRODUÇÃO

A denominação mercúrio decorre de uma homenagem ao planeta Mercúrio que conforme a mitologia grega significa o mensageiro dos deuses e também o deus dos mercadores, filho de Júpiter e Maia, correspondente ao deus grego Hermes. Os romanos o chamaram de *hidrargiro* (Azevedo, 2003), derivado do termo *Hydrargyrum* em latim, que significa prata líquida (*Hidro* = elemento de composição que indica água e *árgyros* = prata) e originou a sigla Hg na tabela periódica dos elementos químicos (FARIA 2003).

A poluição do solo e dos sistemas aquáticos por elementos-traço é um fator que afeta a qualidade do meio ambiente e constitui risco eminente de intoxicação a todos os seres vivos. A presença de contaminantes químicos muitas vezes está associada à localização geográfica, e pode ser controlada limitando e/ou controlando atividades antropogênicas que possam contaminar o ecossistema. O conhecimento do histórico de possíveis fontes poluidoras deve gerar ações de monitorização, analisando de forma periódica, possíveis bioindicadores, em especial o pescado, para garantir a saúde da população que tem como a maior fonte de contaminação, a ingestão de alimentos contaminados (CASTRO-GONZALES; MENDEZ-ARMENTA, 2008).

A análise de elementos-traço em organismos aquáticos utilizados como alimento é importante para pesquisar a possível transferência destes compostos para o homem, via alimentação, onde o mercúrio, um contaminante de grande toxicidade aguda e crônica, e com altas taxas de absorção e excreção extremamente baixa, acarreta bioacumulação nos tecidos animais, em especial, os de topo da cadeia (ALAM *et al.*, 2002).

No Brasil, as principais fontes poluidoras do elemento mercúrio são decorrentes de indústrias e da exploração do ouro. De 1940 a 1970 as atividades industriais foram responsáveis por aproximadamente 100% da emissão de mercúrio no ambiente, quadro

praticamente invertido na década de 90, pois a atividade garimpeira passou a desempenhar cerca de 80% do total de emissões (LACERDA *et al.* , 1999).

Desta forma, muitos estudos têm sido realizados para o esclarecimento das possíveis conseqüências dessa contaminação, todos visando a redução de possível riscos à saúde humana.

Desta forma, embasado nas considerações supracitadas o objetivo geral do presente estudo foi avaliar o grau de contaminação mercurial em representantes da biota aquática que são comercializados no Mercado do Vêr-o-Peso em Belém do Pará, com vistas a avaliar os riscos para saúde coletiva da população.

Foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- a) Pesquisar o teor de mercúrio total em amostras de tecidos musculares e órgãos (brânquias, fígado e rim) de exemplares de pescada branca *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), de piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) e de tamoatá *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828);
- b) Pesquisar o teor de mercúrio total em amostras de tecidos (muscular torácico e da garra) e hepatopâncreas de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), e de tecido muscular abdominal de camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1842).
- c) Comparar as concentrações de mercúrio total encontradas nas amostras dos diferentes tecidos e órgãos analisados, verificando uma possível correlação entre esse teor e o peso/comprimento dos exemplares.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 CONSIDERAÇÕES SOBRE AS ATIVIDADES PESQUEIRAS NO PARÁ E CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DO ESTUDO**

A produção pesqueira do Pará é dividida em pesca costeira e de interior, e menos desenvolvida a pesca oceânica. A pesca costeira tem apresentado um volume maior de captura, constituindo-se por mais de  $\frac{3}{4}$  da produção, incluindo-se, nesta modalidade, a pesca industrial e a artesanal de larga escala (SEPAQ, 2009).

A Baía do Guajará delimita a oeste a cidade de Belém do Pará, e a leste, o arquipélago denominado Ilha das Onças que está situado, entre os paralelos  $1^{\circ} 22' S$  e  $1^{\circ} 30' S$  e os meridianos  $48^{\circ} 25' W$  e  $48^{\circ} 35' W$ . Sua distância aproximada para o oceano é de 120 km. A formação ocorre na confluência entre o Rio Guamá, da direção leste, e do Rio Acará, da direção sudeste, prolongando-se até a Ilha do Mosqueiro. Neste local, passa a fazer parte da Baía do Marajó, que tem ligação direta com o Oceano Atlântico.

Com quase  $142 \text{ km}^2$  de área, a Baía do Guajará recebe influência direta das águas dos Rios Guamá, Acará e Pará e conta com um intenso tráfego de embarcações, além de atividades portuárias que incluem até o armazenamento e transporte dos derivados do petróleo, como ocorre com o Terminal Petrolífero de Miramar. Essas operações de manipulação de produtos poluentes tais como, lixo doméstico e industrial minérios ou derivados do petróleo, seja durante as fases de exploração, transporte ou comercialização, são sempre cercada de riscos.

Nos centros urbanos, o pescado tem dois destinos: as feiras livres e os frigoríficos, e a distribuição do desembarque entre esses mercados varia dependendo da

cidade. Em algumas, a quantidade de pescado que vai para os frigoríficos pode chegar a até  $\frac{3}{4}$  do total desembarcado, enquanto em outras a relação é inversa.

O município de Belém recebe pescado da frota industrial, que desembarca principalmente nos portos privados dos entrepostos oficiais de pescado, e da pesca artesanal, que desembarca nos portos públicos da cidade, onde a feira do Vêr-o-Peso destaca-se em quantidade (RUFFINO, 2002).

As espécies de pescado mais capturadas, por ordem de volume, são a piramutaba (21.256 t = 23%), seguida da dourada (5.968 t = 6%), camarão (4.546 t = 5%), pescada branca (4.4.70 t = 5%), mapará (4.147 t = 5%), pescada amarela (3.380 t = 4%) e pescada gó (3.801 t = 4%). A produção dessas espécies equivale a mais da metade do total produzido (SEPAQ, 2009).

Por outro lado, a produção brasileira de caranguejo-uçá foi de 6.818 t em 2007, e a região Norte foi responsável por cerca de 50% de toda produção nacional, sendo que só o Estado do Pará produziu 2.748 t (IBAMA, 2008).

O pescado constitui um grupo de grande importância nas avaliações da toxicidade ambiental, pois se encontram em diferentes ambientes e apresentam uma ampla distribuição geográfica, participando ainda de diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar, sendo considerados como excelentes modelos biológicos de estudo (BARTHEM, 2004).

## 2.2 O CICLO BIOGEOQUÍMICO

Os ciclos biogeoquímicos são processos naturais que por diversos meios reciclam vários elementos em diferentes formas químicas do meio ambiente para os organismos e, posteriormente, fazem o processo inverso para o meio ambiente. Assim, esses movimentos afetam todos os processos físicos, químicos e biológicos. Os caminhos percorridos ciclicamente entre o meio abiótico e o biótico pela água e os elementos químicos constituem os chamados ciclos biogeoquímicos (MOREL *et al.*, 1998).

Pesquisas têm demonstrado que metais como Fe, Cu, Cd, Cr, Pb, Hg, Ni e Va exibiram habilidades para produzir reações oxidativas resultando em peroxidação lipídica e alteração da homeostase do cálcio (STOHS, BAGCHI, 1995).

O estudo e conhecimento desses ciclos se tornam cada dia mais importante para avaliar o impacto ambiental que um elemento-traço possa vir a causar ao meio ambiente e aos seres vivos, que direta ou indiretamente dependam dele para garantir a sua sobrevivência (COELHO-SOUZA *et al.*, 2007).

Segundo a Organização Mundial de Saúde o transporte, a distribuição e a transformação do mercúrio no meio ambiente ocorrem com a conversão da forma volátil em formas solúveis depositadas pelas chuvas (precipitação pluviométrica) no solo e na água. O tempo de persistência atmosférica do vapor é de até três anos e, o das formas solúveis, de apenas algumas semanas. O processo de transformação das formas inorgânicas às formas metiladas constituem a primeira etapa do processo de bioacumulação aquática. O processo de metilação pode ocorrer a partir de ações enzimáticas ou mediante ação microbiana e, a forma metilada metilmercúrio ingressa na cadeia alimentar através de processos de biomagnificação (WHO, 1990).

Boening (2000) descreve dois ciclos envolvidos no transporte e distribuição ambiental do mercúrio. Um deles com alcance global envolvendo a circulação atmosférica do vapor de mercúrio elementar de fontes terrestres e, o segundo, com alcance limitado, dependente da metilação da forma inorgânica, em particular oriundo de fontes antropogênicas. Entretanto, os níveis de metilmercúrio no ambiente dependem do balanço entre a metilação e a demetilação bacteriana.

O mercúrio pode seguir várias rotas ambientais e ser liberado para o solo, para a água, e a partir desse, para a atmosfera, onde é transportado e, por precipitação pluviométrica depositado novamente nesses ambientes (BISINOTI, JARDIM, 2004).

### 2.3 ASPECTOS TOXICOLÓGICOS DO MERCÚRIO

O contato do homem com o mercúrio remonta das civilizações antigas, que já manipulavam este metal e, neste período, o mercúrio era utilizado como pigmento na forma de sulfeto de mercúrio (D'ITRI, 1992).

Entre os contaminantes lançados no meio ambiente, o mercúrio é considerado o de maior potencial tóxico e os efeitos no meio ambiente, e suas conseqüências nocivas, têm sido intensivamente estudados nas últimas décadas (Aleixo *et al.*, 1993). As principais fontes antropogênicas constituem as indústrias de cloro, álcalis, equipamentos eletroeletrônicos, equipamentos de aferição (termômetros, barômetros, etc.), tintas, fungicidas, lâmpadas de mercúrio, laboratórios químicos, catalisadores e extração do ouro (PREGNOLATO *et al.*, 1974; OGA *et al.*, 2008).

A alimentação das comunidades ribeirinhas é uma importante via através do qual o mercúrio, principalmente na sua forma mais orgânica, é incorporado. Desta forma, estudos e normas regulamentadoras descrevem que a principal fonte de contaminação do homem a este

contaminante é o pescado, consumido na região norte do país em larga escala, tendo sido incorporado à alimentação como um hábito cultural (SÁ *et al.*, 2006).

A utilização de produtos contendo mercúrio (do processamento industrial desses produtos à sua aplicação para o fim a que se destinam) são fontes potenciais de contaminação do meio ambiente, uma vez que as indústrias e outros usuários podem descarregar resíduos de mercúrio na atmosfera, no solo ou na água (BRASIL, 1998; KITAHARA *et al.*, 2000).

A toxicidade e a biodisponibilidade do mercúrio no ambiente depende de sua forma química. O mercúrio orgânico, principalmente na forma de metilmercúrio, possui toxicidade maior do que as formas inorgânicas, pois atravessa facilmente as membranas biológicas, característica que lhe confere eficiente bioacumulação tecidual (STORELLI *et al.*, 2001; ASCHNER, ASCHNER 2007).

A assimilação e a eliminação de mercúrio não ocorrem da mesma maneira em todos os organismos vivos. A assimilação de metilmercúrio por animais aquáticos acontece pelo contato direto com a água e pela ingestão de alimentos contaminados (WIENER, SPRY, 1996; BISINOTI, JARDIM, 2004).

A presença do mercúrio no peixe causa alterações indesejadas à saúde do animal, como a inibição dos processos metabólicos, baixa fecundidade, pequena taxa de sobrevivência e alteração da imunidade celular e humoral (Mikryakov, Lapirova, 1996). A intoxicação resulta em severos danos histológicos nas brânquias, nos hepatócitos e no epitélio renal (BANO, HASAN 1990; PANDEY *et al.*, 1996).

Os peixes que concentram o mais alto nível de mercúrio são geralmente os predadores do topo da cadeia (Castilhos *et al.*, 2001) e ligado a cisteína no tecido muscular (Boudou; Ribeyre, 1984), uma vez que é característica desse elemento-traço a bioacumulação, ou seja, cada peixe quando predador retém e acumula o mercúrio contido nas presas, passando-o um para o outro num crescente processo concentrador (LIMA *et al.*, 2000).

O consumo de 200 g de peixe contendo  $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$  pode resultar na absorção de 100  $\mu\text{g}$  de mercúrio, o que, constitui um risco potencial para o aparecimento de sintomas e sinais de intoxicação (WHO, 1990).

O mercúrio é um elemento tóxico para os seres humanos e animais. A sua detecção pode ser feita através de um mineralograma do cabelo ou do sangue. Pode causar uma hiperatividade em humanos, principalmente em crianças; concorrendo para as desordens neuromusculares como contrações, dores, tremores, câibras, diminuição de força. Quando o mercúrio está acima dos níveis de tolerabilidade, ele expulsa o mineral selênio como um

excelente antioxidante, que é de fundamental importância ao organismo humano na atividade cardíaca, (VASSALO *et al.*, 1996).

Os principais órgãos alvo da ação tóxica do mercúrio são cérebro, pulmão, rim, tubo digestivo e fígado, e por continuidade, medula óssea e sistema cardiovascular. No tubo digestivo, pela ação predominantemente proteolítica, o mercúrio provoca gengivite, enterite, diarreia sanguinolenta grave e profusa e vômitos dolorosos, podendo levar a choque e morte. Por inalação, o mercúrio pode provocar letargia, inquietação, febre, taquipnéia, dor torácica e cianose. No sistema nervoso central, a intoxicação se dá pelo vapor de mercúrio sendo o cérebro o órgão alvo mais crítico. As manifestações mais comuns são letargia, excitação, hiperreflexia, tremores de extremidades, ataxia, coreotetose, distúrbios proprioceptivos e tendência convulsiva. Nos rins tem-se descrito como lesão básica a glomerulonefrite membranosa com síndrome nefrótica, oligúria e anúria. Aspecto intrigante na ação tóxica do mercúrio é o surgimento de hipertensão arterial, síndrome feocromocitome-símile, intensa ativação do sistema simpático-adrenal e elevação das catecolaminas. O mercúrio forma ligações covalentes com o enxofre, inativando enzimas sulfidrílicas e interferindo no metabolismo e fisiologia celular. (VASSALO *et al.*, 1996).

## 2.4 O CICLO BIOGEOQUÍMICO DO MERCÚRIO

Os elementos-traço, denominação genérica de uma série de elementos que ocupam as colunas centrais da tabela periódica, podem ter propriedades tóxicas, tanto no estado elementar como quando combinados (Rocha *et al.*, 1985). A poluição dos sistemas aquáticos por elementos-traço é um importante fator que afeta tanto o ciclo geoquímico desses elementos quanto a qualidade ambiental (KABATA-PENDIAS, PENDIAS, 2001).

Em escala global, dois caminhos são considerados no ciclo do mercúrio. O primeiro considera a emissão do mercúrio para a atmosfera, na forma elementar gasosa ( $\text{Hg}^0$ ) e nas várias espécies de  $\text{Hg}^{+2}$  das superfícies oceânicas, terrestres (incluindo-se aqui as relacionadas às atividades vulcânicas) e antrópicas. O segundo, que representa o retorno do mercúrio à superfície terrestre, ocorre pela oxidação de  $\text{Hg}^0$  para a forma solúvel  $\text{Hg}^{+2}$  pela rápida remoção das espécies particuladas e gasosas de  $\text{Hg}^{+2}$  por deposição úmida e seca, a redução da forma oxidada para  $\text{Hg}^0$  e a reemissão para a atmosfera (WHO, 1990; LINDQVIST *et al.*, 1991; MOREL *et al.*, 1998; EBINGHAUS *et al.*, 2002).

A metilação se processa em condições aeróbicas nas colunas de águas doces e marinhas, nas raízes de plantas flutuantes (Furutani *et al.*, 1981; Guimarães *et al.*, 1994, 2000a,b; Miranda *et al.*, 2007) e no intestino de peixes (Rudd *et al.*, 1980). Os fenômenos de demetilação e metilação em última análise controlam a abundância de metilmercúrio (COMPEAU, BARTHA, 1984).

Além das reações de metilação e demetilação, as reações de óxido-redução são aceitas e assumidas como amplas no ambiente, com cada ecossistema atingindo seu próprio estado de equilíbrio com relação às espécies individuais de mercúrio (WHO, 1990).

Em sistemas aquáticos, a formação de metilmercúrio, está fortemente ligada à disponibilidade do mercúrio metálico na atividade metabólica de microrganismos. Em diferentes ecossistemas aquáticos, mesmo sob idênticas condições de poluição, os teores de mercúrio são muito variados, por interferência de diferentes fatores ambientais, sendo o principal deles o valor do pH (SANTOS *et al.*, 2004).

A poluição mercurial dos ecossistemas amazônicos constitui uma importante preocupação em saúde ambiental na região, visto que estudos têm sugerido evidências de associações entre níveis elevados de mercúrio no cabelo e disfunções neurológicas e citogenéticas em populações ribeirinhas (LEBEL *et al.*, 1996; AMORIM *et al.*, 2000; DOLBEC *et al.*, 2000; NASCIMENTO *et al.*, 2008).

## 2.5 A ESPECIAÇÃO DO MERCÚRIO

A contaminação por elementos-traço é uma das mais terríveis formas de poluição, pelos seus efeitos tóxicos, poder de acumulação e contaminação ambiental principalmente dos ecossistemas aquáticos, dentre os quais se encontram os rios, lagos, estuários, mares e oceanos (SANTOS *et al.*, 2004).

Todos esses ecossistemas são produtos dinâmicos de interações complexas entre os componentes bióticos e abióticos característicos de cada um deles. A concentração, transporte, transformação e disposição final de um contaminante introduzido no ambiente aquático dependem, principalmente, das propriedades do ambiente e das características dos contaminantes (RAND *et al.*, 1995).

Os contaminantes absorvidos podem ser retidos nos organismos e provocar efeitos deletérios nas reações bioquímicas e fisiológicas do organismo, quando níveis elevados são atingidos (GOLOVANOVA, 2008).

## 2.6 O PROCESSO DE BIOMAGNIFICAÇÃO DO MERCÚRIO EM PESCADO

O mercúrio é facilmente bioacumulado na cadeia alimentar aquática mesmo quando sua concentração na água ou em plantas aquáticas encontra-se baixa. Em pescado ocorre quase que completamente na forma de metil mercúrio, que é estável, lipofílico e altamente tóxico. Portanto, a concentração de mercúrio é determinada principalmente através dos representantes do nível trófico (LODENIUS, MALM, 1998).

Os processos de acumulação nos organismos envolvem a bioconcentração, bioacumulação e a biomagnificação. A bioconcentração é o processo pelo qual uma substância química é absorvida do ambiente aquático pelo organismo por meio das superfícies respiratórias e dérmicas, ou seja, a exposição ao contaminante por meio da dieta alimentar não é incluída. A bioacumulação inclui todas as rotas de exposição ao contaminante, inclusive a dieta alimentar. O processo de biomagnificação consiste na transferência de metilmercúrio através dos níveis tróficos por ingestão direta dos alimentos, como sendo o modo de transferência de uma substância química xenobiótica, resultando normalmente em concentrações mais altas no organismo do que na fonte alimentar (COSTA *et al.*, 2008).

Gray (2002) afirma que se o fator de biomagnificação (concentração nos predadores/concentração em presas) for  $[>] 1,00$ , então a substância química foi biomagnificada. No entanto, para uma substância química se biomagnificar ela deve ter um fator de bioconcentração  $[>] 114.000$  e, em geral, pequenos organismos podem elevar e eliminar estas substâncias químicas através da parede do corpo.

Souto (2004) afirma que o processo de biomagnificação se consolidou cientificamente quando Carson (1962) comprovou que tal fenômeno ocorria em cadeias alimentares provocada pelo DDT (Dicloro-difenil-tricloroetano), afetando populações de espécies vivas, através dos níveis tróficos (GRAY, 2002).

Nos garimpos da Amazônia, o mercúrio é utilizado para obtenção do ouro, e este elemento-traço é liberado para o ar, o solo e a água (Malm, 1998). Uma vez no ambiente, o  $Hg^0$  é oxidado a  $Hg^{+2}$  que, nos ambientes aquáticos podem sofrer processo de biometilação, bioacumulando o metilmercúrio que é incorporado à cadeia alimentar, onde os seres humanos podem ser afetados pela alimentação diária do consumo de peixes (HACON *et al.*, 1997).

As espécies orgânicas de mercúrio circulam no sangue por um longo período, e gradualmente se acumulam nos rins, fígado e sistema nervoso central, onde os efeitos tóxicos são mais pronunciados, e a meia vida do metil mercúrio é de 50 a 70 dias e sua eliminação do corpo acompanha uma cinética de primeira ordem (MITCHELL *et al.*, 2005).

## 2.7 A CONTAMINAÇÃO DO PESCADO POR MERCÚRIO

Na água, nem todos os metais são igualmente tóxicos ou biodisponíveis. As associações de metais são dinâmicas e irreversíveis, refletindo mudanças nas condições físico-químicas do meio. O mercúrio é um dos metais que podem sofrer metilação nos ambientes naturais principalmente nos sedimentos (CAMPBELL *et al.*, 1988).

A composição dos sistemas aquáticos é altamente complexa, visto que a maioria, se não todos, contém os elementos da tabela periódica, além de um vasto número de componentes orgânicos. As interações possíveis em tal mistura são inumeráveis e frequentemente resultam em produtos difíceis de serem caracterizados. A concentração de elementos-traço em sistemas aquáticos superficiais é consequência da geoquímica das rochas de origem e solos da bacia hidrográfica (metais liberados por intemperismo), da poluição antropogênica (derivada de resíduos ou da deposição atmosférica) e de reações químicas (adsorção em partículas e outras superfícies e deposição nos sedimentos) (STUMM, MORGAN, 1996; WASSERMAN *et al.*, 2002).

A ciclagem de elementos-traço em ecossistemas aquáticos (Guilherme *et al.*, 2005) pode ser entendida usando-se um modelo conceitual, consistindo de quatro compartimentos principais (HART, LAKE, 1987):

- a) O compartimento dissolvido contendo íons livres, complexados e ligados coloidalmente;
- b) O compartimento particulado (abiótico), consistindo tanto de partículas orgânicas quanto de inorgânicas;
- c) O compartimento particulado (biótico), consistindo principalmente de fitoplâncton (e bactérias);
- d) Sedimentos de fundo, que é o maior compartimento da maioria dos sistemas aquáticos.

Para incorporação à cadeia alimentar no sistema aquático, os elementos-traço podem ser classificados de acordo com a sua disponibilidade: podem estar *disponíveis*, *potencialmente disponíveis* ou então *não disponíveis*.

Presentes nos corpos hídricos, os elementos-traço ou seus compostos facilmente atingem os peixes, a partir da cadeia trófica ou tendo como importante fonte de captação o epitélio das brânquias (Evans, 1987), concentrando-se em músculos e vísceras abdominais, como fígado, rim e trato gastrintestinal (Porto, Ethur, 2009), e suas concentrações aumentam em função do ganho de peso e do aumento da idade dos organismos aquáticos (Phillips *et al.*,

1980; Lange *et al.*, 1993; Driscoll *et al.*, 1994; Stafford, Haines, 1997). Os efeitos dos metais pesados na saúde humana e no meio ambiente são atualmente de grande importância especialmente em se tratando de produtos alimentares de origem aquática (Kornekova *et al.*, 2006). Além disso, é reconhecido que as concentrações de Hg nos organismos aumentam ao longo das cadeias tróficas (CABANA, RASMUSSEN, 1994).

Inúmeros processos biológicos ocorrem no ambiente aquático, com bioacumulação, onde substâncias dissolvidas e suspensas na água ou contidas no sedimento são absorvidas pelos organismos por difusão de soluções aquosas ou por ingestão. Esse processo ocorre em organismos aquáticos, particularmente em peixes, onde as brânquias (Machado, 1999; Lupi *et al.*, 2007) e o trato digestivo são potenciais locais de absorção desses elementos (PEREIRA *et al.*, 2002).

Todo organismo tem exigências ambientais particulares para poder manter-se saudável e reproduzir com sucesso. O uso de peixes e crustáceos como bioindicadores permite a avaliação direta e indireta da sanidade de diversos compartimentos do ambiente aquático e de sua área de captação (Amorim, 2003; Arias *et al.*, 2007), e um dos caminhos para identificar esse contaminantes e seus efeitos em ecossistemas aquáticos é examinar a resposta dessas espécies utilizadas (PHILLIPS, RAINBOW, 1993; DEPLEDGE, FOSSI, 1994).

Na base da cadeia alimentar, as bactérias e o carbono orgânico dissolvido constituem um elo de transferência de mercúrio entre o sedimento e a água. O íon mercúrico e o metil mercúrio são rapidamente acumulados no fitoplâncton sendo absorvidos passivamente da coluna d'água. O íon mercúrico se liga principalmente a membrana de algas, enquanto o metil mercúrio se acumula no citoplasma. Quando o zooplâncton se alimenta do fito, há completa digestão da membrana citoplasmática e absorção de seu conteúdo. O mesmo não acontece com as demais membranas celulares (que acumulam mercúrio inorgânico) e desta forma é que uma grande quantidade de mercúrio orgânico é bioacumulada no zooplâncton e posteriormente biomagnificada na cadeia alimentar devido ao caráter lipofílico desta espécie química de mercúrio (TREMBLAY *et al.* 1998).

Os organismos aquáticos acumulam os contaminantes do ambiente aquáticos e têm sido utilizados em larga escala em estudos de segurança alimentar (Türkmen *et al.*, 2009). Estes organismos são capazes de concentrar metais pesados em níveis superiores aos encontrados na água, sendo assim, responsáveis por grande parte da dinâmica destes poluentes no ambiente marinho (FOWLER, 1982; SMITH, GUENTZEL, 2010).

No que se referem à ictiofauna, cada espécie apresenta um caráter de absorção e acumulação diferenciado, de acordo com fatores biológicos específicos: tamanho do organismo, hábito alimentar, idade (estágio de desenvolvimento), taxa de excreção, teor lipídico (organismos com alto teor lipídico tendem a acumular mais substâncias lipossolúveis), comportamento (territorialista, migratório) e o metabolismo (biotransformação dos compostos, tentando gerar produtos hidrossolúveis, mais fáceis de serem excretados) (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Um fator muito importante nos impactos do mercúrio no meio ambiente é a sua habilidade de resistir a processos naturais de degradação, podendo permanecer por muitos anos sem perder sua toxicidade (Azevedo, 2003). O processo de biomagnificação é o provável responsável pelos maiores teores de mercúrio encontrado nas espécies de hábito alimentar do tipo carnívoro (SANTOS *et al.*, 2006).

O mercúrio orgânico e o inorgânico são absorvidos diretamente da água, dos alimentos ou da ingestão dos sedimentos. As brânquias, a pele e o trato digestivo dos peixes são estruturas que podem absorver os compostos químicos trazidos pela água (Burger *et al.*, 2002). Os peixes e alguns outros organismos podem regular a concentração interna de elementos-traço e sequestrar alguns deles através de algumas proteínas celulares (Hodson, 1988). No entanto, o metilmercúrio acumula-se mais eficientemente do que o mercúrio inorgânico na maioria dos organismos aquáticos e pode se acumular nos tecidos dos peixes (CLARKSON, 2002).

Apesar de a alimentação ser a principal via de entrada de Hg nos organismos, a influência de fatores abióticos também é importante para o entendimento das concentrações de Hg (Jernelöv, Lann 1971; Hylander *et al.* 2000). Os parâmetros físicos e químicos da água como pH, temperatura, salinidade, condutividade, potencial de oxi-redução, concentração de oxigênio dissolvido, turbidez, presença de íons sulfeto e carbono orgânico dissolvido são fatores importantes para a avaliação da contaminação da biota por mercúrio (Ikingura; Akagi 2003; Who, 1990; Huchabee *et al.* 1979; Kherig *et al.* 1998). Além disso, a concentração e a forma química do mercúrio na coluna d'água também são importantes (KHERIG *et al.*, 2001b; WHO, 1990).

As concentrações de mercúrio em peixes marinhos e de água doce aumentam com a idade, que pode ser avaliada através da medida de seu comprimento. Em algumas espécies, os machos apresentam teores maiores que as fêmeas da mesma idade. A parede intestinal do peixe é uma barreira eficaz à absorção de cloreto de mercúrio, porém, é facilmente permeável

ao metilmercúrio, acumulando-o preferencialmente no tecido muscular em, aproximadamente, 50% da dose ingerida (WHO, 1989).

A capacidade do metilmercúrio de atravessar membranas biológicas, como a placenta, coloca em grave risco a saúde e o desenvolvimento normal do cérebro de fetos humanos, conforme tem sido comprovado a partir de estudos epidemiológicos (Grandjean *et al.*, 1999). Após serem absorvidos, os metais são transferidos através do sangue para outros órgãos-alvo. A associação de metais com diferentes ligantes celulares pode influenciar na distribuição destes elementos no organismo dos animais, além de afetar a biodisponibilidade dentro da célula (Türkmen *et al.*, 2009) e dentro do organismo dos animais, alguns íons metálicos se ligam a metalotioneínas e se acumulam em lipofuscinas ou em grânulos amorfos (VIARENGO, 1989).

As metalotioneínas são proteínas de baixa massa molecular, que têm sua produção aumentada pela exposição do animal e concentração excessiva de determinados metais, com os quais possui afinidade. Atribui-se às metalotioneínas as funções de detoxificação, estocagem e regulação interna dos níveis de alguns metais. Estas proteínas são encontradas em maior abundância nos tecidos parenquimatosos que estão envolvidos na captação, acúmulo e excreção de elementos. Metais seqüestrados por metalotioneínas ou estocados nos lisossomos são considerados detoxificados, e não mais biodisponíveis a alvos celulares (INÁCIO, 2006).

Alguns autores suspeitam que os altos níveis naturais de mercúrio no solo poderiam ser os responsáveis pelo aumento da contaminação em peixes e posteriormente em seres humanos, por meio do ciclo biogeoquímico na biota aquática (Roulet, Lucote, 1995; Roulet *et al.*, 1996), enquanto outros estimam que o transporte do mercúrio atmosférico poderia ser o responsável pela freqüente contaminação da região Amazônica (NRIAGRU *et al.*, 1992; PORCELLA, 1994; HACON *et al.*, 1995; LACERDA, 1995; LACERDA, SALOMONS, 1998; LACERDA *et al.*, 1999).

O enriquecimento dos peixes de maior longevidade está relacionado ao fato de mercúrio ser muito dificilmente eliminado pelo organismo. Assim, à medida que o organismo envelhece, suas concentrações em mercúrio aumentam constantemente e os organismos que vivem mais tempo vão ter maiores concentrações de mercúrio (WASSERMANN, 2001).

As manifestações clínicas da intoxicação por mercúrio podem ser agudas ou crônicas e não são imediatas. A aguda produz um quadro que varia de leve a letal, com vômitos freqüentes, tremores, ataxia, parestesia, paralisia, perda de voz, cegueira, coma e morte. A intoxicação crônica afeta principalmente o sistema nervoso central, causando parestesia,

ataxia, dificuldade de articular palavras, sensação generalizada de fraqueza, fadiga, e incapacidade de concentração, perda de visão e audição, coma e morte (COUNTER, BUCHANAN, 2004).

Por esse motivo, a determinação da qualidade química de organismos aquáticos, particularmente o nível de elementos-traço no pescado é extremamente importante para a saúde humana (DURAL *et al.*, 2007).

Tem-se observado concentrações bastante elevadas de mercúrio em peixes amazônicos, particularmente aqueles carnívoros e que tem maior longevidade (Akagi *et al.*, 1995; Bidone, 1997). O fenômeno é explicado pela elevada bioacumulação do mercúrio ao longo da cadeia trófica (AULA *et al.*, 1994).

Até há pouco tempo, o mercúrio presente nos peixes era exclusivamente atribuído a atividade garimpeira, contudo em estudos realizados em peixes da usina hidroelétrica de Tucuruí, as concentrações de mercúrio nos organismos também eram elevadas (Aula *et al.*, 1994). A hipótese mais convincente é de que o mercúrio, como elemento volátil, teria na atmosfera sua principal via de transporte (AMOUROUX *et al.*, 1999).

A contaminação de peixes por mercúrio é de grande interesse em todo o mundo, principalmente em áreas onde o peixe é o componente básico da dieta da população. Estudos referentes à poluição do ambiente são relatados nas regiões norte e central do Brasil, onde elevadas concentrações estão associadas ao garimpo de ouro, efluentes industriais e pesticidas usados na agricultura (Moraes *et al.*, 1997; Lacerda *et al.*, 2000; Bastos *et al.*, 2006). Dentre as espécies carnívoras avaliadas, as da região hidrográfica do Tocantins e Araguaia são as que apresentaram as maiores concentrações, entretanto os dados obtidos nesta área referem-se a uma área contaminada por garimpo de ouro (PALHETA, TAYLOR, 1995).

Outro fator que estimula as pesquisas desse metal em organismos marinhos é que o maior influxo desse elemento para o ser humano se dá a partir do consumo de peixes (Micaroni *et al.*, 2000; Ravichandran, 2004; Bisinoti, Jardim, 2004; Mársico *et al.*, 2007). Durante o século passado, aumentou, no mundo, a preocupação com os possíveis riscos à saúde associados à exposição a metais pesados como o Hg. A exposição a esses poluentes ambientais promove graves danos à saúde, tendo seu efeito mais devastador, no caso do mercúrio, no desenvolvimento do sistema nervoso central e sistema fisiológico geral das crianças (COUNTER, BUCHANAN, 2004).

Considerando os três ambientes avaliados (água doce, estuarino e costeiro), os resultados da literatura disponível, mostram que os maiores valores de mercúrio em peixes foram encontrados nas espécies de água doce seguidos das espécies marinhas e estuarinas.

Esta distribuição, provavelmente está relacionada ao comportamento do Hg em cada ambiente e a proximidade das fontes deste contaminante. Em ambientes de água doce, de pH naturalmente mais ácido, além da proximidade da fonte antrópica e natural, os processos de metilação do Hg são facilitados por bactérias e macrófitas aquáticas (GUIMARÃES *et al.*, 2000).

Os peixes das bacias hidrográficas da região de floresta amazônica em geral apresentam maiores concentrações de mercúrio em relação às espécies de outras áreas do país. Uma provável explicação para os maiores valores nos peixes desta região, mesmo aquelas sem influência direta da atividade de garimpo de ouro, provavelmente se deve ao fato de que as áreas de floresta tropical naturalmente apresentam maiores concentrações de mercúrio no solo da Floresta Amazônica, tendo como principal fonte a deposição via serrapilheira (WASSERMAN *et al.*, 2003; SILVA-FILHO *et al.*, 2006).

Esta hipótese é reforçada comparando-se os valores de *background* de traíra (*Hoplias malabaricus*), uma espécie carnívora que apresenta *background* em torno de 60 ng g<sup>-1</sup> nas regiões sudeste e sul do país (Ferreira *et al.*, 2003; Mirlean *et al.*, 2005), enquanto que na região amazônica apresenta *background* em torno de 120 ng g<sup>-1</sup> (BARBOSA *et al.*, 2003).

Lacerda *et al.* (1994), constataram que as concentrações de mercúrio total em músculo de 12 espécies de peixes coletadas na região mineira de Carajás, no sul do Pará, estavam relacionadas com o tipo de peixe. Os carnívoros apresentavam concentrações de Hg maiores que os herbívoros e onívoros. Os peixes carnívoros maiores apresentavam maior concentração que os menores.

Peixes são considerados bons indicadores para avaliação da poluição crônica. Mais especificamente, peixes não migradores tendem a refletir melhor as características do corpo d'água, com isto eles se tornam um reflexo da variabilidade ambiental local (Jahanbakht *et al.*, 2002; Belger, Forsberg, 2006). Muitos estudos relacionam a idade, peso e comprimento do peixe às concentrações de mercúrio (ACHE *et al.*, 1971; MORRISON, THÉRIEN, 1995; MONTEIRO *et al.*, 1991; KHERIG *et al.*, 2001a).

Em dois estudos relacionados com a contaminação do mercúrio feitos nos anos de 1992 e 2001 foram coletados exemplares de espécies de peixes que habitam a bacia Amazônica e foram determinados o comprimento e massa dos peixes, assim como a concentração total de mercúrio no músculo. As coletas foram realizadas em duas regiões da Amazônia: no rio Tapajós, entre as cidades de Itaituba e Jacareacanga, e no lago Maicá localizado em Santarém (CASTILHOS *et al.* 1998; SOUTO, 2004).

A presença de metais pesados em sedimentos de fundo, habitat preferencial dos zoobentos, tem merecido estudos cada vez mais frequentes, uma vez que os sedimentos refletem a qualidade da água do ecossistema (Reuther, 1994; Azevedo *et al.*, 1988; Callisto, Esteves, 1995), representando, igualmente, a evolução histórica dos impactos aí causados pela contaminação ou poluição (Lacerda *et al.*, 1988), funcionando ainda como um reservatório acumulador de metais pesados (PUCCI, 1988).

Organismos bentônicos como muitos crustáceos vêm sendo largamente utilizados como bioindicadores para o monitoramento da concentração de metais pesados em ecossistemas de diversas áreas do mundo, pois estes consomem substâncias orgânicas presentes nos sedimentos dos sistemas aquáticos e as concentrações de metais observadas em seus tecidos refletem a contaminação do ambiente. Além disso, os crustáceos são organismos detritívoros de papel fundamental na cadeia trófica, promovendo a reciclagem dos nutrientes e também os tornando disponíveis para outros organismos (FIRAT *et al.*, 2008).

## 2.8 A ECOLOGIA DOS ORGANISMOS ESTUDADOS

### 2.8.1 Peixes

#### 2.8.1.1 **Pescada Branca** *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (PERCIFORMES: SCIAENIDAE)

A pescada branca é originária do Rio Parnaíba, distribuindo-se na América do Sul pela Venezuela, Peru e Brasil, onde é encontrado na Bacia Amazônica, Araguaia-Tocantins, Bacia do Prata, Bacia do São Francisco e em açudes da região Nordeste, e é classificada como uma espécie carnívora (DOURADO, 1976).

Na região Norte do Brasil, distribui-se pela região Amazônica, sendo encontrada na Amazônia Central (Worthmann, 1983), nos rios Negro e Solimões (Worthmann, 1980), nos lagos Janauacá e Aruaú (Worthmann, 1992), na região do Baixo Amazonas em Santarém-Pará (Ferreira *et al.*, 1998), no estuário do rio Caeté em Bragança-Pará (Camargo, Isaac, 2001), na baía do Marajó (Barthem, 1985), no litoral do Amapá e nas reentrâncias maranhenses e paraenses (CAMARGO, ISAAC, 2001).

### 2.8.1.2 **Piramutaba** *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) (SILURIFORMES: PIMELODIDAE).

A piramutaba, também conhecida como pira-botão ou mulher-ingrata (Brasil), pirabutón (Colômbia) e manitoa (Peru) é classificada como espécie carnívora. Tem o corpo cinza-escuro na região dorsal e claro na ventral, com nadadeira adiposa mais longa. O tamanho pode alcançar até 105 cm (BARTHEM, GOULDING, 1997).

É de ocorrência principalmente ao longo do Rio Solimões, no Amazonas, em tributários de água branca. Raramente ultrapassa as corredeiras, exceto no Rio Madeira. Tem seu habitat no canal dos rios principais de águas brancas e na parte de água doce da foz amazônica (FABRÉ, BARTHEM, 2005).

É um peixe de água doce, espécie demersal, sendo capturada ao longo da calha dos rios Solimões e Amazonas e mais largamente distribuída no período chuvoso. Sua reprodução se dá no início da enchente, ao que tudo indica no alto Solimões, com os alevinos crescendo no estuário nas proximidades da Baía de Marajó (Barthem, 1990). É muito bem aceita devido ao seu sabor agradável e de bom rendimento industrial, sendo destinada tanto para consumo interno, quanto para exportação. Em 100g de Piramutaba, têm-se 88 Kcal, 18,8g de proteína, 0,9g de lipídios, 0,45g de cálcio e 0,18g de fósforo (IBAMA, 1999).

A área de atuação da pesca industrial da piramutaba está restrita ao longo da foz do Rio Amazonas, em frente à Ilha do Marajó, região essa caracterizada pela presença de uma espessa e intensa camada de sedimentos transportados pelo Rio Amazonas, com limites laterais entre o Cabo Maguari e o Cabo Norte, estendendo-se a cerca de 80 milhas de distância da costa, em profundidades que variam de 3 a 20 metros, tendo como principais pontos de desembarque, as cidades de Vigia e de Belém (SANTOS *et al.*, 1984; SANTOS, 2004).

### 2.8.1.3 **Tamoatá** *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) (SILURIFORMES: CALLICHTHYIDAE)

O tamoatá é um peixe de médio porte, coberto por placas dérmicas, detritívoro e muito encontrado na Amazônia Brasileira, e pode sobreviver por períodos longos em reduzidos volumes de água ou até por algumas horas fora do ambiente aquático (IHERING, 1968).

Apresenta respiração acessória o que o torna apto a viver em áreas pantanosas poluídas e com baixos teores em oxigênio dissolvido (Brauner *et al.*, 1995). Trata-se de uma espécie bentônica com preferência predominante em águas barrentas e pouco adequadas ao

processo de metilação (Bizerril, Primo, 2001). É abundante nos campos alagados das desembocaduras dos rios Amazonas e Orinoco e representa um importante recurso pesqueiro para os pescadores dessas regiões (BARTHEM, 2004).

Além das brânquias, essa espécie utiliza as células epiteliais intestinais para respirar, podendo cessar sua alimentação no período da seca e utilizar seu intestino para a respiração aérea. A Ilha de Marajó, no Estado do Pará é a principal área de pesca desta espécie na região da foz amazônica, sendo muito encontrado nos campos alagados que margeiam o rio e o Lago do Arari. A pesca desta espécie é sazonal e o Mercado do Ver-o-Peso é o principal porto de desembarque (BOUJARD *et al.*, 1990).

## 2.8.2 CRUSTÁCEOS

### 2.8.2.1 **Camarão-da-amazônia** *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (CRUSTACEA: PALAEMONIDAE)

Entre os camarões nativos, *Macrobrachium amazonicum* merece destaque. Esta espécie é conhecida como camarão regional no estado do Pará (Moraes-Riodades *et al.*, 1999), camarão canela e camarão sossego (Valenti, 1985) e, atualmente, vem sendo chamado de camarão-da-amazônia (MORAES-RIODADES; VALENTI, 2004).

Apresenta ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde a Venezuela até o estado do Paraná, habitando as bacias do Amazonas, do Orenoco, do São Francisco, do Paraná, dos rios do Nordeste e do Centro-Oeste (Holthuis, 1952). Supõe-se que tenha sido introduzido em algumas dessas regiões, mas está totalmente adaptado (GURGEL, MATOS, 1984; MAGALHÃES, 1999).

O camarão-da-amazônia é uma espécie de Palaemonidae de água doce mais comumente encontrada no Brasil (Coelho *et al.*, 1982; Lima, Odine-Collart, 1997), ocorrendo em lagos e rios de Amazônia Central (Chaves, Magalhães, 1993) até a bacia do Rio Paraguai (HOLTHUIS, 1952).

As faunas, fluvial e marinha do Rio Pará, principalmente de peixes e crustáceos, também estão relacionadas com a variação da salinidade. Quando a água salgada invade a embocadura, a fauna marinha avança e a água doce recua, e vice-versa, havendo também estacionamento das migrações, quando há equilíbrio das duas correntes (LIMA *et al.*, 2001).

### 2.8.2.2 Caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (CRUSTACEA: BRACHYURA)

O caranguejo-uçá é uma espécie onívoro-detritívora que se alimenta, na natureza, predominantemente de resto de vegetais superiores e de detritos e costumam habitar os pântanos salgados dos estuários (Bond-Buckup *et al.*, 1991), onde vivem em tocas (NOMURA, 1978).

Análises de conteúdo estomacal revelaram que a dieta era constituída de folhas de mangue (61,2 %), material vegetal não identificado e detritos (28,0%), raízes (4,9%), sedimento (3,3%), casca de arvores (2,5%), e material animal, como crustáceos, poliquetas, insetos, bivalves e gastrópodes (BRANCO, 1993; NORDHAUS, 2003).

O corpo é convexo, com carapaça sem espinhos e o último par de patas termina em unha. Possuem cinco pares de patas, sendo que a cabeça e o tórax formam uma peça única chamada de cefalotórax, e o abdome está reduzido a uma lâmina larga. Na locomoção utilizam quatro pares de patas no seu andar de lado (NOMURA, 1978).

A espécie *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763), popularmente conhecido como caranguejo-uçá, catanhão ou caranguejo-verdadeiro, ocorre no Atlântico Ocidental, Flórida, Golfo do México, Antilhas, norte da América do Sul, Guianas, e no Brasil do Amapá até Santa Catarina. É uma das espécies mais comuns nos ecossistemas de manguezais da costa atlântica ocidental (COELHO, RAMOS, 1972).

Os crustáceos compreendem um grupo de organismos aquáticos que alcançaram, ao longo de sua história evolutiva, um grande sucesso que se expressa não só pelo número de espécies existentes, mas, sobretudo pela diversidade de habitat que ocuparam vivendo sobre ou próximo ao substrato em ambientes aquáticos (marinhos ou fluviais) e são considerados elementos vitais entre os diferentes níveis de consumidores da cadeia trófica (REINECKE *et al.*, 2003).

Na Região Norte e especificamente no Estado do Pará, representa fonte de renda para grande número de pescadores que sobrevivem da atividade de captura e beneficiamento do caranguejo (LOURENÇO *et al.*, 2006).

Os elementos-traço alcançam o manguezal, principalmente, por meio das marés em duas formas trocáveis: incorporadas na matéria em suspensão ou dissolvidas. O acúmulo nos manguezais, por um longo espaço de tempo, representa uma ameaça para esses ambientes, podendo atravessar todo o ciclo ecológico envolvido no ecossistema. O sedimento em suspensão é o principal meio de transporte dos elementos-traço na água refletindo a qualidade da água e registrando os efeitos de emissões antrópicas (LACERDA, 1994).

A incorporação desses elementos-traço pode ocorrer através de processos de adsorção e complexação, apresentando grande capacidade de acumulação aqueles sedimentos de granulometria fina e com teor elevado de matéria orgânica (Lacerda; Marins, 2006). Em seguida, esses poluentes são depositados novamente em sedimentos do fundo, importantes reservatórios desses elementos para contaminação da coluna d'água e da biota (AMADO *et al.*, 1994; ONOFRE *et al.*, 2007; TORRES *et al.*, 2008).

## 2.9 A LEGISLAÇÃO SOBRE MERCÚRIO EM ALIMENTOS.

Os compostos ou elementos inorgânicos indesejáveis presentes nos alimentos, são conceituados pela legislação brasileira como *aditivos incidentais*, que por definição é toda substância residual ou migrada presente no alimento, em decorrência:

a) de tratamento prévio a que tenha sido submetida a matéria-prima alimentar ou o alimento *õin natura*; e

b) do contato do alimento com artigos e utensílios empregados nas diversas fases de fabricação, manipulação, embalagem, transporte ou venda.

Os aditivos incidentais são considerados contaminantes, segundo o Comitê Misto de Peritos da FAO/OMS sobre Aditivos para Alimentos da Comissão do *Codex Alimentarius*, sendo que o Arsênio, Cádmio, Cobre, Estanho, Ferro, Mercúrio e Zinco se enquadram nessa definição.

Inúmeras organizações internacionais têm procurado estabelecer disposições legais sobre as taxas máximas tolerável de mercúrio em alimentos diversos, com vistas a estabelecer parâmetros nos processos de importação e exportação de pescado congelado ou em conservas e, são expressos em partes por milhão, referidas a peso úmido, e geralmente em determinações efetuadas sobre o músculo dorsal (EPA, 1976).

No Brasil o instrumento que estabelece a concentração máxima permitida para contaminantes inorgânicos em alimentos, incluindo peixes e produtos da pesca é o Decreto nº 55.871, de 26/03/1965 do Ministério da Saúde (BRASIL, 1965). Já existem resoluções mais recentes ao Decreto original. Atualmente, encontra-se também em vigor no país a Portaria nº 11, de 15/05/1987 (BRASIL, 1987) da Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária ó MS; a Portaria nº 685, de 27/08/1998 (BRASIL, 1998) da Secretaria de Vigilância em Saúde ó MS, que abrange o MERCOSUL e a Instrução Normativa nº 42, de 20/12/1999 (BRASIL, 1999) do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA).

No Quadro 1, apresentam-se as concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira para alguns metais.

**Quadro 1** ó Concentrações máximas permitidas por estas legislações para alguns metais.

ELEMENTOS	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA PERMITIDA ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	
<b>Cu<sup>a</sup></b>	<b>30,0</b>	Outros alimentos
<b>Cr<sup>a,b</sup></b>	<b>0,1</b>	Qualquer alimento
<b>Ni<sup>a</sup></b>	<b>5,0</b>	Outros alimentos
<b>Se<sup>a</sup></b>	<b>0,30</b>	Alimentos sólidos
<b>Zn<sup>a</sup></b>	<b>50,0</b>	Outros alimentos
<b>Hg<sup>a,c,d</sup></b>	<b>0,5</b>	Peixes e produtos da pesca (exceto predadores)
<b>Hg<sup>c,d</sup></b>	<b>1,0</b>	Peixes predadores

<sup>a</sup> Decreto nº 55.871/65 (BRASIL, 1965);

<sup>b</sup> Portaria nº 11/87 (BRASIL, 1987);

<sup>c</sup> Portaria nº 685/98 (BRASIL, 1998);

<sup>d</sup> Instrução Normativa nº 42/99 (BRASIL, 1999).

A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1990) recomenda uma quantidade segura de consumo de peixe contaminado por Hg, que varia de acordo com a quantidade de pescado ingerido, estabelecendo valores de Ingestão Semanal Tolerável (IST). Estes valores foram baseados em estudos epidemiológicos elaborados a partir dos acidentes ocorridos em Minamata no Japão e do envenenamento por ingestão de grãos contaminados com fungicida mercurial no Iraque (CETEM, 2007) e são demonstrados no quadro abaixo.

**Quadro 2** ó Valores de Ingestão Semanal Tolerável (IST) de Hg tolerados pela Organização Mundial de Saúde em relação a frequência de consumo de pescado.

FREQUENCIA DE CONSUMO	CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
Diário	Até 0,3
Eventual	Entre 0,3 e 1,0
Não deve ser consumido	Acima de 1,0

Fonte: CETEM (2006).

Os limites biológicos de tolerância preconizados pela OMS são relacionados a concentrações no cabelo (até  $6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} = 6 \text{ ppm}$ ) e no sangue (até  $30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1} = 30 \text{ ppb}$  ou  $0,03 \text{ ppm}$ ). Os valores de referência de teores de mercúrio em indicadores biológicos para pessoas não expostas são  $2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (2 ppm) e  $8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (8 ppb) para cabelo e sangue, respectivamente.

Foi estabelecido pela OMS (WHO, 1990) o valor de  $0,30 \mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$  como o nível de exposição no qual nenhum efeito adverso seria detectável na população humana, com o objetivo de proteger até mesmo os indivíduos mais sensíveis. Esse valor foi derivado da dose de  $0,43 \mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$  dividida pelo peso corporal médio de um humano (70Kg). Lembrando

que a dose é calculada através da seguinte fórmula:  $D = (C * TI) / PC$ , onde D = Dose administrada; C = concentração do contaminante no alimento; TI = taxa de ingestão; PC = peso corporal. Sendo assim, utilizando-se o valor de  $0,5 \mu\text{g.Kg}^{-1}$  como concentração do contaminante permitida legalmente para consumo humano, a taxa de ingestão de peixes considerada adequada seria cerca de 0,06 Kg (ou 60g) de peixe por dia.

Recentemente, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos ó USEPA ó derivou uma Dose de Referência de Mercúrio para ingestão oralõ que resultou em  $1 \times 10^{-4} \text{mg.Kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$ . Isto significa que cada pessoa pode ingerir, no máximo,  $0,1 \mu\text{g.Kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$ . Diversos parâmetros foram considerados para se chegar a este valor, incluindo a proteção à exposição intra-útero. Em recente avaliação de consumo de pescado nos Estados Unidos, a taxa de ingestão média foi estimada em 17.5 g por dia (ou 0.0175 kg/dia), sugeriu-se uma concentração de mercúrio de 0.3 mg/kg (0.3 ppm) em peixes como orientação para o consumo humano e/ou para a avaliação de qualidade de águas superficiais naquele país. Portanto, temos outro valor orientador de 0.3 mg/kg (0.3 ppm) no peixe para a proteção da saúde humana.

### 3 DESENVOLVIMENTO

3.1. MERCÚRIO TOTAL EM TECIDOS E ORGÃOS DE PESCADA BRANCA *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), PIRAMUTABA *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) E TAMOATÁ *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) COMERCIALIZADAS NO ESTADO DO PARÁ, BRASIL.

3.2. DETERMINAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM CAMARÃO-DA-AMAZONIA *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) E CARANGUEJO-UÇÁ *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) COMERCIALIZADOS NO ESTADO DO PARÁ, BRASIL.

## 3.1

MERCÚRIO TOTAL EM TECIDOS E ÓRGÃOS DE PESCADA BRANCA *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), PIRAMUTABA *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) E TAMOATÁ *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) COMERCIALIZADAS NO ESTADO DO PARÁ, BRASIL.

Total Mercury in tissues and organs of pescada branca *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) and tamoata *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) Fishes Commercialized in Para State, Brazil.

MORAES, J. L.<sup>1</sup>; MÁRSICO, E. T.<sup>2</sup>; CONTE-JUNIOR, C. A.<sup>2</sup>;  
SÃO CLEMENTE, S. C.<sup>2</sup>; JESUS, E. F. O.<sup>3</sup>

1 Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos/Universidade Federal Rural da Amazônia ó Belém-PA, Brasil.

2 Departamento de Tecnologia dos Alimentos/Universidade Federal Fluminense ó Niterói-RJ, Brasil.

3 Laboratório de Instrumentação Nuclear ó Universidade Federal do Rio de Janeiro - Nuclear - Rio de Janeiro, Brasil, P. O. Box: 68509, 21945-970.

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a distribuição de Hg-Total em tecidos e órgãos de três representantes da biota aquática comercializada no Estado do Pará. Foram analisados 10 exemplares de pescada branca (*Plagioscion squamosissimus*), 10 exemplares de piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*) e 10 exemplares de tamoatá (*Hoplosternum littorale*). Para a determinação de mercúrio total, foi utilizado o analisador Bacharach Coleman, MAS-50-B, baseado na técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor a frio. Os teores médios encontrados nos tecidos musculares foram de  $0,36 \pm 0,10 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0,001 \pm 0,000 \mu\text{g.g}^{-1}$  e abaixo do limite de detecção para a pescada branca, piramutaba e tamoatá, respectivamente; nas brânquias foram encontrados teores médios de  $0,36 \pm 0,096 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0,0015 \pm 0,0008 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0,0002 \pm 0,0003 \mu\text{g.g}^{-1}$  para a pescada branca, piramutaba e tamoatá, respectivamente; nas amostras de fígado  $0,148 \pm 0,413 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0,0406 \pm 0,0338 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0,0394 \pm 0,0134 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; e nas amostras de rim, os teores médios foram  $0,033 \pm 0,02 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0,0017 \pm 0,003 \mu\text{g.g}^{-1}$  na pescada branca e na piramutaba, respectivamente. Esses valores estão abaixo do limite máximo permitido pela legislação brasileira, que é de 0,5 ppm para peixes não predadores e de até 1,0 ppm para peixes predadores, entretanto, como são capturados em área com histórico de atividades garimpeiras, é importante a monitoração do mercúrio neste ecossistema, uma vez que o peixe é a principal fonte de proteína para população paraense.

**Palavras-chave:** mercúrio, pescada branca, piramutaba, tamoatá.

## ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the degree of mercury contamination in the tissues and organs of three representatives of aquatic marketed in the State of Para analyzed 10 samples of White Hake (*Plagioscion squamosissimus*), 10 copies of piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*) and 10 copies of tamoata (*Hoplosternum littorale*). For determination of Total Mercury was used Analyzer Bacharach Coleman MAS-50-B based on the technique of

Atomic Absorption Spectrophotometry by cold vapor drag. The average levels found in muscle tissues were  $0.36 \pm 0.10 \text{ g.g}^{-1}$ ,  $0.0015 \pm 0.0008 \text{ g.g}^{-1}$  and  $<0,001 \text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$ , for hake, and piramutaba tamoatá respectively, were found in the gills mean levels of  $0.36 \pm 0.096 \text{ g.g}^{-1}$ ,  $0.0015 \pm 0.0008 \text{ g.g}^{-1}$  and  $0.0002 \pm 0.0003 \text{ g.g}^{-1}$  for white hake, piramutaba and tamoatá respectively, in liver samples  $0.148 \pm 0.413 \text{ g.g}^{-1}$ ,  $0.0406 \pm 0.0338 \text{ g.g}^{-1}$  and  $0.0394 \pm 0.0134 \text{ g.g}^{-1}$ , and finally in kidney, the mean levels were  $0.033 \pm 0.02 \text{ g.g}^{-1}$  and  $0.0017 \pm 0.003 \text{ g.g}^{-1}$  in hake and piramutaba respectively. These values are below the maximum allowed under Brazilian law, which is  $0.5 \text{ g.g}^{-1}$  for non-predatory and up to  $1.0 \text{ g.g}^{-1}$  for fish predators more important is the monitoring of mercury in this ecosystem, since the population of Para feeds much of the fishes.

**Keywords:** mercury, white hake, piramutaba, tamoata.

## INTRODUÇÃO

A terminologia elemento-traço tem sido usada para definir metais catiônicos e oxianiónicos que normalmente estão presente em baixas concentrações no ambiente, normalmente em concentrações  $<$  que um ppm (Sparks, 1995). No ambiente aquático, esse elemento encontra-se distribuído na fase aquosa (coluna d'água e água intersticial), na fase sólida (suspensa e sedimentada) e nos organismos aquáticos, com troca dinâmica entre as fases e o tempo no meio ambiente depende de vários processos, que promovem a sua fixação ou remobilização (RIBEIRO, 2002).

O mercúrio pode ser liberado para o ambiente através de fontes naturais ou antropogênicas. As fontes naturais mais significativas de mercúrio são a gaseificação da crosta terrestre, as emanções vulcânicas e a evaporação dos corpos aquáticos (WHO, 1991).

Segundo Dorea (2003) a poluição por mercúrio na Amazônia representa um grave problema ambiental, pois cerca de 70 a 170 toneladas de mercúrio são lançadas anualmente para o meio ambiente devido às atividades informais de mineração do ouro (Martinelli *et al.*, 1988; Lacerda, Salomons, 1998; Pfeiffer *et al.*, 1991; Pfeiffer *et al.*, 1993) e a agricultura do tipo corte e queima encontram-se presentes no cotidiano desta região (ROULET *et al.*, 1998a; 1998b, FARELLA *et al.*, 2001).

A exposição ambiental do mercúrio ocorre primariamente via cadeia alimentar devido à acumulação de metilmercúrio em peixes (Aschner, Aschner, 2007). Sabe-se que uma vez que o mercúrio é liberado no meio ambiente, pode acumular-se no tecido muscular e suas concentrações aumentam em função do ganho de peso e da idade dos organismos aquáticos (Phillips *et al.*, 1980; Lange *et al.*, 1993; Driscoll *et al.*, 1994; COSTA *et al.* 2008) e tem a capacidade de bioacumular tanto na forma orgânica quanto na sua forma inorgânica (GOCHEFED, 2003).

O fato do mercúrio se apresentar sob várias formas químicas, possibilita ciclos repetidos de longa duração (Lindqvist, 1984) além de outros fatores que podem influenciar

nas concentrações deste elemento, como por exemplo, as particularidades fisiológicas das espécies, quantidade de alimento e tamanho das presas ingeridas (Kim 1995; Goldstein *et al.* 1996; Kasper *et al.*, 2007). O efeito de elementos-traço na saúde humana e no meio ambiente atualmente é de grande importância especialmente em se tratando de produtos alimentares de origem aquática (KORNEKOVA *et al.* 2006).

Os peixes constituem um grupo de grande importância nas avaliações de toxicidade ambiental, pois além de estarem presentes em vários ambientes e apresentarem ampla distribuição geográfica, participam ainda, de diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar, sendo considerados como excelentes modelos biológicos de estudo (JESUS, CARVALHO, 2008).

A absorção dos metais ocorre através de duas rotas: a) aparelho digestivo pela exposição através da dieta e b) pela superfície das brânquias através da água (Ptashynski *et al.*, 2002; Inácio, 2006). Após serem absorvidos, os metais são transferidos através da corrente sanguínea para outros órgãos-alvo (Turkmen *et al.*, 2009), no entanto, se sequestrados por metalotioneínas ou estocados nos lisossomos são considerados detoxificados e não mais disponíveis a alvos celulares (INACIO, 2006).

O mercúrio liberado nos lagos e rios se acumulam na cadeia alimentar aquática com concentrações mais baixas encontradas nos peixes herbívoros e as mais altas nos peixes carnívoros (Lebel *et al.*, 1996; Dolbec *et al.*, 2001). No entanto, a atividade metabólica dos indivíduos jovens é mais elevada, o que leva a maior assimilação de metais nesses indivíduos, e alguns autores demonstraram que o acúmulo de elementos-traço é maior em exemplares de menor idade e de menor tamanho, quando comparados aos exemplares maiores e mais velhos (CANLI, FURNESS, 1993).

No Brasil, o limite máximo de mercúrio permitido para espécies de pescada não predadores é de 0,5 ppm ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e 1,0 ppm ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) para espécies predadoras, de acordo com a Instrução Normativa nº 42 de 20 de dezembro de 1999, do Ministério da Agricultura (Brasil, 1999), seguindo o estabelecido no *Codex Alimentarius* (Who, 1994). Segundo a Organização Mundial de Saúde (Who, 1990) a quantidade segura de consumo de peixe contaminado por mercúrio varia de acordo com a quantidade de peixe ingerido, estabelecendo valores de Ingestão Semanal Tolerável (CETEM, 2007).

O uso de peixes como bioindicadores permite a avaliação direta e indireta da sanidade de diversos compartimentos do ambiente aquático e de sua área de captação, por isso, avaliar o teor de mercúrio total em amostras de tecido e órgãos de exemplares de pescada branca, piramutaba e de tamoatá comercializados no Mercado Municipal do Ver-o-Peso, em Belém, Estado do Pará foi o objetivo deste estudo.

## **MATERIAL E METODOS**

Neste estudo foram utilizados 10 exemplares de pescada branca capturados no Distrito de Mosqueiro entre 1°09'S a 48°29'O, 10 exemplares de piramutaba capturados entre 0°51'N e 48°08'O e 10 exemplares de tamoatá capturados no Lago Arari na Ilha do Marajó-PA entre 1°00'S e 48°58'O e comercializadas no Mercado Municipal do Vêr-o-Peso, na cidade de Belém.

Os peixes foram acondicionados em caixas de poliestireno expandido com gelo e transportadas para o Laboratório de Físico-Química do Centro de Tecnologia Agropecuária da Universidade Federal Rural da Amazônia onde foram submetidos à lavagem em água corrente para retirada das impurezas e, em seguida obtidos os dados biométricos.

As amostras de tecidos e órgãos foram retiradas, pesadas, identificadas, armazenadas em saco de polietileno, congeladas a -20 °C em câmara fria e transportadas para o Laboratório de Análises Físico-Químicas da Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense em Niterói - RJ. A análise de mercúrio total foi realizada utilizando a técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor frio (EAA-VF), com o equipamento Bacharach Coleman, modelo MAS-50B.

### **Digestão das amostras**

O método de digestão usado foi adaptado do método proposto por Yallouz e Campos adaptado por Morgano *et al.* (2005). Para a digestão, foram pesados 0,5g de amostra diretamente no tubo de digestão e, em seguida, foram adicionados 10 mL de mistura sulfonítrica (HNO<sub>3</sub>: H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 1:1) com 0,1% (m:v) do catalizador pentóxido de vanádio (V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e deixado em repouso por aproximadamente 12 horas. Após o repouso, a mistura foi submetida a aquecimento em banho-maria a 90 °C durante 3 horas. Em seguida foi adicionado cinco mililitros de permanganato de potássio (KMnO<sub>4</sub> 7% , m:v) e submeteu-se a mistura a aquecimento em banho-maria a 90°C durante 3 horas. O excesso de oxidante foi reduzido com 900 µL de solução de cloridrato de hidroxilamina 20% (m:v). O conteúdo do tubo foi transferido para balão volumétrico de 50 mL, completando o volume com água bidestilada.

## Determinação de mercúrio

A concentração de mercúrio total foi quantificada por Espectrofotometria de Absorção Atômica por arraste de vapor frio (EAA-VF), com o equipamento Bacharach Coleman modelo MAS-50B, mostrado na figura abaixo. Os resultados foram obtidos em microgramas de Hg por gramas da amostra ( $\text{g.g}^{-1}$ ), sendo o limite mínimo de detecção de Hg do equipamento utilizado  $0,0001 \text{ g.g}^{-1}$  e o limite máximo  $9,0 \text{ g.g}^{-1}$ .

## Validação do método

A verificação da exatidão do método analítico foi realizada analisando-se materiais de referência certificados, NIST 1577b (*Bovine Liver*) fornecido pelo *National Institute for Science and Technology* e IAEA 336 ó (*Lichen*) fornecido pelo *International Atomic Energy Agency* (IAEA), utilizando a metodologia empregada na análise das matrizes biológicas. A porcentagem média de recuperação do Hg-Total nas amostras certificadas foi de 89%, mostrando não haver diferença significativa entre os valores certificados e medidos demonstrando uma alta precisão e acurácia do método analítico.

## Tratamento estatístico

O tratamento estatístico dos resultados constou de uma análise descritiva simples e de uma comparação das médias de concentração de Hg-Total obtida em cada tecido e órgão estudado por análise de variância. Utilizou-se também o Coeficiente de Correlação de Pearson, para avaliar o grau de correlação entre duas variáveis. O programa computacional utilizado foi BIOSTAT 5.0 para Windows (AYRES, 2005).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando as três espécies de peixes estudadas, verificou-se que os teores médios de Hg-Total na porção muscular foram de  $0.36 \pm 0.10 \mu\text{g.g}^{-1}$  nas amostras de pescada branca, de  $0.0015 \pm 0.0008 \mu\text{g.g}^{-1}$  em piramutaba e  $<0.001 \mu\text{g.g}^{-1}$  no tamoatá, respectivamente. Os dados biométricos e os teores de Hg-Total em amostras de musculatura estriada esquelética, brânquias, fígado e rim de pescada branca, de piramutaba e de tamoatá, são mostrados nas tabelas 1, 2 e 3.

**Tabela 1** - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas *versus* concentração de mercúrio total em tecido muscular, brânquias, fígado e rim de pescada branca.

	Comp. Total (cm)	Peso Total (g)	Hg-Total Músculo ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Brânquias ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Fígado ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Rim ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>n</b>	10	10	10	10	10	10
<b>Val. Mínimo</b>	53.50	1425.00	0.15 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup>	0.08 <sup>b</sup>	0.008 <sup>b</sup>
<b>Val. Máximo</b>	64.00	2615.00	0.51 <sup>a</sup>	0.51 <sup>a</sup>	0.19 <sup>b</sup>	0.063 <sup>c</sup>
<b>Média ± DP</b>	58.70±3.29	2156.50±380.60	0.36 <sup>a</sup> ±0.10	0.36 <sup>a</sup> ±0.096	0.15 <sup>b</sup> ±0.413	0.033 <sup>c</sup> ±0.02

DP: desvio padrão. Médias seguidas de diferentes letras diferem significativamente ( $p < 0,05$ ).

**Tabela 2** - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas *versus* concentração de mercúrio total em tecido muscular, brânquias, fígado e rim de piramutaba.

	Comp. Total (cm)	Peso Total (g)	Hg-Total Músculo ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Brânquias ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Fígado ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Rim ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>n</b>	10	10	10	10	10	10
<b>Val. Mínimo</b>	34.00	270.00	0.001 <sup>a</sup>	0.004 <sup>a</sup>	0.007 <sup>a</sup>	0.001 <sup>a</sup>
<b>Val. Máximo</b>	39.00	545.00	0.001 <sup>a</sup>	0.003 <sup>a</sup>	0.100 <sup>b</sup>	0.007 <sup>a</sup>
<b>Média ± DP</b>	36.70±1.70	369±80.51	0.001 <sup>a</sup> ±0.0101	0.0015 <sup>a</sup> ±0.000	0.0406 <sup>b</sup> ±0.0338	0.0017 <sup>a</sup> ±0.003

DP: desvio padrão. Médias seguidas de diferentes letras diferem significativamente ( $p < 0,05$ ).

**Tabela 3** - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas *versus* concentração de mercúrio total em tecido muscular, brânquias e fígado de tamoatá.

	Comp. Total (cm)	Peso Total (g)	Hg-Total Músculo ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Brânquias ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Hg-Total Fígado ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>n</b>	10	10	10	10	10
<b>Val. Mínimo</b>	24.00	274.81	0.005 <sup>a</sup>	0.001 <sup>a</sup>	0.0130 <sup>b</sup>
<b>Val. Máximo</b>	28.50	373.94	0.0410 <sup>a</sup>	0.0010 <sup>b</sup>	0.0620 <sup>a</sup>
<b>Média ± DP</b>	25.80±1.27	311.64±29.31	0.0168 <sup>a</sup> ±0.0118	0.0002 <sup>b</sup> ±0.0003	0.0394 <sup>c</sup> ±0.0134

DP: desvio padrão. Médias seguidas de diferentes letras diferem significativamente ( $p < 0,05$ ).

Os resultados demonstrados indicam que o mercúrio se distribui de maneira desigual entre os órgãos e tecidos entre as espécies. Na pescada branca a maior concentração encontrada foi no tecido muscular, seguido pelas brânquias, fígado e rim. Os baixos teores constatados nas amostras de rim indicam que a contaminação dessa espécie é constante, pois é a excreção da parte não complexada aos grupamentos sulfidrilas de proteínas que está sendo eliminada por via renal. Concentrações bem menores foram constatadas nos exemplares de piramutaba, entretanto mesmo com baixos teores ainda se pode perceber uma tendência de assimilação, pois está havendo excreção desse elemento. Este mesmo cenário foi observado nos exemplares de tamoatá.

Em nenhuma das amostras foi constatado a presença de Hg-Total acima do permitido pela legislação brasileira (Brasil, 1965), entretanto é imperativo alertar que nessa região o consumo de peixes é intenso e o mercúrio é um elemento com potencial de acumulação, e mesmo em baixas concentrações pode ser prejudicial à saúde, principalmente quando ingerido com frequência junto a algum outro alimento (JERNELOVE, LANN, 1971; LIMA *et al.*, 2000).

A mesma observação foi feita em outros estudos principalmente nas bacias dos rios Madeira e Tapajós, o que pode estar associado não só à variabilidade na dieta alimentar de cada espécie de peixe e capacidade de migração, mas também, a outras variáveis do meio aquático, tais como: dinâmica de fluxo, espessura da lâmina d'água, níveis de mercúrio nos sedimentos de fundo e em suspensão e nas comunidades planctônicas e bentônicas (LACERDA *et al.*, 1988).

Deve-se ressaltar que a determinação de mercúrio na porção muscular é de extrema importância tendo em vista a sua importância para o consumo humano (Dural *et al.*, 2007). Por outro lado, estudar a cinética deste elemento no peixe pode sugerir os níveis de assimilação e excreção e um possível histórico de fontes poluidoras. Eysink (1991) e Lacerda *et al.* (1994) ressaltam ainda que a assimilação de Hg pelos peixes está diretamente relacionada com os seus hábitos alimentares e que dentre estes, os carnívoros se destacam apresentando as maiores concentrações deste metal em um ecossistema.

Pelo teste de correlação de Pearson, foram analisados os graus de correlação entre a concentração de mercúrio total nas amostras de tecidos e órgãos *versus* o tamanho (peso e comprimento total), para cada uma das espécies de peixes deste estudo, cujos resultados estão expressos nas tabelas 4, 5 e 6.

**Tabela 4** Correlação entre concentração de Hg-Total em tecidos e órgãos *versus* biometria (comprimento total e peso) de pescada branca.

	COMP X Hg-T M	COMP. X Hg-T B	COMP X Hg-T F	COMP X Hg-T R	Hg-T M X Hg-T B	Hg-T B X Hg-T R	Hg-T F X Hg-T R	PESO X Hg-T M	PESO X Hg-T F
<b>r</b>	0.6020	0.941	0.4906	0.2508	0.6241	0.5126	-0.2801	0.5692	0.5550
<b>R<sup>2</sup></b>	0.3624	0.1554	0.2407	0.0629	0.3895	0.2627	0.0784	0.3240	0.3081
<b>p</b>	0.0655	0.2597	0.1499	0.4845	0.0537	0.1297	0.4331	0.0858	0.0957
<b>Poder 0.05</b>	0.5782	0.2937	0.4112	0.0841	0.6145	0.4416	-	0.5260	0.5041
<b>Poder 0.01</b>	-	-	-	-	-	-	0.7211	-	-

COMP. Comprimento Total/ Hg-T M: mercúrio total em músculo / Hg-T B: idem, em brânquias / Hg-T F: idem, em fígado / Hg-T R: idem, em rins.

Pela análise dos dados demonstrados na tabela 4 evidenciou-se uma correlação positiva significativa entre o comprimento total e o teor de Hg-Total em tecido muscular ( $r=0.60$ ,  $p<0,05$ ), entre as concentrações de Hg-Total em tecido muscular e de brânquias

( $r=0.62$ ,  $p<0.05$ ), e também entre o peso e a concentração de Hg-Total no tecido muscular ( $r=0.55$ ,  $p<0.05$ ), ou seja, quanto maior o comprimento e o peso da pescada branca, maior será o acúmulo de mercúrio total, tanto no músculo quanto nas brânquias.

Resultados similares também foram relatados por Liparisi *et al.* (2000) e Sellanes *et al.* (2002) que analisaram espécies de peixes do litoral fluminense do Estado do Rio de Janeiro e evidenciaram esta correlação, e por Kasper *et al.* (2007) também no sudeste do Brasil, confirmando a teoria de bioacumulação a partir da exposição continuada do elemento-traço.

Ficou evidenciada também uma correlação inversa altamente significativa entre as concentrações de Hg-Total no fígado e no rim ( $r= -0.2801$ ,  $p<0.01$ ), respectivamente, que reflete um aumento na concentração do fígado e um decréscimo na concentração do rim. Mársico *et al.* (1999) analisaram amostras de peixes carnívoros (*Serrasalmus sp.*), oriundos de uma região de garimpo na cidade de Poconé, Estado do Mato Grosso e observaram uma correlação positiva significativa entre o tamanho dos espécimes analisados e a concentração deste metal ( $R^2 = 0.91$ ), resultado este que está de acordo com as considerações realizadas por Lacerda *et al.* (1994) que afirmam que este fato parece ser bastante típico em áreas de maior poluição ambiental, principalmente áreas de garimpo.

Liparisi *et al.* (2000) correlacionaram o teor de Hg com o tamanho dos exemplares de peixes-espada (*Trichurus lepturus*) capturados na praia de Itaipu, cidade de Niterói, Estado do Rio de Janeiro, área sem histórico de contaminação, não observando correlação significativa ( $R^2=0.321$ ). Entretanto, os autores demonstraram uma tendência de acréscimo do valor de Hg em relação ao tamanho do peixe, o que estaria de acordo com a mesma teoria supracitada.

Em peixes marinhos, também não foram observadas uma relação entre a concentração de mercúrio e o tamanho dos peixes. No entanto, quando efetuada uma análise por grupo de tamanho, foi encontrada uma correlação positiva e significativa nas amostras com comprimento de até 40 cm. Os autores sugerem que este panorama poderia estar relacionado com o fato de exemplares mais jovens serem mais vorazes e, nesta fase, assimilarem uma quantidade maior do metal (SELLANES *et al.*, 2002).

Os organismos aquáticos são ótimos indicadores da qualidade deste ecossistema quando se identifica o teor de mercúrio em toda cadeia alimentar (Ferreira, 2006), e esses teores se apresentam em concentrações mais elevadas no tecido muscular do que nos órgãos viscerais (EYSINK, 1991).

**Tabela 5** Correlação entre a concentração de Hg-Total em tecidos e órgãos *versus* biometria (comprimento total e peso) de piramutaba.

	COMP X HgT M	COMP X HgT B	COMP X HgT F	COMP X HgT R	HgT M X HgT B	PESO x HgT B	PESO x HgT F	PESO x HgT R
<b>r</b>	-0.3083	0.4075	0.3813	0.4556	-0.4436	0.4362	0.5222	0.4544
<b>R<sup>2</sup></b>	0.0960	0.1661	0.1454	0.2076	0.1968	0.1930	0.2727	0.2065
<b>p</b>	0.3862	0.2423	0.2768	0.1856	0.1990	0.2075	0.1215	0.1870
<b>Poder 0.05</b>	0.1399	0.3084	0.2801	0.3655	0.4376	0.3416	0.4553	0.3639
<b>Poder 0.01</b>	0.9130	0.1166	0.1002	0.1517	3.9749	-	-	-

Analisando os dados da tabela 5, fica evidenciada uma correlação inversa entre o comprimento total e a concentração de Hg-Total no tecido muscular de piramutaba ( $r = -0.3083$ ,  $p < 0.01$ ) indicando que quanto maior o comprimento do peixe, menor é o teor de mercúrio no fígado, e que as maiores concentrações de mercúrio são encontradas nos tecidos musculares quando comparado com a concentração nas vísceras (EYSINK, 1971; SELLANES *et al.*, 2002; MEDEIROS, 2006).

Entretanto, o fígado é um órgão de fundamental importância metabólica quando se considera a ação dos poluentes químicos sobre o peixe, porque é o primeiro órgão que faz a biotransformação dos xenobióticos e age provavelmente também na sua excreção (Heath, 1997). Na presença de poluentes o fígado pode desenvolver alterações histológicas nos hepatócitos que podem ser usadas para o monitoramento de efeitos de contaminantes (SCHWAIGER *et al.*, 1997; PACHECO, SANTOS, 2002; FANTA *et al.*, 2003).

**Tabela 6** Correlação entre a concentração de Hg-Total em tecidos e órgãos *versus* biometria (comprimento total e peso) de tamoatá.

	COMP X HgT B	HgT M X HgT B	HgT M X HgT F	HgT B X HgT F	PESO X HgT B
<b>r</b>	0.4146	-0.2871	-0.4491	-0.5372	-0.2864
<b>R<sup>2</sup></b>	0.0181	0.0824	0.2017	0.2886	0.0820
<b>p</b>	0.2335	0.4211	0.1928	0.1092	0.4224
<b>Poder 0.05</b>	0.3164	-	0.4598	1.1070	-
<b>Poder 0.01</b>	-	0.7640	-	-	0.7593

COMP. Comprimento Total/ Hg-T M: mercúrio total em músculo / Hg-T B: idem, em brânquias / Hg-T F: idem, em fígado.

Analisando os dados da tabela 6, evidenciam-se duas correlações inversas altamente significativas, estabelecidas entre as concentrações de Hg-Total em tecido muscular e as brânquias ( $r = -0.2871$ ,  $p < 0.01$ ) e entre o peso e a concentração de Hg-Total em brânquias de tamoatá. A correlação inversa indica que ocorreu um aumento da concentração de mercúrio total e do peso, com a conseqüente diminuição da concentração de Hg-Total nas brânquias, respectivamente.

O tamoatá é uma espécie bentônica que tem seu habitat em águas barrentas no fundo dos lagos da Ilha do Marajó, onde o processo de metilação não ocorre com tanta intensidade

(Bizerril, Primo, 2001), assim, outros fatores estarão concorrendo para justificar esses resultados, como os argumentos enfatizados por que afirma que o rio Amazonas descarrega anualmente cerca de um bilhão de toneladas de sedimentos no oceano Atlântico, sendo que uma porção dessa descarga encontra-se altamente intemperizada, contendo quantidades de óxidos e hidróxidos reativos, como os de Fe, Mn e Al, além de outros metais pesados, que em função das condições físicas e físico-químicas, acabam permanecendo em suspensão e/ou são depositados como material de fundo no ambiente estuarino e marinho, e desta maneira provocando a contaminação mesmo nas espécies detritívoras, como é o caso do tamoatá (SIQUEIRA, 2003).

No ambiente aquático, o compartimento considerado mais significativo na concentração de metais é representado pelos sedimentos (Axtmann, Luoma, 1991), que é o resultado da integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático (ESTEVES, 1988).

## **CONCLUSÃO**

Baseados nos resultados obtidos nesta pesquisa indicam que as concentrações de mercúrio obtidas nas três espécies de peixes, pescada branca, piramutaba e tamoatá, estão abaixo do limite estabelecido pela legislação, e mostram a necessidade de um monitoramento adequado dessas espécies é muito importante tendo em vista que a sua utilização é de vital importância para a alimentação e a saúde coletiva da população paraense. Dentre os peixes, foram observados maiores teores de Hg em exemplares carnívoros (pescada branca e piramutaba) do que na espécie detritívora (tamoatá), fato justificado pela relação nítida dos teores de Hg com o hábito alimentar das espécies analisadas.

O pescado consumido pela população de Belém apresenta-se com concentrações médias de mercúrio, abaixo do que estabelece a legislação, entretanto a frequência de consumo e a quantidade diária ingerida é um componente essencial na avaliação do risco de contaminação por mercúrio. Além disso, a exposição contínua ao mercúrio pela via alimentar, mesmo considerando as baixas concentrações do metal encontradas nas espécies de peixes, permite levantar a hipótese de que no decorrer do tempo, esta situação se agrave principalmente em comunidades onde não é comum uma dieta diversificada além do pescado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASCHNER, J. L., ASCHNER, M. Methyl mercury Neurotoxicity: Exploring Potential Novel Targets. *The Open Toxicology Journal*, v. 1, p. 1-10. 2007.

AXTMANN E. V., LUOMA S. N. Large-scale distribution of metal contamination in the finegrained sediments of the Clark Fork River, Montana. *Appl. Geochem.*, v. 6, n. 1, p. 75-88, 1991.

AYRES, M., AYRES JUNIOR, M., AYRES, D. L., SANTOS, A. S. Bio Stat 5.0. Aplicações Estatísticas nas áreas de Ciências Biológicas e Médicas. Belém, Sociedade Civil Mamirauá, CNPq. 2005. 364 p.

BIZERRIL, C. R. S. F., PRIMO, B. P. S. *Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Fundação de Estudos do Mar, 2001.

BRASIL. 1965. Leis, Decretos, etc. Decreto nº 55.871 de 26 de Março de 1965 do Ministério da Saúde. *Estabelece limites máximos para contaminantes inorgânicos em alimentos*. Diário Oficial, Brasília, DF, de 29 de maio de 1965.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 42 de 20 de dezembro de 1999. Aprova a estrutura regimental do Ministério da Agricultura e dão outras providencias. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 1999.

CANLI, M., FURNESS, R. W. Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Marine Environmental Research*, v. 36, p. 217-236, 1993.

CETEM. Centro de Tecnologia Mineral. Ciclo do Mercúrio no Meio Ambiente. 2007. Disponível em: < <http://www.cetem.gov.br/mercurio/semiquest/Prob.html>>. Acesso em 13 de março de 2011.

COSTA, C. R. C., OLIVI, P., BOTTA, C. M. R., ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v.31, n. 7, p.1820-1830, 2008.

DOLBEC, J., MERGLE, D., SOUSA PASSOS, C. J., SOUSA de MORAIS, S., LEBEL J. Methyl Mercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajós River, Brazilian Amazon. *Int Arch Occup Environ Health*, v. 73, p. 195-203, 2000.

DOREA, J. G. Fish is central in the diet of Amazonian riparians: should we sorry about their mercury concentrations? *Environmental Research*, v. 92, p. 232-244. 2003.

DRISCOLL, C. T. C. et al. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.*, v. 28, p. 136-143. 1994.

DURAL, M., GÖKSU, M. Z. L., OZAK, A. A. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chemistry*, v. 102, p. 415-421. 2007.

- ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência, 1988.
- EYSINK, G. G. J. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo. São Paulo, CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. p. 12-28, 1991.
- FANTA, E., RIOS, F. S., ROMÃO, S., VIANNA, A. C. C, FREINBERGER, S. Histopathology of the fish *Corydora paleatus* contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food. *Ecotoxicological and Environmental Safety*, v. 54, p. 119-130. 2003.
- FAO\WHO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Codex Alimentarius Commission. Definition of predatory species of fish to which the higher level of methylmercury applies, 1994. Disponível em: <http://www.codexalimentarius.net/web>
- FARELLA, N. *et al.* Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, v. 32, p. 1443-1458, 2001.
- FERREIRA, M. S. Contaminação mercurial em pescada capturado na lagoa Rodrigo de Freitas ó Rio de Janeiro. 2006. 90f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária ó Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal) ó Universidade Federal Fluminense.
- GOCHFED, M. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology Environmental Safety*, v. 56, p. 174-179. 2003.
- GOLDSTEIN, M., BRIGHAM, E., STAUFFER, C. Comparison of mercury concentrations in liver, muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, p. 244-252. 1996.
- HEATH, A. G. *Water Pollution and Fish Physiology*. C.R.C., Press, 1987.
- INÁCIO, A. F. *Metalotioneína e metais em Geophagus brasiliensis - Acará*. Rio de Janeiro, 2006. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) ó Escola Nacional de saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- JERNELÖV, A., LANN, H. Mercury accumulation in food chains. *Oikos*, v. 22, p. 403-406, 1971.
- JESUS, Taíse Bonfim de, CARVALHO, Carlos Eduardo Veiga de. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg). *Oecol. Bras.*, v. 12, n. 4, p. 680-693, 2008.
- KASPER, D., BOTARO, D., PALERMO, E. F. A., MALM, O. Mercúrio em peixes ó fontes e contaminação. *Oecologia Brasileira*, v. 11, n. 2, p. 228-239, 2007.
- KIM, P. Methylmercury in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) from lakes Okareka, Okaro, Rotomahana, Rotorua and Tarawera, North Island, New Zealand. *Science of the Total Environment*, v. 164, p.209-219, 1995.

KORNEKOVA, B., SKALICKA, M., NAD, P. Zinc in cattle from area polluted by longterm emissions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 76, n. 4, p. 684-688. 2006.

LACERDA, L. D. et al. Mercury contamination in the Madeira River, AmazonóHg inputs to the environment. *Biotropica*, v. 21, p. 91-93. 1988.

LACERDA, L. D., BIDONE, E. D., GUIMARÃES, A. F., PFEIFFER, W. C. Mercury concentrations in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas river system, Carajás Region, Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 66, n. 3, p. 373-379, 1994.

LACERDA L. D., SALOMONS W. Mercury from Gold and Silver Mining: A Chemical Time Bomb. Springer-Verlag. 1998.

LANGE, R. T., ROYALS, H. E., CONNOR, L. L. Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 122, p. 74-84. 1993.

LEBEL, J. et al. Evidence of early nervous system dysfunctions in Amazonian populations exposed to low-level of methylmercury. *Neurotoxicology*, v. 17, n. 1, p. 157-168. 1996.

LIMA, A. P. S., MULLER, R. C. S., SARKIS, J. E. S., ALVES, C. N., BENTES, M. E. S., BRABO, E., SANTOS, E. O. Mercury contamination of fish from Santarem, Pará, Brazil. *Environmental Research*, v. 83, p. 117-122. 2000.

LINDQVIST, O. et al. Mercury in the Swedish Environment. Global and local sources, report 1816. Stockholm, National Swedish Environmental Protection Agency, 1984.

LIPARISI, F., MÁRSICO, E. T., SANTOS, N. N., LIMA, F. C. Determinação dos teores de mercúrio em amostras de peixe-espada (*Trichurus lepturus*), coletadas na praia de Itaipu ó Niterói, RJ. *Revista de Higiene Alimentar*, v. 14, n. 77, p. 37-39, 2000.

MÁRSICO, E. T., SÃO CLEMENTE, S. C., SANTOS, N. N., SILVA, A. J. P. Contaminação de mercúrio em peixes do gênero *Serrasalmus* coletados no rio Corichão, município de Poconé ó município de Poconé ó MT ó Brasil. *Rev. Brasil. Ciên. Veterin.*, Niterói, EdUFF, v. 6, n. 1, p. 18-21, jan./abr, 1999.

MARTINELLI, L. A. et al. Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequences. *Ambio*, v. 17, n. 4, p. 252-254, 1988.

MORGANO, M. A., GOMES, P. C., MANTOVANI, D. M. B., PERRONE, A. A. M. SANTOS, T. F. Mercury levels in freshwater fishes from piscicultures established in São Paulo State. *Revista de Ciência Tecnologia de Alimentos*, v. 25, n. 2, 2005.

PACHECO, M., SANTOS, M. A. Biotransformation, genotoxic, and histopathological effects of environmental contaminants in European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 53, p. 331-347. 2002.

PFEIFFER, W. C. et al. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Amazon, Brazil. *For. Ecol. Manage*, v. 38, p. 239-245, 1991.

PFEIFFER, W. C. et al. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. *Environ. Rev.*, v. 12, n. 1, p. 1-26. 1993.

PHILLIPS, G. R., LENHART, T. E., GREGORY, R. W. Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue River reservoir, Manitoba. *Environmental Research*, v. 22, p. 73-80. 1980.

PTASHYNSKI, M. D. et al. Toxicology of dietary nickel in Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Aquatic Toxicology*, v. 58, p. 229-247. 2002.

RIBEIRO, A. P. Determinação de elementos-traço e outros elementos de interesse em sedimentos lacustres da estação de tratamento de esgoto de Barueri, São Paulo, por ativação neutrônica. São Paulo, 2002. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear e Aplicações), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.

ROULET, M. Effect of recent human colonisation on the presence of mercury in Amazonian Ecosystems. *Water, Air, Soil Pollut.*, v. 112, p. 297-313. 1998a.

ROULET, M. et al. The geochemistry of mercury in central Amazonian Soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *Sci. Total Environ.*, v. 223, p. 1-24, 1998b.

SELLANES, A. G., MARSICO, E. T., SANTOS, N. N., SÃO CLEMENTE, S. C., OLIVEIRA, G. A., MONTEIRO, A. B. S. Mercúrio em peixes marinhos. *Acta Scientiae Veterinariae*, v. 30, n. 2, p. 107-112, 2002.

SIQUEIRA, G. W. 2003. Estudos dos teores de metais pesados e outros elementos em sedimentos superficiais do Sistema Estuarino de Santos (Baixada Santista/São Paulo) e Plataforma Continental do Amazonas (Margem Continental Norte do Brasil). Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 386p.

SPARKS, D. L. *Environmental Soil Chemistry*. San Diego, Academic Press, 1995. 267p.

SCHWAIGER, J., WANKE, R., ADAM, S., PAWERT, M., HONNEN, W., TRIEBSKORN, R. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant related stress in fish. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, v. 6, n. 1, p. 75-86. 1997.

TURKMEN, M. et al. Determination of metals in fish species from Aegean and Mediterranean Seas. *Food Chemistry*, v. 113, p. 233-237. 2009.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Environmental Health Criteria for Methyl Mercury. International Programme on Chemical Safety, Geneve, 1990. 144 p. Disponível em: < <http://www.who.int/mediacentre/notes/2003/np20/en> > Acesso em: 10 de março de 2011.

WHO. World Health Organization. *Inorganic Mercury*. 1991. Disponível em: < <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc118.htm#PartNumber:3> >. Acesso em: 15 march de 2011.

WHO. Food and Agriculture Organization of The United Nations. Codex Alimentarius Commission. Definition of predatory species of fish to which the higher level of methylmercury applies. 1994. Disponível em: <http://www.codexalimentarius.net/web>

## 3.2

DETERMINAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM CAMARÃO-DA-AMAZÔNIA  
*Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) E CARANGUEJO-UÇÁ *Ucides cordatus*  
 (Linnaeus, 1763) COMERCIALIZADOS NO ESTADO DO PARÁ, BRASIL

Determination of Total Mercury in Amazonia shrimp *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) and uça crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) sold in Para State, Brazil.

MORAES, J. L.<sup>1</sup>; MÁRSICO, E. T.<sup>2</sup>, CONTE-JUNIOR, C. A.<sup>2</sup>;  
 MANO, S. B.<sup>2</sup>; SÃO CLEMENTE, S. C.<sup>2</sup>.; JESUS, E. F. O.<sup>3</sup>.

1 Instituto Sócio Ambiental e dos Recursos Hídricos/Universidade Federal Rural da Amazônia ó Belém-PA, Brasil.

2 Departamento de Tecnologia dos Alimentos/Universidade Federal Fluminense ó Niterói-RJ, Brasil.

3 Laboratório de Instrumentação Nuclear ó Universidade Federal do Rio de Janeiro - Nuclear - Rio de Janeiro, Brasil, P. O. Box: 68509, 21945-970.

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o grau de contaminação mercurial em tecidos musculares de camarão-da-amazônia e nos tecidos da região peitoral, das garras e do hepatopâncreas de caranguejo-uçá. Para a análise de Hg-Total, foi utilizada a técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor frio (EAA-VF), com o equipamento Bacharach Coleman, modelo, MAS-50B. Os resultados observados nas amostras de tecido muscular do camarão-da-amazônia, variaram de 0.03 a 0.09  $\mu\text{g.g}^{-1}$  com um teor médio de  $0.06 \pm 0.02 \mu\text{g.g}^{-1}$ . No caranguejo-uçá os valores nos músculos da garra variaram de 0.01 a 0.10  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , com um valor médio de  $0.06 \pm 0.04 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; na porção relativa aos músculos peitorais foi observado uma variação entre 0.04 a 0.49  $\mu\text{g.g}^{-1}$  com um valor médio de  $0.18 \pm 0.13 \mu\text{g.g}^{-1}$  e, para o hepatopâncreas, 0.10 a 0.35  $\mu\text{g.g}^{-1}$  com um valor médio de  $0.21 \pm 0.08 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Estes valores estão abaixo do limite aceito pela legislação brasileira que é de 0.5  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , entretanto nas amostras de caranguejo-uçá apresentaram valores próximos a este limite. Os resultados observados sugerem que esta espécie possa ser utilizada como bioindicador da qualidade do ecossistema aquático.

Palavras-chave: mercúrio, camarão canela, caranguejo-uçá, bioindicador.

## ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the degree of mercury contamination in the muscle tissue of Amazonia shrimp and copies of crab uça, the tissue obtained from the pectoral region, the claws and hepatopancreas. These species are widely consumed by the population of Para. For the analysis of Hg-Total, we used the technique of atomic absorption Spectrophotometry by cold vapor drag (AAS-VF) with the equipment Bacharach Coleman, Model MAS-50B. The statistical treatment of the results consisted of a simple descriptive analysis, a comparison of the mean concentration by analysis of variance and Pearson correlation coefficient, which measured the degree of correlation between two variables. The results observed in samples of Amazonia shrimps muscle tissue, ranged from  $0.03 \pm 0.09 \text{ g.g}^{-1}$  with an average grade of  $0.06 \pm 0.02 \text{ g.g}^{-1}$ . In the uça crab values claw muscles ranged from 0.015 to 0.1  $\text{g.g}^{-1}$ , with an average value of  $0.06 \pm 0.04 \text{ g.g}^{-1}$  for the portion relating to the

thoracic muscles was observed a variation from 0.044 to 0.491  $\text{g.g}^{-1}$  with an average value of  $0.18 \pm 0.13 \text{ g.g}^{-1}$  and hepatopancreas, from 0.101 to 0.353  $\text{g.g}^{-1}$  with an average value of  $0.21 \pm 0.08 \text{ g.g}^{-1}$ . These values are below the limit accepted by the Brazilian legislation that is 0.5  $\text{g.g}^{-1}$ ; however, the values obtained in the uça crab suggest that this species may be used as a bioindicator of the aquatic ecosystem quality.

Keywords: mercury, cinnamon shrimp, crab uça, bioindicator.

## INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa por múltiplos impactos ambientais resultantes de atividades mineradoras; construção de barragens e represas; retificação e desvio do curso natural de rios; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; exploração de recursos pesqueiros e introdução de espécies exóticas. O resultado dessas alterações representa uma queda acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica e estrutura das comunidades biológicas (CALLISTO *et al.*, 2001b).

Elementos-traço são componentes naturais da crosta terrestre e podem interagir com os ciclos da água e dos alimentos através de uma variedade de processos químicos e geoquímicos. O mercúrio pode ser considerado o elemento de maior toxicidade e várias de suas formas químicas, de importante ocorrência ambiental, é volátil a temperatura ambiente, permitindo exposição do homem pelo ar, água e a partir da ingestão de alimentos contaminados (BARBOSA *et al.*, 2001; GBARUKO, FRIDAY 2007).

A presença do mercúrio em vários compartimentos dos ecossistemas aquáticos constitui um problema cada vez mais preocupante na bacia amazônica. Os primeiros estudos sobre esse tema datam de aproximadamente três décadas. Duas fontes são reconhecidas como principais responsáveis por essa contaminação: os garimpos de ouro (Martinelli *et al.*, 1988; Malm *et al.*, 1995; Lacerda, Salomons, 1991; Pfeiffer *et al.*, 1991; Pfeiffer *et al.*, 1993) e a agricultura do tipo corte e queima (ROULET *et al.*, 1998a; 1998b; FARELLA *et al.*, 2001; FARELLA, 2005).

O interesse na determinação dos níveis de mercúrio está diretamente relacionado ao consumo de pescado devido ao alto poder de bioacumulação e biomagnificação podendo ser facilmente incorporado ao alimento e, conseqüentemente, ao organismo humano (MÁRSICO, 1998; RODRIGUES, CASTILHO, 2003).

O fator que mais influencia na acumulação de mercúrio pelos organismos aquáticos, é a contaminação da água, do sedimento e os hábitos alimentares dos representantes da biota

aquática (Huchabee *et al.*, 1979); e um dos caminhos para identificar os contaminantes e seus efeitos em ecossistemas aquáticos é examinar a resposta de espécies bioindicadores (PHILIPS, RAINBOW, 1993; DEPLEDGE, FOSSI, 1994).

Os crustáceos compreendem um grupo de animais que alcançaram, ao longo de sua história evolutiva, um grande sucesso que se expressa não só pelo número de espécies existentes, mas, sobretudo pela diversidade de habitats que ocuparam. Vivendo sobre ou próximo ao substrato em ambientes aquáticos, marinhos e fluviais, são considerados elementos vitais entre os diferentes níveis de consumidores da cadeia trófica (REINECKE *et al.*, 2003; KAOUD *et al.*, 2011; NOEL *et al.*, 2011).

O camarão-da-amazônia desempenha funções ecológicas importantes nos sistemas aquáticos como componente da cadeia trófica, contribuindo para a dieta de peixes, mamíferos e é o alimento básico para muitas espécies de aves. Essa espécie vem despertando interesse crescente para o cultivo comercial, devido ao rápido crescimento, fácil manutenção em cativeiro e rusticidade (GUEST, 1979; COELHO *et al.*, 1982; VALENTI, 1985).

O caranguejo-uçá, um dos maiores crustáceos dos manguezais da região amazônica, habita galerias situadas na zona entre marés, permanecendo escondido durante a preamar e saindo no início da baixa-mar para a captura de alimentos. Esse organismo escavador é livre e vagante, o que o caracteriza como parte integrante da epifauna (FAUSTO-FILHO, 1968; ELTRINGHAN, 1971).

Por apresentar grande porte na fase adulta, a espécie é apreciada como alimento em várias regiões brasileiras, possuindo, portanto, grande importância econômica (HATTORI *et al.*, 2003).

Segundo Santos (2002) esta espécie pode ser um importante biomonitor de áreas críticas, pois além de ser encontrado em grande parte do litoral brasileiro, demonstra sensibilidade a diversos poluentes.

Niencheski e Baumgarten (2003) descrevem que, pelo fato de serem animais sésseis e com intensa alimentação via filtração da água, os caranguejos são importantes organismos bioindicadores e de relevância para a bioacumulação de elementos traço.

O objetivo deste estudo foi o avaliar o grau de contaminação mercurial em tecido muscular do abdômen de camarão-da-amazônia e nos tecidos musculares da garra, do músculo torácico e do Hepatopâncreas de caranguejo-uçá, cujo consumo é elevado pela população paraense.

## MATERIAL E METODOS

Os exemplares de camarão-da-amazônia (20) pescados no Distrito de Mosqueiro entre 1°09'S a 48°29'O e os exemplares de caranguejo-uçá (10) capturados no Município de Quatipurú entre 0°53'N e 47°00'O, foram adquiridos resfriados no Mercado Municipal do Vêr-o-Pêso, e transportados em caixa de poliestireno expandido com gelo para o Laboratório do Centro de Tecnologia Agropecuária da Universidade Federal Rural da Amazônia. Todas as amostras foram submetidas à lavagem com água destilada para retirada das impurezas e, em seguida, foram obtidos os dados biométricos. A carapaça do caranguejo-uçá foi aberta com uma tesoura inox de ponta fino-romba e retirada amostras do hepatopâncreas, músculo da garra e músculo do peito. Nas amostras de camarão foram obtidos os dados biométricos e retiradas amostras de tecido muscular da porção do abdômen.

Após pesagem, as amostras foram identificadas e armazenadas em saco de polietileno, congeladas a -20°C em câmara fria e transportadas para o Laboratório de Análises Físico-Químicas da Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense. Para a análise de Hg-Total, foi utilizada a técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor frio (EAA-VF), com o equipamento Bacharach Coleman, modelo MAS-50B.

### Digestão das amostras

O método de digestão usado foi adaptado do método proposto por Yallouz e Campos, adaptado por Morgano *et al.* (2005). Para a digestão, foram pesados 0,5g de amostra diretamente no tubo de digestão e, em seguida, foram adicionados 10 mL de mistura sulfonítrica (HNO<sub>3</sub>: H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1:1) com 0,1% (m/v) V<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e deixado em repouso por aproximadamente 12 horas. Após o repouso, a mistura foi submetida a aquecimento em banho-maria a 90°C durante 3 horas. Em seguida foi adicionado 5 mL de KMNO<sub>4</sub> 7% (m/v) e submeteu-se a mistura a aquecimento em banho-maria a 90°C durante 3 horas. O excesso de oxidante foi reduzido com 900 µL de solução de cloridrato de hidroxilamina 20% (m/v). O conteúdo do tubo foi transferido para frasco do aparelho e o volume foi completando com água bidestilada.

### Determinação de mercúrio

A concentração de mercúrio total foi quantificada por Espectrofotometria de Absorção Atômica por arraste de vapor frio (EAA-VF), com o equipamento Bacharach Coleman, modelo MAS-50B. Os resultados foram obtidos em microgramas de Hg por gramas da

amostra ( $\text{g.g}^{-1}$ ), sendo o limite mínimo de detecção de Hg do equipamento utilizado  $0.001 \text{ g.g}^{-1}$  e o limite máximo  $9.0 \text{ g.g}^{-1}$  na matriz alimentar.

### **Validação do método**

A verificação da exatidão do método analítico foi realizada analisando-se materiais de referência certificados, NIST 1577b (*Bovine Liver*) fornecido pelo *National Institute for Science and Technology* e IAEA 336 ó (*Lichen*) fornecido pelo *International Atomic Energy Agency* (IAEA), utilizando a metodologia empregada na análise das matrizes biológicas. A porcentagem média de recuperação do Hg-Total nas amostras certificadas foi de 89%, mostrando não haver diferença significativa entre os valores certificados e medidos demonstrando uma alta precisão e acurácia do método analítico.

### **Tratamento estatístico**

O tratamento estatístico dos resultados constou de uma análise descritiva simples e de uma comparação das médias de concentração de Hg obtidas em cada tecido estudado, por análise de variância. Utilizou-se também o Coeficiente de Correlação de Pearson, para avaliar o grau de correlação entre as variáveis. O programa computacional utilizado foi BIOSSTAT 5.0 para Windows (AYRES, 2005).

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados obtidos nessa pesquisa são apresentados em tabelas. De acordo com os dados contidos na tabela 1 o peso dos exemplares variou de 7.67 a 17.63g e o comprimento de 11 a 19 cm. Com relação à porção muscular obtida de cada exemplar, foram obtidos de 3.9 a 7.4 g. Estes dados biométricos demonstram que as amostras foram representativas trabalhando com animais em diferentes etapas de maturidade. O teor médio de Hg-Total considerando os 10 exemplares de camarão analisados foi de  $0.06 \pm 0.02 \mu\text{g.g}^{-1}$  (0.03 a  $0.09 \mu\text{g.g}^{-1}$ ).

**Tabela 1 ó** Teor médio ( $\pm$  DP), valores máximos, mínimos de variáveis biométricas e de concentrações de Hg-Total ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) em exemplares de camarão-da-amazônia comercializada no Mercado Ver-o-Pêso, na cidade de Belém-PA, Brasil.

	Peso Total (g)	Comprimento Total (cm)	Peso do Músculo (g)	Hg-Total do Músculo (g)
<b>n</b>	20	20	20	20
<b>Mínimo</b>	7.67	11.00	3.87	0.03
<b>Máximo</b>	17.63	19.00	7.40	0.09
<b>Média <math>\pm</math>DP</b>	12.60 $\pm$ 2.39	14.78 $\pm$ 2.29	5.49 $\pm$ 0.93	0.06 $\pm$ 0.02

Esses resultados são semelhantes aos encontrados para *Litopenaeus vannamei* que demonstraram que depois do hepatopâncreas, o músculo é o tecido que mais acumula mercúrio e o exoesqueleto é o tecido que menos acumula elementos traço, e na porção muscular os autores observaram concentrações médias de Hg-Total de  $0.2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (RUELAS-INSUNZA *et al.*, 2004).

Já Fernandes *et al.* (2007), determinou por espectrofotometria de absorção atômica os níveis de mercúrio em diferentes espécies de camarões de interesse comercial, em seus *habitats*, tanto na estação de estiagem como na chuvosa. Na estiagem os resultados médios encontrados foram  $0.043\pm 0.004$  ppm para *L. vannamei*,  $0.037\pm 0.004$  ppm para *L. schmitti* e  $0.048\pm 0.011$  ppm para *M. amazonicum*; enquanto que na estação chuvosa, os resultados médios encontrados foram  $0,054\pm 0,009$  ppm para *L. vannamei*,  $0.039\pm 0.005$  ppm para *L. schmitti* e  $0.051\pm 0.013$  ppm *M. amazonicum*.

Apesar dos valores mais elevados, essas concentrações também se encontram abaixo dos limites preconizados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária que é de  $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (BRASIL, 1998).

Na tabela 2 apresentam-se os coeficientes de correlação entre a concentração de Hg-Total e os dados biométricos do camarão amazônico.

**Tabela 2** - Correlação entre a concentração de Hg-Total ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e os dados biométricos de exemplares (n=20) de camarão-da-amazônia comercializada na cidade de Belém-PA.

	Comprimento Total (cm)	Peso Total (g)	Peso do Músculo (g)
<b>r (Coeficiente de Pearson)</b>	0.2943	0.1271	0.2552
<b>IC 95%</b>	-0.17 a 0.65	-0.33 a 0.54	-0.21 a 0.63
<b>R<sup>2</sup></b>	0.0866	0.0161	0.0651
<b>Valor p</b>	0.2078	0.5934	0.2774
<b>Poder do teste (erro de 5%)</b>	0.3465	0.1301	0.2846

De acordo com os resultados pode-se observar que para esta espécie nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa ( $p < 0.05$ ) com a concentração de mercúrio.

As correlações entre Hg-Total e peso e comprimento em pescado tendem a ser significativas e positivas, mas dependendo da espécie podem também ser negativas ou inexistentes (Da Silva *et al.*, 2005). Quando conhecidas, essas correlações podem ser úteis no contexto de saúde pública, permitindo que os consumidores selecionem espécimes de tamanhos com menores teores de Hg-Total.

Na tabela 3 estão apresentados os teores médios dos dados biométricos dos exemplares de caranguejo-uçá e os teores médios da concentração de Hg-Total observados em cada porção estudada.

**Tabela 3** - Medidas de tendência central e de variáveis biométricas do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* e concentração de Hg-Total ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

	Peso Total (g)	Peso do Músculo Torácico (g)	Hg-Total Músculo Torácico ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Peso do Músculo Garra (g)	Hg-Total Músculo Garra ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Peso do Hepato (g)	Hg-Total do Hepato ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>n</b>	10	10	10	10	10	10	10
<b>Valor Mínimo</b>	190.00	1.02	0.04	5.04	0.02	1.00	0.10
<b>Valor Máximo</b>	265.00	5.32	0.49	9.70	0.10	5.00	0.35
<b>Teor médio <math>\pm</math> DP</b>	222.00 $\pm$ 21.76	8.72 $\pm$ 1.81	0.18 $\pm$ 0.13	7.23 $\pm$ 1.54	0.06 $\pm$ 0.04	2.90 $\pm$ 1.28	0.21 $\pm$ 0.08

Os valores de mercúrio total nos músculos da garra dos exemplares de caranguejo-uçá variaram de 0.02 a 0.10  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  e nos músculos torácicos variaram de 0.09 a 0.49  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Esses resultados apresentam relevância toxicológica, uma vez que o consumo dessa fonte protéica é largamente utilizado na dieta alimentar da população paraense.

Este estudo procurou correlacionar o teor de Hg-Total observado em cada porção estudada com as amostras de músculo com os dados biométricos. Esses resultados estão apresentados na tabela 4.

**Tabela 4** - Correlação entre a concentração de Hg-Total ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) no músculo peitoral (MT), músculo das garras (MG) e Hepatopancreas *versus* peso de caranguejo-uçá obtidos no mercado Ver-o-Peso.

	Peso Total (g)	Músculo Torácico (g)	Músculo Garra (g)	Hepato-Pâncreas (g)
<b>r (Coeficiente de Pearson)</b>	0.3210	0.6527	-0.0472	-0.2264
<b>IC 95%</b>	-0.39 a 0.79	0.04 a 0.91	-0.66 a 0.60	-0.75 a 0.47
<b>R<sup>2</sup></b>	0.1031	0.4261	0.0022	0.0512
<b>p-valor</b>	0.3657	0.0407*	0.8969	0.5294

( $P < 0.05$ ). Poder do teste (erro de 5%)

Pela análise dos dados demonstrados na Tabela 4 pode-se afirmar que há uma correlação positiva ( $r = 0.6527$   $p < 0.05$ ) entre a concentração de mercúrio observadas do músculo peitoral do caranguejo-uçá com seu peso total.

Esses resultados são semelhantes aos encontrados por Turoczy *et al.* (2001) que avaliaram teor de mercúrio em amostras do caranguejo rei (*Pseudocarcinus gigas*) com valores de  $1.1 \pm 0.5 \mu\text{g.g}^{-1}$  para músculos externos torácicos, e de  $1.2 \pm 0.8 \mu\text{g.g}^{-1}$  para músculo da garra e  $0.57 \pm 0.37 \mu\text{g.g}^{-1}$  para hepatopâncreas e por Jesus *et al.* (2003) que encontraram  $0.27 \mu\text{g.g}^{-1}$  para carne e  $0.25 \mu\text{g.g}^{-1}$  para Hepatopancreas de caranguejo-uçá no sistema estuarino de Vitória no Espírito Santo.

Reed *et al.* (2010) descreveram valores de mercúrio em tecido muscular de caranguejo ôpedraõ (*Menippe mercenária*) da costa da Carolina do Sul nos Estados Unidos da América foi de  $0.081 \pm 0.008 \mu\text{g.g}^{-1}$  para músculo peitoral,  $0.054 \pm 0.004 \mu\text{g.g}^{-1}$  para músculo da garra e  $0.056 \pm 0.004 \mu\text{g.g}^{-1}$  para hepatopâncreas, valores menores que os observados nesse estudo, entretanto é relevante observar que a região amazônica apresenta histórico de contaminação mercurial em função das atividades garimpeiras, fato não pontuado pelos autores supra citados.

## CONCLUSÕES

O camarão-da-amazônia ainda que oriundos de áreas com histórico de contaminação mercurial, não representa potencial bioindicador. O caranguejo-uçá sugere apresentar potencial de bioindicador do grau de contaminação em áreas com histórico de contaminação mercurial contribuindo para a monitorização da qualidade ambiental do ecossistema aquático. Desta forma, o consumo continuado dessa espécie por ser acumulativo é preocupante em função do alto consumo local.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

AYRES, M., AYRES JUNIOR, M., AYRES, D. L., SANTOS, A. S. BIostat 5.0. Aplicações Estatísticas nas áreas de Ciências Biológicas e Médicas. Belém, Sociedade Civil Mamirauá, CNPq. 2005.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. Regulamento técnico princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Disponível em: <[http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685\\_98.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm)>. Acesso em: 09 dez. 2010.

BARBOSA A. C., JARDIM, W., DOREA, J. G., FOSBERG, B., SOUZA, J. Hair mercury speciation as a function of gender, age and body mass index in inhabitants of the Negro River basin, Amazon, Brazil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 40, p. 396-404, 2001.

CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001b.

COELHO, P. A., RAMOS-PORTO, M., SOARES, C. M. A. Biologia e cultivo do camarão de água doce. *Série Aqüicultura*, v. 1, n. 1, p. 1-53, 1982.

DA SILVA, D. S., LUCOTTE, M., ROULET, M., POIRIER, H., MERGLER, D., SANTOS, E. O. *et al.* Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon. *Water Air Soil Pollut.*, v. 165, p. 77-94, 2005.

DEPLEDGE, M. H., FOSSI, M. G. The role of Biomarkers in Environmental Assessment. *Invertebrates Ecotoxicology*, v. 3, n. 2, p. 161-172. 1994.

ELTRINGHAN, S. K. Life in mud and sand. New York, Crane Russak Co, 1971. 218 p.

FARELLA, N. *et al.* Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, v. 32, p. 1443-1458, 2001.

FARELLA, N. Les fermes familiales de la région frontrière du Tapajós em Amazonie brésilienne: relations entre les origines, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), 2005.

FAUSTO-FILHO, J. Crustáceos Decápodes de valor comercial ou utilizados como alimento no nordeste brasileiro. *Bol. Soc. Cear. Agron.*, v. 9, p. 23-27, 1968.

FERNANDES, G. L., NUNES, M. L. P., LUSTOSA-NETO, A. D., BARBOSA, J. M. Ocorrência de mercúrio em camarões em diferentes ambientes aquáticos. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 2, p. 49-56, 2007.

GBARUKO, B. C., FRIDAY, O. U. Bioaccumulation of heavy metals in some fauna and flora. In: *Ind. J. Environ. Sci. Tech.*, v. 4, n. 2, p. 197-202, 2007.

GUEST, W. C. Laboratory life history of the Palaemonidae shrimp *Macrobrachium amazonicum* (Heller) (Decapoda, Palaemonidae). *Cristaceana, Leiden*, v. 37, n. 2, p. 141-152, 1979.

HATTORI, G. Y. *et al.* Fertilidade do caranguejo de mangue *Ucides cordatus* (Linnaeus) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) em Iguape (São Paulo, Brasil). *Rev. Bras. Zool.*, v. 20, n. 2, p. 309-313. 2003.

HUCHABEE, J. W., ELWOOD, J. W., HILDEBRAND, S. C. The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. In: *J. Nriagu ed. Accumulation of mercury in freshwater biota*. Elsevier, Amsterdam, p. 277-302, 1979

JESUS, H. C., FERNANDES, L. F. L., ZANDONADE, E., ANJOS Jr., E. E., GONÇALVES, R. F., MARQUES, F. C., REIS, L. A., ROMANO, C. T., TEIXEIRA, R. D., SANTOS S. A. D., C. M. Avaliação da contaminação por metais pesados em caranguejos e sedimentos de áreas de manguezal do sistema estuarino de Vitória - ES. Relatório Técnico-Projeto Facitec/PMV-ES, 40 p, 2003.

KAOUD, H. A., ZAKI, M. M., ISMAIL, M. M. Effect of Exposure to Mercury on Health in Tropical *Macrobrachium rosenberghi*. *Life Science Journal*, v. 1, p. 154-163. 2011.

LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. Mercury in the Amazon: A chemical time-bomb? Dutch Ministry of Housing, Planning and Environment, Haren, 1991.

MALM, O., BRANCHES, F. J .P., AKAGI, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós River Basin, Brazil. *Sci. Total Environ.* v. 175, p. 141-150, 1995.

MÁRSICO, E. T. Determinação do teor de mercúrio em camarões coletados nas Baías de Guanabara (*Penaeus notialis*) e Sepetiba (*Penaeus schmitti*). Brasil. 1998. 92f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária ó Área: Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal) ó Universidade Federal Fluminense.

MARTINELLI, L. A. et al. Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequences. *Ambio*, v. 17, n. 4, p. 252-254, 1988.

MORGANO, M. A., GOMES, P. C., MANTOVANI, D. M. B., PERRONE, A. A. M., SANTOS, T. F. Mercury levels in freshwater fishes from piscicultures established in São Paulo State. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 25, n. 2, p. 250-253, 2005.

NOEL, L., CHAFEY, C., TESTU, C., PINTE, J., VELGE, P., GUÉRIN, T. Contamination levels of lead, cadmium and Mercury in imported and domestic lobster and large crab species consumed in France: Differences between White and Brown meat. *Journal of Food Composition and Analysis*, v. 24, p. 368-375. 2011.

PFEIFFER, W. C. et al. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Amazon, Brazil. *For. Ecol. Manage*, v. 38, p. 239-245, 1991.

PFEIFFER, W. C. et al. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. *Environ. Rev.*, v. 12, n. 1, p. 1-26. 1993.

PHILLIPS, D. J. H., RAINBOW, P. S. Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. Applied Science Publisherd, Barking. 1993.

REED, L. A., PENNIGTON, P. L., WIRTH, E. A survey of trace element distribution in tissues of stone crabs (*Menippe mercenaria*) from South Carolina Coastal Waters. In: *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, p. 2297-2302, 2010.

REINECKE, A. J. et al. Uptake and Distribution of Lead (Pb) and Cadmium (Cd) in the Freshwater Crab, *Potamonautes perlus* (crustacean) in Eerste River, South Africa. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 145, p. 395-408, 2003.

RODRIGUES, A. P. C., CASTILHO, Z. C. Avaliação de risco ecológico em ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Estudo de caso: Ilha das Enxadas, Baía da Guanabara, RJ. *Anais do IV Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza, 2003.

ROULET, M. Effect of recent human colonisation on the presence of mercury in Amazonian Ecosystems. *Water, Air, Soil Pollut.*, v. 112, p. 297-313, 1998a.

ROULET, M. et al. The geochemistry of mercury in central Amazonian Soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *Sci. Total Environ.*, v. 223, p. 1-24, 1998b.

RUELAS-INSUNZA, A., GARCIA-ROSALES, S. B., PAES-OSUNA, F. Distribution of Mercury in adult penaeid shrimps from Altata-Ensenada Del Pabellomn lagoon. (SE Gulf of California). *Chemosphere*, v. 57, p. 1567-1661. 2004.

SANTOS, M. C. F. Drinking and osmoregulation in the mangrove crab *Ucides cordatus* following exposure to benzene. *Comparative Biochemistry and Physiology ó Part A*, v. 133, p. 29-42, 2002.

TUROCZY, N. J., MITCHELL, B. D., LEVINGS, A. H., RAJENDRAM, V. S. Cadmium, copper, mercury, and zinc concentrations in tissues of the King Crab (*Pseudocarcinus gigas*) from southeast Australian waters. In: *Environment International*, v. 27, p. 327-334, 2001.

VALENTI, W. C. *Cultivo de camarão de água doce*. São Paulo, Nobel, 1985. 82 p.

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dos resultados obtidos nesta pesquisa, pode-se afirmar que:

- ✓ Não foram encontrados teores de Hg-Total acima do limite de  $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  nas amostras de tecidos e órgãos de pescada branca, piramutaba e tamoatá, comercializados no Mercado Municipal do Vêr-o-Peso;
- ✓ Os teores de Hg-Total em tecido muscular de camarão-da-amazônia estavam dentro do limite preconizado pela legislação brasileira;
- ✓ Os teores de Hg-Total em caranguejo-uçá se apresentaram abaixo do limite nas amostras de músculos das garras e do hepatopâncreas e próximo do limite em amostras do músculo peitoral;
- ✓ Os resultados observados no caranguejo-uçá sugerem que esta espécie possa ser utilizada como bioindicador da qualidade do ecossistema aquático.
- ✓ Novas pesquisas deverão ser realizadas na biota aquática da região paraense para caracterizar o teor de Hg-Total em outras espécies e também nos sedimentos.
- ✓ O mercúrio sendo um metal altamente tóxico e de efeito cumulativo no organismo de peixes e crustáceos, sugere um constante monitoramento de toda a biota desse ecossistema amazônico, para salvaguardar a saúde coletiva da cadeia alimentar.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAGI, H., MALM, O., KINJO, Y., HARADA, M., BRANCHES, F. G. P., PFEIFFER, W. C., KATO, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 175, p. 85-95. 1985.

ALAM, M. G. M., TANAKA, A., ALLINSON, G., LAURENSEN, L. J. B., STAGNITTI, F., SNOW, E. T. A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53, p. 348-354. 2002.

ALEIXO, L. M. et al. Development of a chemically modified electrode based on carbon paste and functionalized silica gel for preconcentration and voltametric determination of mercury (II). *Analytical Chimica Acta*, v. 271, n. 1, p. 143-148, 1993.

AMADO, G. M., KAREZ, C. S., PFEIFFER, W. C. Algas e poluição por metais. *Ciência Hoje*, v. 18, n. 105, p. 21-24, 1994.

AMORIM, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. *Arquivo Brasileiro de Epidemiologia*, v. 6, n. 1, p. 1-14, 2003.

AMORIM, M. I. M. et al. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. *An. Acad. Bras. Ci.*, v. 72, n. 4, p. 497-507, 2000.

AMOUREUX, D., WASSERMAN, J. C., TESSIER, E., DONARD, O. F. X. Elemental mercury in the atmosphere of a tropical Amazonian Forest (French Guyana). *Environmental Science Technology*, v. 33, p. 3044-3048, 1999.

ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 1-22, 2007.

ASCHNER, J. L., ASCHNER, M. Methyl mercury Neurotoxicity: Exploring Potential Novel Targets. *The Open Toxicology Journal*, v. 1, p. 1-10, 2007.

AULA, I., BRAUNSCHWEILER, H., LEINO, T., MALIN, I., PORVARI, P., HATANAKA, T., LODENIUS, M., JURAS, A. Levels of mercury in the Tucuruí Reservoir and its surrounding area in Para, Brazil. In *Mercury Pollution: Integration and Synthesis 1994*. (in. C. J. WATRAS, HUCKABEE, J.W.), p. 21-40. Lewis Publishers.

AXTMANN, E. V., LUOMA, S. N. Large-scale distribution of metal contamination in the finegrained sediments of the Clark Fork River, Montana. *Appl. Geochem.*, v. 6, n. 1, p. 75-88, 1991.

AYRES, M., AYRES JUNIOR, M., AYRES, D. L., SANTOS, A. S. *Bio Stat 5.0. Aplicações Estatísticas nas áreas de Ciências Biológicas e Médicas*. Belém, Sociedade Civil Mamirauá, CNPq. 2005. 364 p.

AZEVEDO, F. A. *Toxicologia do Mercúrio*. Editora Rima, São Carlos/SP, 2003. 272 p.

AZEVEDO, F. A., CHASIN, A. A. M. *As bases toxicológicas da ecotoxicologia*. São Paulo, Rima, Intertox, 2003. 322 p.

AZEVEDO, H. L., MONKEN, H. R., MELLO, V. P. Study of Heavy Metal Pollution in the Tributary Rivers of the Jacarepaguá Lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil, Through Sediment Analysis. In: LACERDA, L. D.; SEELIGER, U. & PATCHINEELAM, S. (Eds.). *Metals in Coastal environmental of Latin America*. Berlin, New York: Springer, 1988. v. 297, p. 21-29.

BANO, Y., HASAN, M. Histopathological lesions in the body organs of catfish, *Heteropneustes fossilis* following mercury intoxication. *J. Environ. Sci. Health*, part B, v. B25, n. 1, p. 67685, 1990.

BARBOSA A. C., JARDIM, W. DOREA, J. G., FOSBERG, B., SOUZA, J. Hair mercury speciation as a function of gender, age and body mass index in inhabitants of the Negro River basin, Amazon, Brazil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 40, p. 396-44, 2001.

BARTHEM, R. B. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da Baía do Marajó, Estuário Amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi*, v. 2, n. 1, p. 49-69, 1985.

BARTHEM, R. B. Descrição da pesca da piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii* Pimelodidae) no estuário e na calha do Rio Amazonas. *Bol. Museu Emilio Goeldi*, série Antrop., v. 6, n. 1, p. 117-130, 1990.

BARTHEM, R. B.; GOULDING, M. *Os bagres balizadores: ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos*. Tefé, Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá, 1997. 140 p.

BARTHEM, Ronaldo Borges. O desembarque na região de Belém e a pesca na foz amazônica. In: *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira*. Manaus, Provárzea, p. 137-166, 2004.

BASTOS, W. R., GOMES, J. P. O., OLIVEIRA, R. C., ALMEIDA, R., NASCIMENTO, E. L., BERNARDI, J. V. E., DE LACERDA, L. D., SILVEIRA, E. G., PFEIFFER, W. C. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Sci Total Environ.*, v. 368, p. 344-351. 2006.

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.

BIDONE, E. D., CASTILHOS, Z. C., SANTOS, T. J. S., SOUZA, T. M. S., LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapá State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water, Air and Soil Pollution*, p. 95. 1997.

BISINOTI, M. C., JARDIM, W. F. O comportamento do metil-mercúrio no ambiente. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

BIZERRIL, C. R. S. F., PRIMO, B. P. S. *Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Fundação de Estudos do Mar, 2001.

BOENING, D. W. Ecological effects, transports, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, v. 40, p. 1335-1351, 2000.

BOND-BUCKUP, G., FONTOURA, N. F., MARRONI, N. P., KUCHARSKI, I. C. O Caranguejo: Manual para o Ensino Prático em Zoologia. Porto Alegre, Editora da UFRGS, 1991. 71 p.

BOUDOU, A., RIBEYRE, F. Influence of exposure length on the direct bioaccumulation of two mercury compounds by *Salmo gairdneri* (fry) and the relationship between organism weight and mercury concentrations. *Water Res.*, v. 18, n. 1, p. 81-86, 1984.

BOUJARD, T. et al. Diet cycle in *Hoplosternum littorale* (Teleostei): evidence for synchronization of locomotor, air breathing and feeding activity by circadian alternation of light and dark. In: *J. Fish Biol.*, v. 36, n. 2, p. 133-140, 1990.

BRANCO, J. O. Aspectos bioecológicos do caranguejo *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (Crustacea, Decapoda) do manguezal do Itacorubi, Santa Catarina, Brasil. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, v. 36, n. 1, p.133-148, 1993.

BRASIL. Decreto nº 55.871 de 26 de Março de 1965 do Ministério da Saúde. Modifica o Decreto nº 50.040 de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 de abril de 1965.

BRASIL. Portaria nº 11, de 15 de maio de 1987. Determina o limite máximo de tolerância de Cromo no produto a ser consumido que não representa risco a saúde. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 20 de maio de 1987.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. Regulamento técnico princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Disponível em: <[http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685\\_98.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm)>. Acesso em: 09 dez. 2010.

BRASIL. Instrução Normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999. Altera o plano nacional de controle de resíduos em produtos de origem animal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 22 de dezembro de 1999.

BRAUNER, C. J. et al. Air breathing in the armored catfish (*Hoplosternum littoralis*) as an adaptation to hypoxic, acidic, and hydrogen sulfide rich waters. *Can. Journal Zoology*, Ottawa, v. 73, n. 4, p. 739-744, 1995.

BURGER, J., GAINES, K. F., BORING, C. S., STEPHENS, W. L., SNODGRASS, J., DIXON, C., McMAHON, M., SHUKLA, T., GOCHFELD, M. Metal levels in fish from the Savannah River: potencial hazards to fish and other receptors. *Environmental Research, section B*, v. 89, p. 85-97, 2002.

CABANA, G., RASMUSSEN, J. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, v. 372, p. 255-257, 1994.

CALLISTO, M., ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). In: ESTEVES, F. A. (Ed.) *Oecologia Brasiliensis*. v. 1. Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 1995. p. 281-291.

CAMARGO, M., ISAAC, V. J. Os peixes estuarinos da região Norte do Brasil: Lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi*, v. 17, n. 2, p. 133-157, 2001.

CAMPBELL, P. G., LEWIS, A. G., CHAPMAN, P. M., CROWDER, A. A., FLETCHER, W. K., IMBER, B., LUONA, S. N., STOKES, P. M., WINFREY, M. Biologically Available Metals in Sediments National Research, 298 P. Ottawa, 1988.

CANLI, M., FURNESS, R. W. Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Marine Environmental Research*, v. 36, p. 217-236. 1993.

CARSON, R. Silent Spring. Houghton Mifflin Comp. Boston: The Riverside Press, 1962. 368 p.

CASTILHO, Z. C., BIDONE, E. D., HARTZ, S. M. Bioaccumulation of the Hg tucunaré (*Cichla ocellaris*) from Tapajos River Region Brazilian Amazon. A field dose-response. *Approach Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, v. 66, p. 631-637, 2001.

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, Amazon. *Bull Environ Contam Toxicol*, v. 61, p. 202-209, 1998.

CASTRO-GONZALES, M. I; MENDEZ-ARMENTA, M. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 26, p. 263-271. 2008.

CETEM. Centro de Tecnologia Mineral. Ciclo do Mercúrio no Meio Ambiente. 2007. Disponível em: < <http://www.cetem.gov.br/mercurio/semiquant/Prob.html>>. Acesso em 13 de março de 2011.

CHAVES, P. T. C., MAGALHÃES, C. O. O desenvolvimento ovocitário em *Macrobrachium amazonicum* Heller, 1862 (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae), camarão dulcícola de região amazônica. *Acta Amazonica*, v. 23, n. 1, p. 17-23. 1993.

CLARKSON, T. W. The three modern faces of mercury. *Environmental Health Perspectives*, v. 110, p. 11-23. 2002.

COELHO, P. A., RAMOS, M. A. A constituição e a distribuição da fauna de decápodes do litoral leste da América do Sul, entre as latitudes 5 °N e 39 °S. Recife, UFPE, v. 13, p. 133-236, 1972.

COELHO, P. A., RAMOS-PORTO, M., SOARES, C. M. A. Biologia e cultivo do camarão de água doce. *Série Aqüicultura*, v. 1, n. 1, p. 1-53, 1982.

COMPEAU, G., BARTHA, R. Methylation and demethylation of mercury under controlled redox, pH and salinity conditions. *Applied Environmental Microbiology*, v. 48, p. 1203-1214. 1984.

COSTA, C. R. C.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p. 1820-1830. 2008.

COUNTER, S. A., BUCHANAN, L. H. Mercury exposure in children: a review. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, v. 198, p. 209-230. 2004.

D'ITRI, F. M. Mercury Pollution and Cycling in Aquatic Systems. *Environmental Contamination*. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ó Morges, v. 5, p. 64-74, 1992.

- DA SILVA, D. S., LUCOTTE, M., ROULET, M., POIRIER, H., MERGLER, D., SANTOS, E. O. et al. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon. *Water Air Soil Pollut.*, v. 165, p. 77-94, 2005.
- DEPLEDGE, M. H., FOSSI, M. G. The role of Biomarkers in Environmental Assessment (2). *Invertebrates Ecotoxicology* v. 3, p. 161-172. 1994.
- DOLBEC, J. et al. Methyl mercury affected motor performance in an Amazonian riverine population. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, v. 73, p. 195-203. 2000.
- DOREA, J. G. Fish are central in the diet of Amazonian riparians: should we worry about their mercury concentrations? *Environmental Research*, v. 92, p. 232-244. 2003.
- DOURADO, O. F. A seletividade do galão (gill net) para a pescada-do-piauí, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel), no açude público ãArrojado Lisboaö (Quixadá, Ceará, Brasil). *Boletim Técnico do DNCOS*, Fortaleza, v. 34, n. 1, p. 67-77, 1976.
- DRISCOLL, C. T. C. et al. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.*, v. 28, p. 136-143. 1994.
- DURAL, M., GÖKSU, M. Z. L., OZAK, A. A. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chemistry*, v. 102, p. 415-421. 2007.
- EBINGHAUS, R. et al. Antarctic springtime depletion of atmospheric mercury. *Environmental Science and Technology*, v. 36, p. 1238-1244. 2002.
- ELTRINGHAN, S. K. Life in mud and sand. New York, Crane Russak, Co. 218 p. 1971.
- E.P.A. Environmental Protection Agency. Quality Criteria for Water. Washington, DC, United States, 1976.
- ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência, 1988.
- EVANS, D. H. The Fish Gills: Site of Action and Model for Toxic Effects of Environmental Pollutants. *Environmental Health Perspectives*, v. 71, p. 47-58, 1987.
- EYSINK, G. G. J. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo. São Paulo, CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. p. 12-28, 1991.
- FABRÉ, N. N., BARTHEM, R. B. *O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas*. Manaus, IBAMA, Pró-Várzea, 114 p. 2005.

FANTA, E., RIOS, F. S., ROMÃO, S., VIANNA, A. C. C; FREINBERGER, S. Histopathology of the fish *Corydora paleatus* contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food. *Ecotoxicological and Environmental Safety*, v. 54, p. 119-130. 2003.

FARELLA, N. et al. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, v. 32, p. 1443-1458. 2001.

FARELLA, N. Les fermes familiales de la région frontrière du Tapajós em Amazonie brésilienne: relations entre les origines, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), 2005.

FARIA, M. A. M. Mercurialismo metálico crônico ocupacional. *Revista de Saúde Pública*, v. 37, n. 1, p. 116-127, 2003.

FAUSTO-FILHO, J. Crustáceos Decápodes de valor comercial ou utilizados como alimento no nordeste brasileiro. *Bol. Soc. Cear. Agron.*, v. 9, p. 23-27. 1968.

FERNANDES, G. L., NUNES, M. L. P., LUSTOSA-NETO, A. D., BARBOSA, J. M. Ocorrência de mercúrio em camarões em diferentes ambientes aquáticos. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 2, p. 49-56, 2007.

FERREIRA, A. G., MELO, E. J. T., CARVALHO C. E. V. Histological Aspects of Mercury Contamination in Muscular and Hepatic Tissues of *Hoplias malabaricus* (Pisces, Erythrinidae) from Lakes in the North of Rio de Janeiro State, Brazil. *Acta Microscopica*, v. 12, p. 49-54, 2003.

FERREIRA, E. J. G., ZUANON, J. A. S., SANTOS, G. M. Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém. Pará, *Edições IBAMA*, 214p. 1998.

FERREIRA, M. S. Contaminação mercurial em pescada capturado na lagoa Rodrigo de Freitas ó Rio de Janeiro. 2006. 90f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária ó Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal) ó Universidade Federal Fluminense.

FIRAT, Ö., GÖK, G., ÇO UN, H. Y., YÜZERERO LU, T. A., KARGIN, F. Concentrations of Cr, Cd, Cu, Zn and Fe in crab *Charybdis longicollis* and shrimp *Penaeus semisulcatus* from the Iskenderun Bay, Turkey. *Environ Monit Assess*, v. 147, p. 117-123, 2008.

FOWLER, S. W. Biological transfer and transport process. In: Kulenberg, G. *Pollutant transfer and transport in the Sea*. Florida, CRC Press, 1982. v. 2, 247 p.

FURUTANI, A., RUDD, J. W. M. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. *Applied Environmental Microbiology*, v. 40, p. 770-77. 1981.

GBARUKO, B. C., FRIDAY, O. U. Bioaccumulation of heavy metals in some fauna and flora. *Ind. J. Environ. Sci. Tech.*, v. 4, n. 2, p. 197-202. 2007.

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

GOLDSTEIN, M., BRIGHAM, E., STAUFFER, C. Comparison of mercury concentrations in liver, muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, p. 244-252. 1996.

GOLOVANOVA, I. L. Effects of Heavy Metals on the Physiological and Biochemical Status of Fishes and Aquatic Invertebrates. *England Water Biology*, v. 1, n. 1, p. 93-101. 2008.

GRANDJEAN, P., WHITE, R. F., CLEARY, A. N., SANTOS, E. C. O. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian Children downstream from gold mining. *Environ Health Perspec*, v. 107, n. 7, p. 587-591, 1999.

GRAY, J. S. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, p. 46-52. 2002.

GUEST, W. C. Laboratory life history of the Palaemonidae shrimp *Macrobrachium amazonicum* (Heller) (Decapoda, Palaemonidae). *Cristaceana Leiden*, v. 37, n. 2, p. 141-152, 1979.

GUILHERME, L. R. G., MARQUES, J. J., PIERANGELI, M. A. P., ZULIANI, D. Q., CAMPOS, M. L., MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos de Ciência do Solo*, v. 4, p. 345-390, 2005.

GUIMARÃES, J. R. D. et al. A summary of data on net mercury methylation rates in sediments, water, soil and other samples from the Amazon region, obtained through radiochemical methods. In: SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL MERCURY POLLUTION AND ITS HEALTH EFFECTS IN AMAZON RIVER BASIN, Rio de Janeiro. 1994.

GUIMARÃES, J. R. D.; ROULET, M.; LUCOTTE M.; MERGLER D. Mercury methylation along a lakeóforest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *Science Total Environm.*, v. 261, p.1-3,91-98, 2000.

GUIMARÃES, J. R. D., ROULET, M. L., MERGLER, D. Mercury methylation along a lake forest in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of the Total Environment*, v. 261, p. 91-98. 2000a.

GUIMARÃES, J. R. D. et al. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, v. 261, p. 99-108. 2000b.

GURGEL, J. J. S., MATOS, M. O. M. Sobre a criação extensiva do camarão-canela *M. amazonicum* (HELLER, 1862) nos açudes públicos do Nordeste brasileiro. In: 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Associação Brasileira de Aqüicultura, 1984. p. 295-311.

HACON, S., ARTAXO, P., GERAB, F., YAMASOE, M. A., CAMPOS, R. C., CONTI, L. F.; LACERDA, L. D. Atmospheric mercury and trace elements in the region of Alta Floresta in the Amazon Basin. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 80, p. 273-283. 1995.

HACON, S., ROCHEDO, E. R., CAMPOS, R., ROSALES, G., LACERDA, L. D. Risks Assessment of Mercury in Alta Floresta, Amazon Basin, Brazil. *Water air and Soil Pollution*, v. 97, p. 91-105, 1997.

HART, B. T., LAKE, P. S. Studies of heavy metal pollution in Australia with particular emphasis on aquatic systems. In: HUTCHINSON, T. C. C.; MEEMA, K. M. Eds. *Lead, Mercury, cadmium and arsenic in the environment*. Scope 31, New York, John Wiley & Sons, p. 187-216. 1987.

HATTORI, G. Y. et al. Fertilidade do caranguejo de mangue *Ucides cordatus* (Linnaeus) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) em Iguape (São Paulo, Brasil). *Rev. Bras. Zool.*, v. 20, n. 2, p. 309-313. 2003.

HEATH, A. G. *Water Pollution and Fish Physiology*. C.R.C., Press, 1987.

HODSON, P. V. The effect of metal metabolism on uptake, disposition and toxicity in fish. *Aquatic Toxicology*, v. 11, p. 3-18. 1988.

HOLTHUIS, L. B. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Natantia) of the Americas. II. The Subfamily Palaemoniinae. *Occ. Pap. Allan Hancock Found.*, v. 12, p. 396-555, 1952.

HUCHABEE, J. W., ELWOOD, J. W., HILDEBRAND, S. C. The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. In: *J. Nriagu ed. Accumulation of mercury in freshwater biota*. Elsevier, Amsterdam, p. 277-302, 1979.

HYLANDER, L. D., PINTO, F. N., GUIMARÃES, J. R. D., MEILI, M., OLIVEIRA, L. J. , SILVA, E. C. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *The Science of the Total Environment*, v. 261, p. 9-20, 2000.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. *V Reunião do Grupo Permanente de estudos sobre a piramutaba, realizada em Belém do Pará*. Brasília, Ed. IBAMA, 92 p. (Coleção Meio Ambiente, Série Estudos Pesca, 26). 1999.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. *Estatística da Pesca 2006 Brasil: grandes regiões e unidades da federação*. Brasília, 2008, 174 p.

IHERING, R. VON. Dicionário dos Animais do Brasil. São Paulo, Editora da Universidade de Brasília, 2ª Ed. 66 p. 1968.

IKINGURA, J. R., AKAGI, H. Total mercury and methylmercury in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzânia. *The Science of the Total Environment*, v. 304, p. 355-368. 2003.

INÁCIO, A. F. Metalotioneína e metais em *Geophagus brasiliensis* - *Acará*. Rio de Janeiro, 2006. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) ó Escola Nacional de saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

JAHANBAKHT, S., LIVARDJANI, F., JAEGER, A. An experimental ecotoxicological study and its application to the behavioural study of organic mercury ( $\text{CH}_3\text{HgCl}$ ) in the environment: influence of temperature and pH. *Chemosphere*, v. 49, p. 1399-1405. 2002.

JERNELÖV, A., LANN, H. Mercury accumulation in food chains. *Oikos*, v. 22, p. 403-406, 1971.

JESUS, H. C., FERNANDES, L. F. L., ZANDONADE, E., ANJOS Jr., E. E., GONÇALVES, R. F., MARQUES, F. C., REIS, L. A., ROMANO, C. T., TEIXEIRA, R. D., SANTOS S. A. D, C. M. Avaliação da contaminação por metais pesados em caranguejos e sedimentos de áreas de manguezal do sistema estuarino de Vitória - ES. Relatório Técnico-Projeto Facitec/PMV-ES, 40 p, 2003.

JESUS, Taíse Bonfim de; CARVALHO, Carlos Eduardo Veiga de. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg). *Oecol. Bras.*, v. 12, n. 4, p. 680-693. 2008.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. 3. Ed. Boca Raton, CRC Press, 413 p. 2001.

KAOU, H. A., ZAKI, M. M., ISMAIL, M. M. Effect of Exposure to Mercury on Health in Tropical *Macrobrachium rosenberghi*. *Life Science Journal*, v. 1, p. 154-163. 2011.

KASPER, D., BOTARO, D., PALERMO, E. F. A., MALM, O. Mercúrio em peixes ó fontes e contaminação. *Oecologia Brasileira*, v. 11, n. 2, p. 228-239, 2007.

KHERIG, H. A., MALM, O., MOREIRA, I. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. *The Science of the Total Environment*, v. 213, p. 263-271. 1998.

KHERIG, H. A., COSTA, M., MOREIRA, I., MALM, O. Methylmercury and total mercury in estuarine organisms from Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 8, n. 4, p. 275-279. 2001a.

KHERIG, H. A., MOREIRA, I. M., MALM, O., PFEIFFER, W. C. 2001b. Especificação e acumulação de mercúrio pela biota da Baía da Guanabara, RJ. p. 165-182. *In*: R. Moraes, M. Crapez, W. C. Pfeiffer, M. Farina, A. Bainy & V. Teixeira, (Eds.), Efeitos de poluentes em organismos marinhos. *Arte e Ciência*, São Paulo.

KIM, P. Methylmercury in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) from lakes Okareka, Okaro, Rotomahana, Rotorua and Tarawera, North Island, New Zealand. *Science of the Total Environment*, v. 164, p. 209-219, 1995.

KITAHARA, S. E., OKADA, I. A., SAKUMA, A. M., ZENEBON, O., JESUS, R. S. de, TENUTA-FILHO, A. Mercúrio Total em Pescado de água doce. *Ciência e Tecnologia Alimentar*, v. 20, n. 2, 2000.

KORNEKOVA, B., SKALICKA, M., NAD, P. Zinc in cattle from area polluted by longterm emissions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 76, n. 4, p. 684-688. 2006.

LACERDA, L. D. et al. Mercury contamination in the Madeira River, Amazon: Hg inputs to the environment. *Biotropica*, v. 21, p. 91-93. 1988.

LACERDA, L. D., SALOMONS, W. Mercury in the Amazon: A chemical time-bomb? Dutch Ministry of Housing, Planning and Environment, Haren, 1991.

LACERDA, L. D. *Biogeoquímica de metais pesados em Ecossistemas de Manguezal*. Tese (Concurso para Professor Titular). Niterói, UFF, 68 p. 1994.

LACERDA L. D. Amazon mercury emissions. *Nature*, v. 374, p. 20- 21. 1995.

LACERDA, L. D., BIDONE, E. D., GUIMARÃES, A. F., PFEIFFER, W. C. Mercury concentrations in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas river system, Carajás Region, Amazon. *An. Acad. Bras. Ci.*, v. 66, n. 3, p. 373-379, 1994.

LACERDA L. D., SALOMONS W. Mercury from Gold and Silver Mining: A Chemical Time Bomb. Springer-Verlag. 1998.

LACERDA L. D., RIBEIRO M. G., CORDEIRO R. C., SIFEDDINE A., TURCQ B. Atmospheric mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years. *Ciencia e Cultura. Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, v. 51, n. 5/6, p. 363-371. 1999.

LACERDA, L. D., RIBEIRO, M. G., CORDEIRO, R. C., SIFEDDINE, A., TURCQ, B. Atmospheric mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years. *Ciência e Cultura. Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* v. 51, n. 5/6, p. 363-371. 1999.

LACERDA, L. D., PARAQUETTI, H. H. M., MARINS, R. V., RESENDE, C. E., ZALMON, I. R., GOMES, M. P., FARIAS, V. Mercury content in shark species from the South-Eastern Brazilian Coast. *Revista Brasileira Biologia*, v. 60, p. 571-576. 2000.

- LACERDA, L. D., MARINS, R. V. Geoquímica de sedimentos e monitoramento de metais na plataforma continental do nordeste oriental do Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, v. 20, n. 1, p. 123-135. 2006.
- LANGE, R. T., ROYALS, H. E., CONNOR, L. L. Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 122, p. 74-84. 1993.
- LEBEL, J. et al. Evidence of early nervous system dysfunctions in Amazonian populations exposed to low-level of methylmercury. *Neurotoxicology*, v. 17, n. 1, p. 157-168. 1996.
- LEBEL, J., ROULET, M., MERGLER, D., LUCOTTE, M., LARRIBE, F. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 97, p. 31-44. 1997.
- LIMA, J. S. G., ODINETZ-COLLART, O. Ecologia do camarão *Macrobrachium amazonicum* (Decapoda, Palaemonidae) no açude Poço da Cruz (Ibimirim). In: *ANAIS ELETRÔNICOS CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA*, Guarapari, Associação dos Engenheiros de Pesca do Espírito Santo, p. 378-384, 1997.
- LIMA, A. P. S.; MULLER, R. C. S.; SARKIS, J. E. S.; ALVES, C. N.; BENTES, M. E. S.; BRABO, E.; SANTOS, E. O. Mercury contamination of fish from Santarem, Pará, Brazil. *Environmental Research*, v. 83, p. 117-122, 2000.
- LIMA, R. R., TOURINHO, M. M., COSTA, J. P. C. *Várzeas flúvio-marinhas da Amazônia Brasileira. Características e possibilidades agropecuárias*. Belém: FCAP, 341 p. 2001.
- LINDQVIST, O. et al. Mercury in the Swedish Environment. Global and local sources, report 1816. Stockholm, National Swedish Environmental Protection Agency, 1991.
- LIPARISI, F., MÁRSICO, E. T., SANTOS, N. N., LIMA, F. C. Determinação dos teores de mercúrio em amostras de peixe-espada (*Trichurus lepturus*), coletadas na praia de Itaipu ó Niterói, RJ. *Rev. Hig. Alim.*, v. 14, n. 77, p. 37-39, 2000.
- LODENIUS, M., MALM, O. Mercury in Amazon. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 157, p. 25-52. 1998.
- LOURENÇO, L. F. H. et al. Análises físico-químicas e microbiológicas de carne de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), comercializada nos municípios de São Caetano de Odivelas e Belém, Pará. In: *Revista Higiene Alimentar*, São Paulo, vol. 20, n. 142, p. 90-95, 2006.

LUPI, C., NHACARINI, N. I., MAZON, A. F., SÁ, O. R. de.. Avaliação da poluição ambiental através das alterações morfológicas de *Oreochromis niloticus* (tilápia) nos córregos Retiro, Consulta e Bebedouro, do Município de Bebedouro-SP. *Revista Fafibe on line*, n. 3, p. 1-6. 2007.

MACHADO, M. R. Uso de brânquias de peixes como indicadores de qualidade das águas. *Ciência Biológica Saúde*, Londrina, v. 1, n. 1, p. 63-76. 1999.

MAGALHÃES, C. *Filo Arthropoda, Subfilo Crustacea, Ordem Decápoda*. 1999. In: ISMAEL, D., VALENTI, W. C., ROCHA, O., MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed) 1999. Invertebrados Dulciaquícolas. São Paulo, FAPESP (volume 4 da coleção Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, organizada por Joly, C. A. & Bicudo, C. E. M.), 1999, p. 125-134.

MALM, O., BRANCHES, F. J. P., AKAGI, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós River Basin, Brazil. *Sci. Total Environ.* v. 175, p. 141-150, 1995.

MALM, O. Gold mining as a source of Mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, v. 77, p. 73-78. 1998.

MÁRSICO, E. T. Determinação do teor de mercúrio em camarões coletados nas Baías de Guanabara (*Penaeus notialis*) e Sepetiba (*Penaeus schmitti*). Brasil. 1998. 92f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária ó Área: Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal) ó Universidade Federal Fluminense.

MÁRSICO, E. T., SÃO CLEMENTE, S. C., SANTOS, N. N., SILVA, A. J. P. Contaminação de mercúrio em peixes do gênero *Serrasalmus* coletados no rio Corichão, município de Poconé ó município de Poconé ó MT ó Brasil. *Rev. Brasil. Ciên. Veterin.*, v. 6, n. 1, p. 18-21, jan./abr, 1999.

MÁRSICO, E. T., MACHADO, M. E. S., KNOFF, M. et al. Total mercury in sharks along the southern Brazilian Coast. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v. 59, p. 1593-1596, 2007.

MARTINELLI, L. A. et al. Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequences. *Ambio*, v. 17, n. 4, p. 252-254, 1988.

MEDEIROS, R. J. Distribuição de metal mercúrio em atum (*Thunus albacares*) e pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*) capturados no litoral do Rio de Janeiro, Brasil. 2006. 90f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária ó Área: Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal) ó Universidade Federal Fluminense.

MICARONI, R., MESQUITA, C., BUENO, M. et al. Compostos de mercúrio: revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, v. 23, p. 487-495, 2000.

- MIKRYAKOV, V. R., LAPIROVA, T. B. Influence of salts of some heavy metals on the differential blood count in juvenile *Acipenser baeri*. *Journal of Ichthyology*, v. 37, n. 6, p. 458-462, 1996.
- MIRANDA, Márcio Rodrigues, COELHO-SOUZA, Sérgio Augusto, GUIMARAES, Jean Remy Daveé, CORREIA, Raquel R. S., OLIVEIRA, Diana. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasileira*, v. 11, n. 2, p. 240-251. 2007.
- MIRLEAN, N., LARNED, S.T., NIKORA, V., KÜTTER, V.T. Mercury in lakes and lake fishes on a conservation-industry gradient in Brazil. *Chemosphere*, v. 60, p. 226-236. 2005.
- MITCHELL, R. J., OSBORNE, P. B., HAUBENREICH, J. E. *J. Long Term Eff Med Implants*, v. 15, n. 6, p. 709-721, 2005.
- MONTEIRO, L. R., ISIDRO, E. J., LOPES, H. D. Mercury content in relation to sex, age and growth in two scorpionfish (*Helicolenus dactylopterus* and *Pontius kuhlii*) from Azorean waters. *Water Air and Soil Pollution*, v. 56, p. 359-367. 1991.
- MORAES, L. A. F., LENZI, E., LUCHESE, E. B. Mercury in two fish species from the Paraná river floodplain, Paraná, Brazil. *Environ Pollut.*, v. 98, p. 123-127, 1997.
- MORAES-RIODADES, P. M. C., VALENTI, W. C. Morphotypes in male Amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum*. *Aquaculture*, v. 236, p. 297-307, 2004.
- MORAES-RIODADES, P. M. C., VALENTI, W. C., PERALTA, A. S. L., AMORIM, M. D. L. Carcinicultura de água doce no Estado do Pará: situação atual e perspectivas. In: *ANAIS CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 11 e CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA DE PESCA*, 1., 1999, Recife: Associação dos Engenheiros de Pesca de Pernambuco, v. 2, p. 598-604. 1999.
- MOREL, F. M. M., KRAEPIEL, A. M. L., AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 29, p. 543-566. 1998.
- MORGANO, M. A., GOMES, P. C., MANTOVANI, D. M. B., PERRONE, A. A. M., SANTOS, T. F. Mercury levels in freshwater fishes from piscicultures established in São Paulo State. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 25, n. 2, p. 250-253, 2005.
- MORRISON, K. A., THÉRIEN, N. Changes in mercury levels in Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the LG-2 reservoir since flooding. *Water Air and Soil Pollution*, v. 80, p. 819-828, 1995.
- NASCIMENTO, José Luiz M., OLIVEIRA, Karen Renata M., CRESPO-LOPEZ, Maria Elena, MACCHI, Barbarella M., MAUÉS, Luis Antonio L., PINHEIRO, Maria da Conceição N., SILVEIRA, Luiz Carlos L., HERCULANO, Anderson Manuel. Methylmercury neurotoxicity & antioxidant defenses. *Indian J. Med. Res.*, v. 128, p. 373-382. 2008.

NIENCHESKI, L. F. H., BAUMGARTEN, M. G. Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon estuary. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 3, n. 4, p. 515-520, 2003.

NOEL, L., CHAFEY, C., TESTU, C., PINTE, J., VELGE, P., GUÉRIN, T. Contamination levels of lead, cadmium and Mercury in imported and domestic lobster and large crab species consumed in France: Differences between White and Brown meat. *Journal of Food Composition and Analysis*, v. 24, p. 368-375. 2011.

NOMURA, H. *Criação de Moluscos e Crustáceos*. São Paulo, Editora Nobel, 1978. 102 p.

NORDHAUS, I. Feeding ecology of the semi-terrestrial crab. *U. cordatus (Decapoda: Brachyura)* in a mangrove Forest in northern Brazil. Bremen, 2003. 217 f. Tese. (Doutorado em Ciências Naturais) ó Zentrum für Marine Tropenökologie, Universität Bremen.

NRIAGU J. O., PFEIFFER W. C., MALM O., SOUZA C. M. M., MIERLE G. Mercury Pollution in Brazil. *Nature*, v. 389, p. 356, 389. 1992.

OGA, S., CAMARGO, M. M. A., BATISTUZZO, J. A. O. *Fundamentos de toxicologia*. São Paulo, Atheneu, 2008. 690p.

ONOFRE, C. R. de E.; CELINO, J. J.; NANO, R. M. W.; QUEIROZ, A. F. S. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *Revista de Biologia e Ciência da Terra*, v. 7, n. 2, p. 65-82. 2007.

PACHECO, M., SANTOS, M. A. Biotransformation, genotoxic, and histopathological effects of environmental contaminants in European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 53, p. 331-347. 2002.

PALHETA, D., TAYLOR, A. Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *Science of Total Environ.*, v. 168, p. 63-69, 1995.

PANDEY, A. K., GEORGE, K. C., MOHAMED, M. P. Histopathological changes induced in gill of an estuarine mullet, *Liza parsia*, by sublethal exposure to mercuric chloride. *Indian J. Fish.*, v. 43, n. 3, p. 285-291, 1996.

PEREIRA, O. M., HENRIQUES, M. B., ZENEON, O., SAKUMA, A., KIRA, C. Determinação dos teores de Hg, Pb, Cd, Cu e Zn em moluscos (*Crassostrea brasiliensis*, *perna perna* e *Mystella falcata*). *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 61, n. 1, p. 19-25, 2002.

PFEIFFER, W. C. et al. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Amazon, Brazil. *For. Ecol. Manage*, v. 38, p. 239-245, 1991.

- PFEIFFER, W. C. et al. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. *Environ. Rev.*, v. 12, n. 1, p. 1-26. 1993.
- PHILLIPS, D. J. H., RAINBOW, P. S. *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. Applied Science Published, Barking. 1993.
- PHILLIPS, G. R., LENHART, T. E., GREGORY, R. W. Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue river reservoir, Manitoba. *Environmental Research*, v. 22, p. 73-80, 1980.
- PORCELLA D. B. Mercury in the environment: biogeochemistry. In *Mercury Pollution: Integration and Synthesis* ed. C. J. Watras, Huckabee, J. W., 1994. p. 3-19.
- PORTO, Luiz Carlos Santos; ETHUR, Eduardo Miranda. Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ciência Rural*, v. 39, n. 9, p. 2512-2518, 2009.
- PREGNOLATO, W., GARRIDO, N. S., TOLEDO, M. Pesquisa e determinação de mercúrio em peixes de água doce e salgada. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 34, n. 1, p. 95-100. 1974.
- PTASHYNSKI, M. D. et al. Toxicology of dietary nickel in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Aquatic Toxicology*, v. 58, p. 229-247. 2002.
- PUCCI, A. Metals in water and sediments of the Blanca Bay, Argentina. In: LACERDA, L. D., SEELIGIER, U., PATCHINEELAM, S. R. (Eds.) *Metal in Coast of Latin America*. Berlin: Springer-Verlag. 297 Pag., 1988.
- RAND, G. M., WELLS, P. G., McCARTY, L. S. *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risks Assessment*. Washington, Taylor & Francis ed., cap. 1. 1995.
- RAVICHANDRAN, M. Interactions between mercury and dissolved organic matter: A review. *Chemosphere*, v. 55, p. 319-331. 2004.
- REED, L. A., PENNINGTON, P. L., WIRTH, E. A survey of trace element distribution in tissues of stone crabs (*Menippe mercenaria*) from South Carolina Coastal Waters. In: *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, p. 2297-2302, 2010.
- REINECKE, A. J. et al. Uptake and Distribution of Lead (Pb) and Cadmium (Cd) in the Freshwater Crab, *Potamonautes perltus* (crustacean) in Eerste River, South Africa. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 145, p. 395-408. 2003.
- REUTHER, R. Mercury accumulation in sediments and fish from rivers affected by alluvial gold mining in the Madeira River Basin, Brazil. *Ambio*, v. 19, p. 11-15, 1994.

RIBEIRO, A. P. Determinação de elementos-traço e outros elementos de interesse em sedimentos lacustres da estação de tratamento de esgoto de Barueri, São Paulo, por ativação neutrônica. São Paulo, 2002. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear ó Aplicações), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N.; PÁDUA, H. B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, v. 19, p. 401-410. 1985.

RODRIGUES, A. P. C., CASTILHO, Z. C. Avaliação de risco ecológico em ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Estudo de caso: Ilha das Enxadas, Baía da Guanabara, RJ. *Anais do IV Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza, 2003.

ROULET M., LUCOTTE M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 80, p. 1079-1088. 1995.

ROULET, M., LUCOTTE, M., RHEAULT, I., TRAN, S., FARELLA, N., CANUEL, R., MERGLER, D., AMORIM, M. Mercury in Amazonian soils: accumulation and release. IV International Conference on the Geochemistry of the Earth's Surface, 1996, p. 453-457.

ROULET, M. Effect of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian Ecosystems. *Water, Air, Soil Pollut.*, v. 112, p. 297-313. 1998a.

ROULET, M. et al. The geochemistry of mercury in central Amazonian Soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *Sci. Total Environ.*, v. 223, p. 1-24. 1998b.

RUDD, J. M. W., FURUTANI, A., TURNER, M. A. Mercury methylation by fish intestinal contents. *Applied Environmental Microbiology*, v. 40, p. 777-782, 1980.

RUELAS-INSUNZA, A.; GARCIA-ROSALES, S. B.; PAES-OSUNA, F. Distribution of Mercury in adult penaeid shrimps from Altata-Ensenada Del Pabellomn lagoon. (SE Gulf of California). *Chemosphere*, v. 57, p. 1567-1661. 2004.

RUFFINO, M. L. et al. *Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará*. Manaus: IBAMA. Pró Várzea, 2005. 84 p. 2002.

SÁ, A. L. de, HERCULANO, A. M., PINHEIRO, M. C., SILVEIRAS, C. L., NASCIMENTO, J. L. M., CRESPO-LÓPEZ, M. E. Exposição humana ao mercúrio na região oeste do Estado do Pará. *Revista Paraense de Medicina*, v. 20, n. 1, p. 1-10. 2006.

SANTOS, D. M. et al. Avaliação de metais pesados na Baía de Paranaguá, PR, Brasil sob a influencia das atividades antrópicas. *J. Bras. Soc. Ecotoxicol.*, v. 1, n. 2, p. 157-160, 2006.

SANTOS, G. M. dos, JEGU, M., MERONA, B. de. *Catálogo dos Peixes Comerciais do Baixo Rio Tocantins. Projeto Tucuruí*. ELETRONORTE/ CNPq/INPA. Manaus. 1984.

SANTOS, G. M. dos et al. *Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí*. Brasília: Eletronorte, 216 p. 2004.

SANTOS, M. C. F. Drinking and osmoregulation in the mangrove crab *Ucides cordatus* following exposure to benzene. *Comparative Biochemistry and Physiology* Part A, v. 133, p. 29-42, 2002.

SCHWAIGER, J., WANKE, R., ADAM, S., PAWERT, M., HONNEN, W., TRIEBSKORN, R. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, v. 6, n. 1, p. 75-86. 1997.

SELLANES, A. G., MARSICO, E. T., SANTOS, N. N., SÃO CLEMENTE, S. C., OLIVEIRA, G. A., MONTEIRO, A. B. S. Mercúrio em peixes marinhos. *Acta Scientiae Veterinariae*, v. 30, n. 2, p. 107-112, 2002.

SEPAQ. SECRETÁRIA ESTADUAL DA PESCA. Boletim Informativo, Belem, 2009.

SILVA-FILHO, E. V., MACHADO, W., OLIVEIRA, R. R., SELLA, S.M., LACERDA, L. D. Mercury deposition through litterfall in an Atlantic Forest at Ilha Grande, Southeast Brazil. *Chemosphere*, v. 65, n. 11, p. 2477-2484, 2006.

SIQUEIRA, G. W. 2003. Estudos dos teores de metais pesados e outros elementos em sedimentos superficiais do Sistema Estuarino de Santos (Baixada Santista/São Paulo) e Plataforma Continental do Amazonas (Margem Continental Norte do Brasil). Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 386 p.

SMITH, K. L., GUENTZEL, J. L. Mercury concentrations and omega-3 fatty acids in fish and shrimp: preferential consumption for maximum health benefits. *Marine Pollution Bulletin*, n. 60, p. 1615-1618. 2010.

SOUTO, P. S. S. 2004. Risco ecológico associado a contaminação mercurial em ecossistemas aquáticos da Amazônia: região do rio Tapajós, Estado do Pará, Brasil - Caracterização através de biomarcadores no gênero *Cichla* (tucunarés). D. Sc. Thesis Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, Brazil, 158p.

SPARKS, D. L. Environmental Soil Chemistry. San Diego, Academic Press, 1995. 267p.

STAFFORD, C. P., HAINES, T. A. Mercury concentrations in Maine sport fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 126, p. 144-152. 1997.

STOHS, S. J., BAGCHI, D. Oxidative Mechanisms in the toxicity of metal ions. *Radical Biology & Medicine*, v. 18, n. 2, p. 321-336. 1995.

STORELLI, M. M., GIACOMELLI, S. R., MARCOTRIGIANO, G. O. Total Mercury and methylmercury in tuna fish and sharks from the south Adriatic Sea. *Italian Journal of Food Science*, v.1, n. 13, p. 101-106, 2001.

STUMM, W., MORGAN, J. J. *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. 3. Ed., New York, John Wiley & Sons, 1022 p. 1996.

TORRES, R. F., LACERDA, L. D., AGUIAR, J. E. Biodisponibilidade de Cu e Pb em sedimentos de um canal de maré afluyente do estuário do Jaguaribe-CE. *III Congresso Brasileiro de Oceanografia*, 4 p. 2008.

TREMBLAY, A., LUCOTTE, M., SCHETAGNE, R. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in Northern Quebec (Canada). *Sci. Total Environ.*, v. 213, p. 307-315. 1998.

TURKMEN, M. et al. Determination of metals in fish species from Aegean and Mediterranean Seas. *Food Chemistry*, v. 113, p. 233-237. 2009.

TUROCZY, N. J., MITCHELL, B. D., LEVINGS, A. H., RAJENDRAM, V. S. Cadmium, copper, mercury, and zinc concentrations in tissues of the King Crab (*Pseudocarcinus gigas*) from southeast Australian waters. In: *Environment International*, v. 27, p. 327-334, 2001.

VALENTI, W. C. Cultivo de Camarões em Água Doce. São Paulo, Nobel, 1985. p. 82.

VASSALO, D. V., MASSARONI, L., OLIVEIRA, E. M., ROSSONI, L. V., AMARAL, S. M. C., VASSALO, P. F. Ações tóxicas e agudas do mercúrio sobre o aparelho cardiovascular. Centro Biomédico da UFGS, Vitória e Hospital Universitário da UFSM, Santa Maria RS, Vitória ES. *Arq. Bras. Cardiologia*, v. 67, p. 54-61. 1996.

VIARENGO, A. Heavy metal in marine invertebrate: mechanisms of regulation and toxicity at cellular level. *Review of Aquatic Science*, v. 1, p. 295-317. 1989.

WASSERMAN, Júlio Cesar, HACON, Sandra S., WASSERMAN, Maria Angélica. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*, v. 2, n. 1/2, p. 46-53, 2001.

WASSERMAN, J. C.; AMOUROUX, D.; WASSERMAN, M. A. V., DONARD, O. F. X. Mercury speciation in sediments and tropical coastal environment. *Environmental Technol.*, v. 23, p. 899-910. 2002.

WASSERMAN, J. C., HACON, S., WASSERMAN, M. A. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment. *AMBIO*, v. 32, n. 5, p. 336-342. 2003.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Mercury ó Environmental Aspects. Geneva: 1989. Environmental Health Criteria n. 86, 115p.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Environmental Health Criteria for Methyl Mercury. International Programme on Chemical Safety, Geneva, 1990. 144 p. Disponível em: < <http://www.who.int/mediacentre/notes/2003/np20/en>> Acesso em: 10 de março de 2011.

WHO. World Health Organization. *Inorganic Mercury*, 1991. Disponível em: < <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc118.htm#PartNumber:3>>. Acesso em: 15 march de 2011.

WHO. Food and Agriculture Organization of The United Nations. Codex Alimentarius Comission. Definition of predatory species of fish to which the higher level of methylmercury applies, 1994. Disponível em: <http://www.codexalimentarius.net/web>

WIENER, J. G.; SPRY, D. J. Toxicological Significance of Mercury in Freshwater Fish. In: BEYER, W. N.; HEINZ, G. H.; REDMON-NORWOOD, A. W. *Environmental Contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. Boca Raton, Lewis Pub., p. 297-340, 1996.

WORTHMAN, H. O. W. Estágios iniciais de crescimento de pescada *Plagioscion monti* (Soares, 1979). *Acta Amazonica*, v. 10, n.1, p. 157-163, 1980.

WORTHMAN, H. O. W. A comparative study of the growth of the post larval and juvenile pescada *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), and *Plagioscion monti* (Soares, 1979), in a white water lake of the Central Amazon. *Amazonia*, v. 7, n. 4, p. 465-477. 1983.

WORTHMAN, H. O. W. Aspects of the reproduction of to scianid species, the pescada *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) and *Plagioscion monti* (Soares, 1979), Pisces, in different water types of the Central Amazon. *Amazonia*, v. 12, n. 1, p. 17-28, 1992.