

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
CENTRO DE CIÊNCIAS MÉDICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEDICINA VETERINÁRIA
- HIGIENE VETERINÁRIA E PROCESSAMENTO TECNOLÓGICO
DE PRODUTOS DE ORIGEM ANIMAL

YEDA SANAÉ WAKASA

CONTAMINAÇÃO MERCURIAL EM SIRIS E CARANGUEJOS
DA BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO

UNIVERSIDADE
FEDERAL
FLUMINENSE

NITERÓI - RJ
2003

YEDA SANAE WAKASA

**CONTAMINAÇÃO MERCURIAL EM SIRIS E CARANGUEJOS DA
BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO**

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

Aprovada em 05 de dezembro de 2003.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Sérgio Carmona de São Clemente – Orientador
Universidade Federal Fluminense

Prof^a. Dr^a. Leila Gatti Sobreiro
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Pedro Paulo de Oliveira Silva
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Niterói - RJ
2003

À Deus pela vida, saúde e família.

Ao meu esposo Marcelo, por seu comprometimento em tudo que faço e seu companheirismo, que foi fundamental para fazer desse meu sonho uma realidade.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Sérgio Carmona de São Clemente – meu orientador – presença segura e estimulante que guiou meus passos para concretização desse trabalho.

À Prof^a. Eliane Teixeira Mársico – pela sua orientação na parte experimental e escrita, colaboração e desprendimento que fez com que parte deste trabalho fosse possível de ser executado.

À Prof^a. Dr^a Ana Beatriz S. Monteiro – pela valiosa colaboração prestada na assessoria da análise estatística.

À Prof^a. Eliana de Fátima Marques de Mesquita – pela colaboração com livros de estudos dos crustáceos.

À Veruschka Paraguassú Romano – pela essencial ajuda na coleta e processamento de parte das amostras.

Ao Prof. Dr. Milton Hissashi Yamamura – que na graduação me ensinou os primeiros passos da pesquisa mostrando a busca do conhecimento através dela.

À Dr^a Agar Costa Alexandrino de Pérez – pelo seu entusiasmo e conhecimentos que me guiaram novamente para o caminho da pesquisa.

À Prof^a. Sari Koivukangas, que me auxiliou na tradução do resumo em inglês.

Ao Prof. Dr. Augusto Schmidt de Melo, pelo auxílio na diferenciação de espécies de siris e caranguejos dos textos pesquisados.

Aos funcionários Drausio de Paiva Ferreira e José Luiz – pela atenção e simpatia com que me auxiliaram.

À amiga Adriana Guenka – pela sua amizade, apoio e perseverança que foram primordiais nessa caminhada.

À companheira de viagem Maria Paula Okomura – pelo companheirismo e amizade.

À minha mãe Maria e meu pai Masaichi – que me ensinaram os primeiros passos para vencer as dificuldades, que todo o tempo me apoiaram e auxiliaram nos meus estudos e em todos os aspectos da vida.

À minha irmã Audrey – que com sua força interior sempre me inspirou e me fez acreditar na minha capacidade.

Ao meu irmão Marco – que com seu exemplo de dedicação aos estudos, me estimulou muito nesta minha jornada e pela sua ajuda na preparação da apresentação.

Ao meu filho Felipe, que nasceu à poucos meses – por me fazer sentir a infinita felicidade de viver, e assim, lutar por aquilo que acredito.

Aos professores do Curso de pós-graduação – pelos conhecimentos que passaram com excelência profissional.

Aos meus colegas de turma – pela amizade e pelos momentos de convivência.

E a todos que de alguma forma colaboraram na realização desta pesquisa.

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES, p. 8

LISTA DE TABELAS, p. 9

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS, p. 10

RESUMO, p. 11

ABSTRACT, p. 12

1 INTRODUÇÃO, p. 13

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA, p. 16

2.1 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICAS, p. 16

2.2 ASPECTOS HISTÓRICOS DA UTILIZAÇÃO E CONSUMO DE COMPOSTOS MERCURIAIS, p. 18

2.3 FONTES DE CONTAMINAÇÃO, p. 24

2.4 MERCÚRIO NO BRASIL, p. 28

2.5 CONTAMINAÇÃO MERCURIAL EM PESCADO E EM OUTROS ORGANISMOS MARINHOS, p. 30

2.6 TRANSPORTE, DISTRIBUIÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DO MERCÚRIO NA NATUREZA, p. 32

2.7 CONTAMINAÇÃO DA CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA, p. 35

2.8 EFEITOS DO MERCÚRIO NO ORGANISMO HUMANO, p. 41

2.9 LIMITES DE TOLERÂNCIA, p. 50

2.10 MÉTODOS DE DETERMINAÇÃO DO MERCÚRIO, p. 53

2.11 MERCÚRIO EM SIRIS E CARANGUEJOS, p. 55

2.12 ÁREAS DE CAPTURAS, p. 57

2.13 SIRIS, p. 58

2.14 CARANGUEJOS, p. 60

3 MATERIAL E MÉTODO, p. 61

3.1 MATERIAL, p. 61

3.1.1 Material biológico, p. 61

3.1.2 Equipamentos, p. 61

3.1.3 Outros Materiais, p. 61

3.1.4 Reagentes, p. 62

3.2 MÉTODO, p. 62

3.2.1 Obtenção e preparo das amostras, p. 62

3.2.1.1 Captura, p. 62

3.2.1.2 Preparo das amostras, p. 63

3.2.2 Preparo das vidrarias, p. 64

3.2.3 Preparo das soluções, p. 64

3.2.4 Análise Laboratorial, p. 64

3.2.4.1 Mineralização, p. 65

3.2.4.2 Leitura, p. 66

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA, p. 67

4 RESULTADOS, p. 68

4.1 PESO DA MUSCULATURA X CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO, p. 68

4.2 LARGURA DA CARAPAÇA X CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO, p. 69

4.3 CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM SIRI E CARANGUEJO, p. 71

5 DISCUSSÃO, p. 74

6 CONCLUSÕES, p. 78

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS, p. 79

8 APÊNDICES, p. 92

9 ANEXOS, p. 97

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Quadro 1. Emissões mundiais de mercúrio na atmosfera provenientes de fontes naturais, 24
- Quadro 2. Emissões totais mundiais de mercúrio na atmosfera, de fontes antropogênicas, em 1983, 25
- Quadro 3. Emissões totais mundiais de mercúrio na atmosfera, de fontes naturais e antropogênicas, em 1983, 26
- Quadro 4. Comparação entre as emissões antropogênicas de mercúrio para a atmosfera no Brasil, 27
- Quadro 5. Estimativa média do consumo diário e retenção ($\mu\text{g}/\text{dia}$) de mercúrio elementar, compostos inorgânicos e metilmercúrio, em população sem exposição ocupacional ao mercúrio, 45
- Quadro 6. Padrões de Qualidade e Potabilidade da Água no Brasil, 53
- Fig. 1: Teor de Hg-total em exemplares machos e fêmeas de siri (*Callinectes danae*) e caranguejo (*Ucides cordatus*), 72

LISTA DE TABELAS

- TABELA 1. – Resultados individuais de siris (*Callinectes danae*) capturados na praia da Luz, no município de São Gonçalo-RJ, caracterizados segundo o sexo, peso total após o cozimento (Pt), peso da musculatura (Pm), tamanho da carapaça [largura-(Lc)], concentração de mercúrio na musculatura (Hg) por exemplar (parte consumida), 92
- TABELA 2. – Exemplares de caranguejos (*Ucides cordatus*) capturados no mangue do Jardim Gramacho, no município de Duque de Caxias-RJ, caracterizados segundo o sexo, peso total após o cozimento (Pt), peso da musculatura (Pm), tamanho da carapaça [largura-(Lc)], concentração de mercúrio na musculatura (Hg) por exemplar (parte consumida), 94
- TABELA 3. – Teor médio de Hg (p.p.m.) em exemplares de siris (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*) agrupados por classes de peso, 68
- TABELA 4. – Teor médio de Hg-total em exemplares de siri (*Callinectes danae*) capturados na praia da Luz, no município de São Gonçalo-RJ e caranguejos (*Ucides cordatus*) capturados no mangue do Jardim Gramacho, no município de Duque de Caxias, subdivididos por faixas de tamanho da largura da carapaça, 70
- TABELA 5. – Distribuição média do teor de mercúrio em siris (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*) coletados na baía de Guanabara-RJ, nos municípios de São Gonçalo e Duque de Caxias, respectivamente, 71
- TABELA 6. – Teor de Hg-total em porção muscular de amostras de siri (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*), subdivididos em faixas de valores, 71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C.A.G.E.S.P. Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais do Estado de São Paulo

C.S.T.P. Consumo Semanal Tolerável Provisório

E.P.A. Environmental Protection Agency

F.A.O. Food and Agriculture Organization

F.D.A. Food and Drug Administration

N.R. Norma Reguladora

p.p.m. parte por milhão

p.p.b. parte por bilhão

W.H.O. – (O.M.S.) World Health Organization (Organização Mundial de Saúde)

RESUMO

Com o objetivo de contribuir com os dados relacionados à contaminação mercurial em siris (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*), avaliou-se o grau de assimilação deste contaminante químico em exemplares capturados na Praia da Luz, município de São Gonçalo - RJ e no mangue do Jardim Gramacho, município de Duque de Caxias- RJ, respectivamente. A justificativa deste estudo foi amparada na carência de estudo nestas espécies e na sua crescente utilização na alimentação humana. Foram analisados 77 exemplares de siris e 78 de caranguejos que, após captura, foram submetidos à cozimento, escarnados e mantidos sob congelamento a -25°C até o procedimento analítico. Para determinação do mercúrio, utilizou-se o analisador BACHARACH COLEMAN Modelo MAS-50B que emprega o princípio da absorção atômica por arraste de vapor a frio. Para a digestão das amostras seguiu-se a técnica descrita por DEITZ et al. (1973), com pequenas modificações. O teor médio de Hg total observado para as amostras de siris foi de $0,024 \pm 0,012$ p.p.m. e, para caranguejos, de $0,017 \pm 0,012$ p.p.m. Não foi constatada diferença estatisticamente significativa ($P > 0,05$) entre as duas espécies ao nível de 5% de significância. Aplicando-se o coeficiente de correlação de Pearson, aos dados referentes a peso da musculatura/concentração Hg e largura da carapaça/concentração de Hg, não foi evidenciada correlação linear significativa ($r = -0,304$ para caranguejo e $r = 0,188$ para siri) entre estas variáveis, para ambas as espécies.

ABSTRACT

In order to increase the data about the mercurial contamination in crabs, the uptake grade of this chemical contaminate in *Callinectes danae* and *Ucides cordatus* was evaluated. The crabs studied were caught in Praia da Luz, municipality of São Gonçalo and Jardim Gramacho's mangrove, Duque de Caxias - RJ, respectively. Crabs were studied because only a few studies have been done about these species and there has been an increase in their use for human food. 77 crabs of specie *Callinectes danae* and 78 of *Ucides cordatus* were analysed. After the capture, they were boiled, their flesh withdrawn and kept frozen in - 25° C until the analytical process. We used the technique of cold vapour spectrometry with the Bacharach Coleman MAS-50 B spectrophotometer. The mineralization of the samples we used the DEITZ et al. (1973) technique, with some modifications. The average concentration of total mercury in *Callinectes danae* was $0,024 \pm 0,012$ p.p.m. and, $0,017 \pm 0,012$ p.p.m. in *Ucides cordatus*. No significant differences between the species were found (5% significance). The Pearson correlation was used with muscles/mercury concentration and carapace width/mercury concentration, no significant linear correlation ($r = -0,304$ – *Ucides cordatus* and $r = 0,188$ - *Callinectes danae*) among these variable and the two species were found.

1 INTRODUÇÃO

O aumento da industrialização e de atividades domésticas tem alterado o ciclo biogeoquímico de muitos elementos, incluindo os metais pesados, resultando na sua maior dispersão no meio ambiente e na acumulação nos ecossistemas aquáticos e terrestres (DE LA FUENTE RAMÍREZ et al., 1987; BARROCAS & WASSERMAN, 1995).

A poluição aquática por metais pesados tem sido considerada uma das formas mais nocivas de poluição ambiental, uma vez que tais metais não são degradáveis, são altamente tóxicos, são persistentes no ambiente, e tendem a acumular-se em organismos vivos (bioacumulação), cujas conseqüências poderão ir desde a dizimação da biota até à intoxicação e envenenamento de seres vivos (JARDIM, 1983; DE LA FUENTE RAMÍREZ et al., 1987).

Há muitas décadas o mercúrio é conhecido como poluente ambiental, havendo citações desde o século XVI. Este metal é encontrado na natureza, em uma enorme variedade de solos e rochas, e em concentrações pequenas na atmosfera, desta forma, por processos naturais de erosão e dissolução das rochas minerais, desgaseificação natural da superfície da terra e precipitação da chuva, o mercúrio pode ser incorporado aos ecossistemas.

Com o aumento da industrialização o homem aumentou a contaminação metálica no seu ambiente, utilizando-o após minerado em alguns países, em indústrias como cátodo na célula eletrolítica e em equipamentos elétricos. Na forma de compostos organo-mercuriais, atuando como: fungicidas e bactericidas nas indústrias de tintas; para a proteção de sementes na agricultura; na indústria de madeira como fungicida e na

indústria de papel e celulose, no tratamento para branqueamento. Além da utilização em minerações e garimpo de ouro.

Várias atividades humanas, não diretamente relacionadas ao mercúrio, podem resultar em liberações significativas ao meio ambiente, sob forma gasosa, que são: queima de combustíveis fósseis, como o carvão, petróleo, óleo mineral e gás natural; produção de aço, cimento e fosfato; e, incineração de madeira, papel ou lixo. Essa dispersão pode alcançar o ambiente marinho pela precipitação pela chuva e pelos rios, através da poluição direta das águas pelos despejos das indústrias e a agricultura. O mercúrio é um dos principais contaminantes do meio marinho.

O mercúrio, estabelece sérios problemas por sua comprovada toxicidade para o organismo humano, pois não é eliminado totalmente pelo organismo e, em ingestões prolongadas poderá resultar em sérios problemas devido a efeitos cumulativos podendo levar a graves efeitos toxicológicos (CURRA, 1996).

Já foram registrados muitos desastres pela utilização deste metal. Acidentes de grande amplitude ocorreram na baía de Minamata e Niigata, no Japão; no nordeste do Iraque; na Suécia; na Guatemala; em Alamogordo, no Novo México (BAKIR, 1973; MITRA, 1986; W.H.O., 1990; LACERDA, 1997a; KUDO & TURNER, 1999). Com todos esses casos mencionados, houve a crescente conscientização da comunidade científica e da população como um todo, para as conseqüências que o mercúrio pode causar no ecossistema e a saúde pública.

A maior parte dos compostos de mercúrio pode converter-se, na natureza, em metilmercúrio, tanto em pescado como em outros alimentos de origem animal. Através do processo conhecido como metilação, o elemento mercúrio pode se transformar em compostos orgânicos, que são o metilmercúrio e o dimetilmercúrio, ativados por mecanismos químicos, físicos e biológicos. Os organismos aquáticos concentram o poluente por adsorção; via respiração, através das brânquias e pele; e via alimentação (FERREIRO, 1976).

A principal fonte de mercúrio para pessoas que não possuem exposições ocupacionais, é através da alimentação, sendo o pescado e seus derivados os que

possuem compostos de metilmercúrio, caracterizando um risco possível de contaminação (W.H.O., 1976).

A escolha de siris e caranguejos é justificada pela carência de dados relativos ao teor de mercúrio nestas espécies e pelo fato do comércio de frutos do mar e sua oferta em restaurantes e churrascarias estarem crescendo enormemente em todo país. A pesquisa visa alertar ao consumidor e às autoridades sanitárias sobre a qualidade do produto que está sendo ingerido e assim incentivar a busca por meios adequados de combater a contaminação ambiental e dos seres vivos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICAS

O mercúrio, possui massa atômica igual a 200,59 e número atômico 80. Ocupa uma posição singular entre os elementos devido à sua alta volatilidade. É o único metal que existe no estado líquido em temperaturas abaixo de 0° C (W.H.O., 1991).

É um metal líquido, prateado, móvel, brilhante com alta densidade específica, que reage com muitos metais formando amálgamas. Não reage com ferro, é praticamente insolúvel em água (0,20 mg e a 20°C) e forma compostos explosivos com amônia, várias aminas, acetileno e ácidos (PIRES et al., 1988).

Suas principais características físicas são (*ibid.*):

- Peso molecular – 200,59
- Ponto de fusão – 38,87 °C
- Ponto de ebulição – 356,9 °C
- Densidade (D4²⁰) – 13,546
- Densidade de vapor (Ar = 1) – 6,93

Apesar de suas tensões de vapor serem fracas, mesmo a baixa temperatura, o mercúrio emite vapores em quantidades apreciáveis, a saber (*ibid.*):

A 20 °C – 13,1 mg/m³ de ar,

A 24 °C – 18,0 mg/m³ de ar,

A 30 °C – 30,4 mg/m³ de ar.

Possui elevada tensão superficial, alta mobilidade e boas condutividades elétrica e térmica; apresenta expansão linear de volume e não se adere a superfícies de vidro (MITRA, 1986).

Com relação as suas propriedades químicas, à temperaturas baixas e a seco, o mercúrio é estável, na presença de umidade se oxida lentamente. Não é atacado a frio pelos ácidos clorídrico e sulfúrico, a quente este último o transforma em sulfato, com desprendimento de dióxido de enxofre, SO_2 . A reação com metais alcalinos são fortemente exotérmicos. Na presença de ácido nítrico e álcool etílico, o mercúrio dá lugar a um produto instável e muito explosivo: o fulminato de mercúrio, $\text{Hg}(\text{ONC})_2$ (PIRES et al., 1988).

O mercúrio forma fortes ligações covalentes, particularmente com radicais contendo enxofre de proteínas (SH^-), seu comportamento em sistemas biológicos também se distingue da maioria dos demais metais pesados, apresentando rápidas taxas de acumulação e taxas de excreção pelo organismo extremamente baixas. Essas propriedades resultam em um processo de acumulação contínuo, podendo atingir níveis altamente tóxicos em pouco tempo (LACERDA & MENESES, 1995).

Este metal pode existir sob diversos estados físicos e químicos e as diferentes formas deste elemento possuem propriedades tóxicas intrínsecas e diversas aplicações na indústria, agricultura e medicina (W.H.O., 1976).

O mercúrio inorgânico no sistema aquático apresenta-se sob três diferentes estados de oxidação: mercúrio metálico ou elementar (Hg^0); íon mercúrico (Hg^{2+}) e íon mercurioso (Hg_2^{2+}). Como este último é instável na maioria dos sistemas aquáticos, serão abordados as interações esperadas para os estados Hg^0 e Hg^{2+} (JARDIM, 1988).

A solubilidade dos compostos mercuriais varia muito; na água aumenta na ordem de cloreto mercurioso, mercúrio elementar, cloreto metilmercúrico, cloreto mercúrico (W.H.O., 1990).

A química aquática do mercúrio elementar é determinada por sua solubilidade. Assim, para uma temperatura de 25°C , a solubilidade esperada é de $60 \mu\text{g/litro}$. Com

pouca solubilidade e alta volatilidade, o mercúrio elementar possui curto tempo de residência nos sistemas aquáticos oxigenados, pois a fração que não é perdida pela difusão na interface água-ar é oxidada a Hg^{2+} pelo oxigênio dissolvido na água (JARDIM, 1988).

O mais interessante do ponto de vista ambiental é a química aquática do íon mercúrico (Hg^{2+}), já que, em ambientes oxigenados, a oxidação do Hg^0 a Hg^{2+} pode aumentar a solubilidade do metal para valores acima de 100 p.p.m. (*ibid.*).

A especiação do mercúrio é de grande importância na determinação da absorção do metal da água e solo (W.H.O., 1989). A química aquática e a especiação do mercúrio em ambientes naturais indicam que a espécie predominante é o íon Hg^{2+} , cuja solubilidade em água ultrapassa 100 p.p.m. A literatura mostra que, mesmo em regiões muito contaminadas, a concentração do mercúrio na água raramente ultrapassa 30 p.p.b. (JARDIM, 1988). A maioria do mercúrio em águas naturais e no solo está fortemente ligado ao sedimento ou matéria orgânica e não disponível para os organismos (W.H.O., 1989).

2.2 ASPECTOS HISTÓRICOS DA UTILIZAÇÃO E CONSUMO DE COMPOSTOS MERCURIAIS

As intoxicações pelo mercúrio e seus compostos são descritos a partir do século XVI devido ao seu uso no tratamento da sífilis, mas a história informa que na antiguidade já ocorriam intoxicações mercuriais causadas pelo sulfeto de mercúrio nos mineradores romanos (PIRES et al., 1988).

O mercúrio foi venerado pelos alquimistas de antigamente que, através dos anos, tentaram convertê-lo em ouro, em busca da pedra filosofal (MITRA, 1986).

Foi a partir de 1557, quando Bartolomeu de Medina desenvolveu o processo de obtenção da prata pela amalgamação, que o mercúrio e seus compostos começaram a ser intensamente explorados pelo homem (HUGUNIN & BRADLEY JR., 1975).

No Brasil, o mercúrio foi lançado no meio ambiente por fonte antropogênica pela primeira vez através da exploração de ouro a partir de 1850. Porém, até a década de 1960, a produção de ouro esteve sempre abaixo de 5 toneladas anuais, representando uma emissão total de mercúrio para o meio ambiente, no decorrer desses 200 anos, de aproximadamente 500 toneladas (2 a 5 t./ano) (LACERDA & MENESES, 1995).

A poluição do ecossistema aquático vem sendo crescente e contínua, principalmente em países industrializados. Esse problema foi fortemente marcado em 1950, na Baía de Minamata – Japão, em que descarga de efluente industrial causou o primeiro evento de impacto em saúde pública e foi amplamente documentado.

O desastre de Minamata remonta ao início do século passado, quando, em 1908, a Nippon Nitrogen Fertilizer (NN) instalou-se na cidade. Em 1935 transformou-se em grande potência, sendo responsável por 50% da produção japonesa de acetaldeído e compostos derivados do ácido acético. Em 1941, começou a produzir cloreto de vinila. Durante a Segunda Guerra Mundial adotou o nome pelo qual é conhecida, Chisso Co. A companhia usava sulfato de mercúrio como catalisador na produção do ácido acético e seus derivados, e cloreto de mercúrio para a catálise do cloreto de vinila. Durante o processo químico de metilação do acetileno, parte do mercúrio também era metilado, liberando grandes quantidades do metal nos efluentes da fábrica (LACERDA, 1997a). Os rejeitos eram lançados diretamente no mar de Yatsuchiro até por volta de 1950, quando a descarga foi aparentemente redirecionada para a baía de Minamata (KUDO & TURNER, 1999).

A partir de 1953, começaram os primeiros casos humanos da doença, porém a epidemia de envenenamento não chamou atenção das autoridades da saúde pública até 1956 (MITRA, 1986). Em 21 de abril deste ano, uma criança de 5 anos chegou ao hospital de Minamata com sintomas de disfunção nervosa. Dez dias depois do primeiro registro, a direção do hospital comunicou ao Centro de Saúde Pública de Minamata um afluxo de pacientes apresentando os mesmos sintomas neurológicos. Reconheceu-se então a gravidade do problema, enquadrando-o como um novo mal que afetava os moradores da cidade: a “Doença de Minamata”. Relatos apontaram a morte de peixes na baía e sintomas neurológicos semelhantes aos dos homens em gatos. Só no primeiro ano computaram-se 52 pessoas com a doença da Minamata e 17 mortes. O número de

pacientes aumentou e em fevereiro de 1958, registrou-se pela primeira vez casos de origem congênita (LACERDA, 1997a).

Um grupo de estudos da “estranha doença de Minamata” foi primeiramente organizado pelo grupo médico da Universidade de Kumamoto em 1956, sendo seguido por muitos outros. Em 1959, o agente causador da doença de Minamata foi apontado como sendo o metilmercúrio contido no efluente líquido proveniente da fábrica (MITRA, 1986). Somente em 1968, o metilmercúrio foi reconhecido oficialmente como agente causador do mal, admitindo-se que o consumo de grande quantidade de peixes e crustáceos da baía era a via de contaminação (LACERDA, 1997a).

Em maio de 1968, a Chisso Co. interrompeu a produção de acetaldeído pelo processo que usa acetileno e libera metilmercúrio no ambiente. Foram também estabelecidos restrições à pesca na região. Em 1971, desativou-se finalmente a produção de cloreto de vinila (LACERDA, 1999a; KUDO & TURNER, 1999). Em 20 de março de 1973, a Corte de Kumamoto declara que a Chisso Co. negligenciou suas obrigações como indústria química sintética (LACERDA, 1997a).

Seis mil pessoas foram contaminadas e 500 delas – que viviam numa aldeia de pescadores às margens da baía – morreram em períodos que variaram de vinte dias a quatro anos depois da contaminação. O Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM) possui cópia de um levantamento realizado pelos hospitais que acolheram pacientes afetados, desde o momento em que apareceram os distúrbios iniciais em pescadores - vômitos, desmaios e tremores – até o momento de sua morte. Um dos pescadores, que morreu vinte dias após o início dos sintomas, apresentava 70 p.p.m. de mercúrio no fígado, 144 p.p.m. nos rins e 9,60 p.p.m. no cérebro. Outra vítima, morta após quatro anos e dez dias, apresentou, nos testes posteriores, índices de 5,44 p.p.m. no fígado, 5,9 p.p.m. nos rins e 2,22 p.p.m. no cérebro. Descreve-se a ocorrência de um óbito no evento de Minamata onde não havia concentração de mercúrio nos rins e no fígado, mas apresentava 9,45 p.p.m. de mercúrio no cérebro, quantidade que foi o suficiente para que ele morresse noventa dias depois dos primeiros sintomas (RÍMOLI, 1988).

O segundo surto de envenenamento por mercúrio, através de peixes contaminados, ocorreu em Niigata, no Japão. Entre os anos de 1964 e 1965, foram registrados 47 casos da doença, com 6 óbitos (MITRA, 1986). As pessoas afetadas ingeriram peixes capturados do rio Agano, contaminado pela liberação de compostos de metilmercúrio das indústrias de plástico, no qual compostos de mercúrio inorgânico eram usados como catalisadores (BAKIR et al., 1973).

A ameaça mais generalizada no âmbito da saúde pública tornou-se evidente com os resultados de estudos iniciados em 1960 na Suécia. O crescimento industrial e agrícola, com ampla disseminação de compostos mercuriais resultou no aumento da quantidade de mercúrio sendo encontrado em pássaros e peixes como também nas pessoas que consumiam grandes somas de peixes capturados em águas poluídas (*ibid*).

Em Guatemala, 45 pessoas foram afetadas por uma síndrome desconhecida e 20 vieram a óbito, sendo o caso primeiramente diagnosticado como encefalite viral, relatados durante a temporada de cultivo de trigo em 1963, 1964 e 1965, porém, mais tarde foi estabelecido que o agente causador foi o metilmercúrio, usado no tratamento de sementes de trigo antes da distribuição para os agricultores. Um surto similar ocorreu no Paquistão em 1969 (*ibid*).

Em agosto de 1969, 6 agricultores da área de Alamogordo, Novo México, obtiveram sementes de cereais não aproveitados de um armazém local. Os grãos tinham sido tratados com fungicida organomercurial. Os agricultores usaram os grãos como alimento para os cachaços. Um porco foi abatido e serviu de alimento por 3 a 5 meses, outros 14 porcos desenvolveram cegueira e 12 deles morreram. Posteriormente, uma criança adoeceu e 2 outros membros da família desenvolveram os mesmos sintomas. A mãe da criança estava grávida. As análises realizadas de amostras das vítimas humanas determinaram que a concentração do mercúrio no soro, urina e fluido cerebrospinal, mostraram que o mercúrio acumulava nos tecidos animal e no fluido do corpo humano. A variação na concentração do mercúrio no soro e na urina da mãe após o parto, e o teor de mercúrio na urina do recém nascido indicou transferência placentária para o feto (MITRA, 1986).

Entre 1971 e 1972, o governo do Iraque importou uma grande quantidade de sementes de trigo e de cevada, destinadas para o plantio. As sementes eram tingidas com corante vermelho para indicar que eram tratadas com mercúrio, sua distribuição foi acompanhada por advertências públicas de que não poderiam ser usadas na alimentação. Contudo, vários acontecimentos levaram a maior catástrofe já relatada em termos de extensão e resultados de morbidade e mortalidade (BAKIR et al., 1973; W.H.O., 1990).

A distribuição de grãos tratados com fungicidas metilmercurial para os agricultores começou em setembro de 1971 (BAKIR et al., 1973). Os grãos de trigo foram amplamente utilizados na confecção de pão caseiro, consumido pelas comunidades rurais em todo país. O consumo desses pães começou em outubro em algumas famílias. Casos de envenenamento foram admitidos nos hospitais no início de janeiro de 1972, com internações que atingiram uma média diária de várias centenas. A severidade dos sinais e sintomas era dose-dependente, variando desde ataxia, incoordenação motora, deficiências visuais, auditivas e de fala, até a morte. Até o final de março, já haviam sido registrados 6.530 internações, com 459 óbitos. A concentração média de metilmercúrio encontradas em amostras de farinha de trigo foi de 9,1 μg , com variação de 4,8 μg a 14,6 μg (BAKIR et al., 1973; MITRA, 1986).

Outros casos conhecidos de intoxicação e contaminação por mercúrio, envolvendo tanto populações humanas quanto animais, ocorreram no Canadá, 1940; Brasil, 1965/66; e EEUU, 1971 (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1989).

Apesar de tantos malefícios, sabe-se que na região de Almadén, na Espanha, mineiros ingeriam mercúrio elementar em casos de constipação intestinal. E mais: o calomelano, um sal inorgânico de mercúrio, já foi muito usado como agente anti-helmintíco, e ainda muitos de nós temos os dentes com restaurações feitas com um amálgama à base de mercúrio (JARDIM, 1988).

Por possuir propriedades físico-químico distintas, o mercúrio é um dos compostos químicos mais utilizados pelo homem e, atualmente, encontra-se distribuído por todo o mundo (MITRA, 1986).

O ouro ocorre como partículas finas em solos, terraços sedimentares e sedimentos ativos de rios e para sua extração, os garimpeiros usam técnicas de pré-concentração gravimétrica e amalgamação com mercúrio, então o amálgama é queimado e o mercúrio volatiliza para a atmosfera, tornando-se a principal fonte de contaminação do ambiente, sendo que uma grande parte do mercúrio perde-se nos rios e lagos. Deste modo, cerca de 100 a 300 t. de mercúrio são lançadas por ano no meio ambiente (JARDIM, 1988; LACERDA & MENESES, 1995).

Os depósitos do mercúrio ocorrem, principalmente, em zonas vulcânicas ativas, tais como o cinturão circum-pacífico (Américas, Ásia e Oceania) e região do Mediterrâneo, sendo que os maiores do mundo apresentam as seguintes localizações: na Europa, a Espanha (mina de Almadén), a Itália e a Iugoslávia; na região da antiga União Soviética, com aproximadamente, 200 depósitos; na América do Norte, o México e os Estados Unidos (estados da Califórnia, de Nevada e Texas); na América do Sul, o Chile, a Colômbia e o Peru; na Ásia, a China, o Japão e a Turquia; e na Australásia, as Filipinas (MITRA, 1986).

A produção mundial de mercúrio, procedente de atividades de mineração, possui uma estimativa de 10.000 t./ano, podendo apresentar variação anual, dependendo do valor comercial do metal (MITRA, 1986; W.H.O., 1989; W.H.O., 1990; W.H.O., 1991).

As maiores consumidoras de mercúrio, são as indústrias de cloro/soda, de equipamentos elétricos e de tintas, o que equivale a cerca de 55% do total consumido (W.H.O., 1989).

Embora a utilização de fungicidas à base de compostos mercuriais orgânicos ter decrescido consideravelmente, continuam seu uso no tratamento de sementes e bulbos, desempenhando um papel especial como fonte de mercúrio em cadeias tróficas terrestres (W.H.O., 1989; W.H.O., 1990).

Com esgotamento dos recursos naturais não renováveis sendo questionado, foi realizada uma projeção de demanda mundial para o ano 2100, quando se estima que a população mundial atingirá 8,5 bilhões de pessoas. Vários materiais não renováveis foram estudados e, em relação ao mercúrio encontrou-se estimativas que a demanda

mundial em 1978 era igual a $5,5 \times 10^3$ t.; crescimento anual para o período de 1978 a 2000 igual a 2,4%; demanda mundial em 2100 igual a $2,1 \times 10^4$ t.; depleção dos recursos em 2100 igual a 305% (GOELLER & ZUCKER, 1984).

2.3 FONTES DE CONTAMINAÇÃO

Várias atividades humanas, não diretamente relacionadas ao mercúrio, podem resultar em liberações significativas ao meio ambiente, sob sua forma gasosa, que são: a queima de combustíveis fósseis, como o carvão, petróleo, óleo mineral, gás natural; produção de aço, cimento e fosfato; mineração e refinaria; e, incineração de madeira, papel ou lixo, além da mineração do mercúrio, da produção de ouro pela amalgamação e da utilização nas indústrias. E, dentre as maiores fontes não antropogênicas, encontram-se a desgaseificação da crosta terrestre, as emissões vulcânicas e a evaporação de corpos de águas naturais (MITRA, 1986; BUZINA et al., 1989; WHO, 1990; WHO, 1991).

A emissão total de mercúrio na atmosfera em 1989, a partir de fontes naturais que variaram de 100 a 4.900×10^3 kg/ano, com valor médio de 2.500×10^3 kg/ano (NRIAGU, 1989), conforme dados apontados no Quadro 1.

Quadro 1: Emissões mundiais de mercúrio na atmosfera a partir de fontes naturais.

FONTE	QUANTIDADE EMITIDA (10^3 kg/ano)	
	VARIAÇÃO	VALOR MÉDIO
Partículas de solo transportadas pelo vento	0-100	50
Sal marinho pulverizado	0-40	20
Vulcões	30-2.000	1.000
Queimadas em florestas	0-50	20
Partículas continentais	0-40	20
Voláteis continentais	20-1.200	610
Voláteis marinhos	40-1.500	770
TOTAL	100-4.900	2.500

Fonte: adaptado de Nriagu, 1989, p. 48.

O Quadro 2, mostra as fontes antropogênicas, cujas estimativas de emissão mundial de mercúrio para a atmosfera mostra valores de 910 a 6.200 x 10³ kg/ano, com valor médio de 3.560 x 10³ kg (NRIAGU & PACYNA, 1988).

Quadro 2: Emissões mundiais de mercúrio na atmosfera provenientes de fontes antropogênicas, em 1983.

FONTE	QUANTIDADE EMITIDA (10³ kg/ano)
Combustão de carvão	
◆ fornecimento elétrico	155-542
◆ industrial e doméstico	495-2.970
Produção de metais não-ferrosos	
◆ produção de chumbo	7,8-16
◆ produção de zinco-cádmio	37-207
Incineração de resíduos	
◆ municipal	140-2.100
◆ sedimento do esgoto	15-60
Combustão de madeira	60-300
TOTAL	910-6.200
VALOR MÉDIO	3.560

Fonte: adaptado de Nriagu & Pacyna, 1988, p. 136.

Calcula-se que 41% do valor médio da emissão total mundial de mercúrio (6.100 x 10³ kg/ano), provenham de fontes naturais e, 59% de fontes antropogênicas (Quadro 3) (NRIAGU, 1989).

Ainda sobre a emissão de mercúrio para a atmosfera, outros trabalhos mostram os seguintes valores: fontes naturais: 2.700 a 6.000 t/ano; fontes antropogênicas: 2.000 a 3.000 t/ano e 2.000 a 10.000 t/ano (LINDBERG et al., 1987; PACYNA, 1987; NRIAGU & PACYNA, 1988; F.D.A., 1995).

Quadro 3: Emissões totais mundiais de mercúrio na atmosfera, de fontes naturais e antropogênicas, em 1983.

FONTE	QUANTIDADE EMITIDA	
	VARIAÇÃO	VALOR MÉDIO
Fonte antropogênica (10 ³ kg/ano)	910-6.200	3.600
Fonte natural (10 ³ kg/ano)	100-4.900	2.500
Total de emissão (10 ³ kg/ano)	1.000-11.000	6.100
Emissão natural/Emissão total *(%)	-	41
Emissão total /Emissão natural *(%)	-	59

*somente valores médios

Fonte: adaptado de Nriagu, 1989, p. 48.

Segundo JARDIM (1988), pela Agência de Proteção Ambiental do Canadá, a emissão total de mercúrio que atingia nosso ecossistema somava aproximadamente 44.000 t/ano; a Organização Mundial de Saúde (O.M.S.) estimava que este valor se situava entre 25.000 e 150.000 t/ano.

No Brasil, a contaminação por mercúrio revela duas fontes diferentes separadas temporalmente e geograficamente. A primeira, originou-se na indústria de cloro-soda, responsável pela principal importação de mercúrio para o país e pelas principais emissões para o meio ambiente até a década de 80, cuja localização encontravam-se na região sul-sudeste. A segunda, a partir da década de 80, quando o garimpo de ouro, localizado principalmente na Amazônia, tornou-se o principal comprador de mercúrio no Brasil, sendo responsável pela maior emissão deste poluente para o meio ambiente (LACERDA, 1997b).

Na década de 90, as fontes industriais, no nosso país, representavam menos que 30% da emissão total (*ibid.*) (Quadro 4). Originadas de indústrias de cloro, soda, fungicidas e bactericidas, tintas, acessórios elétricos, curtumes, nas indústrias de papel, na produção de acetaldeído na produção de PVC (cloreto de Polivinil) e na fundição de minérios para a recuperação de metais como cobre, zinco, chumbo e ouro (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1989). Segundo FERREIRA & APPEL (*apud*

BARRETO & MARINHO, 1995) as perdas de mercúrio, no Brasil, em 1989 foram da ordem de 210 toneladas, sendo que o garimpo contribuiu com 80% (168 toneladas), seguido pela indústria cloro-soda, com 8% (17 toneladas). Emissões decorrente de outros usos correspondem a menos de 5 % cada uma.

Quadro 4: Comparação entre as emissões antropogênicas de mercúrio para a atmosfera no Brasil.

SETOR	EMISSÃO (t.Hg/ano)	% DO TOTAL
Indústria de Cloro	11,65	7,2
Produção de Soda	0,37	0,2
Tintas & Pigmentos	0,34	0,2
Indústria Elétrica	0,02	-
Combustão de Carvão	0,01	-
Pirometalurgia Pb	0,19	2,8
Zn	4,30	
Cd	0,05	
Queimadas	8,70	5,4
Garimpo de Ouro	136,16	84,2
Total	161,78	100

Fonte: adaptado de Lacerda, 1997b, p.254.

Contudo, o controle das fontes industriais de mercúrio no Brasil tem sido bastante eficiente. A implantação de legislação mais restritiva na década de 1990, e o desenvolvimento de tecnologias mais “limpas”, deverão resultar em uma maior redução dos níveis de mercúrio originado dessas fontes (LACERDA, 1997b).

A liberação de mercúrio pelos garimpos de ouro é muito significativa, uma vez que este processo de mineração possui muitas perdas devido às péssimas condições e equipamentos (NRIAGU, 1993). Porém, as emissões no Brasil nos últimos 200 anos não devem ter atingido 500 toneladas (LACERDA, 1997b).

2.4. MERCÚRIO NO BRASIL

Com o desenvolvimento industrial brasileiro, inclusive da agroindústria, a partir da década de 50, a utilização do mercúrio foi ampliada, atingindo um consumo médio de 100 toneladas anuais na década de 70 e início da década de 80 (LACERDA & MENESES, 1995).

A grande fonte de contaminação por mercúrio no Brasil até a década de 80 foi da indústria de cloro-soda, responsável pela importação de mercúrio e pelas principais emissões para o meio ambiente. A partir deste período, o garimpo de ouro, localizado principalmente na Amazônia, tornou-se o responsável pela maior importação e emissão deste poluente na natureza (LACERDA, 1997b).

As descargas antropogênicas em 1987 no Brasil, estavam em torno de 100 (cem) toneladas/ano, tendo como principal fonte os garimpos, onde, os lançamentos ocorrem de duas maneiras distintas: primeiro são as perdas na bicas e bateias, de mercúrio metálico; já a segunda, através da evaporação da pasta de ouro (ouro mais mercúrio), jogando no meio ambiente mercúrio inorgânico divalente, a qual é o mais expressivo (PIRES et al., 1988).

A amalgamação com mercúrio no Brasil foi responsável pela produção de apenas 5,9 toneladas de ouro em 1973, enquanto que em 1988 a produção de ouro por amalgamação foi de mais de 100 toneladas (LACERDA, 1997b).

Estimava-se que vinha sendo jogadas no meio ambiente aproximadamente 6 (seis) toneladas de mercúrio metálico por ano em Goiás, e mais especificamente na região da Sub-bacia do Rio Crixás-Açu, o comprometimento ambiental era preocupante, pois a quantidade de mercúrio lançada no rio chegava a 7 (sete) toneladas em 3 (três) anos conforme levantamentos realizados nos principais garimpos de ouro daquela região (PIRES et al., 1988). Além disso, foi constatado nas áreas de garimpo deste mesmo Estado, que para se obter um quilo de ouro, seria necessário a utilização de 1,7 quilo de mercúrio. Considerando a mesma proporção para o garimpo de Serra Pelada – que usa métodos idênticos de exploração do ouro – o consumo de mercúrio naquela área atingia 14,7 toneladas (RÍMOLI, 1988). PFEIFFER & LACERDA (1988) estimaram uma

perda total de mercúrio na região Amazônica, de 1,32 kg Hg/kg Au dentre os quais, 45% são lançados dentro de rios, e 55% na atmosfera.

Importado da Espanha (maior produtor mundial), EUA e de alguns países asiáticos, o volume de mercúrio consumido no Brasil (incluindo o destinado ao uso industrial) registrava uma média de 156 t./ano em 1988 – embora, em 1986, tenha chegado a 222 toneladas (RÍMOLI, 1988). PIRES et al. (1988) dizem que de cerca de 200 toneladas de mercúrio que o Brasil importava por ano, aproximadamente a metade devia ser consumida pelos garimpos.

Apesar da diminuição da atividade garimpeira no Brasil, novas frentes de garimpo têm sido abertas e cerca de três mil toneladas de mercúrio foram lançadas na região amazônica nas décadas de 80 e 90 (LACERDA & MENESES, 1995). Segundo EYSINK et al. (1988a) as atividades desenvolvidas na região do Pantanal matogrossense poderão provocar um desequilíbrio grave e levando a uma alteração irreparável do ambiente.

Acidentes com o mercúrio no Brasil, têm sido relatados, como o uso inadequado de pesticidas organomercuriais, que quase causou um grande desastre em 1966, em São Paulo, quando agricultores estavam sendo criminosamente orientados a usar a neantina, aplicando esse mercurial diretamente sobre os frutos do tomateiro, no ponto de colheita. As secretarias da Saúde e da Agricultura foram ativadas através do Instituto Adolfo Lutz e Instituto Biológico, e centenas de amostras de tomate foram analisadas. Assim, os lotes contaminados e as plantações de onde provinham, foram destruídos (PREGNOLATO et al., 1979).

EYSINK et al. (1988) encontraram no sedimento do complexo estuarino lagunar Iguape-Cananéia, no Estado de São Paulo, valores que ultrapassam o limite de mercúrio recomendado, de 0,1 µg/g, em cerca de 1,5 vezes.

Há trabalhos que buscam através de metodologia educativa, identificar e refletir sobre os riscos à saúde de adolescentes gerados pelo trabalho em garimpos de ouro, com discussões sobre os perigos da manipulação do mercúrio, tal como propostas de prevenção e controle dos seus efeitos (CÂMARA et al. 1996a).

2.5 CONTAMINAÇÃO MERCURIAL EM PESCADOS E EM OUTROS ORGANISMOS MARINHOS

Muitas pesquisas vêm sendo realizadas em pescados para se verificar seu nível de contaminação por mercúrio: CHICOUREL et al. (1995) analisaram o cação-azul – *Prionace glauca* – comercializado na CEAGESP – Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais do Estado de São Paulo, com espécimes procedentes da Baixada Santista, Litoral Sul e Litoral Norte, com pesos comerciais (animais decapitados, eviscerados e sem nadadeiras) entre 20 e 54 kg e comprimento de 1,5 a 2,0 metros. Os níveis observados pelos referidos autores variaram entre 0,21 a 1,50 mgHg/kg, sendo que 87% estavam acima do limite de 1 mgHg/kg. FUKUMOTO & OLIVEIRA (1995) analisaram oito amostras comerciais de cação não identificadas por espécie, nem quanto ao comprimento e nem ao peso, obtidas em feiras livres e mercados de São Paulo – SP, detectando entre 0,13 e 1,14 mgHg/kg. Pesquisas realizadas por MORALES-AIZPURÚA et al. (1999), em amostras de cação anjo, cação-azul, caçoa, machote e anequim, obtidas na CEAGESP de São Paulo, com pesos comerciais variando de 3 a 150 kg, detectaram quantidades de mercúrio total acima do limite de 1 mg/kg tolerado no Brasil para peixes predadores nas amostras de cação analisadas, níveis encontrados variaram de 0,04 a 4,71 mgHg/kg, sendo 54% dos resultados situaram-se acima de 1,0 mgHg/kg, equivalendo a quase cinco vezes mais que o limite indicado. Esses resultados mostram que espécies de cação estão sendo comercializadas em desacordo com a legislação.

Também foram encontrados valores acima do tolerado pela legislação brasileira em sushi/sashimi à base de atum, variando entre 0,034 e 0,598 µg/g, comercializados em restaurantes de Niterói, no Estado do Rio de Janeiro (GARCIA et al., 2000).

De acordo com a Organização Mundial de Saúde, cerca de 95% do pescado produzido mundialmente, em águas não poluídas, contém níveis de mercúrio total abaixo de 0,3 mg/kg (W.H.O., 1972). Esta estimativa foi confirmada por FUKUMOTO & OLIVEIRA (1995), em que grande maioria das amostras de pescado, tanto de água salgada como de água doce, obtidas em feiras e mercados localizados em diversas regiões do Município de São Paulo, apresentou concentrações entre 0,02 – 0,25 mg/kg. CHICOUREL (1995) obteve resultados abaixo de 0,5 µg/g (preconizado por lei), em

análises efetuadas nos principais tipos de pescado de água salgada comercializados na CEAGESP, que são: sardinha (*Sardinella brasiliensis*), pescada foguete (*Macrodon ancylodon*), corvina (*Microponias furnieri*) e peixe-porco (*Balistes capricus*), os quais apresentaram teores médios entre 0,019 a 0,057 µg/g. Níveis de mercúrio menores de 0,5 µg/g, também foram encontrados em outras espécies como o cação anjo, caçonete, goete, tainha, abrotea, cavalinha, betara, camarão sete barbas e curimbatá. PREGNOLATTO et al. (1974) analisaram 109 amostras de produtos do mar, e obteve em 27 amostras, 0,01 a 0,66 µg/g de mercúrio, com valor médio de 0,25 µg/g. A maioria dos peixes contaminados eram pargos provenientes do Rio Grande do Sul. Os peixes do litoral Paulista, com exceção de algumas amostras entre sardinhas, manjubas, porquinhos, pescadas e cação, mostraram-se quase sempre abaixo de 1 ng. Das 10 amostras de peixes de água doce analisadas, 4 apresentaram-se acima de 1 ng, entre curimbatá, mandi-guaçú, traíra e lambari. Através desses dados há evidência da necessidade de uma maior vigilância sobre determinados tipos de peixes oferecidos no comércio varejista.

ROCHA et al. (1985) analisaram peixes provenientes da Represa Billings, no Estado de São Paulo, encontrando contaminação com variação no teor de mercúrio de 0,002 a 1,42 µg/g nas vísceras e 0,02 a 2,77 µg/g na musculatura de *Hoplias malabaricus* (traíra). E na musculatura de *Tilapia rendalli* obteve-se 0,71 µg/g e nas vísceras de *Geophagus sp*, 0,68 µg/g. AMARAL & SILVA et al. (1983) analisaram peixes da baía e estuários de Santos, as concentrações médias de mercúrio apresentaram uma variação de 0,08 a 1,01 µg/g na musculatura e de 0,03 a 1,07 µg/g nas vísceras. A concentração média máxima de 1,01 µg/g para a musculatura foi observada na corvina *Micropogonias furnieri* e de 1,07 µg/g nas vísceras, para o bagre *Netuma barba*. FERREIRA et al. (1979) analisaram sete espécies comerciais de peixes provenientes do estuário de São Vicente, que está a cerca de 30 km do pólo industrial de Cubatão, que possui fábricas de papel, álcalis e petroquímica. Nas espécies de peixes onívoros, *Mugil curema* (parati) e *M. lisa* (tainha), os valores máximos alcançaram respectivamente 0,861 e 0,540 µg/g.

Pesquisas sobre os teores de mercúrio em moluscos bivalves da espécie *Perna perna*, provenientes de pontos variados das baías de Guanabara e Sepetiba, encontravam-se sem riscos aparentes para o consumo (D'AMATO et al., 1997). Com relação a contaminação em camarões (*Penaeus notialis* e *Penaeus schimittii*) coletados nas baías de Guanabara e de Sepetiba, constatou-se que o consumo destas espécies também não representam risco sanitário imediato (MÁRSICO et al., 1999).

UNGAR (1998) demonstrou que 8,6% dos 35 exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita não se encontraram adequados para o consumo humano, pois estavam acima do estabelecido pela legislação brasileira, igual a 0,5 µg/g. Enquanto que dos 36 exemplares da mesma espécie, capturados no reservatório de Rosana, estavam adequados para o consumo humano.

2.6 TRANSPORTE, DISTRIBUIÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DO MERCÚRIO NA NATUREZA

O transporte, a distribuição e transformação do mercúrio no ambiente podem ocorrer, de uma maneira geral, de duas formas: global e local. No ciclo atmosférico, também dito ciclo global, ocorre a circulação de espécies voláteis de mercúrio, como o dimetilmercúrio, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, e o mercúrio elementar, Hg° , liberadas de fontes terrestres naturais e antropogênicas. Pouco se compreende a respeito das reações da fase gasosa destas espécies na atmosfera. Acredita-se que haja um processo de oxidação fotoquímica, através do qual formas pouco solúveis em água sejam convertidas em espécies mais solúveis, conforme o exemplo: $\text{Hg}^\circ \Rightarrow \text{Hg}^{2+}$; $(\text{CH}_3)_2\text{Hg} \Rightarrow \text{CH}_3\text{Hg}^\circ$. Isto explicaria as concentrações de mercúrio encontradas nas águas pluviais (W.H.O., 1990; FITZGERALD & CLARKSON, 1991).

O mercúrio é incorporado aos ecossistemas de duas maneiras básicas: naturalmente através de vulcões, desgaseificação natural da superfície da terra, erosão e dissolução das rochas minerais e antropogenicamente após minerado em alguns países e usado nas indústrias, na agricultura, em minerações e garimpos de ouro (PIRES et al., 1988).

O mercúrio que se encontra na atmosfera retorna à superfície terrestre através da precipitação. Sendo que a concentração do metal em água de chuva pode variar. Assim, os níveis mais baixos são de 1 ng/L, embora, a maioria dos valores registrados sejam entre 5 e 100 ng/L. Há estimativas sobre a deposição mundial de mercúrio atmosférico, que apontam para valores de 5.000 a 6.000 t./ano até 20.000 t./ano (MITRA, 1986; W.H.O., 1989; FITZGERALD & CLARKSON, 1991)

Os diferentes tipos de atividades que empregam o metal, eliminam grandes quantidades de compostos mercuriais no ambiente. Devido a sua natureza volátil, o mercúrio apresenta grande mobilidade através dos ecossistemas, com tendência a se concentrar nos sistemas hídricos, principalmente em rios, lagos e regiões costeiras (MITRA, 1986).

Do mercúrio depositado no solo, parte deste junto a corpos d'água superficiais é reemitido à atmosfera como Hg^0 . Esse processo de emissão, deposição e reemissão, dificulta o acompanhamento do fluxo do metal no meio ambiente. O mercúrio, presente na atmosfera como constituinte de partículas em suspensão, pode acumular-se nas folhagens de plantas através de deposição seca ou úmida, principalmente em áreas próximas às áreas industriais (W.H.O., 1990; RAO & DUBEY, 1992).

Tanto nos processos industriais como na extração de ouro, o mercúrio é perdido para a atmosfera sob forma de vapor (Hg^0) ou associado a aerossóis. O transporte atmosférico é responsável pela contaminação de ecossistemas de áreas bastante remotas do planeta. Na atmosfera, uma parte se transforma em partículas e deposita-se em áreas próximas à fonte emissora. Uma parte importante, entretanto, é oxidada a Hg^{2+} em reações mediadas por ozônio, radiação solar e vapor d'água. O Hg^{2+} e o mercúrio associado às partículas são removidos da atmosfera pela chuva e depositados sobre ambientes aquáticos e terrestres, onde o mercúrio poderá sofrer outras reações, inclusive metilação e incorporação pela biota, o que promoverá uma dispersão de longa distância do mercúrio, podendo atingir áreas bastante afastadas da fonte de emissão. O mercúrio perdido para os rios sob forma de Hg-metálico acumula-se preferencialmente nos sedimentos de fundo e, em geral, apresenta pequena mobilidade. Isso sugere que, no transporte a longa distância, haja uma associação entre o Hg e o material particulado em suspensão. As dragagens e a ressuspensão de sedimentos facilitam esse processo,

uma vez que as partículas em suspensão podem transportar uma carga significativa de mercúrio. Várias pesquisas têm demonstrado ser essa a principal via de transporte de metais pesados nos rios tropicais (LACERDA & MENESES, 1995).

A mobilidade do mercúrio nos ambientes costeiros deve ser averiguado, pois as fontes são difusas e muito dificilmente individualizadas, o que é diferente das regiões de garimpo de ouro. Nos garimpos de ouro na Amazônia e no Pantanal, onde a poluição pelo mercúrio é um problema conhecido, observamos que se trata de um elemento pouco móvel (JARDIM, 1988). SILVA et al. (1993) analisaram a mobilidade do mercúrio no Pantanal Matogrossense, indicando que óxidos hidratados de ferro e matéria orgânica, atuam como eficientes reguladores naturais da concentração do mercúrio disponível nos ambientes aquáticos, e os componentes ativos dos sedimentos adsorvem o mercúrio iônico, não permitindo que este seja posteriormente metilado. Embora essa situação não ocorra com o mercúrio metálico, a indicação de mecanismos de controle natural, nos mostra que a poluição por mercúrio com níveis alarmantes pode ser evitada.

Em pH mais elevados, uma mobilização parcial até completa é possível, dependendo da concentração em cloretos e em Hg^{2+} . De pH 6 até 9, a forma HgCl_2° decresce e, quando aumenta o pH, o cloreto tende a ter a forma HgCl_4^{2-} . Nos sistemas aquáticos (estuários, lagos, rios), as águas apresentam um pH dentro da faixa indicada. Se considerarmos o sistema estuarial, cujo pH é próximo de 8 e concentração em cloretos de mais ou menos 20.000 p.p.m., veremos que o teor de mercúrio em solução é inversamente proporcional à salinidade (KANTIN & NIENCHESKI, 1979).

O ciclo biogeoquímico de mercúrio é basicamente da terra para o mar, atmosfera e terra. A quantidade de mercúrio naturalmente presente nos oceanos é muito grande. Estimava-se na década de 80, que a erosão e as ações das interperies de um modo geral aportem aos mares 5.000 toneladas ao ano – outras 5.000 toneladas são liberadas no mar, solo e atmosfera oriundos das chuvas (PIRES et al., 1988).

A concentração de mercúrio no ar altera-se de acordo com a temperatura, sendo que a evaporação é muito maior quanto mais elevada for esta última (ZAVARIZ & GLINA, 1993). O principal dano ambiental está relacionado com o vapor de mercúrio

liberado para a atmosfera, principalmente em áreas de garimpo, durante o processo de queima da amálgama. Este vapor de mercúrio pode ser facilmente oxidado pelo oxigênio do ar e tem chances reais de ser levado a participar da cadeia alimentar do homem (ANDRADE & BUENO, 1989).

Na coluna d'água, o tempo de residência do mercúrio, nas suas formas Hg^0 e Hg^{2+} , é bastante curto, sendo adsorvido por materiais particulados e precipitando-se rapidamente. Nas camadas superficiais dos sedimentos, o mercúrio pode sofrer biotransformações, mas, ao penetrar nas camadas minerais inorgânicas, pode permanecer inativo, constituindo o seu depósito e a sua acumulação finais, onde se encontra sob a forma de HgS ; seu tempo de residência em sedimentos pode chegar a $2,5 \times 10^8$ anos (MITRA, 1986; JARDIM, 1988; W.H.O., 1989; FITZGERALD & CLARKSON, 1991).

Ainda que o mercúrio se recicle repetidas vezes, o meio ambiente é o receptor final. Aí se mantém permanentemente, ainda que mude suas formas químicas, seja por mecanismos físicos, químicos ou biológicos e, mesmo que a natureza possua mecanismos de autopurificação, sua capacidade auto-reguladora não é infinita, pelo contrário, pode ser suplantada (PIRES et al., 1988).

2.7 CONTAMINAÇÃO DA CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA

Os sedimentos são o túmulo de grande parte do mercúrio que aporta nos sistemas aquáticos. Sedimentos não contaminados apresentavam um valor médio de 40 p.p.b. de mercúrio e, nas regiões contaminadas, esse valor poderia atingir 218 p.p.m. (JARDIM, 1988).

Quando o mercúrio é incorporado ao sedimento, sua química aquática torna-se mais complexa. Infelizmente a atividade biológica na interface água-sedimento é pouco conhecida, embora envolva importantes processos, capazes de alterar as espécies do mercúrio (*ibid.*). Um deles é a metilação, em que formas inorgânicas de mercúrio podem ser transformadas em orgânicas. Este processo ocorre, principalmente, nas camadas superficiais dos sedimentos de água doce e salgada, e também na coluna

d'água, quando o mercúrio encontra-se adsorvido a partículas em suspensão. A metilação é considerada um mecanismo de desintoxicação bacteriana e envolve derivados metilados da vitamina B₁₂ (CH₃-Co-5,6-dimetilbenzimidazolilcobamina), resultante do metabolismo de bactérias metanogênicas. Através do grupo metil para o íon Hg²⁺, este é convertido em monometilmercúrio (CH₃Hg⁺). Para sua síntese, o pH ótimo, tanto em condições laboratoriais quanto em sedimentos naturais, é igual a 4,5. O dimetilmercúrio [(CH₃)₂Hg] é sintetizado mediante um mecanismo idêntico, exceto que a espécie reativa é o CH₃Hg⁺ ao invés do Hg²⁺; por ser volátil, o (CH₃)₂Hg pode difundir-se na atmosfera. A síntese do dimetilmercúrio é, aproximadamente, 6.000 vezes mais lenta que a do monometilmercúrio. A metilação pode ocorrer tanto em condições aeróbicas quanto anaeróbicas, sendo que sua taxa é maior em condições aeróbicas (WOOD et al., 1968; IMURA et al., 1971; SPANGLER et al., 1973; MITRA, 1986; W.H.O., 1990). No meio aeróbio o Hg se combina com o oxigênio e forma sulfatos e sulfitos, produzindo sua forma solúvel. Por este meio junto com a homocisteína se metila por processos celulares que normalmente formam a metionina. Isto ocorre em muitos microrganismos (PIRES et al., 1988).

A metilação do mercúrio inorgânico no sedimento dos lagos, rios e outros cursos de água constitui-se num meio significativo para a entrada desse metal na cadeia trófica aquática (EYSINK et al., 1988). Dentre os compostos mercuriais com maior poder toxigênico, destaca-se o metilmercúrio (W.H.O.,1972; W.H.O., 1990). A metilação depende da população bacteriana, da biodisponibilidade dos íons Hg²⁺ e é favorecida por condições aeróbicas, embora possa ocorrer em condições anaeróbicas (JARDIM, 1988). O processo de metilação do mercúrio pode ocorrer por três alternativas: pelas bactérias presentes no sedimento, pela flora bacteriana das brânquias e intestino de peixes e, através de um processo totalmente abiótico sem intervenção de bactérias ou metabólitos bacterianos, através de radiação ultravioleta (SUMMERS & SILVER, 1978).

O fato de certos microrganismos converterem o mercúrio metálico (inorgânico) em metil e dimetilmercúrio tornou qualquer forma de mercúrio potencialmente perigosa, então, o risco de intoxicação está sempre presente por causa desta biotransformação e da cadeia alimentar (WOOD et al., 1968; JENSEN & JERNELOV, 1969; BOLDRINI & PEREIRA, 1987).

O metilmercúrio é mais solúvel nos lipídios do que o mercúrio divalente ou mercúrio metálico em solução: é aproximadamente 100 vezes mais solúvel nos lipídios que na água, o que lhe permite penetrar muito mais rapidamente nas células do que formas inorgânicas (KANTIN & NIENCHESKI, 1979). Dessa maneira, a forma metilada do mercúrio difunde-se facilmente através de interfaces biológicas, como sangue, placenta, e também em interfaces nervosas, com incorporação muito rápida. Por outro lado, a forte ligação do mercúrio com grupos SH⁻ de proteínas reduz sua velocidade de excreção. O balanço líquido entre taxas de incorporação elevadas e taxas de excreção muito baixas leva à acumulação progressiva do mercúrio no organismo. Tais fatos sugerem que a exposição ao mercúrio pode ser potencialmente muito danosa, difícil de detectar e de efeito retardado (LACERDA & MENESES, 1995).

Segundo RÍMOLI (1988) existem duas linhagens de bactérias capazes de processar o mercúrio, ambas encontráveis na água e na flora intestinal humana: *Escherichia coli* e *Pseudomonas*. Elas atuam nos compostos orgânicos e inorgânicos do mercúrio, e a redução do elemento do seu estado iônico para a forma menos tóxica se dá pela ação de uma enzima chamada redutase, produzida pelo microrganismo. No caso do mercúrio orgânico, que envolve um radical também orgânico, (metil ou fenil), a bactéria produz outra enzima – a liase – que separa o grupamento. Depois desta redução, o mercúrio sofre o efeito da redutase, volatilizando-se.

Pesquisas de teores de mercúrio em vários alimentos evidenciaram que pescado e seus derivados são os que fornecem maior quantidade de metilmercúrio na alimentação para pessoas que não possuem exposições ocupacionais (W.H.O., 1976), todavia as concentrações variam consideravelmente entre as espécies e, igualmente, entre indivíduos da mesma população de peixes (MANTOVANI, 1988).

A contaminação mercurial do pescado de água salgada ocorre, com maior frequência, em peixes que habitam áreas próximas à costa, onde há eliminação de resíduos industriais, visto que, em alto mar, a diluição do mercúrio é maior (MITRA, 1986).

No ambiente aquático, o metilmercúrio é primariamente absorvido pelo plâncton e, posteriormente, bioacumulado ao longo da cadeia trófica, principalmente nos peixes de maior tamanho (MITRA, 1986). Cerca de 98% do mercúrio total encontrado no tecido muscular de peixes está sob a forma de metilmercúrio (W.H.O., 1972; W.H.O., 1990). O fígado dos peixes é capaz de sintetizar metilmercúrio a partir Hg^{2+} . Parece, também que o metilmercúrio pode ser diretamente concentrado na água através das brânquias. Dessa forma, os peixes acumulam o metilmercúrio através da cadeia alimentar, da síntese que ocorre no próprio fígado e através das brânquias (WESTÖO, 1973 *apud* BOLDRINI & PEREIRA, 1987). No intestino o mercúrio se concentra mais do que no tecido muscular, e reflete a concentração geral do sedimento fino do fundo dos lugares. O conteúdo de mercúrio no intestino não tem correlação significativa com o tamanho do animal. Entretanto, a correlação positiva foi encontrada entre o tamanho do corpo e o conteúdo no tecido muscular em um lugar com alta contaminação de mercúrio, porém não em áreas pouco contaminadas (LACERDA & SALOMONS, 1999). Os níveis de metilmercúrio no zooplâncton crescem com o escurecimento da cor da água e declina com o aumento do pH da água do lago (WESTCOTT & KALFF, 1996). A metilação e a transferência de metilmercúrio de solos alagados com material particulado suspenso para zooplâncton são rapidamente consumados. Esse processo envolve a bioacumulação de metilmercúrio pelo fitoplâncton e (ou) a ingestão de partículas orgânicas a partir da suspensão do solo através do zooplâncton (PLOURDE et al., 1997).

Os organismos aquáticos e os que se alimentam de peixes, mariscos, crustáceos, etc. estão expostos aos riscos de contaminação e intoxicação por metais pesados. Sabemos que em certas concentrações há muitos metais letais aos animais aquáticos. Outras vezes, porém, o animal, por não ser tão sensível, não morre, mas acumula esses metais em seus tecidos e órgãos (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1989); em consequência, estabelece-se uma tendência dessa concentração aumentar nos diferentes níveis da cadeia alimentar (bioacumulação), chegando ao homem (DE LA FUENTE RAMÍREZ et al., 1987; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1989).

WESTÖO, G. Methylmercury as percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages. *Science*, n. 181, p. 567-568, 1973.

Os compostos de mercúrio, ao passarem de um nível inferior da pirâmide trófica para um superior, sofrem um acúmulo progressivo, processo denominado de biomagnificação. Assim, mesmo que a concentração mercurial ambiental possa ser relativamente inofensiva, o mercúrio pode causar morte ou lesões a animais que ocupam posições no ápice da pirâmide (W.H.O., 1989). A biomagnificação pode ocorrer a partir de várias formas químicas do mercúrio que são transformadas por bactérias, em condições aeróbicas e anaeróbicas (W.H.O., 1976; SUMMERS & SILVER, 1978).

Os processos de biomagnificação e bioacumulação podem ser verificadas na pesquisa de FRANCESCONI & LENANTON (1992) numa baía semi-fechada no sul da Austrália, onde rejeitos de uma indústria química de superfosfato, foram despejados por mais de 30 anos. Foram encontrados níveis baixos de contaminação no sedimento e, níveis altíssimos nos peixes, isto devido a propriedade do mercúrio se ligar a compostos orgânicos, concentrando-se assim nos organismos vivos.

ESTABLIER (1972) relatou que a maior parte do mercúrio isolado nos peixes, encontra-se na forma de metilmercúrio. LACERDA (1997a) constatou que nos peixes da Amazônia, mais de 90% do mercúrio encontra-se na forma de metilmercúrio . A eliminação do metilmercúrio do organismo é muito lenta, sendo que sua meia vida nos peixes é cerca de 2 anos (MITRA, 1986).

O mercúrio em quase todas as formas pode prejudicar os vegetais, principalmente inibindo a fotossíntese. O metilmercúrio, derivado mais tóxico do mercúrio, pode introduzir-se nas cadeias alimentares, através de plantas aquáticas, algas, espécies inferiores de animais e peixes. O fator de bioacumulação pode ser maior que 3.000 vezes de um nível trófico para outro (PIRES et al., 1988).

A presença do metilmercúrio nos animais depende mais da quantidade de mercúrio total do que de metilmercúrio lançado no corpo receptor, desde que o ambiente seja propício à transformação (SOUZA & DONNIER, 1976).

O nível de absorção pelo organismo depende da forma química do mercúrio. Os compostos inorgânicos através da dieta, podem alcançar até 50% como no caso do acetato de mercúrio. Os derivados orgânicos podem superar 90%, como, por exemplo o metilmercúrio (PIRES et al., 1988).

O acúmulo de mercúrio nos tecidos aumenta com o tempo de vida dos animais e concentrações mais elevadas são, geralmente, encontradas nos indivíduos adultos e com desenvolvimento corpóreo maior. Podem afetar os níveis de metilmercúrio nos pescados o nível da cadeia trófica e à idade do animal, fatores como atividade microbiana e concentração de mercúrio no sedimento, conteúdo orgânico dissolvido, salinidade, pH e temperatura da água, e potencial redox (W.H.O., 1976; MITRA, 1986; W.H.O., 1989). BODALY et al. (1993), evidenciaram que a temperatura deve ser considerada uma importante variável que influencia os níveis de mercúrio nos animais aquáticos, junto com as variáveis como taxas de evasão, razão das divisões das águas e pH.

Como foi dito anteriormente, para os organismos aquáticos, as formas orgânicas são geralmente mais tóxicas que as inorgânicas. Desta maneira, as plantas aquáticas são afetadas por concentrações na água de, aproximadamente, 1 mg/L para o mercúrio inorgânico e por concentrações muito menores para o mercúrio orgânico. A suscetibilidade de invertebrados aquáticos ao metal varia muito, sendo, geralmente, as formas larvares mais sensíveis que os estágios adultos. Nos peixes, uma variedade de anormalidades fisiológicas e bioquímicas podem ocorrer. Destaca-se que os níveis elevados de metilmercúrio tornam-se, ao longo do tempo, prejudiciais para o organismo destes animais, comprometendo diferentes órgãos, como a função renal e a reprodutiva (MITRA, 1986; W.H.O., 1989).

A concentração total de mercúrio, presente como metilmercúrio em águas e sedimentos é quase sempre inferior a 5% (LACERDA, 1997b).

Várias pesquisas vêm sendo realizadas, em muitos países, para determinar a concentração do metal nas diferentes partes do ecossistema, principalmente nos organismos aquáticos. Têm sido estudadas variáveis como parâmetros biológicos (idade, peso, comprimento), nível da cadeia trófica (hábitos alimentares), amostra (musculatura e vísceras), ambientes aquáticos (marinho e de água doce – rios, lagos,

represas), variações sazonais e químicas dos ambientes, métodos analíticos, fontes de contaminação, compostos de mercúrio (mercúrio total, metilmercúrio) (ESTABLIER, 1972; W.H.O., 1976; LAMB, 1977; KIORBOE et al., 1983; MITRA, 1986, W.H.O., 1989; W.H.O., 1990, BARAK & MASON, 1990; BARGHIGIANI et al., 1991; GIORDANO et al., 1991; WREN et al., 1991; PASTOR et al., 1994; PORVARI, 1995; MALM et al., 1997; KRABBENHOFT et al., 1998).

2.8 EFEITOS DO MERCÚRIO NO ORGANISMO HUMANO

As toxicidades dos distintos estados do mercúrio são diferentes dependendo das suas propriedades químicas intrínsecas e devem ser avaliadas toxicologicamente de forma independente. Pode-se considerar, de maneira geral, três formas básicas: mercúrio metálico (elementar), compostos inorgânicos e compostos orgânicos. A intoxicação mercurial resulta, geralmente, da ingestão de alimentos contaminados com formas orgânicas do metal (W.H.O., 1990). Assim, o mercúrio inorgânico não é tóxico, pois não se reabsorve no trato gastrointestinal. Entretanto, os compostos alquimercuriais são mais tóxicos devido a sua estabilidade e lipossolubilidade tendo grande afinidade no sistema nervoso com maior tempo de retenção nos tecidos. Desta forma, o tempo médio de eliminação do organismo humano é de 72 dias e de 40 dias para o cloreto de mercúrio (DE LA FUENTE RAMÍREZ et al., 1987). Segundo W.H.O. (1972) a meia vida biológica do mercúrio é de 70-74 dias.

Com um período médio de 72 dias, o mercúrio absorvido pelo organismo deixa de circular na corrente sangüínea, e a fração não eliminada é depositada nos tecidos e causa lesões graves, principalmente nos rins, fígado, sistema nervoso e aparelho digestivo (AL-SHAHRISTANI & SHILDS, 1974 *apud* CÂMARA et al., 1990). Este efeito tóxico do mercúrio ocorre devido a sua capacidade de ligação a grupos sulfidrilas e enzimas, aos quais se fixa inativando-os, alterando suas características físico-químicas e biológicas. Se o tempo de inibição é muito longo, pode causar a morte celular (DE LA FUENTE RAMÍREZ et al., 1987). O mercúrio pode afetar o

AL-SHAHRISTANI, H., SHILDS, K.M. Variation of biological half-life of methylmercury in man. *Archives of Environmental Health*, n. 28, p. 342-344, 1974.

desenvolvimento celular por inibição do transporte através da membrana citoplasmática, levando a ruptura do potencial osmótico, o que reforça que o mercúrio perturba várias funções das células (GO et al., 1990).

O mercúrio ingressa no organismo humano por inalação, por ingestão e por absorção cutânea, suas ações locais ocasionam irritação na pele e mucosas, podendo ser sensibilizante. As ações sistêmicas relacionadas a intoxicações agudas afetam os pulmões em forma de pneumonite intersticial aguda, bronquite e bronquiolite; em exposições prolongadas as baixas concentrações produzem sintomas complexos incluindo fadiga, debilidade, perda de apetite, perda de peso, insônia, diarreia, distúrbios da digestão, sabor metálico, sialorréia, irritação na garganta e afrouxamento dos dentes. Em exposições mais intensas por exposições diárias ou em uma exposição isolada produz extrema irritabilidade, excitabilidade, ansiedade, delírio com alucinações e psicose maníaco depressiva. A exposição crônica apresenta, de maneira geral, quatro manifestações que são: gengivite, sialorréia, tremores musculares e irritabilidade (ANÔNIMO, 1994). A intoxicação crônica, possui um conjunto de sintomas, cujo quadro é conhecido como mercurialismo, afetando o sistema nervoso, rins e pele. A intoxicação aguda, pode ser provocada por inalação acidental de altas concentrações de vapor de mercúrio e poeira, com predominância dos sinais e sintomas respiratórios (W.H.O., 1976; W.H.O., 1991). Os sintomas clínicos desenvolvem-se em um período de latência de 1 a 2 meses após a ingestão ou exposição ao metilmercúrio em quantidade suficiente para provocar o envenenamento. O período de latência, entre exposição e desenvolvimento dos sintomas, pode ser associado com o tempo de redistribuição do mercúrio no córtex e na região subcortical. Os sintomas de envenenamento no homem podem ocorrer quando as concentrações atingem, em média, de 1 a 2 mg/kg no sangue (SOUZA & DONNIER, 1976). A intoxicação humana por mercúrio, também é conhecida com o nome de Síndrome de Hunter-Russel, reconhecendo a cadeia alimentar como a via mais habitual de intoxicação (GALLARDO CESPEDES, 1982).

No campo ocupacional, a intoxicação mercurial mais comum decorre da inalação apenas de vapor de mercúrio. Mais de 50 ocupações específicas envolvem a exposição freqüente aos gases de mercúrio, sendo a atividade de mineração a que possui maiores concentrações de mercúrio no ar (W.H.O., 1976).

Aproximadamente 80% do vapor inalado é retido pelo organismo, difundindo-se rapidamente, através da membrana alveolar. As partículas depositadas no trato respiratório superior, são removidas imediatamente, mas aquelas depositadas no trato respiratório inferior são retidas e o mercúrio pode ser absorvido, na dependência da solubilidade do composto. Após a dissolução na corrente circulatória, o mercúrio é oxidado a Hg^{2+} , este processo ocorre tanto nas células vermelhas quanto em outros tecidos, após sua difusão. Na circulação sanguínea, a porção dissolvida no plasma atinge principalmente o cérebro. A maioria das formas de mercúrio são eliminadas, especialmente, pela urina e fezes. Em exposições prolongadas ao vapor de mercúrio, a excreção urinária excede a fecal (W.H.O., 1980; W.H.O.,1991).

O mercúrio na forma de íon mercúrico apresenta uma grande toxicidade, é um veneno celular geral, cuja completa ação provoca entre outras coisas, a desintegração dos tecidos com formação de combinações solúveis proteíno-mercuriais, e por bloqueio das agrupações tióis, a inibição de sistemas enzimáticos fundamentais e de oxido-reduções celulares. Um dos principais problemas reside na dificuldade por parte do organismo em eliminar o mercúrio, sugerindo problemas quando em doses baixas, porém prolongadas no tempo (CURRA, 1996).

Uma característica importante da toxicologia do metilmercúrio (MeHg) é sua grande seletividade pelo sistema nervoso central e, em particular, pelas áreas corticais do cérebro. A difusão do metal pelas diversas barreiras biológicas do organismo é tão rápida que praticamente 95% da dose ingerida é absorvida pela corrente sanguínea. O metilmercúrio atravessa sem dificuldade as barreiras do cérebro, da placenta e do feto. Essa facilidade de penetração por membranas biológicas, embora ainda não totalmente compreendida, parece estar ligada à reação do MeHg com o aminoácido cisteína, que contém grupos tiol (SH). A estrutura do complexo cisteína-MeHg é muito parecida com a de um aminoácido neutro, a metionina, o que facilita seu transporte através das membranas por carreadores de aminoácidos neutros. É o caso da passagem do elemento do sangue para o cérebro. No cérebro do feto, a atividade de transporte de aminoácidos é cerca de duas vezes mais intensa que no cérebro de adultos, o que torna o feto mais vulnerável ao MeHg. O complexo cisteína-MeHg acumula-se nas células nervosas devido a baixa concentração de glutatona. Esse composto, ao ser quebrado, libera

cisteína, aumentando a possibilidade de se ligar ao MeHg também afeta a síntese protéica porque tem uma estrutura química similar à da metionina. Além disso, o metilmercúrio pode ligar-se a outros grupos SH, principalmente às proteínas relacionadas com o desenvolvimento cerebral (LACERDA, 1997a). O mercúrio é conhecido como abortivo. O metilmercúrio provoca malformações esqueléticas, oculares e craneocerebrais (microcefalia), além de transtornos psicomotores (DE LA FUENTE RAMÍREZ et al., 1987).

A intensidade dos efeitos depende da dose, porém não está relacionada à idade, sexo ou raça. A sensibilidade ao mercúrio, entretanto, é particularmente acentuada na fase de desenvolvimento fetal. A transferência transplacentária de compostos de metilmercúrio em humanos é responsável pela exposição pré-natal. A placenta não concentra o mercúrio, porém sua permeabilidade afeta a concentração materna do mercúrio e a dos tecidos fetais. Há correlação entre as concentrações de mercúrio no leite materno e o sangue da criança, o que leva os lactentes de mães que são altamente expostas ao metilmercúrio, a níveis séricos de risco (W.H.O., 1976; W.H.O., 1990; GRANDJEAN et al., 1992). Todos os derivados orgânicos do mercúrio se acumulam no feto, de onde a concentração é mais elevada que na mãe. As lesões no recém nascido são definitivas e se estabilizam aos três anos (DE LA FUENTE RAMÍREZ et al., 1987). A concentração do mercúrio aumenta para 30% a mais nas células vermelhas do sangue do feto, que nas da mãe (F.D.A., 1995). Os principais efeitos teratogênicos incluem lesão cerebral severa e retardo mental em crianças expostas no período pré e peri-natal (FITZGERALD & CLARCKSON, 1991). O vapor de mercúrio é absorvido dentro da corrente sangüínea, apesar da rápida oxidação nas células vermelhas, algum mercúrio elementar permanece dissolvido no sangue tempo suficiente para ser carregado pelo sangue para a barreira cerebral e para placenta (GELBIER & INGRAM, 1989).

A população em geral, sem exposição ocupacional, pode se expor ao mercúrio e seus compostos encontrados na atmosfera, alimentos, água de bebida e nas amálgamas dentárias, como pode-se observar na Quadro 5.

Quadro 5: Estimativa média do consumo diário e retenção ($\mu\text{g}/\text{dia}$) de mercúrio elementar, compostos inorgânicos e metilmercúrio, em população sem exposição ocupacional ao mercúrio.

FONTE	VAPOR DE MERCÚRIO ELEMENTAR ($\mu\text{g}/\text{dia}$)	COMPOSTOS INORGÂNICOS DE MERCÚRIO ($\mu\text{g}/\text{dia}$)	METILMERCÚRIO ($\mu\text{g}/\text{dia}$)
Ar	0,030 (0,024)	0,002 (0,001)	0,008 (0,0064)
Peixe	0	0,600 (0,0035)	2,4 (2,3)
Outros alimentos	0	3,6 (0,25)	0
Água de bebida	0	0,050 (0,0035)	0
Amálgamas dentárias	3,8-21 (3 – 17)	0	0
TOTAL	3,9-21 (3,1 – 17)	4,3 (0,3)	2,41 (2,31)

Os valores entre parênteses representam a estimativa da quantidade retida pelo corpo de um adulto.

Fonte: W.H.O., 1990, p.38.

A liberação de vapor de mercúrio de amálgamas, utilizadas em restaurações dentárias, é a principal fonte de mercúrio em sua forma elementar, para populações sem exposição ocupacional. Com o objetivo de correlacionar o número ou superfícies das amálgamas dentárias com níveis de mercúrio nos tecidos humanos, através de sangue e urina, muitas pesquisas têm sido realizadas, estimando o risco de exposição a longo prazo ao mercúrio inorgânico. Os pesquisadores apontam que a absorção e acumulação do metal por esta via apresenta variações individuais significativas, o que prejudica o resultados das estimativas (W.H.O., 1991; SKARE & ENGQVIST, 1994).

O uso de cremes para clareamento cutâneo, é uma forma particular de exposição ao mercúrio, pois contém mercúrio inorgânico em suas composições, desenvolvem problemas nos rins, pois o mercúrio elementar e os compostos inorgânicos podem ser absorvidos pela pele humana, causando alterações orgânicas devido a intoxicação pelo metal (W.H.O., 1991).

O mercúrio metálico vaporiza-se à temperatura ambiente, e é tóxico. Desta maneira, o metal mercúrio é um grande risco para residências (termômetros), escolas, laboratórios, hospitais, museus, consultórios dentários e médicos. Por ser um metal que possui uma aparência atrativa para crianças, quase um desastre ocorreu no município de

Hamilton (Ontário, Canadá). Em setembro de 1993, crianças invadiram o laboratório de uma fábrica de reciclagem de metais que estava abandonada. Apesar de haver várias substâncias químicas, as crianças ficaram atraídas pelo líquido metálico e o pegaram para brincar não só no local, mas também em suas residências, escolas e outros lugares da cidade. A saúde pública local, concluiu que não houve casos de intoxicação humana pelo mercúrio, mesmo assim, realizou-se limpeza profissional em determinados locais, devido ao grande risco de intoxicação mercurial. Este é um caso que serve de alerta para o risco ao qual a população em geral pode estar exposta (GEORGE et al., 1996).

A absorção gastrointestinal é muito baixa por ingestão de mercúrio metálico, provavelmente menor que 0,01% da dose ingerida, não representando significado toxicológico. Mas, a absorção de compostos inorgânicos, através de alimentos, é cerca de 7% da dose ingerida, provocando um quadro agudo de intoxicação, sendo seus efeitos tóxicos muito variáveis (W.H.O., 1980).

Nos alimentos, o mercúrio encontra-se em sua maioria, sob a forma inorgânica e em concentrações abaixo dos limites de detecção através das técnicas utilizadas. Já os compostos de metilmercúrio estão predominantemente presentes nos organismos aquáticos (peixes e derivados), caracterizando um risco para população sem exposição ocupacional (W.H.O., 1990). Através dos peixes contaminados, a ingestão do mercúrio orgânico, em doses progressivas, pode promover a deterioração mental, advinda de uma necroencefalopatia tóxica (ROCHA et al., 1985). A ingestão de pescado contaminado pode ser crítica quando ocorre rotineiramente, isto acontece em populações ribeirinhas que vivem próximas a regiões de garimpo de ouro e fazem do pescado sua única fonte de proteína, alertando desta forma que nestas áreas não é seguro este alimento (GRANDJEAN et al., 1993; MALM et al., 1995). Na Suécia foi realizada uma pesquisa, que constatou que populações de pescadores ingerem, em média, 2,7 refeições de peixes por semana, quase duas vezes a média do consumo da população em geral, que é igual a 1,5 refeições de peixes. Os níveis sanguíneos de mercúrio, nos pescadores, chegaram ao dobro dos níveis da população em geral (SVENSSON et al., 1995). Em outro trabalho, também na Suécia, foram formados dois grupos, o primeiro, formado por pescadores, que ingeriam pelo menos, duas refeições de peixes por semana, e o segundo, por pessoas que nunca consumiam peixes. O nível médio de mercúrio no sangue total foi 3,7 vezes maior nos consumidores de peixes, em relação ao outro grupo; nos eritrócitos,

5,7 vezes maior e no plasma e na urina foram 2 vezes maiores (SVENSSON et al., 1992). Outro exemplo ocorreu com os índios Chippewa, que vivem numa reserva na região dos lagos ao norte de Wisconsin (Estados Unidos) sendo grandes consumidores de peixes desses lagos, nos quais foram encontradas concentrações de mercúrio acima de 1,0 µg/g. Foram encontradas altas concentrações sanguíneas de metilmercúrio, porém estavam abaixo dos níveis associados a efeitos tóxicos para a saúde. Apesar disso, a população ainda é considerada de alto risco, sendo conveniente estabelecer limites de exposição ao mercúrio (PETERSON et al., 1994).

Os compostos de metilmercúrio são eficientemente absorvidos pelo trato gastrointestinal, apresentando uma taxa de absorção aproximada de 95%. No sistema nervoso central há grande acumulação de metilmercúrio, o cérebro é o órgão alvo da intoxicação. Mas, também há acumulação no fígado e rins. A maior rota de excreção é via fecal (HUTTON, 1987). O mercúrio também pode ser metilado pela flora intestinal humana (EDWARDS & MCBRIDE, 1975).

A eliminação de mercúrio inorgânico no organismo é feita principalmente através dos rins (ZAVARIZ & GLINA, 1993). Para avaliar a exposição ao mercúrio elementar, o exame da concentração de mercúrio em urina e sangue, pode ser realizado após um ano de exposição constante, pois, antes disso, os níveis do metal nessas amostras não são estáveis (W.H.O., 1980).

Convém ressaltar que, se a ingestão de mercúrio elementar acarreta baixo risco de envenenamento, a eficiência da assimilação pulmonar do vapor de mercúrio pode chegar a 80%. Acredita-se que o mercúrio metálico é oxidado a Hg^{2+} pelo oxigênio do ar quando adsorvido nos alvéolos pulmonares. Curiosamente, o álcool é um forte inibidor desse processo (JARDIM, 1988).

Em relação à contaminação mercurial em seres humanos no Brasil, SANTOS FILHO et al. (1993a) mostraram uma maior concentração média dos teores de mercúrio no sangue de crianças entre 1 a 10 anos de idade, grandes consumidoras de peixes e/ou outros organismos dos rios de Cubatão, estado de São Paulo, do que as crianças não consumidoras de organismos aquáticos de qualquer origem. Entretanto não foi encontrada diferença estatisticamente significativa entre os teores médios de mercúrio

em cabelos nestas mesmas crianças (SANTOS FILHO et al., 1993b). No reservatório de Tucuruí, Estado do Pará, a concentração de mercúrio em amostras de cabelo da população ribeirinha apresentou correlação positiva com o número semanal de refeições de peixes entre os pescadores que consomem espécies carnívoras (LEINO & LODENIUS, 1995). Nas populações ribeirinhas que vivem na Amazônia, mesmo estando estas distantes das áreas de garimpo, análises de cabelo realizadas mostraram que os níveis de mercúrio são quinze vezes superiores ao máximo preconizado pela Organização Mundial de Saúde (BYRNE, 1992). Análises de cabelos de indígenas da tribo Yanomami, da Amazônia, fronteira Brasil/Venezuela, também revelaram níveis que excedem os valores limites de exposição (EPSTEIN, 1991). Esses fatos ressaltam o estado potencialmente crítico das regiões garimpeiras e suas proximidades.

BIDONE et al. (1997) encontraram resultados que sugerem que os níveis de exposição ao mercúrio por ingestão de pescado contaminado representam potenciais riscos à saúde humana, sobretudo pela alta taxa de consumo de pescado pela população local dos garimpos localizados na bacia do Rio Tartarugalzinho, no estado do Amapá, ao norte da Amazônia, em que a estimativa da ingestão diária de um adulto foi de 0,2 kg de peixe por dia, o que representaria uma média de ingestão diária de mercúrio de 1,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ dia. HACON et al. (1997) também alertam quanto aos riscos do consumo de peixes contaminados na área urbana de Alta Floresta, num dos mais importantes centros de extração de ouro da Amazônia, com taxa de ingestão diária de 0,11 kg/dia e nos adultos pescadores uma ingestão média diária de 2,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ dia (valor de referência da EPA: 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ dia).

Estudo realizado em Serra Pelada, maior garimpo do país, avaliaram amostras de cabelo de pessoas envolvidas na lavra e compra de ouro. Uma das amostras, proveniente de um garimpeiro, apresentou 9,256 p.p.m. (em dois gramas de cabelo). O cabelo, mais do que qualquer outro tecido do corpo humano, é adequado para se dimensionar o grau de contaminação, pois sua utilização evita biópsia em pessoas supostamente afetadas (RÍMOLI, 1988).

CÂMARA et al. (1986) desenvolveram um estudo sobre a contaminação dos fungicidas organo-mercuriais nos trabalhadores da lavoura de cana-de-açúcar do

Município de Campos, no Estado do Rio de Janeiro, não encontraram diferenças estatisticamente significativas entre o grupo estudo e o comparação, contudo os resultados desencadearam uma campanha do Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Campos que levou a proibição do uso e comercialização dos fungicidas organo-mercuriais no Brasil.

Foi realizado por CÂMARA et al. (1990) um estudo comparativo com objetivo de verificar os efeitos da utilização de mercúrio em sua forma metálica, em dentistas e médicos que trabalhavam na Universidade Federal do Rio de Janeiro. Os resultados apresentavam um número estatisticamente maior de morbidade referida por rins e aparelho digestivo e sinais e sintomas de alteração de sistema nervoso nos dentistas. Entretanto, GLINA et al. (1997) não encontraram sintomas do quadro gastrointestinal, mas sim, a prevalência de sintomas relativos ao Sistema Nervoso Central, sinais do quadro neurológico e/ou do quadro psíquico, e intoxicações crônicas de leves a moderadas em 62,5 % dos dentistas e assistentes odontológicos de uma unidade de saúde localizada na cidade de São Paulo.

ZAVARIZ & GLINA (1993) verificaram a intoxicação por mercúrio metálico em 91 trabalhadores de uma indústria de lâmpadas elétricas situada em Santo Amaro, São Paulo, dos quais, 77 (84,62%) apresentaram quadro de intoxicação crônica, alertando desta maneira, que mesmo a exposição à baixas doses de mercúrio metálico por períodos longos de tempo podem desencadear intoxicação crônica.

Através de uma avaliação dos níveis de exposição e dos efeitos causados por emissões na atmosfera proveniente de casas compradoras de ouro na população do Município de Poconé, Estado de Mato Grosso, CÂMARA et al. (1996) chegaram a conclusão que há maiores exposição e efeitos à saúde tanto para os trabalhadores, quanto da população em geral que esteja próxima às áreas garimpeiras, pela exposição indireta. COUTO et al. (1988) encontraram intoxicação mercurial em garimpeiros de Camuru e Cachoeiro e nos índios Caiapó da reserva indígena Gorotire, e nos grupos sociais envolvidos como compradores de ouro, etc., paralelamente os rios Fresco (PA), Tapajós (PA), Madeira (RO), e outros, estão sendo poluídos com resíduos de mercúrio dos garimpos.

2.9 LIMITES DE TOLERÂNCIA

A finalidade do programa conjunto F.A.O./O.M.S. (A Comissão Mista F.A.O./O.M.S de CODEX ALIMENTARIOS MUNDI) sobre normas alimentares é elaborar normas internacionais para os alimentos com objetivo de proteger a saúde do consumidor, assegurar o estabelecimento de práticas equitativas no comércio dos produtos alimentícios e, mediante a aceitação destas normas pelos governos e a conseguinte harmonização das legislações nacionais em matéria de alimentação, facilitar o comércio internacional (CURRA, 1996).

No que concerne ao estabelecimento de níveis seguros de exposição ao mercúrio, o Comitê de Especialistas em Alimentos e Aditivos da Organização para Alimentos e Agricultura da Organização Mundial da Saúde (*Joint Food and Agriculture Organization – F.A.O./W.H.O. – W.H.O. Expert Committee on Food Additives*) propôs que substâncias consideradas contaminantes alimentares, foram avaliados através do estabelecimento do denominado “Consumo Semanal Tolerável Provisório (CSTP)” (Provisional Tolerable Weekly Intake). Para o mercúrio, o CSTP foi fixado em 0,3 mg/semana de mercúrio total, desde que não mais de 0,2 mg estejam sob a forma de metilmercúrio, o que corresponderia às concentrações de 5 µg Hg total/kg peso corpóreo e 3,3 µg metilmercúrio/kg de peso corpóreo. Esta estimativa é baseada em uma alta entrada de mercúrio total pela dieta, especificamente pelo consumo de peixe e seus produtos contendo altos níveis de metilmercúrio. Porém, quando a alta entrada de mercúrio total ocorrer por outros motivos, a estimativa poderá não se aplicar, necessitando de uma análise específica da situação. Quando a ingestão de mercúrio total na dieta exceder 0,3 mg por semana, é aconselhável realizar análises para metilmercúrio (W.H.O., 1972).

Em 1989, o Comitê de Especialistas em Aditivos Alimentares da F.A.O./W.H.O. recomendou que o CSTP para metilmercúrio em adultos fosse mantida em 0,2 mg ou 3,3 µg/kg de peso corpóreo. Embora advertisse que mulheres gestantes e mães em aleitamento estariam, provavelmente, sob um risco maior quando comparadas à população em geral, os dados disponíveis são insuficientes para se recomendar um valor de consumo diferenciado para esses grupos da população (W.H.O., 1990).

BARGHIGIANI & RANIERI (1992) relatam que o limite máximo aceitável, pela Comunidade Econômica Européia, para as partes comestíveis de organismos marinhos é de 0,7 p.p.m..

Considerando o risco à saúde humana representada pelo consumo de pescado contaminado com mercúrio, a Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos fixou, em 1975, o limite de 0,5 p.p.m., expresso em mercúrio total, para peixes, crustáceos e moluscos (BRASIL, 1975). A Instrução Normativa nº42 do Ministério da Agricultura e Abastecimento, o limite máximo de mercúrio total para peixes em 0,5 p.p.m. e de 1,0 p.p.m. para peixes predadores (BRASIL, 1999).

Considerando-se o limite de 0,5 p.p.m., o valor de CSTP é alcançado após o consumo de 600 gramas de peixe/semana, o que corresponde ao dobro do consumo médio de pescado ao nível mundial, cujo valor é de aproximadamente 270 g/semana. E para pescado predador com 1,0 p.p.m., consumir até 300 g/semana/pessoa, para não ultrapassar a ingestão semanal tolerável definida para o mercúrio. Embora, é possível que, para grupos de indivíduos com maior consumo deste tipo de pescado, o risco seja mais significativo (FUKUMOTO & OLIVIEIRA, 1995).

É importante ressaltar que os valores da CSTP apresentados referem-se a população adulta, de modo geral. A avaliação do risco para o feto em desenvolvimento, porém, deve ser mais criteriosa (W.H.O.,1990). Assim, grupos de risco como gestantes, trabalhadores com exposição profissional ao mercúrio e pescadores, incluindo seus familiares, devem receber atenção especial quanto à ingestão de mercúrio através do pescado (MORALES-AIZPURÚA et al.,1999).

Estudos prospectivos, realizados no Iraque, demonstraram que a ingestão de mercúrio associada a efeitos teratogênicos foi 5-10 vezes menor do que a necessária para provocar sintomas na população adulta. Com base nestes aspectos, alguns pesquisadores têm sugerido estimar novos valores de ingestão tolerável (FITZGERALD & CLARCKSON, 1991). Deve-se enfatizar, ainda, que a realização de estudos sobre os padrões de consumo de pescado, em nossas condições, é fundamental para estimar os valores de ingestão de mercúrio pela população.

Em relação ao controle do mercúrio referente à exposição ocupacional decorrente das atividades industriais, existem normas concretas no Brasil. O Ministério do Trabalho regulamentou toda a matéria de Segurança e Medicina do Trabalho através da Portaria nº 3.214 de 8 de junho de 1978, a qual aprova as Normas Regulamentadoras – NR do Capítulo V, Título II, da Consolidação das Leis do Trabalho. No anexo II da NR-7, a urina como Índice Biológico de Exposição, tem como valor normal até 10 µg/L e como Limite de Tolerância Biológico, 50 µg/l (BARRETO & MARINHO, 1995).

Dados disponíveis da interrelação entre exposição ocupacional e níveis de mercúrio urinário indicam que existe correlação positiva somente quando dados de um grupo é analisado, não sendo constante se for realizado individualmente (BERLIN et al., 1969). A grande variabilidade na concentração de mercúrio nas amostras de urina, pode ser explicado pela contaminação das amostras com microrganismos que possuem capacidade de volatilizar o mercúrio (MAGOS et al., 1964).

Os melhores índices da exposição do metilmercúrio são concentrações no cabelo e sangue. A concentração média do total de mercúrio em pessoas sem exposição não ocupacional é cerca de 8 p.p.b. no sangue e 2 p.p.m. no cabelo. Estudos no Japão realizados por toxicologistas, descrevem que o mais baixo nível de mercúrio em adultos associados com efeitos tóxicos (parestesia) foi 200 p.p.b. no sangue e 50 p.p.m. no cabelo, acumulados por meses a anos alimentando-se de comida contaminada (F.D.A., 1995).

Para a verificação da qualidade da água são adotadas, preferencialmente, as técnicas de coleta e análise de água constantes do “Standard Methods for the Examination of Water”, última edição, da “American Public Health Association”, da “American Water Works Association” e da “Water Pollution Control Federation”, até o advento de normas nacionais (BARRETO E MARINHO, 1995). O quadro 6 apresenta as concentrações permitidas de mercúrio nas águas no Brasil.

Quadro 6-Padrões de Qualidade e Potabilidade da Águas no Brasil.

Usos e Classificação das Águas	Concentrações Permitidas de Mercúrio (em mg/L)
Água Doce (CONAMA)	0,0002 (classes 1 e 2) 0,002 (classe 3)
Água Salina (CONAMA)	0,0001 (classe 5)
Água Salobra (CONAMA)	0,0001 (classe 7)
Água de Consumo Humano (Ministério da Saúde)*	0,001 (padrão de potabilidade)
Águas Marinhas (SEMA)	0,0001
Mananciais de Abastecimento Público (SEMA)	0,002

Fonte: Barreto & Marinho, p.31, 1995 (baseado na Resolução n.20 de 18 jun. 1986 do CONAMA, Portaria n.36 de 19 jan. 1990 do Ministério da Saúde, e Portaria n.003 de 11 abr. 1975 da SEMA).

* mercúrio inorgânico

Obs:

- Classes 1 a 4: águas doces (com salinidade igual ou inferior a 0,50%)
- Classes 5 a 6: águas salinas (com salinidade igual ou superior a 30%)
- Classes 7 e 8: águas salobras (com salinidade igual ou inferior a 0,5% - 30%)

2.10 MÉTODOS DE DETERMINAÇÃO DO MERCÚRIO

Na literatura encontramos variados métodos para a determinação do mercúrio em diversos tipos de amostras como o ar, água e produtos orgânicos e inorgânicos. Dentre elas, a técnica escolhida foi a de espectrometria de absorção atômica com “vapor a frio” que é a técnica mais utilizada.

A técnica de absorção atômica com atomização convencional, por chama, por estudos realizados, não apresentou sensibilidade adequada à determinação do mercúrio em amostras provenientes de estudos ambientais (MALM et al., 1989). Desde o final da década de 60, a técnica do vapor frio vem sendo utilizada com sucesso para a determinação de mercúrio em vários tipos de amostras, onde se incluem peixes, crustáceos e outros alimentos de origem marinha (DIAS et al., 1989).

Desde os primeiros trabalhos envolvendo a técnica do vapor frio, como o de HATCH & OTT (1968), vários procedimentos têm sido sugeridos para a digestão da

amostra, redução do meio visando à liberação do vapor de mercúrio, e a posterior análise por absorção atômica.

DAVIDSON (1979) com a finalidade de maximizar a destruição de uma variedade de tecidos de pescado, utilizando pouca quantidade de reagentes e vidraria de laboratório, propôs a combinação da excelente oxidação do ácido sulfúrico e 50% de peróxido de hidrogênio com a simplicidade do bloco digestor.

GARDNER & DAL PONT (1979) apresentaram uma proposta de método simples e rápido, utilizando ácido nítrico e adicionando ácido sulfúrico em seguida, sempre em banho-maria a 60° C, obtiveram boa velocidade de digestão. Embora, o procedimento empregasse micro quantidades de amostras, trazendo problemas quanto a sua representatividade.

DIAS et al. (1989) buscaram reunir as características de boa velocidade de digestão, quantidades apreciáveis de amostras e simplicidade do aparato necessário. Utilizaram a adição de NaCl na solução redutora, para a fixação de mercúrio.

DEITZ, SELL & BRISTOL (1973) mostraram um método simples, rápido para determinação de mercúrio em uma larga variedade de amostras biológicas, pela espectrofotometria de absorção atômica por vapor a frio. O procedimento básico foi descrito por HACTH & OTT (1968), com modificações por outros pesquisadores, utilizando o pentóxido de vanádio como catalisador da reação, e os ácidos nítrico e sulfúrico para digestão, realizada sob temperatura de 140°C, para obter a liberação do mercúrio. Podendo ser utilizada 0,7 a 3,0 g de amostra, sendo bem sucedida a digestão, mas as amostras devem ser totalmente cobertas ou saturadas com ácido nítrico antes de ser levada para aquecimento, minimizando assim, as perdas de mercúrio por vaporização. A redução do mercúrio à forma volátil é feita com a adição de sulfato de estanho. Os resultados obtidos por esse método, concordam quase inteiramente com os obtidos a análise por ativação de neutrons, através das mesmas amostras.

A mineralização das amostras é a mais importante etapa antes da determinação do mercúrio, pois a volatilização do mercúrio ocorre quando a temperatura é maior que 100°C (DIAZ et al., 1994). A separação de uma grande massa orgânica do mercúrio

torna-se um ponto crucial para quantificação final do mercúrio total. Durante a digestão pode surgir erros nas análises, como a extração incompleta do mercúrio, a conversão não quantitativa do organomercúrio para íon mercúrio ou a perda de vapor de mercúrio. Uma análise precisa depende também da prevenção da contaminação dos tubos de vidro e reagentes. O branco deve confirmar a pureza dos reagentes (KIVALO et al., 1974).

A correlação metilmercúrio – mercúrio total é de aproximadamente 100%, por essa razão, a maioria dos dados toxicológicos são referentes à determinação de mercúrio total (YOKOMIZO, 1976).

2.11 MERCÚRIO EM SIRIS E CARANGUEJOS

As pesquisas realizadas com amostras de siris e caranguejos são escassas, principalmente no Brasil. Nosso litoral é extenso e portanto possui diferenças ambientais e de utilização das reservas naturais que podem levar a variação do acúmulo de metais pesados, como o mercúrio, nos organismos aquáticos que vivem nestas proximidades.

Para SASTRE et al. (1999) a utilização do siri, *Callinectes* spp., como um bioindicador de poluição ambiental possui vários obstáculos, como sua grande migração dentro dos estuários, o que poderiam refletir condições de níveis de metais de outras áreas geográficas. Ainda sendo um dos mais carnívoros dentre diversas espécies, com diferentes concentrações de metais, pode não refletir a qualidade da água e do sedimento do local a ser estudado.

A assimilação de metais pesados pelos crustáceos, é descrita seguindo duas rotas, uma passiva, outra dependendo de transporte ativo. A relativa importância das diferentes rotas varia entre os metais pesados e entre os crustáceos, de acordo com sua ecologia. A superfície dos crustáceos é coberta com uma cutícula secretada por cima das células que cobrem o epitélio. A cutícula é primariamente permeável até que se torne impermeável, por exemplo, curtido por proteínas ou por calcificação. Pequenos crustáceos são tipicamente permeáveis por inteiro, enquanto os grandes Malacostracas

(sub-classe) possuem a permeabilidade restrita a regiões como as brânquias (RAINBOW, 1997).

VERNBERG & O'HARA (1972) averiguaram que em altas temperaturas os caranguejos, da espécie *Uca pugilator*, são capazes de transportar mercúrio através das brânquias para as glândulas do intestino médio (hepatopâncreas) mais eficientemente que em baixas temperaturas. Além disso, não há diferença de assimilação de mercúrio entre tecidos de machos e fêmeas.

A meia-vida biológica do mercúrio inorgânico no caranguejo *Cancer magister*, foi determinado experimentalmente ser cerca de 25 dias. A liberação do mercúrio em dois diferentes tecidos (por exemplo: fígado e músculo), pode ocorrer com índices diferentes, talvez devido a diferenças nas proteínas contidas nos tecidos (SLOAN et al., 1974).

Na pesquisa de ROESIJADI et al. (1974) quando os crustáceos são expostos a substâncias tóxicas (mercúrio), sobre condições de baixa salinidade, o nível interno do poluente pode aumentar rapidamente do que os expostos a altas salinidades, desde que elevadas taxas de influxo da água possam ser acompanhada com o aumento do influxo do poluente. No trabalho proposto os resultados enfatizaram que os efeitos do mercúrio nos processos fisiológicos apresentados, mostraram que as respostas dos crustáceos a poluição do metal pesado pode variar grandemente, dependendo do composto e da espécie considerada.

BIANCHINI & GILLES (1996) analisaram o efeito tóxico e acumulação de mercúrio em três espécies de caranguejos: *Eriocheir sinensis* (forte hiperosmorregulador), *Cancer maenas* (fraco hiperosmorregulador) e *Cancer pagurus* (adaptável a osmorregulação).

Há complexa influência da salinidade da água e pH na bioacumulação de mercúrio inorgânico e metilmercúrio em caranguejos da costa (*Cancer maenas*). Embora os efeitos fisiológicos dos parâmetros físicoquímicos poderiam ser envolvidos, os resultados sugerem que, pelo menos para o mercúrio inorgânico, a especiação química pode ser um importante fator na determinação da assimilação e bioacumulação,

sendo o HgCl_2 a forma mais biodisponível de assimilação do mercúrio inorgânico e CH_3HCL para metilmercúrio. A bioacumulação foi maior em baixa salinidade ao invés de alta salinidade, e a diferença é mais marcante a pH 7,0 que a pH 8,5 (LAPORTE et al., 1997).

2.12 ÁREAS DE CAPTURAS

Acredita-se que o ambiente costeiro seja o mais sensível dentre os ambientes aquáticos, dadas suas características. Estes ambientes de transição vêm sua qualidade degradar-se muito rapidamente com a introdução de rejeitos, cuja degradação terá conseqüências diretas e mensuráveis na cadeia alimentar costeira como um todo, uma vez que estes ambientes são berçários para a maioria das espécies que compõem esta cadeia (BARROCAS & WASSERMAN, 1995).

A Baía de Guanabara, localizada no Estado do Rio de Janeiro, é uma das maiores baías do litoral brasileiro (anexas). A área de sua bacia de drenagem é da ordem de 4.000 Km^2 , onde vivem cerca de 7 milhões de habitantes, banhando os municípios do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, Magé, Itaboraí, São Gonçalo e Niterói. A sua profundidade média é de 7,7 metros e a profundidade máxima de 50 metros, sendo 80% de sua área com profundidades inferiores a 10 metros. A abertura de sua barra é de apenas 1,5 quilômetros, onde a profundidade é de aproximadamente 30 metros. Seu perímetro tem 143 quilômetros e sua área é de 412 quilômetros quadrados. As trocas de água com o oceano são de $1,7 \times 10^6 \text{ L s}^{-1}$, sendo o tempo de residência de suas águas estimada em 20 dias. As correntes das marés são eficientes, sendo que, a cada ciclo, são bombeados, para dentro e para fora da baía, cerca de 10^8 L de água, perfazendo 10% do seu volume total (MÓSCA, 1980; COELHO & FONSECA, 1981, *apud* BARROCAS & WASSERMAN, 1995).

A maioria das indústrias da Baía localizam-se na parte noroeste. Entre estas, a Eletroquímica Panamericana (mercúrio metálico, proveniente de célula eletrolítica) é

COELHO, V. M. B.; FONSECA, M. R. M. B. Problemas de eutrofização no Estado do Rio de Janeiro. Cadernos FEEMA, 51 P., 1981.

considerada uma das principais fontes de mercúrio, despejando seus efluentes no Rio Acari e Irajá (os mais poluídos), que seguem para a Baía de Guanabara, e se depositam em uma região de circulação reduzida, devido à presença de uma ilha (Ilha do Governador), onde a alternância de divergência e convergência de correntes de maré engendra águas quase estagnantes (AMADOR, 1980, *apud* BARROCAS & WASSERMAN, 1995). Além das indústrias citadas anteriormente, a Refinaria Duque de Caxias – REDUC (o mercúrio é lançado na forma metálica e também associado aos hidrocarbonetos), Fábrica de Tecidos Bangú (compostos organo-mercuriais são usados para preservação das tecidos) e a General Eletric (o mercúrio metálico é usado na fabricação de lâmpadas e tubos de descarga) lançam mercúrio em menores quantidades através de seus efluentes (FEEMA, 1985, *apud* BARROCAS & WASSERMAN, 1995).

O processo de industrialização da Baía de Guanabara acarretou uma grande ocupação urbana atraída pelo aumento de oportunidades de emprego, o que levou a alterações de vastas áreas naturais, principalmente costeiras como manguezais, lagoas e estuários.

Apesar da intensa degradação de seus habitats naturais, a Baía ainda é uma fonte significativa de pescado, principalmente originado na pesca artesanal e que é utilizado por uma quantidade representativa da população local.

2.13 SIRIS

Os siris são onívoros, embora sejam predominantemente carnívoros, comendo restos de peixes e de outros animais (NARCHI, 1973; ROSA, 1977) que leva a uma maior probabilidade de detecção de mercúrio. São importantes comercialmente por sua utilização crescente na alimentação humana.

AMADOR, E.S. Assoreamento da Baía de Guanabara – Taxas de sedimentação. *An. Acad. Brasil. Ciênc.*, v. 54, n. 4, p. 723-742, 1980.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. *Levantamento de Metais Pesados no Estado do Rio de Janeiro*. Terceiro relatório trimestral, 140 p., 1985.

Os siris vivem em praias lodosas desde a parte rasa, principalmente nas proximidades das rochas, até águas profundas; são marinhos mas penetram em riachos que desembocam no mar e parece ser a espécie mais abundante em água salobra (NARCHI, 1973; NOMURA,1977; ROSA, 1977).

São crustáceos de corpo achatado dorsoventralmente, possuindo um espinho de cada lado da carapaça (NOMURA,1977). *Callinectes* quer dizer: “o que nada bonito”. Para serem bons nadadores, o último par de patas ou pernas, são providas de uma lâmina oval natatória que substitui a unha. São também muito ágeis quando caminham no fundo do mar ou fora da água (NARCHI, 1973; NOMURA,1977; ROSA, 1977). São possuidores de 10 patas (Ordem Decapoda) e com a cauda curta (Subordem Branchyura) (RUSSELL-HUNTER, 1971; NOMURA,1977). O primeiro par de extremidades locomotoras é mais desenvolvido, mais robusto e termina por uma garra ou pinça poderosa que desempenha importante papel na defesa e na nutrição do animal. Resistem várias horas fora da água, mas suportam pouco o calor e a desidratação, morrendo logo em ambiente quente e seco (ROSA, 1977).

São envolvidos por uma carapaça calcária espessa e resistente, que crescem em períodos determinados, por meio de uma série de mudas. Cada uma implica secreção de uma nova cutícula e uma ecdise, ou eliminação do exoesqueleto velho, geralmente ocorre uma vez por ano ou em casos de alimentação abundante, até duas vezes por ano; em cada muda um siri cresce, aproximadamente, um a dois centímetros (RUSSELL-HUNTER, 1971; ROSA, 1977).

Para se ter um parâmetro, o siri-puã, *Callinectes sapidus*, possui 40% de porção comestível e 16,6% de proteínas. É muito prolífero, as fêmeas transportam de 1.500.000 a 2.000.000 de ovos amarelos ou amarelos alaranjados, na época da reprodução que é entre os meses de dezembro a fevereiro. Os ovos dão origem a larvas, que flutuam ao sabor das correntezas, constituindo elementos do zooplâncton (NOMURA, 1977).

Uma fêmea de siri atinge a maturidade em três anos e um macho, em quatro anos. O período de vida dos nossos siris ainda não foi determinado, o *Callinectes sapidus*, da América do Norte, vive cerca de sete anos, então calcula-se o mesmo para

os nossos siris (ROSA, 1977). As fêmeas *Callinectes* maduras vão para as águas do oceano para desovar; os estágios larvais são passados no oceano, e os juvenis invadem os estuários para amadurecer (TAGATZ, 1968, *apud* SASTRE et al., 1999)

O *Callinectes danae*, conhecido como siri azul, é um dos maiores crustáceos braquiuros do nosso litoral, chegando a 15 cm de largura ou, raramente, um pouco mais. O colorido desta espécie varia entre o verde-cinza e o verde-pardo na face dorsal, com a parte posterior dos pedúnculos oculares azul, garras e patas anteriores azuis, com pontos vermelhos e a face ventral clara (ROSA, 1977).

2.14 CARANGUEJOS

É uma espécie onívora-detritívora, que se alimenta, na natureza, predominantemente de resto de vegetais superiores e de detritos (BOND-BUCKUP, 1991). Assim como os siris, são também importantes no comércio de alimentos por sua crescente oferta na alimentação humana.

Costumam habitar os característicos “marismas” (pântanos salgados) dos estuários, também chamado de “caranguejal” (BOND-BUCKUP, 1991), e vivem em tocas (NOMURA, 1977). O corpo é convexo, com carapaça sem espinhos e o último par de patas terminando em unha. São como os siris, possuidores de 10 patas. A cabeça e o tórax formam uma peça única, o cefalotórax, sendo que o abdômen está reduzido a uma lâmina larga. Na locomoção eles utilizam quatro pares de patas, andando “de lado” (NOMURA, 1977).

Os Crustáceos superiores, como os caranguejos, sofrem ciclo de muda ou ecdise (RUSSELL-HUNTER, 1971), da mesma forma que os siris.

TAGATZ, M.E. Biology of the Blue Crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, in the St. John's River, Florida. *Fish Bull.*, U.S. v. 67, p. 17-33, 1968.

3 MATERIAL E MÉTODO

3.1 MATERIAL

3.1.1 Material Biológico

Foram utilizados siris (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*).

3.1.2 Equipamentos

- Geladeira
- Freezer
- Balança eletrônica
- Fogão
- Estufa
- Destilador
- Capela
- Balança analítica Mettler AE.200
- Bloco Digestor Endolab – modelo 046-8/50
- Analisador de mercúrio BACHARACH COLEMAN modelo MAS –50B

3.1.3 Outros Materiais

- Paquímetro
- Bisturi
- Pinças

- Martelo
- Espátula de aço inoxidável
- Papel alumínio
- Béqueres de 50 e 100 mL
- Provetas graduadas
- Bastão de vidro
- Gral de porcelana e pistilo
- Tubos de pirex próprios para hidrólise
- Suporte metálico para os tubos

3.1.4 Reagentes

- Ácido nítrico concentrado PA – Merck
- Ácido sulfúrico concentrado PA – Merck / Reaquil
- Ácido clorídrico concentrado PA – Reagen
- Pentóxido de Vanádio Q.P. – Reagen
- Cloreto de Estanho (II) PA – Merck

3.2. MÉTODO

3.2.1 Obtenção e preparo das amostras

3.2.1.1 Captura

As áreas de captura das amostras de siris e caranguejos foram realizadas na Baía de Guanabara: nos municípios de São Gonçalo (Ilha de Itaoca – Praia da Luz) e de Duque de Caxias (Mangue do Jardim Gramacho), respectivamente, Estado do Rio de Janeiro.

No interior da Baía de Guanabara é utilizado o método de pesca com puçá para a captura dos siris. Cada embarcação pesca aproximadamente com 30 a 40 puçás, utilizando como isca o pescoço e as vísceras de galinha e peixes diversos. Esta pesca consiste de uma embarcação pequena, medindo entre 3 a 4 metros de comprimento,

construída em madeira e conhecida como “caíque”, que utiliza a força humana, ou seja, os remos para seu deslocamento. O puçá é geralmente confeccionado com um peso no fundo. Este método é o mais conhecido e usado na pesca do siri pelos pescadores artesanais.

A captura dos caranguejos é realizada manualmente ou com auxílio de rede de filó ou náilon, tipo puçá. Os animais coletados foram lavados com água do próprio ambiente para a retirada do lodo e colocados em recipientes apropriados para o transporte (como caixas ou baldes plásticos). Adicionou-se um pouco de água do local da coleta ao balde, o suficiente para molhá-los, mas não para cobri-los totalmente.

3.2.1.2 Preparo das amostras

Após cada captura, os siris e caranguejos foram encaminhados vivos para o Laboratório de Pescado da Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense, onde foram dessensibilizados no gelo, armazenados e mantidos congelados inteiros em freezer comercial comum a $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Antes do processamento das amostras os exemplares de siris e caranguejos sofreram descongelamento lento em geladeira comercial comum a $5\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Após o descongelamento, foram tomados os seguintes dados biométricos: peso total, comprimento e largura da carapaça. Imediatamente depois, identificados por números.

Posteriormente foram cozidos em água fervente durante 15 minutos e em seguida resfriados em temperatura ambiente. Após o resfriamento cada exemplar foi novamente pesado e então, processado para a obtenção da porção muscular, que é a amostra a ser analisada.

Primeiramente, com o auxílio de martelo, rompeu-se o exoesqueleto e com bisturi e pinça retirou-se o tecido muscular. Posteriormente realizou-se cuidadosa limpeza a fim de se retirar outros tecidos que porventura estivessem presentes, eliminando-se vísceras, brânquias e fragmentos do exoesqueleto. A carne obtida de cada

exemplar foi pesada e acondicionada em papel alumínio, identificada e estocadas no freezer.

3.2.2 Preparo das vidrarias

Após cada análise, lavou-se e rinsou-se com água destilada, toda vidraria utilizada. Após sucessivas análises, esta vidraria foi deixada de molho em solução de ácido nítrico a 2% por 48 horas e, antes de serem reutilizadas, rinsadas com água destilada e colocadas em estufa à 110°C, por 10 minutos, para secagem.

3.2.3 Preparo das soluções

- Solução de cloreto estanoso a 10%:

O preparo desta solução baseou-se na adição de 10g de cloreto de estanho em 20 mL de ácido clorídrico concentrado, com ligeiro aquecimento à 90°C para favorecer a dissolução. Em seguida diluiu-se o líquido a 100 mL com água destilada.

3.2.4 Análise Laboratorial

As análises foram realizadas no Laboratório de Controle Físico-Químico da Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense. O método empregado para a determinação de mercúrio total baseia-se nas técnicas descritas por DEITZ, SELL & BRISTOL (1973), com algumas modificações. O método original possuía os seguintes passos: solução redutora era dissolvido 71 g de SnSO₄ em 125 mL ácido clorídrico e diluído para 500 mL com água destilada; era utilizado soluções padrões de mercúrio; amostra com alíquota < ou = a 2 g; era adicionado 8 mL de ácido nítrico em cada tubo e deixados 5 minutos em bloco digestor; era adicionado 15 mL de ácido sulfúrico em cada tubo e novo aquecimento por 15 minutos, após esfriamento do tubo, era adicionado 10 mL de ácido sulfúrico 1N e aquecidos por 5 minutos; era diluído com 80 mL de água destilada; para a leitura era adicionado 5 mL da solução redutora. No presente trabalho, as análises foram realizadas no ano de 2001, nos meses de agosto a dezembro e no ano de 2002, nos meses de janeiro, março e maio.

Foram analisados 77 exemplares de siris e 78 exemplares de caranguejos. Analisaram-se alíquotas de 4 g em duplicata. Somente em algumas amostras de siris, houve quantidade inferior a esse valor, devido ao tamanho diminuto do exemplar. Sempre que novo frasco de reagente foi utilizado, um branco dos reagentes foi feito em duplicata, com a finalidade de se avaliar a possibilidade de contaminação dos reagentes por mercúrio e assim, realizar as correções dos resultados, obtendo-se uma metodologia confiável.

Anteriormente a cada análise, as amostras sofreram descongelamento em temperatura de refrigeração (6 ° a 10 °C) ou em temperatura ambiente. Cada amostra foi colocada em cuba e homogeneizada com auxílio de pistilo e em seguida, pesada.

3.2.4.1 Mineralização

Para a mineralização das amostras, para dosagem do mercúrio, foi utilizada a metodologia baseada na técnica de DEITZ, SELL & BRISTOL (1973), com algumas modificações.

Em cada tubo de hidrólise foi adicionado 0,040 g de Pentóxido de Vanádio que serviu como catalisador e as amostras em alíquotas de 4 g. E em algumas amostras de siri, foi utilizado o exemplar inteiro.

Na capela, em cada tubo foi acondicionado 15 mL de ácido nítrico, com auxílio de proveta graduada e bastão de vidro, logo após os tubos foram agitados e colocados em bloco digestor a 140° C, por um período de 20 minutos, com freqüentes agitações para promover a eliminação dos vapores de óxido de nitrogênio. Em seguida, os tubos foram removidos do bloco e, dentro da capela, mantidos sob temperatura ambiente para esfriar, por aproximadamente 10 minutos. Logo após, foram adicionados lentamente pelas paredes dos tubos 30 mL de ácido sulfúrico concentrado, com auxílio de proveta graduada e bastão de vidro, submetendo-se os tubos a novo aquecimento a 140° C por mais 25 minutos, com constantes agitações. Ainda na capela, esfriados os tubos mais uma vez por 10 minutos, e depois acrescentando-se 10 mL de água destilada em cada

tubo, recolocando-os no bloco, à mesma temperatura, por 20 minutos, agitando-os durante este período a curtos intervalos de tempo. Resfriando-os a temperatura ambiente, completando-se com água destilada até 100 mL para sofrer o último aquecimento à 100° C, por 20 minutos. Posteriormente, para melhor leitura das amostras, após total resfriamento em temperatura ambiente, os tubos foram colocados em recipiente com água e gelo.

O uso dos ácido nítrico e sulfúrico na mineralização das amostras, serviu para destruição da matéria orgânica, oxidando e desidratando, favorecendo assim, a transformação do carbono em CO₂ e do hidrogênio em água. O ácido sulfúrico destrói o metilmercúrio transformando-o em mercúrio metálico (forma inorgânica H²⁺), eliminando interferências na análise por absorção atômica.

3.2.4.2 Leitura

Para a determinação do mercúrio total usou-se o analisador Bacharach Coleman modelo MAS – 50 B, que utiliza a técnica de absorção atômica por arraste de vapor a frio, com o fornecimento de resultados em microgramas de mercúrio por gramas da amostra. O aparelho está calibrado para utilizar um volume de 100 mL.

O conteúdo de 100 mL da amostra mineralizada, foi transferida para o frasco do aparelho. Adicionou-se 10 mL de solução redutora preparada (cloreto estanoso a 10%) de modo rápido, fechando o frasco imediatamente com o aerador do aparelho. O cloreto estanoso a 10% converte todo mercúrio presente na amostra em mercúrio metálico. Ligando a bomba do aparelho, ocorre a circulação do ar em sistema fechado e todo vapor do metal é então, carregado para a célula de absorção. O mercúrio na forma atômica absorve radiação de comprimento de onda na faixa de 253,65 nm emitida pela fonte de luz. A quantidade de energia luminosa transmitida através da célula é detectada por um fototubo sensor de ultravioleta. O filtro disposto na frente deste fototubo permite apenas a transmissão desta radiação específica, garantindo assim, uma boa sensibilidade para a medida de radiação absorvida pelo mercúrio. Calcula-se o teor através da curva de calibração.

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi realizada uma análise exploratória sobre o peso da musculatura, da largura da carapaça, da concentração de mercúrio no tecido muscular dos siris e caranguejos estudados.

Os coeficientes de correlação de Pearson e os respectivos testes de significância foram calculados de forma a verificar se existia relação linear entre as seguintes variáveis: concentração de mercúrio, peso da musculatura e largura carapaça. Tal análise foi realizada tanto no caso geral, quanto por espécie e por categoria espécie/sexo.

Foi aplicado o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para verificar a existência de diferença entre as duas espécies e entre os sexos quanto à concentração de mercúrio.

O software utilizado na análise estatística foi o SPSS versão 10.0, 1999.

4 RESULTADOS

Os resultados obtidos nas análises de mercúrio em amostras da porção muscular de siris e caranguejos, são apresentados em tabelas e figura. Os valores individuais com seus respectivos pesos (total após cozimento e musculatura) e tamanho (largura) são demonstrados nos apêndices.

4.1 PESO DA MUSCULATURA X CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO

Os teores médios da concentração de Hg foram comparados aos pesos das musculaturas de exemplares de siri e caranguejo, subdivididos em faixas de valores de amplitude de 10 g, com limite inferior de 1 g e superior de 70 g e apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Teor médio de Hg (p.p.m.) em exemplares de siris (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*) agrupados por classes de peso.

Peso Musculatura (g)	SIRIS			CARANGUEJOS		
	n	%	X Hg (p.p.m.)	n	%	X Hg (p.p.m.)
1 10	13	16,88	0,013±0,009	0	0,00	-
10 20	61	79,22	0,026±0,022	10	12,82	0,018±0,009
20 30	3	3,90	0,033±0,026	28	35,90	0,021±0,014
30 40	0	0,00	-	30	38,46	0,015±0,013
40 50	0	0,00	-	6	7,69	0,014±0,006
50 60	0	0,00	-	3	3,85	0,011±0,003
60 70	0	0,00	-	1	1,28	0,011
TOTAL	77	100,00	0,024±0,022	78	100,00	0,017±0,012

n = número de exemplares.

Para os exemplares de siri, 79,22 % das amostras analisadas (61) agrupam-se na faixa entre 10 a 20 g e, o teor médio de Hg para esta faixa foi de $0,026 \pm 0,022$ p.p.m.; 16,88 % (13) foram classificados na faixa de peso entre 1 a 10 g com teor médio de $0,013 \pm 0,009$ p.p.m. de Hg e, 3,90 % (3) foram inseridos na faixa de 20 a 30 g apresentando o maior teor médio de Hg, de $0,033 \pm 0,026$ p.p.m.

Dos exemplares de caranguejos analisados, 35,90 % (28) foram classificados na faixas entre 20 a 30 g com teor médio de $0,021 \pm 0,014$ p.p.m. de Hg; 38,46 % (30) inseriram-se na faixa 30 a 40 g apresentando o teor médio de Hg de $0,015 \pm 0,013$ p.p.m. Pode-se evidenciar que 74,36 % dos exemplares utilizados para este estudo foram inseridos na faixa de peso entre 20 a 40 g. O tratamento estatístico dos resultados não demonstrou correlação linear significativa entre o grau de assimilação de Hg e o peso dos exemplares, tanto para as amostras de siri, como de caranguejos.

4.2 LARGURA DA CARAPAÇA X CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO

Com o objetivo de verificar a interferência da largura da carapaça (tamanho) sobre a concentração de Hg-total, os exemplares de siri e caranguejo foram mensurados e, os valores distribuídos em faixas de amplitude com limite inferior igual a 55 mm e superior de 110 mm, com intervalos de 5 mm entre as faixas. Estes resultados encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4: Teor médio de Hg-total em exemplares de siri (*Callinectes danae*) capturados na praia da Luz, no município de São Gonçalo-RJ e caranguejos (*Ucides cordatus*) capturados no mangue do Jardim Gramacho, no município de Duque de Caxias, subdivididos por faixas de tamanho da largura da carapaça.

Largura da Carapaça (mm)	SIRIS			CARANGUEJOS		
	n	%	X Hg (p.p.m.)	n	%	X Hg (p.p.m.)
55 - 60	0	0,00	-	6	7,69	0,017±0,009
60 - 65	0	0,00	-	16	20,51	0,026±0,017
65 - 70	0	0,00	-	23	29,49	0,017±0,013
70 - 75	0	0,00	-	20	25,64	0,014±0,010
75 - 80	1	1,30	0,009	7	8,98	0,013±0,006
80 - 85	4	5,19	0,022±0,015	6	7,69	0,011±0,004
85 - 90	10	12,99	0,016±0,011	0	0,00	-
90 - 95	15	19,48	0,022±0,024	0	0,00	-
95 - 100	18	23,38	0,021±0,017	0	0,00	-
100 - 105	18	23,38	0,033±0,030	0	0,00	-
105 - 110	11	14,28	0,024±0,016	0	0,00	-
TOTAL	77	100,00	0,024±0,022	78	100,00	0,017±0,012

n = número de exemplares

Dos exemplares analisados de siri, 46,76 % encontram-se na faixa entre 95 a 105 mm apresentando teor médio de $0,021 \pm 0,017$ p.p.m e $0,033 \pm 0,030$ p.p.m. de Hg total. Nos exemplares de caranguejos 55,13 % situam-se nas faixas compreendida entre 65 a 75 mm. Sendo que os exemplares com largura de carapaça entre 65 a 70 mm apresentaram teor médio de $0,017 \pm 0,013$ p.p.m. e, entre 70 a 75 mm, $0,014 \pm 0,010$ p.p.m. de Hg.

Não foi evidenciado correlação linear significativa entre estas variáveis para ambas as espécies, donde se constata que o aumento da concentração de mercúrio não é proporcional a largura da carapaça.

4.3 CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM SIRI E CARANGUEJO

As concentrações médias, valores mínimos e máximos de Hg-total em ambas as espécies analisadas, pode ser visualizada na Tabela 5. Este resultado demonstra uma maior concentração média de Hg para os exemplares de siri ($0,024 \pm 0,021$ p.p.m.). Estes valores foram distribuídos em faixas de valores de amplitude igual a 0,010 p.p.m., com limite inferior da primeira faixa igual a 0 p.p.m. e limite superior da última faixa igual a 0,110 p.p.m., e, os resultados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 5: Distribuição média do teor de mercúrio em siris (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*) coletados na baía de Guanabara-RJ, nos municípios de São Gonçalo e Duque de Caxias, respectivamente.

ESPÉCIE	n	Hg(p.p.m.)			
		mínimo	máximo	média	desvio padrão
<i>Callinectes danae</i>	77	0,003	0,104	0,024	0,021
<i>Ucides cordatus</i>	78	0,004	0,068	0,017	0,012

n = número de exemplares

Tabela 6: Teor de Hg-total em porção muscular de amostras de siri (*Callinectes danae*) e caranguejos (*Ucides cordatus*), subdivididos em faixas de valores.

Hg (p.p.m.)	SIRI		CARANGUEJO	
	n	%	n	%
0,000 0,010	17	22,08	20	25,64
0,010 0,020	26	33,76	37	47,43
0,020 0,030	15	19,48	12	15,38
0,030 0,040	11	14,28	4	5,13
0,040 0,050	1	1,30	2	2,57
0,050 0,060	0	0,00	1	1,28
0,060 0,070	2	2,60	2	2,57
0,070 0,080	2	2,60	0	0,00
0,080 0,090	1	1,30	0	0,00
0,090 0,100	0	0,00	0	0,00
0,100 0,110	2	2,60	0	0,00
TOTAL	77	100,00	78	100,00

n = número de exemplares

Ao se analisar a distribuição de mercúrio na musculatura de siri (*Callinectes danae*), observa-se que 33,76 % dos exemplares apresentam-se entre 0,010 p.p.m. a 0,020 p.p.m.; e 22,08 % até 0,010 p.p.m.; 19,48 % entre 0,020 p.p.m. a 0,030 p.p.m., e 14,28 % entre 0,030 p.p.m. a 0,040 p.p.m. Pode-se perceber que 89,60 % do total de exemplares analisados apresentou entre 0,000 p.p.m. a 0,040 p.p.m.

Nos caranguejos, 47,43 % dos exemplares apresentou entre 0,010 p.p.m. a 0,020 p.p.m., 25,64 % até 0,010 p.p.m., e 15,38 % entre 0,020 p.p.m. a 0,030 p.p.m. Para esta espécie observou-se que 88,45 % dos exemplares apresentou até 0,030 p.p.m. de Hg-total.

A comparação do teor de mercúrio total em exemplares machos e fêmeas de siri e caranguejo, pode ser feita no gráfico caixa (*box plot*), apresentado na figura 1. É possível perceber que alguns exemplares foram considerados como discrepantes (o) ou mais que discrepantes(*) em relação aos demais, em termos deste teor. Não houve diferença estatisticamente significativa ao nível de 5 % de significância, entre o siri e caranguejo quanto ao teor de Hg-total e entre machos e fêmeas da mesma espécie.

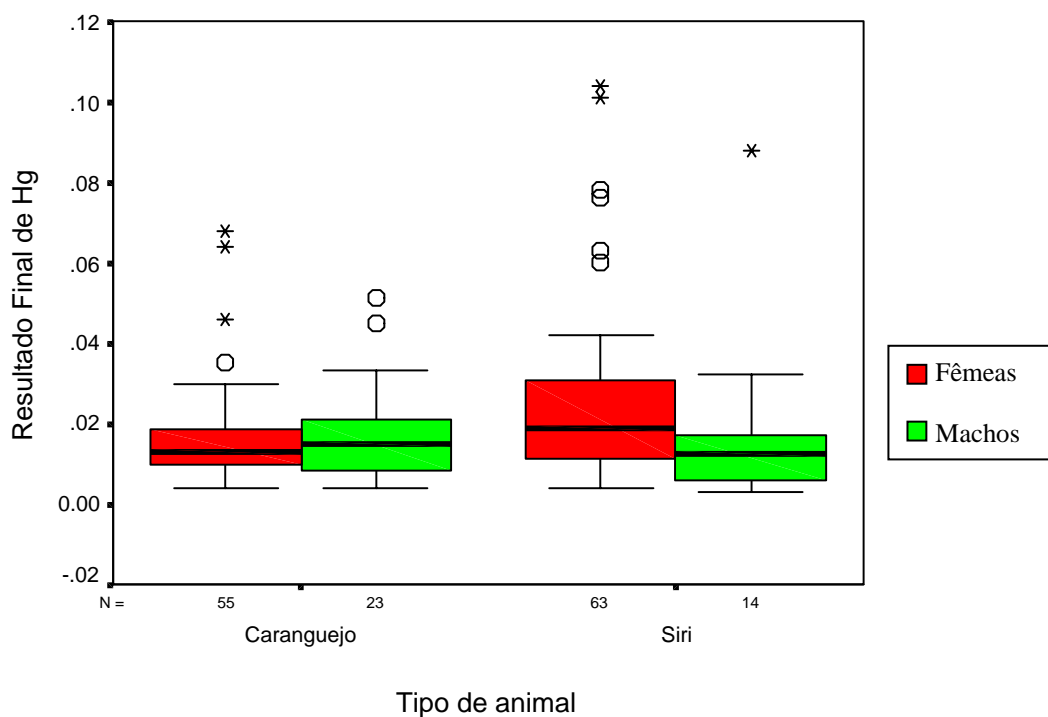


Figura 1: Teor de Hg-total em exemplares machos e fêmeas de siri (*Callinectes danae*) e caranguejo (*Ucides cordatus*).

Comparando-se o teor de Hg-total evidenciado nas amostras de siri e caranguejo, não foi constatado diferença estatisticamente significativa entre as duas espécies ao nível de 5 % de significância.

5 DISCUSSÃO

Várias pesquisas sobre a assimilação de mercúrio em organismos aquáticos tem sido realizados (ESTABLIER, 1972; KIORBOE et al.,1983; BUZINA et al., 1989; GIORDANO et al., 1991; PASTOR et al., 1994; CHICOUREL et al., 1995; FUKOMOTO & OLIVEIRA, 1995; D'AMATO et al., 1997; MÁRSICO et al., 1999), porém poucas inseriram os siris e caranguejos na amostragem (BALKAS et al., 1982; TOMMASI, 1982; BUZINA et al., 1989; ANDERSEN & DEPLEDGE, 1997; PANDIT et al., 1997; VALENTE et al., 2001). Da mesma forma, poucos utilizaram o siri do gênero *Callinectes*, também utilizado neste estudo (TOMMASI, 1982; SASTRE et al., 1999), assim como, o caranguejo da espécie *Ucides cordatus* (VALENTE et al., 2001).

O siri e o caranguejo são amplamente consumidos pelas populações que vivem nas regiões litorâneas onde são capturados. Atualmente, também muito comercializados para restaurantes e churrascarias, tanto os que se localizam próximos ao litoral quanto aqueles em grandes cidades, pois, estão se especializando em frutos do mar em seus cardápios. Sua importância em Saúde Pública se dá ao fato de se enquadrarem no processo de bioacumulação e biomagnificação, que por se encontrarem no ápice da cadeia alimentar (se alimentando de restos de organismos aquáticos mortos), são potencialmente tranferidores de mercúrio para os consumidores humanos.

BALKAS et al. (1982) pesquisaram mercúrio em siris da espécie *Portunus pelagicus* e compararam com a concentração verificada em peixes e camarões do mesmo local, concluindo que os siris demonstraram maior habilidade em assimilar este metal. Em 21 amostras utilizadas no estudo encontraram uma concentração média de 0,132 µg/g Hg. Este teor, embora tenha sido mais elevado que a média verificada por nós, pode estar correlacionada ao período de aplicação de fungicidas na região nordeste

do mediterrâneo, e fatores como sazonalidade, parâmetros meteorológicos e mudanças fisiológicas relatadas pelos autores.

Contudo, SASTRE et al. (1999) ao estudarem siris da mesma espécie utilizada por nós, que também apresenta importância na pesca comercial do Caribe, reportou teores entre 0,37 e 0,50 $\mu\text{g/g}$, que estão bem acima dos valores reportados por BALKAS et al. (1982) e o observados em nosso estudo. É importante ressaltar que estes autores também não constataram relação estatisticamente significativa entre comprimento, largura da carapaça e concentração do metal, que vem ao encontro dos resultados deste estudo.

ANDERSEN & DEPLEDGE (1997) pesquisaram mercúrio em caranguejos, da espécie *Cancer pagurus*, capturados na ilha de São Miguel em Açores, entretanto, objetivaram avaliar a concentração do metal nas glândulas digestivas, nas brânquias e na porção muscular. Obtiveram resultados bastante superiores aos nossos, inclusive para parte comestível, que evidenciou um teor médio de 0,725 $\mu\text{g/g}$. Teores mais elevados foram relatados para glândulas digestivas, de 1,265 $\mu\text{g/g}$ e, de 0,864 $\mu\text{g/g}$ para as brânquias. Estes altos teores são comparados aos altos teores relatados para peixes predadores como *Xiphias gladius* e atum (MÁRSICO et al., 2002); os mesmos autores anteriormente relatados, evidenciaram uma correlação fortemente significativa entre largura da carapaça e concentração de mercúrio para brânquia e porção muscular, fato não constatado em nosso estudo, mas que possivelmente está relacionado aos altos teores observados nas amostras oriundas dos Açores, onde provavelmente deve haver algum agravante ambiental que esteja contribuindo para dispersão de Hg neste ambiente.

Esta consideração encontra respaldo nos resultados reportados por RENZONI et al. (1974) *apud* SOUZA & DONNIER (1976) que relataram teores médio extremamente altos (4,5 $\mu\text{g/g}$) em caranguejos capturados próximo a uma fábrica de cloro-soda na Itália, onde o mercúrio é utilizado como cátodo na célula eletrolítica podendo ser fonte

RENZONI, A. et al. Mercury concentration in the water, sediments and fauna of na area of the Tyrrhenian coast. *Rev. Inter. Oceanogr. Méd.*, v. 35/36, p. 159-163, 1974.

de poluição ambiental (BEZERRA, 1990 *apud* UNGAR, 1998).

Ainda com ênfase na questão ambiental, BUZINA et al. (1989) reportaram teor médio de 0,0361 µg/g de Hg-total em siris da espécie *Portunus corrugatus* capturados em uma área do mar Adriático, comprovadamente poluída com mercúrio inorgânico proveniente de uma indústria local.

Em uma avaliação realizada pelo F.D.A. (1995), nos Estados Unidos, examinando a contaminação por metilmercúrio em amostras de siris e caranguejos capturados de outubro de 1992 a setembro de 1994, mostrou que a média registrada foi de 0,13 p.p.m. Resultados abaixo do limite preconizado foram apresentados por PANDIT et al. (1997) encontrando concentrações de metilmercúrio em siris da espécie *Scylla serrata*, com valores de 0,344 µg/g (peso seco) com desvio padrão de 0,025 no ecossistema de Thane Creek, na Índia.

Valores abaixo do estabelecido pela legislação brasileira, foram registrados por TOMMASI (1982), na Baía de Santos, no Estado de São Paulo, em que a SEMA desenvolvendo um projeto de avaliação de metais pesados, através da parceria com a CETESB, encontraram no siri-azul (*Callinectes* spp.), valores que atingiram 0,5 p.p.m. Podendo ser comparado ao presente estudo em que valores máximos de mercúrio não ultrapassaram 0,104 em siris (*Callinectes danae*) e 0,068 em caranguejos (*Ucides cordatus*).

Segundo a F.D.A.(1995) a recomendação de consumo é desnecessária para dez espécies de frutos do mar, dentre eles o siri e caranguejo. Isto porque o nível de metilmercúrio nestas espécies é menor que 0,2 p.p.m. e pouca pessoas consomem mais que o sugerido limite por semana para o nível de contaminação por metilmercúrio.

Apesar disso, há a preocupação quanto ao fato de o mercúrio ser um metal altamente cumulativo nos organismos aquáticos e humano, e, possuir taxas de excreção baixas, levando-nos a alertar que mesmo relatando valores de mercúrio, nos siris e

BEZERRA, J.F.M. Estimativas de cargas de mercúrio liberadas para o meio ambiente por atividades industriais: caracterização de fontes. *In*: Seminário Nacional sobre Riscos e Conseqüências do Uso do Mercúrio, Brasília, 1989. Trabalhos Apresentados. Rio de Janeiro, FINEP/UFRJ, p.91-109, 1990.

caranguejos, abaixo do permitido na legislação, novas pesquisas devem monitorar a poluição que ocorrem nos estuários brasileiros, pela contaminação por despejo de resíduos sólidos e líquidos de origem doméstica, industrial e agrícola, para se evitar no futuro um problema de saúde pública.

Ainda deve-se lembrar que mesmo com baixa probabilidade de ingestão constante de metilmercúrio para a maioria da população brasileira, através do consumo de siri e caranguejo, pelo relativo baixo consumo desse tipo de alimento, este fato não elimina o risco tóxico e não justifica a falta de atenção para com o problema. Principalmente, em situações onde o siri e caranguejo é significativamente consumido, o que se presume ocorrer principalmente entre os pescadores e seus familiares, com destaque fundamental para as gestantes e crianças, em razão dos riscos a que estão submetidas.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que:

- ✓ Não existe risco sanitário imediato no consumo de siris e caranguejos capturados na praia da Luz, em São Gonçalo e no mangue do Jardim Gramacho em Duque de Caxias – RJ, visto que o teor médio para ambas as espécies não ultrapassou o limite de tolerância estipulado pela legislação em vigor (BRASIL, 1999).
- ✓ Considerando as amostras estudadas, a concentração de Hg-total não está correlacionado ao tamanho, ao peso e ao sexo em exemplares de siri (*Callinectes danae*) e caranguejo (*Ucides cordatus*).
- ✓ É fundamental a monitorização de Hg-total em amostras da biota aquática visto que trata-se de um metal altamente tóxico e de efeito cumulativo e, atualmente, pequenas quantidades deste metal no organismo humano já estão sendo incriminados de desencadear sintomas psicossomáticos como depressões, anteriormente não relacionados à contaminação mercurial.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL e SILVA, C. C.; TOMMASI, L. R.; BOLDRINI, C. V.; NAVAS-PEREIRA, D. Níveis de Mercúrio na Baixada Santista. *Ciência e Cultura*, v. 35, n. 6, p. 771-773, jun, 1983.

ANDERSEN, J. L.; DEPLEDGE, M. H. A Survey of Total Mercury and Methylmercury in Edible Fish and Invertebrates from Azorean Waters. *Marine Environmental Research*, v. 44, n. 3, p. 331-350, 1997.

ANDRADE, J. C.; BUENO, M. I. M.S. O Mercúrio e o Ambiente: um Ponto de Vista. *Química Nova*, v. 12, n. 2, p. 208-210, 1989.

ANÔNIMO. Ações dos Metais. Informações sobre os principais elementos utilizados no trabalho. *Proteção*, v. 6, n. 30, p. 180-182, jun. 1994.

BALKAS, T. I.; TUGRUL, S.; SALIHOGLU, I. Trace Metal Levels in Fish and Crustacea from Northeastern Mediterranean Coastal Waters. *Marine Environmental Research*, v. 6, p. 281-289, 1982.

BAKIR, F.; DAMLUJI, S. F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTHADHA, M.; KLALIDI, A.; ALRAWI, N. Y.; TIKRITI, S.; DHAHIR, H. I.; CLARCKSON, T. W.; SMITH, J. C.; DOHERTY, R. A. Methylmercury Poisoning in Iraq: An Interuniversity Report. *Science*, v. 181, p. 230-240, 20 jul. 1973.

BARAK, N. A. E.; MASON, C. F. Mercury, Cadmium and Lead Concentrations in Five Species of Freshwater Fish from Eastern England. *The Science of the Total Environment*, v. 92, p. 257-263, 1990.

BARGHIGIANI, G.; PELLEGRINI, D.; D'ULIVO, A.; DE RANIERI, S. Mercury Assessment and its Relation to Selenium Levels in Edible Species of the Northern Tyrrhenian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 22, n. 8, p. 406-409, 1991.

BARGHIGIANI, C.; RANIERI, S. Mercury Content in Different Size Classes of Important Edible Species of the Northern Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 24, n. 2, p. 114-116, 1992.

BARRETO, M. L.; MARINHO, A. C. *Poluição Mercurial: Parâmetros Técnicos-Jurídicos*. CETEM – Centro de Tecnologia Mineral. Série Estudos e Documentos, n. 27, 42p., 1995.

BARROCAS, P. R.; WASSERMAN, J. C. O Mercúrio na Baía de Guanabara: uma Revisão Histórica. *Geochimic. Brasil*, v. 9, n. 2, p. 115-127, 1995.

BERLIN, H.; CLARCKSON, W. T.; FRIBERG, L. T.; GAGE, J. C.; GOLDWATER, L. J.; JERNELOV, K.; KAZANTZIS, G.; MAGOS, K.; NORDBERG, G. F.; RADFORD, E. P.; RAMEL, C.; SKERFVING, S.; SMITH, R. S.; SUZUKI, T.; SWENSSON, A.; TEJNING, S.; TRUHAUT, R.; VOSTAL, J. Maximun Allowable Concentration of Mercury Compounds. *Archives of Environmental Health*, v. 19, p. 891-902, 1969.

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

BODALY, R. A.; RUDD, J. W. M.; FUDGE, R. J. P.; KELLY, C. A. Mercury Concentrations in Fish Related to Size of Remote Canadian Shield Lakes. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, v. 50, p. 980-987, 1993.

BOLDRINI, C. V.; PEREIRA, D. N. Metais pesados na Baía de Santos e Estuários de Santos e São Vicente. *Ambiente: Revista CETESB de Tecnologia*, v. 1, n. 3, p. 118-127, 1987.

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

BRASIL. Comissão de Normas e Padrões para Alimentos. Resolução nº 18/75. Fixa Limites de Tolerância para o Mercúrio em Alimentos. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 09 dez. 1975.

_____. Ministério da Agricultura e do Abastecimento – Secretaria de Defesa Agropecuária. *Instrução Normativa nº42*, de 20 de dezembro de 1999.

BUZINA, R.; SUBOTICANEC, K.; VUKUSIC, J.; SPUNAR, J.; ANTONIC, K.; ZORICA, M. Effect of Industrial Pollution on Seafood Content and Dietary Intake of Total and Methylmercury. *The Science of the Total Environment*, v. 78, p. 45-57, 1989.

BYRNE, L. Brazil's Mercury Poisoning Disaster. *Brithish Medical Journal*, v. 304, n. 6839, p. 1397, 30 mai. 1992.

CÂMARA, V. M.; CAMPOS, R. C.; PEREZ, M. A.; TAMBELINI, A. T.; KLEIN, C. H. Teores de Mercúrio no cabelo: um estudo comparativo em Trabalhadores da Lavoura de Cana-de-açúcar com exposição pregressa aos fungicidas organo-mercuriais no município de Campos – RJ. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 2, n. 3, p. 359-372, jul/set, 1986.

_____; CAMPOS, R. C.; FRANKEL, P.; PEREZ, M. A.; FALCÃO, M. P. Estudo Comparativo dos Efeito da Utilização de Mercúrio por Dentistas. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 6, n. 2, p. 186-200, abr/jun, 1990.

_____; FILHOTE, M. I. F.; LIMA, M. I. M.; ALHEIRA, F. V.; MARTINS, M. S.; DANTAS, T.O.; LUIZ, R. R. Metodologia para Prevenir Exposição ao Mercúrio em Adolescentes de Garimpos de Ouro em Mariana, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 12, n. 2, p. 149-158, abr/jun, 1996a.

_____; SILVA, A. P.; PIVETTA, F.; PEREZ, M. A.; LIMA, M. I. M.; FILHOTE, M. I. F.; TAVARES, L. M. B.; MACIEL, M. V.; ALHEIRA, F. V.; DANTAS, T.; MARTINS, M. S. Estudo dos Níveis de Exposição e Efeitos à Saúde por Mercúrio Metálico em uma População Urbana de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 12, n. 1, p. 69-77, jan/mar, 1996b.

CHICOUREL, E. L.; TENUTA-FILHO, A.; SAKUMA, A. M.; ZENEBO, O.; AMORIN, A. R. Mercúrio em pescado comercializado em São Paulo – SP. *Ciência e Tecnologia Alimentar.*, v. 15, n. 2, p. 144-149, jul./dez. 1995.

COUTO, R. C. S.; CÂMARA, V. M.; SABROZA, P. C. Intoxicação Mercurial: Resultados Preliminares em Duas Áreas Garimpeiras – PA. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 4, n. 3, p. 293-300, jul/set, 1988.

CURRA, M.A. Metales pesados en productos de la pesca. *Industria Conservera*, p. 38-41, mar. 1996.

D'AMATO, C.; SÃO CLEMENTE, S. C.; SPIEGEL, J; SANTOS, N. N. Levantamento sobre os Índices de Mercúrio Presentes em Mexilhões (*Perna perna*. L.) Oriundos da Praia de Piratininga, e Baías de Guanabara e Sepetiba. *Higiene Alimentar*, v. 11, n. 50, p. 30-35, 1997.

DAVIDSON, J. W. Improved Method for the Determination of Mercury in Fish Tissue Using 50% Hydrogen Peroxide and a Hot Block. *Analyst*, v. 104, p. 683-687, jul. 1979.

DE LA FUENTE RAMÍREZ, L.; MARTINEZ, M. T.; ZAPARETO, J; HERRANZ, M.C. Incidencia Sanitaria y Evaluación Toxicológica de Aluminio (Al), Mercurio (Hg), Plomo (Pb) y Arsénico (As). *Alimentaria*, v. 186, p. 67-70, out. 1987.

DEITZ, F. D.; SELL, J. L.; BRISTOL, D. Metals and Other Elements – Rapid, Sensitive Method for Determination of Mercury in a Variety of Biological Samples. *Journal of the Association of Official Analytical Chemistry*, v. 56, n. 2, p. 378-382, 1973.

DIAS, V. M. C.; BIZOTTO, M.; FELISBERTO, R. Determinação de Mercúrio em Pescado por Espectrofotometria de Absorção Atômica. *Boletim Técnico nº 10*, Fundação de Ciência e Tecnologia, 17 p., abr., 1989.

DIAZ, C.; PADRÓN, A. G.; FRÍAS, I.; HARDISSON, A.; LOZANO, G. Concentrations of Mercury in Fresh and Salted Marine Fish from the Canary Islands. *Journal of Food Protection*, v. 57, n. 3, p. 246-248, 1994.

EDWARDS, T.; McBRIDE, B. C. Biosynthesis and Degradation of Methylmercury in Human Faeces. *Nature*, v. 253, p. 462-464, 6 fev. 1975.

EPSTEIN, P. R. Mercury Poisoning. *The Lancet*, v. 337, p. 1344, 1 jun. 1991.

ESTABLIER, R. Concentración de Mercúrio en los Tejidos de Algunos Peces, Moluscos y Crustáceos del Golfo de Cádiz y Caladeros del Noroeste Africano. *Investigaciones Pesqueras*, v. 36, n. 2, p. 355-364, 1972.

EYSINK, G. G. J.; PÁDUA, H. B.; MARTINS, M. C. Presença do Mercúrio no Ambiente. *Ambiente: Revista CETESB de Tecnologia*, v. 2, n. 1, p. 43-50, 1988.

EYSINK, G. G. J.; PÁDUA, H. B.; PIVA-BERTOLETTI, S. A. E.; MARTINS, M. C.; PEREIRA, D. N.; ROBERTO, S. Metais Pesados no Vale do Ribeira e em Iguape-Cananéia. *Ambiente: Revista CETESB de Tecnologia*, v. 2, n. 1, p. 6-13, 1988.

FERREIRA, J. R.; BERGAMIN FILHO, H.; KRUG, J. F.; MENEZES, N. A.; HANSEN, P.E.; JORGENSEN, S. S. Mercury in Water and Fish from the São Vicente Estuary near Santos. Brasil. *Ambio*, v. 8, n. 5, p. 210-213, 1979.

FERREIRO, M. F. S. Impacto dos Poluentes Metálicos em Ecossistemas Aquáticos. CEPED, Brasília, 1976.

FITZGERALD, W. F.; CLARCKSON, T. W. Mercury and Monomethylmercury: Present and Future Concerns. *Environ. Health Perspect.*, v. 96, p. 159-166, 1991.

FJELD, E.; ROGNERUD, S. Use of Path Analysis to Investigate Mercury Accumulation in Brown Trout (*Salmo trutta*) in Norway and the Influence of Environmental Factors. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, v. 50, p. 1158-1167, 1993.

FOOD AND DRUG ADMINISTRATION. F.D.A. Consumer. *Mercury in Fish: Cause for Concern?*. Set. 1994, revisado mai. 1995. Disponível em: [Http://www.fda.gov/opacom/catalog/mercury.html](http://www.fda.gov/opacom/catalog/mercury.html). Acesso em 12 mai. 2002.

FRANCESCONI, K. A.; LENANTON, R. C. Mercury Contamination in a Semi-enclosed Marine Embayment: Organic and Inorganic Mercury Content of Biota, and Factors Influencing Mercury Levels in Fish. *Marine Environmental Research*, v. 33, p. 189-212, 1992.

FUKUMOTO, C. J.; OLIVEIRA, C. A. F. Determinação de Mercúrio em Pescado Comercializado no Município de São Paulo, SP – Brasil. *Higiene Alimentar*, v. 9, p. 27-30, nov. – dez. 1995.

GALLARDO CESPEDES, A. Niveles máximos de tolerancia de mercurio en los alimentos. *Alimentaria*, v. 132, p. 41-42, 1982.

GARCIA, M. H. O.; MÁRSICO, E. T.; SÃO CLEMENTE, S. C.; SANTOS FILHO, J. M. Contaminação por Mercúrio em sushi/sashimi comercializados em restaurante do município de Niterói-RJ – Brasil. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária*, v. 7, n. 2, p. 83-86, mai/ago, 2000.

GARDNER, D.; DAL PONT. A Rapid, Simple Method for the Determination of Total Mercury in Fish and Hair by Cold-Vapour Atomic Absorption Spectrophotometry. *Analytical Chemistry Acta*, v. 108, p. 13-20, 1979.

GELBIER, S.; INGRAM, J. Possible Foetotoxic Effects of Mercury Vapour: a Case Report. *Public Health*, v. 103, p. 35-40, 1989.

GEORGE, L.; HUNTER, W.; SCOTT, F. E.; SIRACUSA, L.; BUFFETT, C.; OSTOFI, G.; ZINKEWICH, R.; COLE, D. C. The mercury emergency in Halminton, September 1993. *Environmental Health*, v. 58, n. 8, p. 6-10, abr.1996.

GIORDANO, R.; ARATA, P.; CIARALLI, L.; RINALDI, S.; GIANI, M.; CICERO, A. M.; COSTANTINI, S. Heavy Metals in Mussels and Fish from Italian Coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 22, n. 1, p. 10-14, 1991

GLINA, D. M. R.; SATUT, B. T. G.; ANDRADE, E. M. O. A. A exposição ocupacional ao mercúrio metálico no módulo odontológico de uma unidade básica de saúde localizada na cidade de São Paulo. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 13, n. 2, p. 257-267, abr/jun, 1997.

GO, E. C.; PANDEY, A. S.; Mac RAE, T. H. Effect of Inorganic Mercury on the Emergence and Hatching of the Brine Shrimp *Artemia franciscana*. *Marine Biology*, v. 107, p. 93-102, 1990.

GOELLER, H. E.; ZUCKER, A. Infinite Resources: The Ultimate Strategy. *Science*, v. 223, n. 4635, p. 456-462, feb.1984

GRANDJEAN, P.; WEIHE, P.; JORGENSEN, P. J.; CLARKSON, T.; CERNICHIARI, E.; VIDERO, T. Impact of Maternal Seafood Diet on Fetal Exposure to Mercury, Selenium, and Lead. *Archives of Environmental Health*, v. 47, n. 3, mai./jun. 1992.

_____; CARDOSO, B.; GUIMARÃES G. Mercury Poisoning. *The Lancet*, v. 342, n. 8877, p. 991, 16 out. 1993.

HACON, S.; ROCHEDO, E. R. R.; CAMPOS, R. R. R.; LACERDA, L. D. Mercury Exposure Through Fish Consumption in the Urban Area of Alta Floresta in the Amazon Basin. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 58, p. 209-216, 1997.

HATCH, W. R.; OTT, W. L. Determination of Submicrogram Quantities of Mercury by Atomic Absorption Spectrophotometry. *Analytical Chemistry*, v. 40, p. 2085-2087, 1968.

HUGUNIN, A. G.; BRADLEY JR., R. L. Contamination of food and analytical methods. *Journal of Milk Food Technology*, v. 38, n. 6, p. 354-368, 1975.

HUTTON, M. Human Health Concerns of Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic. In: Hutchinson, T. C.; Meema, K. M., ed. *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. Chichester, John Wiley & Sons Ltda, p. 53-68, 1987.

IMURA, N.; SUKEGAWA, E.; PAN, S. K.; NAGAO, K.; KIM, J. Y.; KWAN, T.; UKITA, T. Chemical Methylation of Inorganic Mercury with Methylcobalamin, a Vitamin B12 Analog. *Science*, v. 172, n. 3989, p. 1248-1249, 18 jun. 1971.

JARDIM, W. de F. Metais pesados, um dano irreparável. *Revista Brasileira de Tecnologia*, Brasília, v. 14, n. 2, p. 41-45, mar./abr. 1983.

_____. Contaminação por Mercúrio: Fatos e Fantasias. *Ciência Hoje*, v. 7, n. 41, p. 78-79, abr. 1988

JENSEN, S.; JERNELOV, A. Biological Methylation of Mercury in Aquatic Organisms. *Nature*, v. 223, n. 5207, p. 753-754, 16 ago. 1969.

KANTIN, R.; NIENCHESKI, L. F. Comportamento Físico-Químico do Mercúrio no Ambiente Marinho: uma Revisão. *Acta Toxicológica*, Série Contribuições da Base Oceanográfica Atlântica, nº 15, Fundação Universidade do Rio Grande, Pelotas, v. 11, n. 1, p. 1-26, 1979.

KIORBOE, T.; MOHLENBERG, F.; RIISGARD, H. U. Mercury Levels in Fish, Invertebrates and Sediments in a Recently Recorded *Polluted Area (Nissum Broad, Werstern Limfjord, Denmark)*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 14, n. 1, p. 21-24, jan. 1983.

KIVALO, P.; VISAPÄÄ, A.; BÄCKAMAN, R. Atomic Absorption Determination of Mercury in Fish Using the Coleman MAAS – 50 Mercury Analyser. *Analytical Chemistry*, v. 46, n. 12, p. 1814-1817, 1974.

KOIZUMI, A.; AOKI, T.; TSUKADA, M.; NARUSE, M.; SAITOH, N. Mercury, not sulphur dioxide, poisoning as cause of smelter disease in industrial plants producing sulphuric acid. *Public Health*, v. 343, p. 1411-1412, 4 jun. 1994.

KRABBENHOFT, D. P.; GILMOUR, C. C.; BENOIT, J. M.; BABIARZ, C. L.; ANDREN, A. W.; HURLEY, J. P. Methylmercury Dynamics in Littoral Sediments of a Temperate Seepage Lake. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, v. 55, p. 835-844, 1998.

KUDO, A.; TURNER, R.R. Mercury Contamination of Minamata Bay: Historical Overview and Progress Towards Recovery. *Environmental Science*, p. 143-158, 1999.

LACERDA, L. D.; MENESES, C. F. O Mercúrio e a contaminação de reservatórios no Brasil. *Ciência Hoje*, v. 19, n. 110, p. 34-39, jun. 1995.

_____. Minamata Livre de Mercúrio. *Ciência Hoje*, v. 23, n. 133, p. 24-31, nov. 1997a.

_____. Evolution of Mercury Contamination in Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 97, p. 247-255, 1997b.

_____; SALOMONS, W. Mercury Contamination from New World Gold and Silver Mine Tailings. In: Ebinghaus, R.; Turner, R. R.; Lacerda, L. D.; Vasiliev, O.; Salomons, W. *Mercury Contaminated Sites. Characterization, Risk Assessment and Remediation*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 73-87, 1999.

LAMB, K. P. Mercury Levels in nine Species of Fish from the Ok Tedi and Upper Fly River. *Science in New Guinea*, v. 5, n. 1, p. 7-11, 1977.

LAPORTE, J. M.; TRUCHOT, J. P.; RIBEYRE, F.; BOUDOU, A. Combined Effects of Water pH and Salinity on the Bioaccumulation of Inorganic Mercury and Methylmercury in the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 34, n. 11, p. 880-893, 1997.

LEINO, T.; LODENIUS, M. Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 175, p. 119-125, 1995.

LINDBERG, S.; STOKES, P. M.; GOLDBERG, E.; WREN, C. Group report: Mercury. In: Hutchinson, T. C.; Meema, K. M., ed. *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. Chichester, John Wiley & Sons Ltda, p. 17-33, 1987.

MAGOS, L.; TUFFERY, A. A.; CLARKSON, T. W. Volatilization of Mercury by Bacteria. *British Journal of Industrial Medicine*, v. 21, n. 4, p. 294-298, out. 1964.

MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; BASTOS, W. R.; SOUZA, C. M. M. Utilização do acessório de geração de vapor frio para análise de mercúrio em investigações ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. *Ciência e Cultura*, v. 41, n. 1, p. 88-92, jan. 1989.

_____; CASTRO, M. B.; BASTOS, W. R.; BRANCHES, F. J. P.; GUIMARÃES, J. R. D.; ZUFFO, C. E.; PFEIFFER, W. C. An Assessment of Hg Pollution in Different Goldmining areas, Amazon Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 175, p. 127-140, 1995.

_____; GUIMARÃES, J. R. D.; CASTRO, M. B.; BASTOS, W. R.; VIANA, J. P.; BRANCHES, F. J. P.; SILVEIRA, E. G.; PFEIFFER, W. C. Follow-up of Mercury Levels in Fish, Human Hair and Urine in the Madeira and Tapajós Basins, Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 97, p. 45-51, 1997.

MANTOVANI, D. M. B. Contaminantes metálicos em pescados. In: KAI, M. & RUIVO, U.E. *Seminário sobre controle de qualidade na indústria de pescado*, Santos, 1988. Santos Editora Universitária Leopoldianum, São Paulo, Edições Loyola, 1988, p 231-238.

MÁRSICO, E. T.; SANTOS, N. N.; SÃO CLEMENTE, S. C.; ZAMBORLINI, L. C. Determinação do Teor de Mercúrio em Camarões (*Penaeus notialis* e *Penaeus schmittii*) Coletados nas Baías de Guanabara e de Sepetiba, RJ. *Revista Brasileira de Medicina Veterinária.*, v. 21, n. 26, 1999.

_____; SÃO CLEMENTE, S.C.; SOBREIRO, L.G.; PARDI, H.S. Evaluation of total mercury contamination in two species of fish caught in South Brazilian Coast. In: XVII CONGRESSO PANAMERICANO DE CIENCIAS VETERINARIAS, 2002. Havana-Cuba. p.125.

MITRA, S. *Mercury in the ecosystem: its dispersion and pollution today*. Aedermannsdorf, Trans Tech Publications, 1986.

MORALES-AIZPURÚA, I. C.; TENUTA-FILHO, A.; SAKUMA, A. M.; ZENEBO, O. Mercúrio Total em Cação Comercializado em São Paulo – SP, Brasil. *Ciência e Tecnologia Alimentar.*, v. 19, n. 3, p. 429-432, set./dez. 1995

_____; TENUTA-FILHO, A.; SAKUMA, A. M.; ZENEBO, O. Use of Cysteine to Remove Mercury from Shark Muscle. *International Journal of Food Science and Technology*, v. 32, p. 333-337, 1997.

MÓSCA, N. P. *Concentração de Mercúrio nas Águas e Sedimentos da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil*. Niterói, 1980. 101p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica) – Universidade Federal Fluminense.

NARCHI, W. *Crustáceos*. São Paulo. Polígono. Editora da Universidade de São Paulo, 116 p., 1973

NRIAGU, J. O.; PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, v. 333, p. 134-139, 12 mai. 1988.

_____. A Global Assessment of Natural Sources of Atmospheric Trace Metals. *Nature*, v. 338, p. 47-49, 2 mar. 1989.

_____. O. Legacy of Mercury Pollution. *Nature*, v. 363, p. 589, 17 jun. 1993.

NOMURA, H. *Criação de Moluscos e crustáceos*. São Paulo, ed. Nobel, 102 p., 1978.

PACYNA, J. M. Atmospheric Emissions of Arsenic, Cadmium, Lead and Mercury from High Temperature Processes in Power Generation and Industry. In: Hutchinson, T. C. & Meema, K. M., ed. *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. Chichester, John Wiley & Sons Ltda, p. 69-87, 1987.

PANDIT, G. G.; JHA, S. K.; TRIPATHI, T. M.; KRISHNAMOORTHY, T. M. Intake of methyl Mercury by the population of Mumbai, India. *The Science of the Total Environment*, v. 205, p. 267-270, 1997.

PASTOR, A.; HERNÁNDEZ, F.; PERIS, M. A.; BELTRÁN, J.; SANCHO, J. V.; CASTILLO, M. T. Levels of Heavy Metals in Some Marine Organisms from the Western Mediterranean Area (Spain). *Marine Pollution Bulletin*, v. 28, n. 1, p. 50-53, 1994.

PETERSON, D. E.; KANAREK, M. S.; KUYKENDALL, M. A.; DIEDRICH, J. M.; ANDERSON, H. A.; REMINGTON, P. L.; SHEFFY, T.B. Fish consumption patterns and blood mercury levels in Wisconsin Chippewa Indians. *Archives of Environmental Health*, v. 49, n. 1, p. 53-58, jan./fev. 1994.

PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. D. Mercury Inputs into the Amazon Region, Brazil. *Environmental Technology Letters*, v. 9, p. 325-330, 1988.

PIRES, J. A.; MACHADO, E.P. 7 BITTAR, N. Riscos à Saúde e ao Ambiente por Mercúrio. *Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro*, v. 17, n. 4, p. 317-319, out.- dez. 1988.

PLOURDE, Y.; LUCOTTE, M.; PICHET, P. Contribution of Suspended Particulate Matter and Zooplankton to MeHg Contamination of the Food Chain in Midnorthern Quebec (Canada) reservoirs. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, v. 54, p. 821-831, 1997.

PORVARI, P. Mercury Levels of Fish in Tucuruí Hydroelectric Reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the State of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 175, p. 109-117, 1995.

PREGNOLATTO, W; GARRIDO, N.S.; TOLEDO, M. Pesquisa e Determinação de Mercúrio em Peixes de Água Salgada e Doce do Brasil. *Revista Instituto Adolfo Lutz*, v. 34, p. 95-100, 1974.

_____; TOLEDO, M.; SANTESSO, N. Teor de Mercúrio em Águas da Baixada Santista, São Paulo. *Revista Instituto Adolfo Lutz*, v. 39, n. 1, p. 5-15, 1979.

RAINBOW, P. S. Ecophysiology of Trace Metal Uptake in Crustaceans. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 44, p. 169-175, 1997.

RAO, M. V.; DUBEY, P. S. Occurrence of Heavy metals in air and their accumulation by tropical plants growing around an industrial area. *The Science of the Total Environment*, v. 126, p. 1-16, 1992.

RÍMOLI, L. Alerta Contra o Mercúrio. *Revista Brasileira de Tecnologia*, v. 19, n. 4, p. 47-49, abr. 1988.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N.; HELCIAS, B. P. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). *Revista Saúde Pública*, São Paulo, v. 19, p. 401-10, 1985.

ROESIJADI, G.; PETROCELLI, S. R.; ANDERSON, J. W.; PRESLEY, B. J.; SIMS, R. Survival and Chloride Ion Regulation of the Porcelain Crab *Petrolisthes armatus* Exposed to Mercury. *Marine Biology*, v. 27, p. 213-217, 1974.

ROSA, C. N. *O Siri*. Edart – São Paulo Livraria Editora Ltda., 71p., 1977.

RUSSEL-HUNTER, W. D. *Biologia dos Invertebrados Superiores*. São Paulo. Polígono. Editora da Universidade de São Paulo, 269 p., 1971.

SANTOS FILHO, E.; SOUZA e SILVA, R.; BARRETO, H. C.; INOMATA, O. N. K.; LEMES, V. R. R.; SAKUMA, A. M.; SCORSAFAVA, M. A. Concentrações sanguíneas de metais pesados e praguicidas organoclorados em crianças de 1 a 10 anos. *Revista Saúde Pública*, v. 27, n. 1, p. 59-67, 1993a.

_____; SOUZA e SILVA, R.; SAKUMA, A. M.; SCORSAFAVA, M. A. Teores de chumbo e mercúrio em cabelo de crianças residentes em Cubatão, na região sudeste do Brasil. *Revista Saúde Pública*, v. 27, n. 2, p. 81-86, 1993b.

SASTRE, M. P.; REYES, P.; RAMOS, H.; ROMERO, R.; RIVERA, J. Heavy Metal Bioaccumulation in Puerto Rican Blue Crabs (*Callinectes* spp.). *Bulletin of Marine Science*, v. 64, n. 2, p. 209-217, 1999.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. *Programa de Educação Ambiental do Vale do Ribeira*. São Paulo, Departamento Estadual de Proteção de Recursos Naturais / Secretaria da Educação. Série Educação Ambiental; Poluição v. 6, 76p., 1989.

SKARE, I.; ENGQVIST, A. Human Exposure to Mercury and Silver released from dental amalgam restorations. *Archives of Environmental Health*, v. 49, n. 5, p. 384-394, set./out. 1994.

SLOAN, J. P.; THOMPSON, J. A. J.; LARKIN, P. A. The Biological Half-life of Inorganica Mercury in the Dungeness Crab (*Cancer magister*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 31, p. 1571-1576, 1974.

SPANGLER, W. J.; SPIGARELLI, J. L.; ROSE, J. M.; MILLER, H. M. Methylmercury: Bacterial Degradation in Lake Sediments. *Science*, v. 180, n. 4082, p. 192-193, 13 abr. 1973.

SVENSSON, B. G.; SCHÜTZ, A.; NILSSON, A.; ÅKESSON, I.; ÅKESSON, B.; SKERFVING, S. Fish as a Source of Exposure to Mercury and Selenium. *Science of Total Environment*, v. 126, p. 61-74, 1992.

_____; NILSSON, A.; JONSSON, E.; SCHÜTZ, A.; ÅKESSON, B.; HAGMAR, L. Fish Consumption and Exposure to Persistent Organochlorine Compounds, Mercury, Selenium and Methylamines among Fishermen. *Scand Journal Work Environmental Health*, v. 21, p. 96-105, 1995.

SOUZA, S. P.; DONNIER, B. Impacto Ambiental Causado pelo Lançamento de Mercúrio no Ecossistema Marinho. *Boletim Técnico CEPED*, v. 3, n. 2, p. 35-62, mar./abr. 1976.

SUMMERS, A. O.; SILVER, S. Microbial Transformations of Metals. *Annual Review of Microbiology*, v. 32, p. 637-372, 1978.

TANNER, J. T.; FRIEDMAN, M. H.; LINCOLN, D. N. Mercury Content of Common Foods Determined by Neutron Activation Analysis. *Science*, v. 177, p. 1102-1103, 22 set. 1972.

TOMMASI, L. R. Poluição Marinha no Brasil, uma Síntese. *Ciência e Cultura*, v. 34, n. 3, p. 325-332, mar. 1982.

UNGAR, M. L. *Concentração de Mercúrio em Exemplos de Pescada-do-Piauí (Plagioscion squamosissimus) (Heckel, 1840) Capturados nos Reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Barra Bonita e de Rosana, São Paulo, 1994. São Paulo, 1998. 140p. Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.*

VALENTE, A. M.; MÁRSICO, E.T.; SÃO CLEMENTE, S.C.; SANTOS, N.N. Determinação de mercúrio em tecido muscular de caranguejo-Uçá (*Ucides cordatus*) capturados no manguezal Aparú do Jequiá - Ilha do Governador, Rio de Janeiro. In: XXVII CONGRESSO BRASILEIRO DE MEDICINA VETERINÁRIA, 2001. Salvador-Ba. p.151.

VERNBERG, W. B.; O'HARA, J. Temperature-Salinity Stress and Mercury Uptake in the Fiddler Crab, *Uca pugilator*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 29, p. 1491-1494, 1972.

WESTCOTT, K.; KALFF, J. Environmental Factors Affecting Methyl Mercury Accumulation in Zooplankton. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, v. 53, p. 2221-2228, 1996.

WOOD, J. M.; KENNED, F. S.; ROSEN, C. G. Synthesis of Methyl-mercury Compounds by Extracts of a Methanogenic Bacterium. *Nature*, v. 220, n. 5163, p. 173-174, 12 out. 1968.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Evaluation of mercury, lead, cadmium and the food additives amaranth, diethylpyrocarbonate, and octyl gallate*, Geneva, 1972.(WHO – Food Additives Series, 4).

_____. *Mercury*. Geneva, 1976. (WHO – Environmental Health Criteria, 1).

_____. *Recommended health-based limits in occupational exposure to heavy metals*. Geneva, 1980.(WHO – Technical Reports Series, 647).

_____. *Mercury: environmental aspects*. Geneva, 1989. (WHO – Environmental Health Criteria, 86).

_____. *Methylmercury*. Geneva, 1990. (WHO – Environmental Health Criteria, 101).

_____. *Inorganic Mercury*. Geneva, 1991. (WHO – Environmental Health Criteria, 118).

WREN, C. D.; SCHEIDER, W. A.; WALES, D. L.; MUNCASTER, B. W.; GRAY, I. M. Relation Between Mercury Concentrations in Welleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and Northern Pike (*Esox lucius*) in Ontario Lakes and Influence of Environmental Factors. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, Toronto, v. 48, p. 132-139, 1991.

YOKOMIZO, Y. Controle de Pesticidas e Metais Pesados na Indústria de Alimentos. In: *Seminário sobre a industrialização do Pescado*, Guarujá, São Paulo. ITAL, p. 17-24, ago. 1976.

ZAVARIZ, C.; GLINA, D. M. R. Efeitos da Exposição Ocupacional ao Mercúrio em Trabalhadores de uma Indústria de Lâmpadas Elétricas Localizadas em Santo Amaro, São Paulo, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 9, n. 2, p. 117-129, abr./jun., 1993.

8 APÊNDICES

TABELA 1: Resultados individuais de siris (*Callinectes danae*) capturados na praia da Luz, no município de São Gonçalo-RJ, caracterizados segundo o sexo, peso total após o cozimento (Pt), peso da musculatura (Pm), tamanho da carapaça [largura-(Lc)], concentração de mercúrio na musculatura (Hg) por exemplar (parte consumida).

UNID.	SEXO	Pt (g)	Pm(g)	Lc(mm)	Hg (p.p.m.)	p.p.m. Hg/siri
1	M		10,44	89	0,018	0,188
2	M		11,05	83	0,024	0,265
3	M	46,62	13,86	102	0,038	0,527
4	M		14,99	105	0,032	0,480
5	M		15,60	103	0,104	1,622
6	M		20,82	105	0,063	1,312
7	M		11,75	98	0,023	0,270
8	M	46,18	15,45	94	0,016	0,247
9	M	59,96	22,04	105	0,019	0,419
10	M	36,01	13,85	93	0,101	1,399
11	M	47,70	16,21	98	0,011	0,178
12	M	52,40	13,59	103	0,013	0,177
13	M	49,47	18,43	101	0,038	0,700
14	F	45,98	13,52	101	0,088	1,190
15	M	46,30	17,38	96	0,011	0,196
16	M	46,75	13,16	98	0,010	0,132
17	M		12,89	87	0,005	0,066
18	F	39,08	9,34	97	0,014	0,131
19	M	20,70	7,58	77	0,009	0,068
20	M	40,24	16,63	97	0,042	0,698
21	F	31,41	9,49	89	0,005	0,047
22	M	32,08	11,14	86	0,016	0,178
23	M	39,23	12,77	92	0,029	0,370
24	F	34,89	9,06	88	0,003	0,027
25	M	32,40	10,15	94	0,007	0,071
26	F	42,94	12,48	101	0,016	0,200
27	M	27,95	8,86	84	0,036	0,319
28	M	35,42	12,12	89	0,036	0,436
29	M	44,12	14,52	93	0,008	0,116
30	M	30,94	9,06	83	0,008	0,072
31	M	34,33	10,78	88	0,012	0,129

UNID.	SEXO	Pt (g)	Pm(g)	Lc(mm)	Hg (p.p.m.)	p.p.m. Hg/siri
32	M	33,77	11,56	90	0,012	0,139
33	M	32,01	11,11	92	0,004	0,044
34	M	27,61	8,99	89	0,016	0,144
35	M	44,69	14,58	100	0,031	0,452
36	M	50,00	17,79	105	0,021	0,374
37	M	37,66	12,47	88	0,029	0,362
38	M	33,83	10,01	83	0,020	0,200
39	M	36,90	15,03	93	0,035	0,526
40	M	40,44	14,04	92	0,026	0,365
41	F	46,24	12,83	99	0,017	0,218
42	M	31,35	9,34	93	0,008	0,075
43	F	37,20	10,46	97	0,032	0,335
44	M	48,36	16,28	103	0,060	0,977
45	M	38,41	12,85	100	0,011	0,141
46	M	44,02	12,76	97	0,024	0,306
47	F	38,39	9,00	97	0,014	0,126
48	M	60,48	20,09	106	0,016	0,321
49	M	37,62	13,86	89	0,023	0,319
50	F	44,82	13,60	97	0,007	0,095
51	M	39,99	13,85	101	0,014	0,194
52	F	51,35	12,42	103	0,0040	0,050
53	M	46,88	13,50	102	0,0090	0,122
54	M	29,82	9,99	97	0,0190	0,190
55	F	47,75	14,27	102	0,0110	0,157
56	M	55,95	14,97	107	0,0040	0,060
57	M	39,54	12,45	94	0,0140	0,174
58	M	48,95	16,71	109	0,0340	0,568
59	M	45,16	15,07	98	0,0780	1,175
60	M	56,94	19,12	108	0,0300	0,574
61	F	30,89	9,07	93	0,0060	0,054
62	M	42,79	11,77	97	0,0220	0,259
63	M	42,78	14,60	95	0,0230	0,336
64	M	46,28	15,57	102	0,0080	0,125
65	M	56,89	16,99	108	0,0110	0,187
66	M	45,86	15,08	100	0,0120	0,181
67	F	54,36	16,07	108	0,0220	0,354
68	M	44,23	14,44	94	0,0140	0,202
69	M	53,29	14,68	101	0,0240	0,352
70	M	34,87	11,26	96	0,0220	0,248
71	M	41,46	14,84	97	0,0090	0,134
72	M	39,29	14,01	101	0,0330	0,462

UNID.	SEXO	Pt (g)	Pm(g)	Lc(mm)	Hg (p.p.m.)	p.p.m. Hg/siri
73	M	44,97	14,56	102	0,0760	1,107
74	M	39,54	12,83	94	0,0290	0,372
75	M	34,88	9,89	94	0,0180	0,178
76	M	26,62	7,62	96	0,0080	0,061
77	F	41,92	11,81	105	0,0100	0,118

TABELA 2: Exemplos de caranguejos (*Ucides cordatus*) capturados no mangue do Jardim Gramacho, no município de Duque de Caxias-RJ, caracterizados segundo o sexo, peso total após o cozimento (Pt), peso da musculatura (Pm), tamanho da carapaça [largura-(Lc)], concentração de mercúrio na musculatura (Hg) por exemplar (parte consumida).

UNID.	SEXO	Pt (g)	Pm(g)	Lc(mm)	Hg (p.p.m.)	p.p.m. Hg/ caranguejo
1	M	127,18	29,91	76	0,0100	0,299
2	M	112,42	35,87	69	0,0060	0,215
3	F	132,07	39,32	73	0,0070	0,275
4	F	127,57	32,65	74	0,0060	0,196
5	M	118,08	39,92	69	0,0060	0,240
6	M	121,17	34,96	70	0,0170	0,594
7	M	148,26	48,54	77	0,0090	0,437
8	M	145,82	51,37	74	0,0040	0,205
9	M	102,68	28,19	69	0,0150	0,423
10	M	138,4	44,5	71	0,0100	0,445
11	M	85,46	25,97	60	0,0130	0,338
12	F	87,3	15,87	62	0,0300	0,476
13	M	159,24	54,42	82	0,0130	0,707
14	F	106,9	29,95	66	0,0080	0,240
15	F	125,86	35,09	70	0,0050	0,175
16	F	120,89	30,92	69	0,0220	0,680
17	M	89,82	27,43	61	0,0160	0,439
18	M	96,29	22,97	68	0,0130	0,299
19	F	85,1	21,74	64	0,0140	0,304
20	F	97,46	26,2	68	0,0330	0,865
21	F	124,3	33,9	71	0,0120	0,407
22	F	151,25	39,26	80	0,0180	0,707
23	M	96,34	24,81	65	0,0140	0,347
24	F	96,16	23,97	63	0,0450	1,079
25	F	138,77	34,65	75	0,0190	0,658
26	F	80,44	21,31	62	0,0510	1,087

UNID.	SEXO	Pt (g)	Pm(g)	Lc(mm)	Hg (p.p.m.)	p.p.m.Hg/ caranguejo
27	F	88,48	21,78	65	0,0140	0,305
28	F	103,27	25,42	70	0,0200	0,508
29	M	88,32	31,51	74	0,0060	0,189
30	F	67,38	14,99	64	0,0280	0,420
31	M	87,61	26,94	63	0,0120	0,323
32	F	122,74	32,96	73	0,0180	0,593
33	F	94,72	19,87	65	0,0090	0,179
34	M	92,14	19,96	66	0,0150	0,299
35	F	99,82	26,2	65	0,0200	0,524
36	M	80,08	25,33	68	0,0130	0,329
37	M	98,9	25,62	71	0,0140	0,359
38	M	109,08	38,32	81	0,0130	0,498
39	M	89,01	14,77	66	0,0150	0,222
40	M	145,72	37,6	83	0,0050	0,188
41	M	164,97	38,69	83	0,0090	0,348
42	M	109,79	23,03	69	0,0230	0,530
43	M	140,8	33,64	75	0,0230	0,774
44	M	70,81	16,41	58	0,0300	0,492
45	M	174,3	54,71	77	0,0160	0,875
46	M	87,05	23,64	59	0,0100	0,236
47	M	20,06	19,09	58	0,0150	0,286
48	M	113,22	33,08	65	0,0640	2,117
49	M	153,14	45,95	73	0,0180	0,827
50	M	121,64	33,31	69	0,0190	0,633
51	M	120,88	36,64	66	0,0070	0,256
52	M	84,62	22,71	61	0,0200	0,454
53	M	122,25	37,01	67	0,0280	1,036
54	M	115,7	33,8	65	0,0120	0,406
55	M	135,94	33,34	70	0,0090	0,300
56	M	115,75	28,14	67	0,0090	0,253
57	M	109,43	31,49	67	0,0040	0,126
58	M	72,17	18,95	59	0,0160	0,303
59	M	151,53	46,44	72	0,0240	1,115
60	M	87,97	21,64	60	0,0120	0,260
61	F	101,15	21,66	63	0,0140	0,303
62	M	134,85	32,56	71	0,0090	0,293
63	F	158,75	37,67	74	0,0040	0,151
64	M	130,02	37,8	68	0,0180	0,680
65	M	128,75	35,42	70	0,0240	0,850
66	M	88,64	26,24	62	0,0680	1,784
67	M	140,77	42,37	70	0,0110	0,466

UNID.	SEXO	Pt (g)	Pm(g)	Lc(mm)	Hg (p.p.m.)	p.p.m. Hg/ caranguejo
68	F	82,42	19,83	61	0,0150	0,297
69	M	119,9	31,81	70	0,0460	1,463
70	M	145,24	37,11	75	0,0040	0,148
71	M	164,62	47,49	80	0,0100	0,475
72	M	160,12	62,52	74	0,0110	0,688
73	M	89,06	21,59	62	0,0120	0,259
74	M	170,48	39,42	76	0,0120	0,473
75	M	92,88	22,9	64	0,0350	0,802
76	F	79,81	15,35	57	0,0050	0,077
77	M	76,03	21,22	58	0,0260	0,552
78	M	102,05	24,8	63	0,0250	0,620

9 ANEXOS