

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE  
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA FÍSICA, QUÍMICA E  
GEOLÓGICA**

**ASPECTOS DA BIOGEOQUÍMICA DO  
MERCÚRIO EM LAGOS NA PLANÍCIE  
COSTEIRA DO SUL DO RIO GRANDE DO SUL**

**VINICIUS TAVARES KÜTTER**

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-graduação em  
Oceanografia física, Química e  
Geológica da Fundação  
Universidade Federal do Rio  
Grande, como requisito parcial à  
obtenção do título de MESTRE.

**Orientador: Dr. Nicolai Mirlean  
Co-orientador: Dr. Paulo Baisch**

**RIO GRANDE**

**Março de 2006**

## **AGRADECIMENTOS**

Esse trabalho foi realizado graças à colaboração de diversas pessoas.

Primeiramente agradeço a minha família pelo apoio e incentivo em todos os momentos, da minha caminhada. Por ser a minha base na qual posso sempre me apoiar.

Agradeço aos colegas e professores por transmitirem seus conhecimentos e colaborarem com a minha formação profissional e pessoal.

Agradeço aos funcionários do laboratório de Oceanografia Geológica e Biotério, por me auxiliarem no desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço aos pescadores da colônia Z-3 de pelotas e em especial ao castelhano proprietário da peixaria: Beira Mar, que colaboraram fornecendo amostras de peixes para este estudo.

## ÍNDICE

	Página
<b>RESUMO</b> .....	10
<b>ABSTRACT</b> .....	12
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	14
1.1 Estudos no Brasil.....	18
1.2 Área de estudo.....	20
1.2.1 Aspectos geológicos e geográficos.....	20
1.2.2 Habitats e biodiversidade.....	21
1.2.3 Aspectos sócio-econômicos.....	23
1.3 Justificativa.....	24
1.4 Objetivo geral.....	25
1.5 Objetivos específicos.....	25
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	26
2.1 Estudo da distribuição de mercúrio no meio ambiente.....	26
2.1.1 Amostragem.....	26
2.1.2. Áreas de amostragem.....	26
2.1.3 Material amostrado.....	28
2.1.4 Métodos de coleta.....	30
2.1.4.1 Material abiótico.....	30
2.1.4.2 Material biótico.....	32
2.2 Experimento em laboratório: Simulação do impacto do mercúrio em lago.....	35
2.2.1 Coleta do material.....	35
2.2.2 Montagem do experimento.....	36
2.2.3 Procedimentos e amostragem durante o experimento.....	37
2.3 Procedimentos analíticos.....	39
2.3.1 Solo, material em suspensão na água subterrânea e material particulado em suspensão no ar.....	39

2.3.2 Água superficial, subterrânea, e precipitação atmosférica total.....	39
2.3.3 Sedimento e material particulado em suspensão na água superficial.....	40
2.3.4 Plantas.....	40
2.3.5 Molusco e peixe.....	41
2.4 Procedimentos instrumentais.....	41
2.4.1 Análise de mercúrio.....	41
2.4.2 Análise de cátions e ânions.....	42
2.4.3 Análise de parâmetros físico-químicos.....	42
2.4.4 Qualidade e controle analítico.....	42
2.5 Métodos de tratamento dos dados.....	43
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>43</b>
3.1 Resultados do estudo da distribuição de mercúrio em lagos sob diferente impacto antrópico.....	43
3.1.2 Distribuição de mercúrio no material abiótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico.....	43
3.1.3 Distribuição de mercúrio no material biótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico.....	46
3.1.2.1 Distribuição de mercúrio nas espécies de peixes em lagos sob diferente nível de impacto antrópico.....	49
3.2 Resultados do estudo da distribuição de mercúrio em peixes de lagos, estuário e oceano.....	51
3.3 Resultados da simulação do impacto do mercúrio em lago.....	53
<b>4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>60</b>
4.1 Estudo da distribuição de mercúrio em lagos sob diferente impacto antrópico.....	60
4.1.2 Distribuição de mercúrio no material abiótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico.....	60
4.1.3 Distribuição de mercúrio no material biótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico.....	64

4.1.3.1 Distribuição de mercúrio em peixes de lagos sob diferente impacto antrópico.....	65
4.1.4 Bioacumulação de mercúrio em peixes como reflexo do impacto antropogênico.....	66
4.2 Distribuição de mercúrio em peixes comercializados de lagos, estuário e oceano.....	72
4.3 Fatores de acumulação de mercúrio em peixes.....	74
4.4 Relevância da simulação em relação à situação na natureza.....	75
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>76</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>78</b>
<b>7. ANEXOS .....</b>	<b>91</b>

## INDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1- Locais de amostragem: (1) área de reserva natural, (2) área suburbana, (3) área industrial, lagoa dos Patos, Oceano Atlântico.....	26
Figura 2- Coletor de material particulado atmosférico (Vanz, 2000).....	30
Figura 3- Procedimento de adicionamento de fração fina de solo contaminado com mercúrio no experimento de simulação do impacto do mercúrio em lago.....	37
Figura 4- Distribuição de mercúrio nos perfis de solo.....	44
Figura 5- Distribuição de mercúrio em órgão de molusco: <i>P.canaliculata</i> .....	48
Figura 6- Bioacumulação de mercúrio em órgãos de <i>O.jenynsii</i> e <i>Astyanax spp</i> ..	51
Figura 7- Distribuição de mercúrio em peixes comercializados de Lagos, Estuário e Oceano: 1.Piscivoro, 2.carnívoro, 3.Onívoro, 4.Insetívoro-frugívoro, 5.Zooplanctófago, 6.Detritívoro.....	53
Figura 8- Distribuição de mercúrio no sedimento do experimento de simulação do impacto do mercúrio.....	56
Figura 9- Distribuição de mercúrio no detrito orgânico no experimento de simulação do impacto do mercúrio.....	56
Figura 10- Distribuição de mercúrio nas raízes de <i>S.auriculata</i> .....	57
Figura 11- Distribuição de mercúrio nas folhas de <i>S.auriculata</i> .....	58
Figura 12- Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em <i>G.brasiliensis</i> .....	67

Figura 13- Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em <i>H.malabaricus</i> .....	67
Figura 14- Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em <i>Astyanax spp</i> .....	68
Figura 15- Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em <i>O.jenynsii</i> .....	69
Figura 16- Bioacumulação de mercúrio por comprimento, em peixes de lagos, estuário e oceano: 1.Piscivoro, 2.carnívoro, 3.Onívoro, 4.Insetívoro-frugívoro, 5.Zooplanctófago, 6.Detritívoro.....	74

## INDICE DE TABELAS

	Página
Tabela -1 Dados de controle da qualidade analítica.....	43
Tabela –2 Distribuição de mercúrio no material particulado atmosférico.....	44
Tabela –3 Distribuição de mercúrio na precipitação atmosférica total.....	44
Tabela –4 Distribuição de mercúrio e parâmetros físico-químicos da água subterrânea.....	45
Tabela - 5 Distribuição de mercúrio na água superficial e material particulado em suspensão na água.....	46
Tabela –6 Distribuição de mercúrio nos sedimentos dos lagos.....	46
Tabela –7 Distribuição de mercúrio em plantas: $\mu\text{g Kg}^{-1}$ .....	47
Tabela –8 Distribuição de mercúrio em <i>P.canaliculata</i> .....	48
Tabela –9 Concentração de mercúrio nos peixes das três áreas sob diferente nível de impacto antrópico: $\text{ng g}^{-1}$ , peso úmido.....	49
Tabela –10 Propriedades físico-químicas da água durante os 135 dias de experimento.....	54
Tabela – 11 Concentração de cátions e ânions na água subterrânea.....	59
Tabela – 12 Concentração de ânions na água superficial dos lagos.....	60
Tabela – 13 Índices de correlação do Hg e parâmetros corporais dos peixes.....	66



**SIMBOLOS E UNIDADES**

km	quilometro
cm	centímetro
mm	milímetros
nm	nanômetro
°C	grau Celsius
Hg	elemento mercúrio
Pa	Pascal
h	horas
Km <sup>2</sup>	quilometro quadrado
m <sup>2</sup>	metro quadrado
cm <sup>2</sup>	centímetro quadrado
ml	mililitros
pH	potencial hidrogeniônico
RSD	coeficiente de variância
DP	desvio padrão
n/d	não detectado
ng g <sup>-1</sup>	nanogramas por grama
ng L <sup>-1</sup>	nanogramas por litro
µg Kg <sup>-1</sup>	microgramas por kilograma
µg g <sup>-1</sup>	microgramas por grama
µg L <sup>-1</sup>	microgramas por litro
mg Kg <sup>-1</sup>	miligramas por kilograma

## RESUMO

No ambiente aquático um dos mais perigosos contaminantes é o mercúrio. A contaminação por mercúrio na cadeia trófica em ambientes aquáticos pode ser severa e persistente, uma das principais fontes de contaminação por mercúrio em humanos através da cadeia alimentar são os peixes. Nesse estudo:

- Foram mensurados os níveis de mercúrio em três lagos no extremo sul do Brasil e avaliou-se a relação entre mercúrio na precipitação atmosférica total, material particulado no ar, material particulado na água dos lagos, sedimentos, solo e água subterrânea as margens dos lagos, plantas aquáticas, molusco aquático e peixes de áreas próximas às fontes de emissão de mercúrio (áreas: industrial e suburbana) e distante das fontes de mercúrio (área de reserva natural).
- Foram mensurados os níveis de mercúrio em vinte e sete espécies de peixes de quatro ambientes (lago fechado, lago aberto, estuário, marinho).
- Simulou-se o aporte de mercúrio atmosférico para os lagos, através de um experimento. No qual adicionou-se poeira contaminada por mercúrio em tanques contendo: peixe, sedimento e plantas aquáticas.

As concentrações de mercúrio no sedimento e nas plantas aquáticas não demonstraram variação entre os lagos. Em molusco, água subterrânea, e material particulado na água dos lagos apresentam diferença muito pequena entre as três áreas estudadas. No entanto, o nível de mercúrio na precipitação atmosférico nesses lagos estudado apresentou aumento com a proximidade da fonte industrial. Mercúrio no tecido de peixe geralmente aumenta ao longo do mesmo

gradiente, mas varia com o nível trófico. A concentração de mercúrio em peixe pode estar diretamente relacionada com a concentração de mercúrio na deposição atmosférica nesses lagos fechados. Foram encontradas altas concentrações de mercúrio em peixes do lago fechado na área suburbana, em relação ao lago aberto, estuário e oceano. Em todos os ambientes, as espécies piscívoras apresentaram maior valor de mercúrio no tecido do que as espécies não piscívoras.

A simulação do processo de contaminação por mercúrio através do depósito das precipitações atmosféricas na superfície da água em laboratório demonstrou acumulação progressiva de mercúrio nas plantas aquáticas e no sedimento.

Palavras-chave: mercúrio, lago, contaminação, precipitação atmosférica, biota

## ABSTRACT

Mercury is one of the most hazardous contaminant in aquatic environment. Mercury contamination in aquatic environment food webs can be severe and persistent, and fish are a major source of mercury contamination in humans across food web. In this study:

- Was measured mercury levels at three lakes in southern Brazil and assessed relationships between mercury in atmospheric precipitation, particulate matter in lake water, sediment, soil near the lake, groundwater, aquatic plants, aquatic mollusc and fish tissues at sites close to (industrial and suburban areas) and distant from (protected conservation area) sources of mercury emissions.

- Mercury levels are measured in twenty-seven fish species from four sites (close lake, open lake, estuary, marine).

- Was simulated the input of mercury at atmosphere from lake, through the experiment. In this experiment to add the dust contamination with mercury in pools contained: fish, sediments and aquatic plants.

Also assessed relationship between mercury in fish species and their trophic habits. Mercury concentrations in sediment and aquatic plants did not significant variation among lakes. In aquatic mollusc, groundwater and particulate matter in lake water has small difference between the three sites. In contrast, mercury in precipitation at the study lakes increased with proximity to industrial sources. Mercury in fish tissue generally increased along the same gradient, but also varied

with trophic level. Atmospheric mercury deposition to these closed lakes may be directly linked to concentrations in fish.

Was finding the highest mercury concentration in fish from close lake in relation than open lake, estuary and ocean. In every site the piscivorous species present more mercury in tissue than species non-piscivorous.

The simulation of process of mercury contamination through the deposition of atmospheric precipitation in the water surface in laboratory demonstrates progressive mercury accumulation in aquatic plants and sediment.

Keywords: mercury, Lake, contamination, atmospheric precipitation, biota

## 1. INTRODUÇÃO

Nos últimos séculos, o crescimento da população tem levado ao aumento da produção industrial com conseqüente geração de diversos tipos de resíduos, sendo estes muitas vezes dispostos deliberadamente em diferentes sistemas: atmosfera, litosfera e hidrosfera (Hill, 1997). Isto pode levar à quebra do equilíbrio natural e colocar em risco a saúde humana, pois muita das substâncias lançadas no meio ambiente são tóxicas aos seres vivos.

Para se avaliar bem os efeitos adversos dos agentes químicos introduzidos no ambiente, é imperativo obter conhecimento básico dos seus efeitos sobre os seres vivos, sobre as concentrações do determinado poluente no ambiente e o grau de exposição da população.

A maioria dos metais pesados ocorre naturalmente no solo em baixas concentrações e em formas pouco disponíveis para as plantas e organismos vivos (Resende *et al.*, 1997). Entretanto, com a intensificação dos processos de produção agrícola e a utilização maciça de insumos industrializados e, mais recentemente, com a utilização dos resíduos e subprodutos de processos industriais na agricultura, tem-se observado o enriquecimento de metais pesados nos diversos compartimentos ambientais.

Um dos metais pesados que oferece maior risco a saúde dos seres vivos é o mercúrio (Hg) (WHO,1991). O mercúrio é um elemento que naturalmente está presente em pequena concentração no ambiente (Bens *et al*, 1976), mas esta vem sendo aumentada, grande parte devido ao aporte antropogênico. Pelas suas

propriedades físico-químicas, é um metal bastante utilizado em diversas áreas, tais como: agrícola, farmacêutica, cosmética e industrial. É caracterizado por possuir uma baixa pressão de vapor (0,16 Pa), e por este motivo é bastante volátil em condições normais de temperatura e pressão. Suas formas químicas classificam-se em: metálico, compostos inorgânicos e orgânicos. Independente das fontes, todas as formas submetem-se a transformações ambientais, como por exemplo: o mercúrio metálico é oxidado a mercúrio inorgânico divalente, particularmente em presença de material orgânico como os de ambientes aquáticos (Harrison e De Mora, 1996); E a conversão do mercúrio divalente a metil-mercúrio, por bactérias anaeróbias, que depois se difunde na atmosfera e retorna com a água da chuva distribuindo-se pela crosta terrestre ou corpos de água (Harrison e De Mora, 1996). Os compostos de mercúrio podem ser facilmente transportados por ventos e chuva (Manahan, 1994), apresentando elevada toxicidade e possuindo propriedades mutagênicas. A extensão desses tóxicos e suas propriedades mutagênicas dependem da ação desses compostos de mercúrio, no sistema nervoso humano e órgãos internos, especialmente no fígado e nos rins (Belyaev *et al* 1993). O metal pode afetar o organismo diretamente através da acumulação no corpo ou indiretamente, através da transferência para o próximo nível trófico na cadeia alimentar. Com relação à toxicidade, três principais formas químicas do metal merecem destaque, o mercúrio elementar, o inorgânico e o orgânico.

Estudos que investigam a contaminação por mercúrio dos diferentes sistemas da biosfera são de grande interesse, existindo um amplo número de trabalhos que

abordam este tema. Tem-se conhecimento da contaminação por mercúrio nos solos (Mailman e Bodaly, 2005), na água (Altındag, and Yigit, 2005) nos componentes atmosféricos (Munthe *et al* 2003; Pirrone *et al* 2001; Fang *et al* 2004), em diversos organismos como vegetais: macroalgas (Coelho *et al* 2005); e animais, como pássaros ( Saeki *et al* 2000), peixes (Mol *et al* 2001) crustáceos (Hui *et al* 2005; Burger *et al* 2002) e mamíferos, incluindo a espécie humana (Legrand *et al* 2005; Agusa *et al* 2005).

A contaminação do ambiente aquático por mercúrio tem sido muito estudada, existindo um amplo número de trabalhos sobre este assunto (Yamaguchi *et al.*, 2003; Altındag A., Yigit, S., 2005). O risco para saúde humana causada pela contaminação por mercúrio nesse ambiente e nos seres vivos que o habitam foi abordado cientificamente à cerca de 50 anos (Harada, 1995).

A contaminação do ecossistema aquático pode ser confirmada na água, sedimentos e nos seres vivos (Förstner e Wittmann,1983). A acumulação do metal nesses componentes pode resultar em sérias mudanças ecológicas. Um dos resultados mais graves está na persistência e amplificação biológica na cadeia trófica (Ünlü and Gümgüm, 1993).

Nos ambientes aquáticos durante o processo de metabolismo microorganismos convertem o mercúrio em metil-mercúrio. O processo de metilação do mercúrio pode ocorrer nos sedimentos (Guimarães *et al.*, 2000) e na coluna de água com a participação de algumas comunidades de macrófitas e bactérias (Guimarães *et al*, 1998), sendo muito provável que a metilação do mercúrio seja realizada também no intestino de peixes, quando ingerem alimento



contaminado com mercúrio (Joy e Manson, 2002). O mercúrio tem alta capacidade de biomagnificação (Gray *et al.*, 2002), por isso as espécies de peixes predadores e carnívoros acumulam maior quantidade de mercúrio do que as espécies onívoras e herbívoras (Zhou e Wong, 2000).

A contaminação por mercúrio em lagos é um fenômeno global, não limitado a áreas com alto nível de mercúrio nas emissões locais. Estudos no hemisfério norte indicam que lagos em área afastadas das fontes de mercúrio têm sido contaminados por deposições atmosféricas com mercúrio (Blinder *et al.*, 2001). Como os peixes geralmente ocupam o topo da cadeia alimentar no ambiente aquático, seu estudo fornece uma visão integrada desse ambiente (Gelain *et al.*, 2000). A alta concentração de mercúrio em peixes está relacionada com dois fatores principais: a poluição dos componentes do ambiente aquático (Olivero e Solano, 1998), e as peculiaridades na alimentação de cada espécie (Campbell *et al.*, 2003). Segundo a maioria dos estudos (Ikigura e Akagi, 1999) a acumulação do mercúrio nos peixes, está principalmente correlacionada com a poluição dos sedimentos. O nível de acumulação do mercúrio em peixes aumenta significativamente, quando o metal se encontra na forma de metil-mercúrio (Ulrich *et al.*, 2001). A concentração do mercúrio nos músculos de peixes predadores pode superar o valor limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde de  $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$  ainda em bacias não poluídas (WHO, 1991). A biomagnificação do mercúrio em peixes está expressa na correlação positiva entre concentração de mercúrio e idade dos exemplares. No entanto, não existe entendimento claro entre

os cientistas de qual parâmetro relacionado à idade é mais representativo deste processo (Monteiro e Lopes, 1990), ou seja, peso ou comprimento do corpo.

### **1.1 Estudos no Brasil**

No Brasil, a maior parte dos estudos a respeito de contaminação por mercúrio em ambiente de água doce, foi realizada em áreas de garimpo, na região Amazônica (Porvari *et al.*, 1995; Brabo *et al* 2000; Dorea *et al.*, 2003; Lechler *et al* 2000). Esses autores estudaram principalmente as espécies de peixes, que têm importância comercial ou são tradicionalmente consumidos por índios. Ainda que o aporte atmosférico de mercúrio nas regiões de garimpo seja alto (Artaxo *et al*, 2000) a correlação direta do mesmo com a contaminação de peixes, não foi realizado porque foram estudados peixes de rios ou lagos com afluentes. Isso não permite separar a contribuição na acumulação oriunda da atmosférica da fluvial nestes sistemas aquáticos.

Para a região sul do Brasil, existem alguns estudos relatando a contaminação do ambiente por mercúrio, como, por exemplo: a contaminação dos sedimentos do rio Camaquã, devido à mineração de ouro (Pestana *et al*, 2000). Foi encontrada maior concentração de mercúrio nos bancos fluviais em relação aos sedimentos ativos do rio. Também é relatada a concentração excepcionalmente elevada em um lago de sedimentação utilizado para lançamento dos rejeitos de mineração. Existe a descrição da contaminação por mercúrio dos solos na cidade de Lavras do Sul e sedimentos do rio Camaquã o qual passa pela cidade, devido à exploração de ouro, durante o século XX. Neste trabalho foram encontrados “hot

spots” de concentração de mercúrio, demonstrando a persistência da contaminação, que iniciou em 1900 (Pestana e Formoso 2003). A distribuição de mercúrio nos sedimentos e material particulado em suspensão na água, ao redor da cidade de Rio Grande, esta relacionada, com a influência dos diferentes tipos de efluentes que descarregam no estuário (Mirlean *et al.*, 2003). Nesse trabalho foram encontrados valores que superam dezenas de vezes a concentração natural (*background*) para sedimentos, na área sob influência de descarga de esgoto doméstico. Foi descrita a contaminação dos solos e das precipitações de material particulado atmosférico, na cidade do Rio Grande, onde foram encontrados valores que superam varias vezes os valores naturais tanto para solo como para material particulado em suspensão no ar (Cavalcanti, 2002). A distribuição de mercúrio nas áreas aterradas da cidade de Rio Grande demonstrou que a contaminação do município de Rio Grande tem um caráter histórico, ou seja, desde a colonização da cidade, a população local vem contaminando o território (Conceição, 2005). Existem também dois trabalhos que relatam a ocorrência do problema de contaminação em peixes por mercúrio. O primeiro (De la Reza, 1983) descreve a distribuição sazonal do mercúrio total na água e em peixe (*Jenynsia lineata*), relatando concentrações de 0,5 mg L<sup>-1</sup> na água do estuário da lagoa dos Patos em um local próximo a cidade de Rio Grande. O segundo (Niencheski *et al.*, 2001) descreve a contaminação de duas espécies de peixe (*Micropogonias furnieri*, *Odontesthes bonariensis*) no estuário da Laguna dos Patos e Lagoa Mirim. No entanto, esse último estudo não destaca a contribuição dos diferentes aportes de mercúrio, relatando a contaminação dos peixes com concentração

relativamente mais elevada do mercúrio na água do estuário em comparação com zonas fora dos impactos urbano-industriais.

Esses trabalhos demonstram a problemática da contaminação por mercúrio na região sul do Brasil, onde alguns valores encontrados ultrapassaram os níveis aceitáveis estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (WHO).

## **1.2 Área de estudo**

### **1.2.1 Aspectos geológicos e geográficos**

A área de estudo está localizada na Planície Costeira, que constitui o bordo leste do Estado do Rio Grande do Sul. É formada por sedimentos clásticos oriundos das partes mais elevadas (Planalto, Depressão Periférica e Escudo Sul-Rio-Grandense) que sob a ação dos processos físicos costeiros e da variação relativa do nível do mar, acumulou em sistemas deposicionais do tipo Laguna-barreira (Villwock & Tomazelli, 1995). O principal sistema formado foi o complexo Laguna dos Patos- Mirim.

Geomorfologicamente, o estuário da Laguna dos Patos é formado por depósitos terciários e quaternários das terras baixas do sistema Lagunar Patos-Mirim e barreira multicomplexa, caracterizados por depósitos eólicos, cordões arenosos, planícies arenosas, campos de dunas moveis e estáveis e terraços lagunares (Calliari, 1998).

A planície costeira possui clima temperado quente e a temperatura anual média é de 18°C, a precipitação pluviométrica média é de 1200 mm.

A lagoa dos Patos (32°S 49°W) está localizada ao longo da planície costeira do Rio Grande do Sul, tem área de 10360 km<sup>2</sup> e possui uma única ligação ao sul com o Oceano Atlântico.

### **1.2.2 Habitas e biodiversidade**

A planície costeira possui uma considerável variedade de habitats, com o predomínio de banhados e ambientes de águas profundas. As áreas emersas têm vegetação nativa representada principalmente por vegetação: pioneira (ambientes extremos), campestre (campos litorâneos) e florestal (mata de restinga) (Waechter, 1985). Cordazzo e Seeliger (1995) classificam os sistemas costeiros, tomando por base a composição florística, tipo de solo e frequência de alagamentos. São eles:

Sistema marinho: habitat exposto às ondas e correntes provenientes do oceano aberto, sendo o regime hídrico determinado principalmente pela maré. A vegetação desse sistema é composta por algas bentônicas. As espécies mais comuns são: algas verdes e algas vermelhas.

Sistema estuarial: o qual é comumente contornado por terra, mas possui uma saída para o oceano, em partes ou esporadicamente obstruída. As espécies facilmente encontradas nesse ambiente são: algas azuis, algas verde-amareladas, algas verdes, a alga parda *Ectocarpus siliculisos*, e as algas vermelhas, bem como as angiospermas.

Sistema fluvial: inclui os terrenos úmidos, alagados formados por rios, arroios e ou canais naturais ou artificiais, por onde a água de salinidade menor do que 5

ups possa fluir contínua ou periodicamente. As espécies vegetais mais comuns são as pteridófitas, a alga verde *Spirogyra sp*, e as angiospermas.

Sistema de dunas costeiras: composto por cordões arenosos, que são continuamente transportados pelos ventos. As espécies comuns são as pteridofitas e as angiospermas.

Sistema palustre: representado pelos terrenos úmidos, não alagados pelas marés. É composto por corpos d'água rasa, permanentes ou oriundos principalmente da precipitação pluviométrica. As principais espécies encontradas são as pteridófitas e as angiospermas.

Sistema lacustre: inclui os locais permanentemente inundados tais como lagos, lagoas e reservatórios de água ligados ao mar, ou não, mas com salinidade menor que 5ups. A vegetação aquática no sistema lacustre pode ser dividida em plantas: emergentes, flutuantes fixas, submersas e flutuantes livres. As espécies comuns nesse sistema são as pteridófitas e as angiospermas.

Esse último sistema é o de interesse para o presente estudo. Na fauna destacam-se os vertebrados, sendo o principal grupo os peixes com um amplo número de espécies (Chao *et al*, 1982). Também com grande importância pode-se citar, os répteis como tartarugas e jacaré (*Caiman latirostris*), aves como biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) entre os mamíferos salienta-se os roedores: capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) e ratão do banhado (*Myocastor coypus*). Os ecossistemas costeiros descritos acima apresentam uma alta biodiversidade de flora e fauna, a qual é formada por centenas de espécies, organizadas em

comunidades e ecossistemas que apresentam alta produtividade e sustentam atividades econômicas, tais como pesca e turismo ecológico.

### **1.2.3 Aspectos sócio-econômicos**

A cidade de Rio Grande está localizada as margens da Laguna dos Patos, próximo a desembocadura com o oceano Atlântico. Sua população é cerca de 200,000 habitantes (IBGE, 2000). Possui o maior complexo portuário do estado, onde são movimentados diversos tipos de cargas. Na indústria destacam-se as fábricas de fertilizantes, gêneros alimentícios, pesca, química e uma refinaria de petróleo.

A cidade de Pelotas está localizada as margens do canal São Gonçalo e Laguna dos patos. Sua população é cerca de 320,000 habitantes (IBGE, 2000). Possui diversificada atividade industrial, podendo se salientar algumas atividades, como: indústria têxtil, metal mecânica, curtimento de couro e pele, química, farmacêutica, alimentícia e produção de plástico.

### **1.3 Justificativa**

Sabe-se que a poluição do meio ambiente por mercúrio tem significativo suporte via atmosfera, porém não se encontram trabalhos que confirmem a ligação direta entre a presença de mercúrio na precipitação atmosférica e a acumulação do mesmo em peixes. Por existirem várias fontes de mercúrio e por ser a região costeira do extremo sul do Brasil, um local com amplo sistema aquático.

Os estudos anteriores (De la Reza, 1983; Niencheski *et al* 2001; Mirlean *et al* 2001; Cavalcanti, 2002; Mirlean *et al* 2003; Conceição, 2005), demonstram a existência do problema com contaminação por mercúrio, no extremo sul do Brasil, onde alguns valores encontrados ultrapassaram os níveis aceitáveis estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1991).

No entanto os processos de migração e acumulação do mercúrio nos diversos componentes do ambiente aquático na região ainda são pouco conhecidos, tornando-se necessários estudos nessa área, para a compreensão do ciclo biogeoquímico do mercúrio nesse ecossistema e destaque de espécies biomarcadoras de mercúrio para fins de monitoramento ambiental.



#### **1.4 Objetivo geral**

O estudo proposto tem como objetivo geral caracterizar os aspectos biogeoquímicos do mercúrio no ecossistema de lagos costeiros na zona litorânea do extremo sul do Brasil;

#### **1.5 Objetivos Específicos**

1- Determinar o “background” de mercúrio em componentes do sistema aquático e precipitações atmosféricas;

2- Determinar a distribuição do mercúrio em componentes bióticos e abióticos, em sistemas lagunares e nas precipitações atmosféricas;

3- Estudar a dinâmica de acumulação do mercúrio nos componentes do ecossistema aquático através da simulação em laboratorial da contaminação de um lago;

4- Determinar possíveis espécies bioindicadoras de contaminação atmosférica por mercúrio;

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Estudo da distribuição de mercúrio no meio ambiente

Foram realizados dois estudos no meio ambiente: (1) Estudo da distribuição de mercúrio em lagos sob diferente impacto antrópico; (2) Estudo da distribuição de mercúrio em peixes de lagos, estuário e oceano Atlântico Sul.

#### 2.1.1 Amostragem

#### 2.1.2 Áreas de amostragem

Para amostragem foram selecionados lagos em três locais da área de estudo, com diferentes níveis de impacto antrópico. (Fig.1).

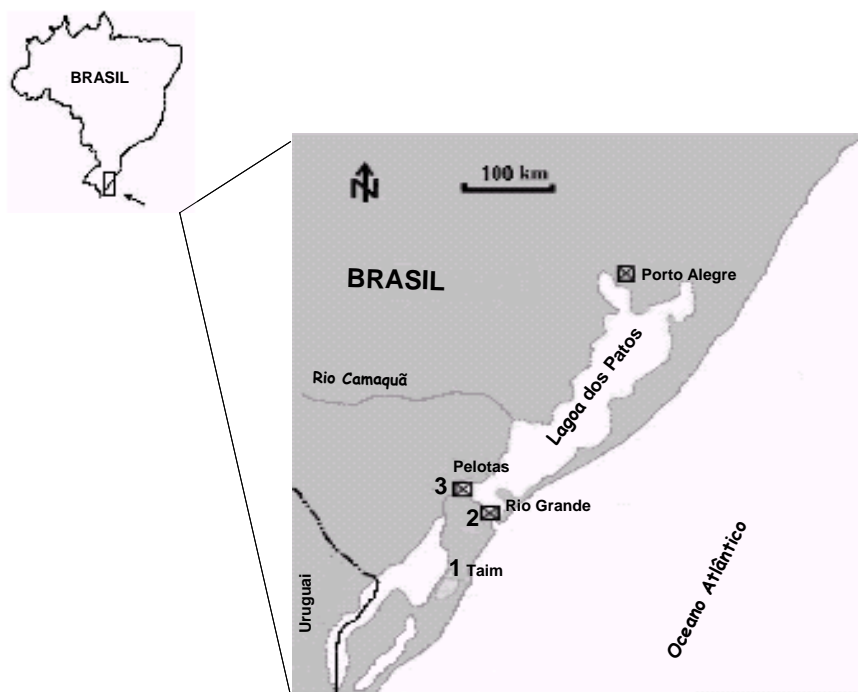


Figura 1. Locais de amostragem: (1) área de reserva natural, (2) área suburbana, (3) área industrial, lagoa dos Patos, Oceano Atlântico

A área (1) foi denominada de área de reserva natural, é considerado com mínimo impacto antrópico por estar situada distante de centros urbanos e industriais – sendo a indústria mais próxima a 80 km, na cidade de Rio Grande. Nesse local está situado o Lago Flores, o qual possui uma área de aproximadamente 14,72 Km<sup>2</sup>, localizada a 32°29'0071”S.

A área (2) foi denominada de zona suburbana, localizada no “Campus Carreiros (FURG)”, que sofre a influência das emissões de indústrias do município de Rio Grande (Mirlean *et al.*, 1999), as quais encontram-se na distância de 6-8 km. O lago deste local possui 0,0015 Km<sup>2</sup> de área. Este local possui impacto antrópico intermediário em relação às áreas um e três.

A área (3) foi denominada de área industrial, pois o lago dessa região, que possui área aproximada de 0,022 Km<sup>2</sup> está localizado na zona industrial da cidade de Pelotas, a margem da estrada principal da região (BR 392) entre o quilômetro 65-66, e da rede ferroviária, sendo rodeada de diferentes fábricas de gêneros alimentícios; oficinas automotivas, armazéns de sucatas, posto de combustível, etc. Este local encontra-se sob o maior impacto antrópico em relação às outras duas áreas.

Todos os lagos têm aporte de água somente da atmosfera e subterrânea, ou seja, não possuem afluentes superficiais de outras áreas devido ao relevo ser absolutamente plano, o aporte de material particulado nos lagos também possui principalmente origem atmosférica. O lago na área de reserva natural formou-se durante os processos de variação no nível do mar que ocorreu a aproximadamente 2 a 3 mil anos atrás, enquanto na área suburbana e industrial

os lagos são artificiais, escavados à cerca de 30-40 anos como fonte de abastecimento de água potável e exploração de areia, respectivamente. A profundidade máxima de todos os lagos não supera 3.0 m. Os peixes dos lagos não recebem subsídios alimentares. Alimentando-se somente de componentes tróficos encontrados nesse ambiente.

### **2.1.3 Material amostrado**

A coleta de material da região estudada foi realizada durante o verão de 2005, sendo coletados diversos componentes abióticos e bióticos, do ambiente. O material abiótico coletado foi: material particulado no ar, precipitação atmosférica total, solo, água subterrânea, água dos lagos na qual se separou o material particulado em suspensão e dissolvido, sedimento superficial dos lagos. Material biótico foram coletadas amostras de 4 espécies de plantas aquáticas (*Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea*, *Nymphoides indica*, *Polygonum hydropiperoides*) uma espécie de molusco aquático (*Pomacea canaliculata*) e 27 espécies de peixes (Anexo.1), sendo 9 espécies de água doce, 6 estuarina e 12 marinha.

O total de amostras em que se determinou à concentração de mercúrio foi: três amostras de material particulado no ar, sete amostras de precipitação atmosférica total, três perfis de solo contendo três amostras cada (superfície, meio, aquífero), três amostras de água subterrânea, três amostras de água dos lagos e material particulado em suspensão na água, nove amostras de sedimento três para cada área em estudo, duas amostras de *Nymphoides indica*, uma amostra de *Eichhornia crassipes*, duas amostras de *Eichhornia azurea*, três amostras de

*Polygonum hydropiperoides*. Utilizou-se sete exemplares de *P.canaliculata* para a determinação do nível de mercúrio no corpo, e seis indivíduos para análise de mercúrio nos órgãos (pé e vísceras). Nos lagos fechados capturou-se vinte e seis exemplares de *G.brasiliensis*, vinte e cinco de *H.malabaricus*, vinte e nove de *O.jenynsii* no qual se analisou concentração de mercúrio no músculo e cinco indivíduos onde se determinou o nível de mercúrio nos diferentes órgãos; *Astyanax spp* foram coletados, quarenta e seis indivíduos para análise no músculo e cinco para determinação de mercúrio nos órgãos. No lago aberto foram: quatro exemplares de *O.jenynsii*, quatro de *O.robustus*, três de *H.malabaricus*, três de *P.maculatus*, quatro de *R.quelen*, três de *Astyanax spp*, dois de *L.obtusidens*, quatro *O.bonariensis*, três de *G.brasiliensis*. No estuário foram: dois indivíduos da espécie *M.furnieri*, quatro *P.orbignyanus*, um *G.genidens*, um *N.barba*, quatro *M.platanus*, três *O.argentinensis*. No oceano, foram: dois exemplares de *L.gastrphysus*, quatro de *M.ancyledon*, quatro de *U.brasiliensis*, quatro *C.guatucupa*, quatro *P.saltatrix*, quatro *M.littoralis*, três *P.pagrus*, um *E.marginatus*, dois *M.hubbsi*, três *P.americanus*, dois *S.argentina*, três *C.orbignyanus*.

Totalizando assim, duzentos e dezessete amostras de peixe.

O material coletado para determinação de mercúrio no experimento laboratorial de simulação do impacto do mercúrio em lago foi: dezesseis amostras de sedimento, dezesseis de detrito orgânico, dezesseis de folhas e raízes de macrófita e trinta e quatro exemplares de *Astyanax spp*.

## 2.1.4 Métodos de coleta

### 2.1.4.1 Material abiótico

Para a coleta de material particulado em suspensão no ar foi empregado um coletor padrão de polietileno, o qual possui um filtro de acetato de celulose (0,45 $\mu$ m Milipore ®) que captura o material (Fig. 2). Os coletores foram fixados a 1,60 m do solo e permaneceram durante 40 dias em média no ambiente. Após foram recolhidos e levados ao laboratório onde se retirou o filtro contendo o material particulado atmosférico colocando-os para dessecar em secador contendo sílica gel, para posteriormente receber o tratamento químico. A pesagem dos filtros ocorreu antes e após a exposição no ambiente, para o calculo do peso de material capturado.

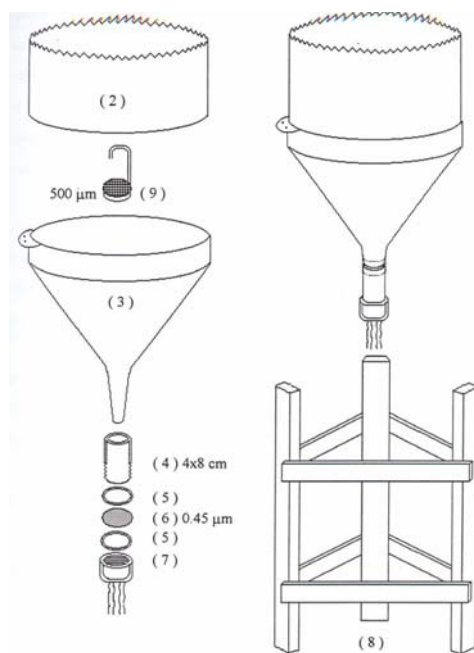


Figura 2. Coletor de material particulado atmosférico (Vanz, 2000).

A deposição atmosférica total foi coletada utilizando-se um coletor padrão de precipitação atmosférica (Krupa, 2002). Adicionando-se em cada frasco coletor 1ml HCl concentrado Merck suprapur<sup>®</sup>. Os coletores foram colocados próximos a margem de cada lago estudado, com a altura de 1,5 a 2 m de distância do solo; permanecendo expostos por 10-20 dias dependendo da intensidade das precipitações.

Na coleta de solo utilizou-se um perfurador manual de solo, com o qual se retirou um perfil da superfície até o lençol freático, coletou-se 3 amostras de cada perfil sendo a primeira superficial, até 10 cm de profundidade, a segunda na interface entre o solo oxidado e reduzido ao redor de 70 cm de profundidade, e a terceira no lençol freático em torno de 1,60cm. Cada amostra (~2Kg) foi acondicionada em saco plástico devidamente identificado e levada ao laboratório, onde se colocou em bandejas plásticas, e secou a temperatura ambiente. Após a secagem a amostra foi quarteada e esta porção fracionou-se via malha de 63 $\mu$ m, sendo esta fração pulverizada com um grau e pistilo de ágata, para posteriormente receber tratamento químico para análise.

A coleta de água subterrânea utilizou um sistema de bombeamento manual a vácuo sendo estas amostras guardadas em garrafas plásticas de 1 L, e a coleta de água superficial dos lagos foi feita diretamente em garrafas plásticas de 1 L. Antes da coleta as garrafas plásticas permaneceram 24 horas imersas em solução de HNO<sub>3</sub> a 10% e após enxaguadas com água deionizada para assegurar a limpeza dos frascos (Varma, 1984). As amostras de água foram levadas para o laboratório, onde se mediu o pH e a condutividade. Imediatamente filtrou-se as

amostras no sistema a vácuo via membrana de éster de celulose (0,45µm Milipore®). Retirou-se 200 ml de cada amostra filtrada para análise de cátions e ânions, e 200 ml para análise de mercúrio. As amostras de água filtrada para análise de mercúrio foram acidificadas com 100µl de HCl a 65% e conservadas sob refrigeração até o tratamento químico para análise, segundo Marins *et al* (1996). As membranas utilizadas para filtrar a água foram secas em dessecador para posterior tratamento de extração de mercúrio no material particulado em suspensão na água.

Utilizou-se um recipiente de plástico fixado a um bastão para coleta de sedimentos (camada superficial 0-5 cm), sendo as amostras guardadas em sacos plásticos. No laboratório, o sedimento foi fracionado via malha 63µm separado-se esta fração, a qual secou a temperatura ambiente e pulverizou-se em grau e pistilo de ágata, para posterior tratamento químico.

#### **2.1.4.2 Material biótico**

Realizou-se a coleta das plantas aquáticas manualmente. Das 4 espécies amostradas *Eichhornia crassipes* foi encontrada somente na área industrial, e *Nymphoides indica* não se encontrou nesta área. Foi colocada cada espécie de planta em um saco plástico até a chegada no laboratório, foram identificadas através de um guia ilustrado (Cordazzo e Seeliger, 1995), limpas e lavadas em água destilada para remoção de poeira. Posteriormente separaram-se as partes das plantas em: raiz, caule, folhas, cortando cada parte em pequenos pedaços utilizando uma tesoura. Estes secaram a temperatura ambiente e foram



pulverizados em geral, utilizando-se esta fração no tratamento de extração de mercúrio.

A coleta de molusco, *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) realizou-se manualmente, capturando exemplares de diversos tamanhos, os quais foram imediatamente transportados para o laboratório, onde se mediu com precisão de 5 mm (comprimento e altura da concha) e pesou-se com precisão de 10 mg, removendo-se a concha, com uma faca de inox, e retirando a amostra de tecido em torno de 0,5 a 5 g a qual se armazenou em saco plástico e manteve sob congelamento para depois receber o tratamento químico. Na área suburbana não ocorreu coleta, pois não se encontrou nenhum indivíduo, provavelmente devido à forte estiagem.

Nos lagos das três áreas coletou-se quatro espécies de peixes (*Oligosarcus jenynsii*, *Hoplias malabaricus*, *Geophagus brasiliensis*, *Astyanax spp*) empregando-se redes com diversos tamanhos de malhas, e selecionando exemplares de diferentes tamanhos durante a coleta. Imediatamente após a coleta, transportou-se o material amostrado para o laboratório, onde se mediu com precisão de 5 mm (comprimento total) e pesou com precisão de 10 mg. Retirou-se em torno de 1 a 5 g de músculo da região dorsal de cada peixe, com uma faca de inox e transferiu esta porção para um saco plástico e a congelou. Em exemplares pequenos, para receber uma porção de peso necessário, a amostra de músculo foi obtida de vários indivíduos de mesma dimensão. Alguns exemplares de *Oligosarcus jenynsii* e *Astyanax spp* tiveram seus órgãos removidos para análise de mercúrio. Todo o processo de preparação das amostras de peixes foi livre de

contaminação, utilizou-se luva de polietileno durante o manuseio e remoção do músculo de acordo com Niencheski (2001).

As amostras de peixes da lagoa dos Patos e do Oceano Atlântico foram obtidas em peixarias no mercado público da cidade de Rio de Grande e Porto Alegre, e na vila de pescadores Z-3 na cidade de Pelotas. Cada exemplares teve seu comprimento medido com precisão de 5mm e peso com precisão de 10 mg, a identificação das espécies realizou-se através de chaves dicotômicas (Figueiredo, 1977; Figueiredo e Meneses, 1978; Figueiredo e Meneses 1980; Meneses e Figueiredo, 1985; Figueiredo e Meneses, 2000; Fisher *et al*, 2004), após retirou-se o músculo da região dorsal de cada peixe, em torno de 1 a 5g, sendo esta amostra etiquetada e condicionada em saco plástico e mantida sob congelamento, para depois receber o tratamento de extração do mercúrio. As espécies dos quatro ambientes: lago fechado, referente à área suburbana, lago aberto que corresponde à região noroeste da Lagoa dos Patos, estuário na região sul da Lagoa dos Patos, Oceano Atlântico na costa sul do Rio Grande do Sul, foram ordenadas conforme o ambiente e habito alimentar sendo este último composto por seis categorias: piscívoro, carnívoro, onívoro, insetívoro-frugívoro, zooplantófago, detritívoro. Os peixes de estuário foram classificados como sendo aqueles que tipicamente ocorrem e reproduzem no estuário, e espécies encontradas em largo número no estuário durante alguma parte do seu ciclo de vida (Garcia et al, 2003). As espécies de peixes coletadas nesse estudo seguem Anexo 1.

## **2.2 Experimento em laboratório: Simulação do impacto do mercúrio em lago**

O experimento em laboratório buscou reproduzir o ambiente natural o mais próximo possível da realidade, a fim de possibilitar o estudo sob circunstâncias controladas dos processos de interação entre diversos componentes tanto bióticos quanto abióticos. O presente estudo visa compreender as interações entre os diversos componentes bióticos e abióticos, no processo de contaminação de lagos, tendo como foco principal à simulação do aporte atmosférico de precipitação total (poeira+água) contaminada com mercúrio sob a superfície da água.

### **2.2.1 Coleta do material**

Para a realização deste estudo foram coletados peixes, macrofitas, água, e sedimentos, em uma área livre de contaminação por mercúrio o Lago Flores. Coletou-se solo contaminado oriundo da Praça Xavier Ferreira localizada no centro da cidade de Rio Grande. O material abiótico coletado foi: a água do lago (40 L) recolhida em garrafas plástica de 5L; sedimento (em torno de 60 Kg) retirado com uma pá e guardado em caixas plásticas de 50L e solo (10 cm de profundidade) recolhido com uma pá e armazenado em saco plástico (em torno de 15 Kg). Na captura de peixes lambari *Astyanax spp* utilizou-se uma rede do tipo cerco com malha de 5 mm de diâmetro, coletando-se indivíduos com tamanho de 4-5 cm, armazenando-os em sacos plásticos com água e mantidos em uma caixa térmica de isopor com gelo para que permanecessem vivos durante o transporte

até o laboratório. Os exemplares coletados da macrofita: *Salvinia auriculata*, foram guardados em sacos plásticos.

### **2.2.2 Montagem do experimento**

Para montagem do experimento foram utilizados quatro tanques quadrados de 500 L, com 1,10 m de largura por 0.5 m de altura. Os tanques tiveram o fundo coberto por uma camada de sedimento cerca de 3 cm, receberam 10 L de água da lagoa Flores com a finalidade de estabelecer a fauna planctônica. Foram preenchidos com água potável da rede de abastecimento local (CORSAN) até atingirem 25 cm de coluna de água, e tiveram a superfície coberta por macrofita: *Salvinia auriculata*, para então receberem os peixes (25 exemplares por tanque). A água da rede de abastecimento local permaneceu em repouso por 24 horas com aeradores, para perda de cloro, antes de ser adicionada aos tanques.

Todo o material utilizado na montagem do experimento teve mensurado sua concentração de mercúrio. Para isso foram coletadas três amostras de sedimento, dez amostras de peixe e três amostras de macrófita, para estabelecimento do valor de background. Também analisou-se 3 amostras da fração de solo menor que 63 $\mu$ m o qual possui 4,5 mg Kg<sup>-1</sup> de concentração de mercúrio.

### 2.2.3 Procedimentos e amostragem durante o experimento

Antes do início das contaminações, os tanques permaneceram em repouso durante 30 dias para o sistema entrar em equilíbrio. Para a contaminação utilizou-se o solo o fracionado em malha de  $63\mu\text{m}$  e pulverizado, sendo esta fração lançada nos tanques com auxílio de uma bomba de ar (Fig. 3). Após cada adição de solo (contaminação) os tanques receberam uma chuva artificial utilizando um regador até se estabelecer o nível de água que evaporou (25cm). Espalhou-se uniformemente a água sob a superfície dos tanques para lixiviar o solo lançado sob as plantas, fazendo com que este penetre na coluna.



Figura 3. Procedimento de adicionamento de fração fina de solo contaminado com mercúrio no experimento de simulação do impacto do mercúrio em lago.

Para contaminar os tanques utilizaram-se diferentes concentrações de mercúrio, calculadas a partir de dados de precipitação pluviométrica da região e material particulado em suspensão na atmosfera. Com base nisto, as

concentrações utilizadas para simular a precipitação total de mercúrio foram: 15 ng L<sup>-1</sup>, 60 ng L<sup>-1</sup> e 180 ng L<sup>-1</sup>, e controle sem adição de solo contaminado com mercúrio. Cada uma destas concentrações testada foi aplicada a cada quarenta e cinco dias. O experimento consistiu na adição de solo com água, durante quatro semanas sendo uma vez por semana realizada a adição, seguida de duas semanas de repouso completando assim um total de 45 dias, para então ser amostrado o material. O experimento teve duração de 135 dias. Ao final do experimento o tanque onde se testou a concentração de 15 ng L<sup>-1</sup> a cada quarenta e cinco dias, recebeu 5,7g de solo; o do teste de 60 ng L<sup>-1</sup> havia recebido 22,8g de solo, e o do teste de 180 ng L<sup>-1</sup>, recebeu 68,7g de solo. Para que não ocorresse mortalidade por inanição os peixes receberam 0,5 g de farinha de pão torrado a cada sete dias. O material amostrado para análise de mercúrio foi peixe, água, macrofita, matéria orgânica, e sedimento. Na coleta de peixe se empregou uma pequena rede com 40 cm<sup>2</sup> e malha 1 mm. A amostragem de planta foi manual. Para a coleta de sedimento utilizou-se um recipiente plástico fixado a um bastão o qual se passou no fundo dos tanques. A amostra de matéria orgânica foi obtida após a decantação do sedimento em recipientes de vidro, sendo esta sugada com uma mangueira e posteriormente depositada em papel filtro de 0,45µm. Cada tanque teve seu material de coleta individual e durante todo o manuseio do experimento utilizou-se luva de polietileno, para evitar contaminações de um tanque para outro. O experimento ocorreu durante o verão até o início do outono de 2005, sendo a temperatura média do ar (27°C), e a temperatura média da água nos tanques (23,8°C).

## **2.3.Procedimentos analíticos**

### **2.3.1 Solo e material particulado em suspensão no ar**

O método de digestão utilizado para extração de mercúrio foi adaptado de Zyrin (1981). Foram utilizados 0.5g de amostra de solo, e filtros contendo material particulado do ar, colocando-os em frascos volumétricos de 50 ml para posterior adição de 10 ml da mistura ácida na proporção de 5:1 de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e HNO<sub>3</sub>. Os frascos foram levados a banho quente à 60°C até que a suspensão fosse clarificada, o que acontece em torno de três horas. Posteriormente as amostras digeridas foram resfriadas a temperatura ambiente para a adição de água deionizada até 40 ml de solução. Filtrou-se as amostras em papel filtro (28µm) quantitativo JP41.

### **2.3.2. Água superficial, subterrânea, e precipitação atmosférica total**

O tratamento de água segue a metodologia de Marins *et al* (1996). O mercúrio foi determinado após oxidação com 0,2 ml de cloreto de bromo (0,1 ml KBrO<sub>3</sub> 1%*m/v* +0,1 mL HCl 20% (v/v)) a temperatura ambiente. Após a oxidação, 0,1 ml de solução de ácido ascórbico a 1% (m/v) foi adicionado para reduzir o excesso de BrCl.

### **2.3.3 Sedimento e material particulado em suspensão na água superficial**

A digestão do sedimento e material particulado em suspensão na água superficial utilizou a metodologia de Zhou (2000). O sedimento (0.5 g) e os filtros contendo o material em suspensão na água foram transferidos para frascos volumétricos de 100 ml e adicionou-se 15 ml de mistura ácida na proporção de 2:1  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e  $\text{HNO}_3$ . O frasco foi acondicionado em banho quente a  $60^\circ\text{C}$ , a digestão continua até que a suspensão seja clarificada. O recipiente então é removido para um banho frio sendo adicionado uma solução de 6%  $\text{KMnO}_4$ , sendo adicionado lentamente e movimentando suavemente, até que a cor roxa apareça e permaneça por mais de 15 min. Finalmente, é acrescentado, 5 ml de solução de 5%  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ , para assegurar uma completa oxidação dos componentes de organomercurio. A mistura fica em descanso por toda à noite. Após as amostras são diluídas com água deionizada até 100 ml e filtradas em papel filtro ( $28\mu\text{m}$ ) de filtração rápida

### **2.3.4 Plantas**

O método de digestão das plantas empregou a metodologia de Zyrin (1981). Foi digerido 0,5 g de planta com 4 ml de mistura ácida de  $\text{HNO}_3$  concentrado e  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado na proporção de 1:4 (v/v) e 5 mg de  $\text{V}_2\text{O}_5$ . A digestão foi conduzida a  $60^\circ\text{C}$  usando banho quente por quatro horas. Após as amostras são diluídas com água deionizada até 100 ml e filtradas em papel filtro ( $28\mu\text{m}$ ).



### **2.3.5 Molusco e peixe**

O método de digestão do músculo de peixe e tecido de molusco foi realizado utilizando a metodologia de Zhou (2000).

Um grama de tecido do organismo foi pré-digerida com 8 ml de mistura ácida de HNO<sub>3</sub> concentrado e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado na proporção de 1:1 (v/v) por 3 h a 25°C. Conduziu-se a digestão a 60°C usando banho quente por 5 h. Cinco mililitros de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 30% foi adicionado as amostras, esperando a espuma baixar entre as adições. Elevou-se a temperatura a 65°C até que as amostras se tornassem menos coradas ou levemente amareladas. Após as amostras são diluídas com água deionizada até 100 mL e filtradas em papel filtro (28µm).

## **2.4 Procedimentos instrumentais**

### **2.4.1 Análise de mercúrio**

O sistema de vapor frio, acoplado a AAS GBS 932AA foi usado para determinação de mercúrio no material particulado atmosférico, solo, sedimento, material particulado em suspensão na água, planta, molusco e peixe. Para a determinação de Hg na água e precipitação atmosférica total “gold wool trap” MC3000 GBS conectado ao sistema de geração de hidretos HG3000 GBS. Todas as amostras foram analisadas em triplicatas, o desvio padrão relativo (DPR) entre as triplicatas permaneceu abaixo de 6% para todas as amostras.

#### **2.4.2. Análise de cátions e ânions**

Realizou-se a análise de ânions e cátions maiores por cromatografia iônica, em aparelho da marca Methrom®, e a análise com supressão química, em coluna simples (Metrosep A Supp5-100), de dimensões 4,0 X 100 mm. Para ânions foi utilizada uma fase móvel de  $\text{NaHCO}_3$ - $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , com uma velocidade de fluxo  $0,6 \text{ mL min}^{-1}$ . Para cátions utilizou-se uma fase móvel de  $4 \text{ mmol L}^{-1}$  de ácido tartárico e  $0,75 \text{ mmol L}^{-1}$  de ácido dipicolínico em coluna Metrosep C2-100. Preparou-se a curva padrão com padrões da marca IsoSol, a partir de soluções estoque de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$ . As amostras foram diluídas, quando necessário, com água deionizada.

#### **2.4.3 Análise de parâmetros físico-químicos**

Analisou-se o pH e a condutividade da água superficial dos lagos e da água subterrânea. Nas medidas de pH utilizou-se eletrodo da marca Analion®, acoplado a um pH metro Accumet®, modelo nº15. O aparelho foi calibrado utilizando padrões de solução tampão de 4 e 7. A medida de condutividade empregou condutivímetro da marca Oakton®, modelo WD-35607-10.

#### **2.4.4 Qualidade e controle analítico**

A exatidão e precisão das análises foram asseguradas através da digestão seqüencial e análise de Material de Referência Certificado (MRC) para sedimentos-PACS-2 e para músculo de peixe (Tuna homogenate)-IAEA 350, dessa forma fornecendo os dados para comparação (Tab. 1). Muito bons

resultados foram obtidos para análise de mercúrio, estabelecido dentro de 95% dos limites de confiança do MRC. Portanto, considerou-se que as análises estão suficientemente asseguradas e com precisão aceitável.

Tabela 1. Dados de controle da qualidade analítica.

Tipo de amostra	MRC Concentração de Hg $\mu\text{g g}^{-1}$	Valor médio encontrado(%)	Número de análises	*DPR (%)
Sedimento (seco)	PACS-2 3,04	103	6	2,8
Tuna (seco)	IAEA 350 4,10	98	6	4,2

\*DPR-Desvio Padrão Relativo

## 2.5 Métodos de tratamento dos dados

Para o tratamento estatístico dos dados foram utilizados os softwares Excel e Statistica 6.0.

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Resultados do estudo da distribuição de mercúrio em lagos sob diferente impacto antrópico

#### 3.1.2 Distribuição de mercúrio no material abiótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico

A maior concentração de mercúrio no material particulado atmosférico foi registrada para área industrial seguida da área suburbana e da reserva natural (Tab. 2). Os níveis de mercúrio no material particulado atmosférico na área

industrial e área suburbana apresentaram concentrações 13,8 e 3,9 vezes maior que na área de reserva natural.

Tabela 2. Distribuição de mercúrio no material particulado atmosférico.

Área de amostragem (N)	Hg ( $\mu\text{g Kg}^{-1}$ )	Deposição ( $\mu\text{g.m}^{-2}$ )
Reserva Natural (1)	37,1	189,4
Suburbana (1)	145,2	740,0
Industrial (1)	513,1	2613,0

N- número de amostras

Na área industrial foi encontrada a maior concentração de mercúrio na precipitação atmosférica total seguida da área suburbana e área de reserva natural (Tab. 3).

Tabela 3. Distribuição de mercúrio na precipitação atmosférica total.

Área de amostragem (N)	Precipitação Atmosférica Total Hg $\text{ng L}^{-1}$	DP
Reserva Natural (2)	3,4	3,4
Suburbana (3)	15,8	15,8
Industrial (2)	76,7	26,5

N- número de amostras, DP- desvio padrão

No solo os maiores valores de mercúrio foram registrados para área de reserva natural, seguido da área suburbana e industrial. Registraram-se as maiores concentrações de mercúrio na camada superficial com tendência de diminuição da concentração com aumento da profundidade, exceto na área industrial (Fig. 4).

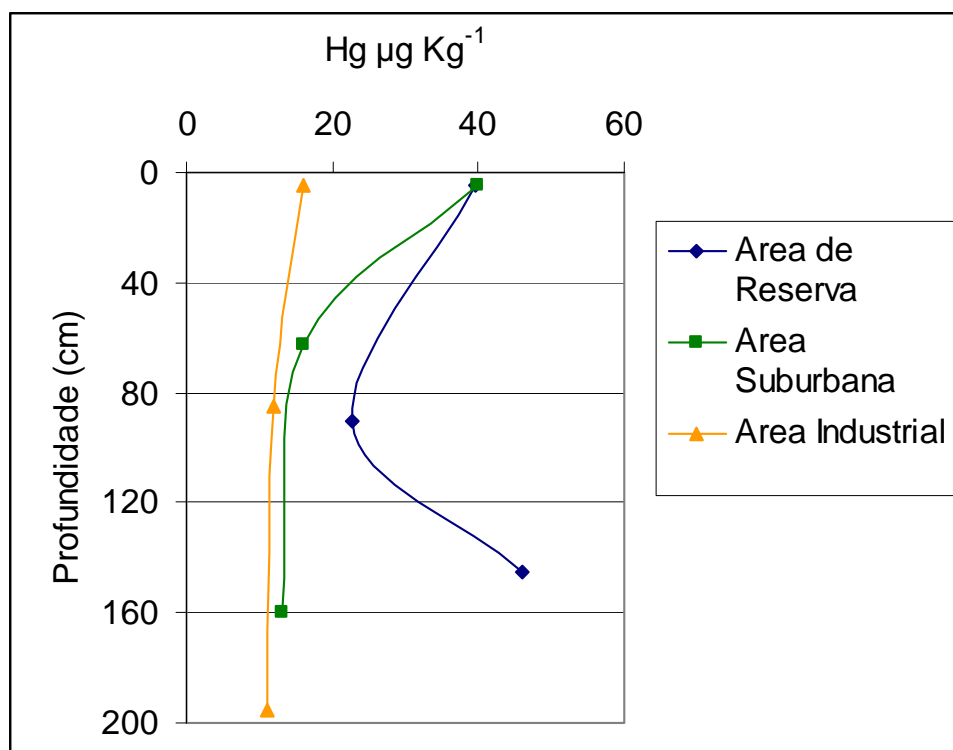


Figura 4. Distribuição de mercúrio nos perfis de solo.

Encontrou-se a maior concentração de mercúrio na água subterrânea da área industrial seguida da área suburbana e área de reserva natural (Tab. 4) O pH na água subterrânea das três áreas, é neutro, e a maior condutividade elétrica da água subterrânea foi à da área industrial seguida da área de reserva natural e suburbana.

Tabela 4. Distribuição de mercúrio e parâmetros físico-químicos da água subterrânea.

Área de amostragem	Hg (ng L <sup>-1</sup> )	pH	Condutividade (μS cm <sup>-1</sup> )
Reserva Natural	6,0	7,02	95,4
Suburbana	8,0	7,06	64,3
Industrial	13,0	6,38	364,5

A concentração de mercúrio dissolvido na água superficial dos lagos, não foi detectada por estar abaixo do limite de detecção do método utilizado. No material

particulado em suspensão na água o maior valor de mercúrio registrado foi na área industrial seguido da área de reserva natural e área suburbana (Tab. 5). Os lagos da área de reserva natural e industrial apresentaram pH neutro enquanto que na área suburbana o pH foi alcalino.

Tabela 5. Distribuição de mercúrio na água superficial e material particulado em suspensão na água.

Área de amostragem	Água superficial Hg (ng L <sup>-1</sup> )	Mat.part.susp. Hg (µg Kg <sup>-1</sup> )	Mat.part.susp. gL <sup>-1</sup>	pH	Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )
Reserva Natural	n/d	163,4	0,1330	7,94	98,7
Suburbana	n/d	79,6	0,0201	9,30	280,0
Industrial	n/d	258,8	0,0150	7,0	291,0

n/d- não detectado < 0,4 ng L<sup>-1</sup>

Os sedimentos dos lagos não apresentaram grande diferença entre si em concentração de mercúrio (Tab. 6).

Tabela 6. Distribuição de mercúrio nos sedimentos dos lagos.

Amostras (N)	Hg (µg Kg <sup>-1</sup> )	DP
Área reserva (3)	60,2	2,7
Área suburbana (3)	53,5	10,5
Área industrial (3)	56,3	3,4

N- número de amostras, DP- desvio padrão

### 3.1.2 Distribuição de mercúrio no material biótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico

Os níveis de mercúrio detectados entre as quatro espécies de plantas estudadas variaram de 9,8 a 19,6 µg Kg<sup>-1</sup> para folhas, e de 7,5 a 20,7 µg Kg<sup>-1</sup> no caule e de 13,0 a 41,9 µg Kg<sup>-1</sup> nas raízes (Tab. 7). A planta *N.indica* apresentou a

maior concentração de mercúrio na raiz dentre todas as espécies estudadas. Na área de reserva natural o órgão de *N.indica* com maior nível de mercúrio foi à raiz seguido das folhas enquanto que na área suburbana a maior concentração de mercúrio registrou-se nas folhas. Em *P.hydropiperoides* houve uma variação na distribuição de mercúrio nos órgãos da planta entre as três áreas, na área de reserva natural e industrial a distribuição segue a ordem decrescente: raiz>caule>folhas enquanto que na área suburbana a distribuição foi: caule>folha>raiz. A maior concentração de mercúrio na planta *E.azurea* se registrou na raiz seguida das folhas tanto para a área de reserva natural como suburbana, sendo que na área de reserva natural o valor na raiz é maior que na área suburbana. A planta *E.crassipes* só foi encontrada na área industrial e apresentou o maior nível de mercúrio na raiz seguido das folhas.

Tabela 7. Distribuição de mercúrio em plantas:  $\mu\text{g Kg}^{-1}$ .

Local	Espécie									
	<i>Nymphoides indica</i>		<i>Polygonum hydropiperoides</i>			<i>Eichhornia azurea</i>		<i>Eichhornia crassipes</i>		
	folhas	raiz	folhas	caule	raiz	folhas	raiz	folhas	raiz	
Reserva Natural	19,6	41,9	9,8	7,5	19,4	10,9	33,6	***	***	
Área suburbana	16,3	15,6	13,6	20,7	13,0	12,7	22,3	***	***	
Área industrial	***	***	13,5	13,6	32,3	***	***	15,8	18,7	

\*\*\* -espécie não ocorrente no lago

A concentração média de mercúrio encontrada no molusco foi maior para área industrial do que na área de reserva natural (Tab. 8). Na área suburbana não se encontrou nenhum exemplar.

Tabela 8. Distribuição de mercúrio em *P.canaliculata*.

Área de amostragem (N)	Hg ( $\mu\text{g Kg}^{-1}$ )	Concha	
	Media (min-max)	Comprimento (mm) Media (min-max)	Altura (mm) Media (min-max)
Reserva Natural (3)	10,6 (3,4-15,4)	17,6 (14-21)	13 (11-16)
Área industrial (4)	16,6 (5,6-40,6)	17 (14-19)	12,7 (10-16)

Selecionou-se seis indivíduos de *Pomacea canaliculata* da área industrial, nos quais, determinou-se o nível de mercúrio em diferentes partes do corpo (Fig. 5), encontrando-se maior acumulação de mercúrio nas vísceras com média de  $8,3 \mu\text{g Kg}^{-1}$  e desvio padrão de 1,9 variando de  $5,8 \mu\text{g Kg}^{-1}$  a  $10,9 \mu\text{g Kg}^{-1}$  enquanto que no pé a média foi de  $3,7 \mu\text{g Kg}^{-1}$  desvio padrão de 1,15 variando de  $3 \mu\text{g Kg}^{-1}$  a  $5,9 \mu\text{g Kg}^{-1}$ .

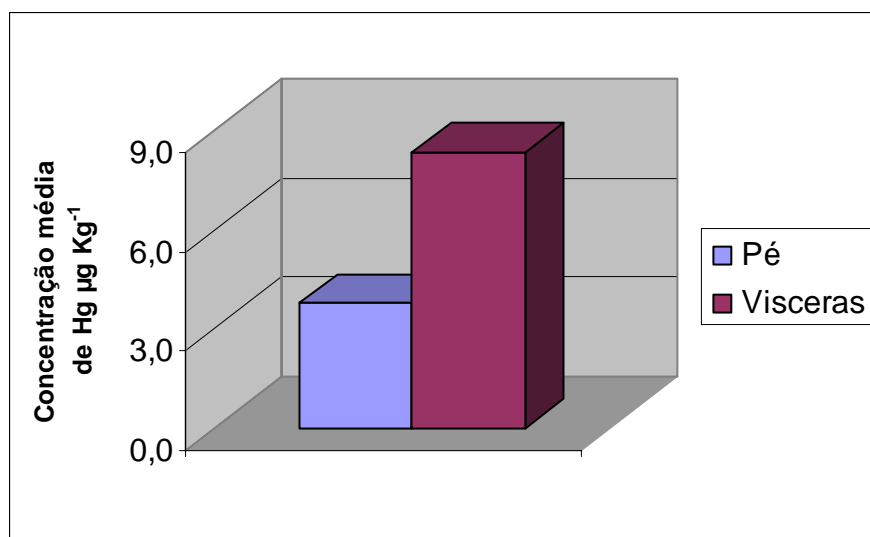


Figura 5. Distribuição de mercúrio em órgão de molusco: *P.canaliculata*.



### 3.1.2.1 Distribuição de mercúrio nas espécies de peixes em lagos sob diferente nível de impacto antrópico.

As espécies de peixes estudadas demonstraram diferença marcante na concentração do mercúrio (Tab. 9).

A distribuição do mercúrio nos peixes do local não contaminado (reserva natural) apresentou seus valores médios em ordem crescente (*G.brasiliensis*, *Astyanax spp*) > (*H.malabaricus*, *O.jenynsii*). Nos lagos das zonas de impacto (suburbano e industrial) a ordem da concentração do mercúrio nos peixes já foi diferente: *O.jenynsii*>*Astyanax spp*> *H.malabaricus*>*G.brasiliensis*.

Tabela 9. Concentração de mercúrio nos peixes das três áreas sob diferente nível de impacto antrópico: ng g<sup>-1</sup>, peso úmido.

Espécies	Área de Reserva Natural		Área Suburbana		Área Industrial	
	Média (mín-máx)	DP (N)	Média (mín-máx)	DP (N)	Média (mín-máx)	DP (N)
<i>G.brasiliensis</i>	18,9 (11,2-23,0)	3,3 (12)	24,3 (7,3-46,4)	10,7 (11)	74,9 (53,9-95,0)	20,5 (3)
<i>H.malabaricus</i>	60,1 (14,5-86,0)	22,3 (11)	60,5 (13,8-96,0)	25,7 (13)	140,0	- (1)
<i>O.jenynsii</i>	63,8 (51,0-85,9)	18,0 (10)	219,1 (54,0-451,2)	110,8 (19)	***	***
<i>Astyanax spp</i>	20,5 (7,0-58,5)	13,4 (13)	69,1 (14,1-166,2)	50,5 (15)	134,9 (89,4-195,8)	32,8 (18)

\*\*\* - espécie não ocorrente no lago, DP- desvio padrão,(N)- número de amostras

A análise feita nos diferentes órgãos de cinco exemplares de *O.jenynsii* e *Astyanax spp* capturados no lago da área suburbana, demonstraram maiores

níveis de acumulação em ordem decrescente: músculo > cérebro > fígado > brânquia > gônadas, tanto para *O.jenynsii* como para *Astyanax spp* (Fig. 6). Entre os exemplares que tiveram determinado o nível de mercúrio nos diversos órgãos, o valor máximo foi encontrado em músculo sendo de 442,8 ng g<sup>-1</sup> em *O.jenynsii* e 382,9 ng g<sup>-1</sup> em *Astyanax spp*. A proporção de acumulação de mercúrio no músculo em relação aos demais órgãos em *O.jenynsii* foi de 1,8 vez maior em relação ao cérebro, 2,46 vezes maior em relação ao fígado, 6,2 vezes maior em relação à brânquia e 7,03 vezes maior em relação às gônadas, enquanto que em *Astyanax spp* a proporção de mercúrio no músculo em relação aos demais órgãos foi: 1,74 vez maior que no cérebro, 2,51 vezes maior que no fígado, 4,61 vezes maior que nas brânquias e 7,39 vezes maior que nas gônadas. A espécie *Astyanax spp* apresentou valores médios maiores que *O.jenynsii* em todos os órgãos (Anexo 2).

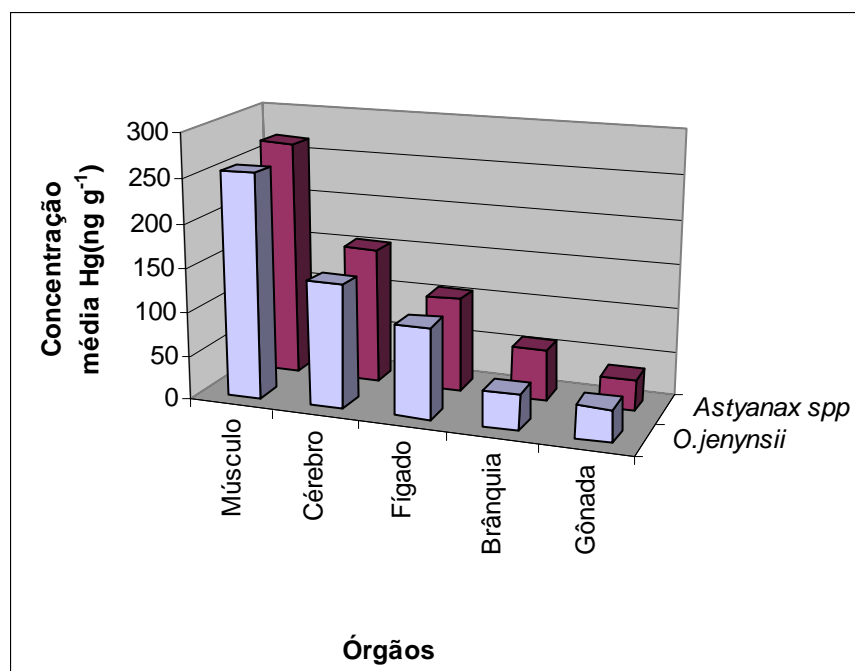


Figura 6. Bioacumulação de mercúrio em órgãos de *O.jenynsii* e *Astyanax spp*.

### 3.2 Resultados do estudo da distribuição de mercúrio em peixes de lagos, estuário e oceano

No lago fechado, que corresponde à área suburbana as maiores concentrações médias de mercúrio foram encontradas em *O.jenynsii* com 344,3 ng g<sup>-1</sup> e *Axtyanax spp* 268,7 ng g<sup>-1</sup> seguidos de *H.malabaricus* 74,3 ng g<sup>-1</sup> e *G.brasiliensis* 32,5 ng g<sup>-1</sup>. No lago aberto a espécie que apresentou maior concentração média de mercúrio também foi *O.jenynsii* com 349 ng g<sup>-1</sup> seguida de *Axtyanax spp* com 203,6 ng g<sup>-1</sup> e *O.robustus* com 187,5 ng g<sup>-1</sup>, *H.malabaricus* 173,5 ng g<sup>-1</sup>, *R.quelen* 153,9 ng g<sup>-1</sup> *P.maculatus* 130,2 ng g<sup>-1</sup>, *L.obtusidens* 84,6 ng g<sup>-1</sup> *O.bonariensis* 75,9 ng g<sup>-1</sup> e *G.brasiliensis* 20,9 ng g<sup>-1</sup>. No estuário a maior concentração média de mercúrio foi registrada em *M.furnieri* com 53,4 ng g<sup>-1</sup> seguida de *P.orbignyanus* 47,1 ng g<sup>-1</sup>, *O.argentinensis* 41,6 ng g<sup>-1</sup> e *M.platanus* 12,4 ng g<sup>-1</sup>. Para as espécies *N.barba* com 60,3 ng g<sup>-1</sup> e *G.genidens* com 57,8 determinou-se o nível de mercúrio em apenas um exemplar de cada espécie, devido a isso não são relacionadas às médias das outras espécies. No oceano o maior nível médio de mercúrio ocorreu em *M.littoralis* com 124,3 ng g<sup>-1</sup> seguido de *C.orbignyanus* com 95,9 ng g<sup>-1</sup>, *L.gastrphysus* 95,8 ng g<sup>-1</sup>, *C.guatucupa* 88,8 ng g<sup>-1</sup>, *M.hubbsi* 84,2 ng g<sup>-1</sup>, *P.pagrus* 68 ng g<sup>-1</sup>, *P.saltatrix* 52,8 ng g<sup>-1</sup>, *P.americanus* 48,5 ng g<sup>-1</sup>, *M.ancyledon* 38,5 ng g<sup>-1</sup>, *U.brasiliensis* 35 ng g<sup>-1</sup>, *S.Argentina* 30,4 ng g<sup>-1</sup>. Na espécie *E.marginatus* determinou-se à concentração de mercúrio em um único exemplar com o valor de 215,8 ng g<sup>-1</sup> (Anexo.3).

No lago fechado e lagoa aberto as maiores concentrações de mercúrio foram encontradas nas espécies de hábito alimentar: piscívoro e onívoro seguido das

espécies insetívoro-frugívoro e zooplanctófago, enquanto que nas espécies estuarinas o maior nível de mercúrio foi registrado nas espécies de hábito alimentar onívoro e carnívoro seguido dos zooplanctófagos, já no ambiente marinho não é possível fazer distinção entre qual grupo possui maior valor de mercúrio no músculo (Fig. 7).

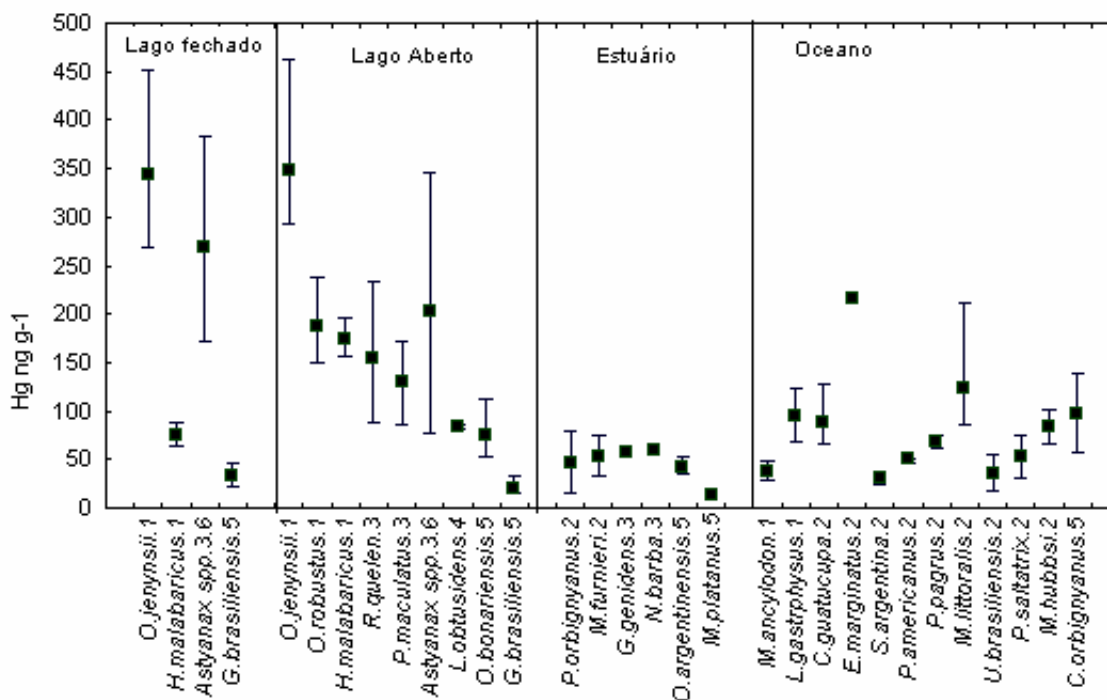


Figura 7. Distribuição de mercúrio em peixes comercializados de Lagos, Estuário e Oceano: 1.Piscívoro, 2.carnívoro, 3.Onívoro, 4.Insetívoro-frugívoro, 5.Zooplancatófago, 6.Detritívoro.

### 3.3. Resultados da simulação do impacto do mercúrio em lago

Durante os 135 dias de experimento ocorreu uma diminuição no pH e na condutividade na água de todos os tanques, sendo a média de diminuição no pH de 1,15 unidades de pH e na condutividade de 80,6  $\mu\text{S cm}^{-1}$  ( Tab. 10).

Tabela 10. Propriedades físico-químicas da água durante os 135 dias de experimento.

Tempo (dias)	0		45		90		135	
Testes	pH	Cond( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	pH	Cond( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	pH	Cond( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	pH	Cond( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )
Controle	6,4	251	5,65	181	5,34	165,7	5,28	159,4
15 ng L <sup>-1</sup>	6,2	249	5,83	183,3	5,26	178,5	5,27	168,9
60 ng L <sup>-1</sup>	6,5	243	5,62	180,3	5,22	174,9	5,29	166,5
180 ng L <sup>-1</sup>	6,7	240	5,6	187,9	5,29	176,6	5,34	165,8

A concentração média de mercúrio em *Astyanax spp* antes da aplicação dos testes com diferentes níveis de mercúrio, foi de 54,7 ng g<sup>-1</sup> variando de 26,2 ng g<sup>-1</sup> a 151,6 ng g<sup>-1</sup>. Após 45 dias de exposição as diferentes concentrações testadas, o teste de 15ng L<sup>-1</sup> registrou nível médio de mercúrio em *Astyanax spp* de 95,9 ng g<sup>-1</sup> mínimo de 90,9 ng g<sup>-1</sup> e máximo de 103,8 ng g<sup>-1</sup>, no teste com 60 ng L<sup>-1</sup> a média foi de 134,7 ng g<sup>-1</sup> de mercúrio com mínimo de 59,3 ng g<sup>-1</sup> e máximo de 220 ng g<sup>-1</sup>, no teste com 180 ng L<sup>-1</sup> a média foi 87,6 ng g<sup>-1</sup> variando de 25,0 ng g<sup>-1</sup> a 145,7 ng g<sup>-1</sup> e no tanque controle a média de mercúrio no músculo de peixe foi de 88,0 ng g<sup>-1</sup> com mínimo de 87,0 ng g<sup>-1</sup> e máximo de 89,8 ng g<sup>-1</sup>. Ao término do experimento, após 90 dias de exposição aos diferentes níveis de mercúrio nas precipitações com solo, registrou-se nos peixes do tanque controle, a média de 63,0 ng g<sup>-1</sup> variando de 51,2 ng g<sup>-1</sup> a 100,0 ng g<sup>-1</sup>, enquanto que o teste de 15ng L<sup>-1</sup> apresentou a média de mercúrio nos peixes de 51,4 ng g<sup>-1</sup> variando de 46,1 ng g<sup>-1</sup> a 59,5 ng g<sup>-1</sup>, e nos indivíduos do teste com 60ng L<sup>-1</sup> registrou-se média de 50,0 ng g<sup>-1</sup> com mínimo de 36,2 ng g<sup>-1</sup> e máximo de 74,6 ng g<sup>-1</sup>. Já nos peixes do

teste com  $180 \text{ ng L}^{-1}$  a média foi de  $64,6 \text{ ng g}^{-1}$  variando de  $52,9 \text{ ng g}^{-1}$  a  $72,0 \text{ ng g}^{-1}$ .

Os peixes não demonstraram acumulação significativa de mercúrio em nenhum dos testes, não apresentando diferença na concentração de mercúrio nos peixes do controle e demais testes contaminados com solução contendo solo contaminado por mercúrio.

O sedimento teve níveis crescentes de mercúrio durante os 135 dias de experimento (Fig. 8), nos três tanques que receberam a solução de água com solo contaminado por mercúrio. Para o teste de  $15 \text{ ng L}^{-1}$  de mercúrio, após 45 dias registrou-se um aumento de 1,48 vez na concentração de mercúrio no sedimento em relação ao seu valor de background, passando a 1,50 vez em 90 dias e 2,08 vezes em 135 dias. O teste de  $60 \text{ ng L}^{-1}$  de mercúrio após 45 dias teve um aumento de 2,75 vezes maior no nível de mercúrio em relação ao seu nível de background passando a 4,25 vezes após 90 dias, chegando a 4,67 vezes maior, que o background em 135 dias. O teste de  $180 \text{ ng L}^{-1}$  após 45 dias teve um aumento de 7,61 vezes em relação à concentração de background, passando a 9,17 vezes após 90 dias, chegando a 10,98 vezes após 135 dias. O teste controle não apresentou variação importante na concentração de mercúrio no sedimento.

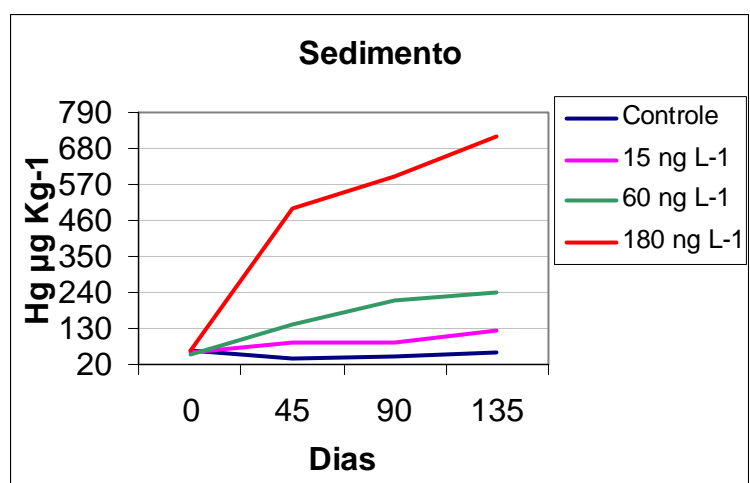


Figura 8. Distribuição de mercúrio no sedimento do experimento de simulação do impacto do mercúrio.

O nível de mercúrio no detrito orgânico nos testes: controle, 15 ng L<sup>-1</sup> e 60 ng L<sup>-1</sup> diminuiu com o passar do tempo, sendo a maior queda no valor de mercúrio nos primeiros 45 dias, não ocorrendo um decréscimo tão acentuado até 135 dias. Já o tanque do teste de 180 ng L<sup>-1</sup>, registrou aumento na concentração de mercúrio no detrito orgânico até 90 dias, após ocorrendo decréscimo até 135 dias. O valor médio de background da concentração de mercúrio no detrito orgânico para todos os tanque foi de 260 µg Kg<sup>-1</sup> (Fig. 9).

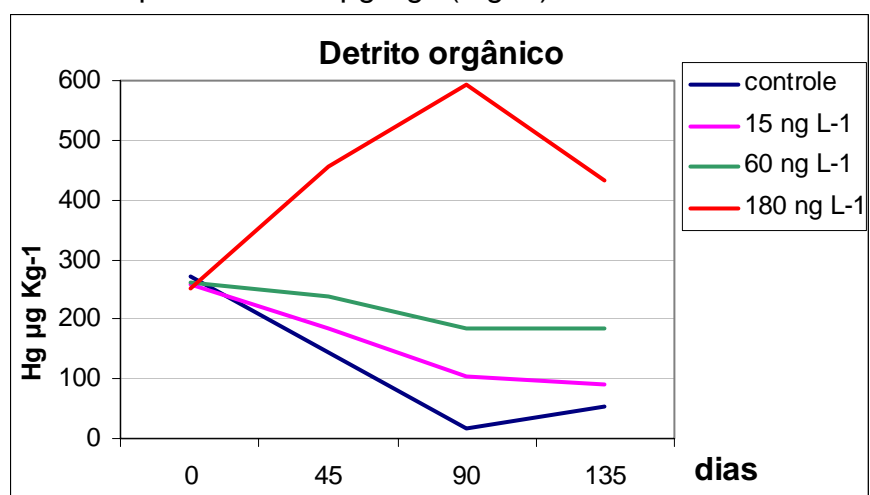


Figura 9. Distribuição de mercúrio no detrito orgânico no experimento de simulação do impacto do mercúrio.



O valor de background na raiz de *Salvinia auriculata* foi de  $69,3 \mu\text{g Kg}^{-1}$ , durante os 135 dias e os tanques dos testes controle e de  $15 \text{ ng L}^{-1}$ , apresentaram uma variação no nível de mercúrio na raiz no entanto, este não superou o valor de background. O teste  $60 \text{ ng L}^{-1}$ , apresentou um aumento de mercúrio na raiz das macrófitas após 45 dias, no entanto, este diminuiu em 90 dias chegando ao valor de background em 135 dias. No teste  $180 \text{ ng L}^{-1}$  houve um aumento de 2,7 vezes na concentração de mercúrio na raiz da macrófita, ocorrendo uma diminuição nesse em 90 dias até 135 dias (Fig. 10).

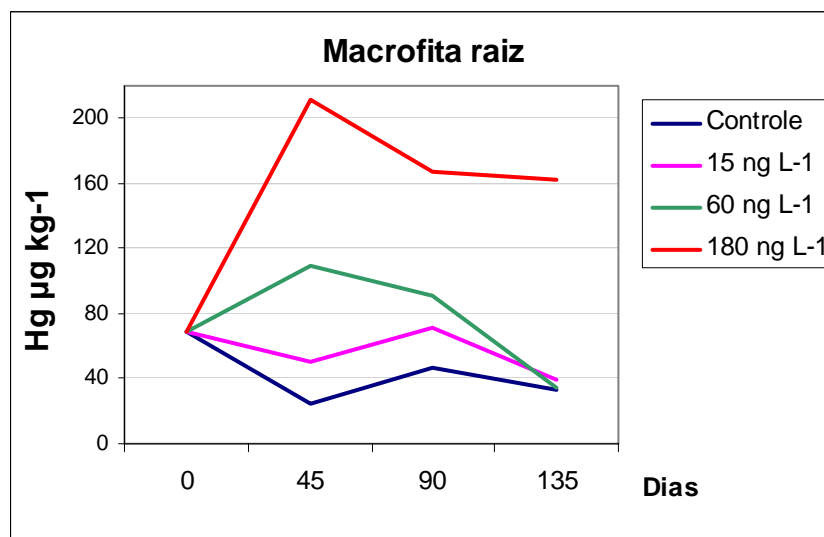


Figura 10. Distribuição de mercúrio nas raízes de *S.auriculata*

O nível de mercúrio nas folhas da macrófita: *Salvinia auriculata*, no teste controle foi crescente, alcançando após 135 dias uma concentração 4 vezes maior de mercúrio na folha que o valor de background. O teste de  $15 \text{ ng L}^{-1}$  de mercúrio demonstrou acumulação de mercúrio nas folhas até 90 dias havendo um decréscimo no nível de mercúrio nas folhas em 135 dias. Já os testes com

concentração de 60 ng L<sup>-1</sup> e 180 ng L<sup>-1</sup> obtiveram concentração de mercúrio crescente nas folhas até 45 dias ocorrendo um decréscimo em 90 e 135 dias (Fig. 11).

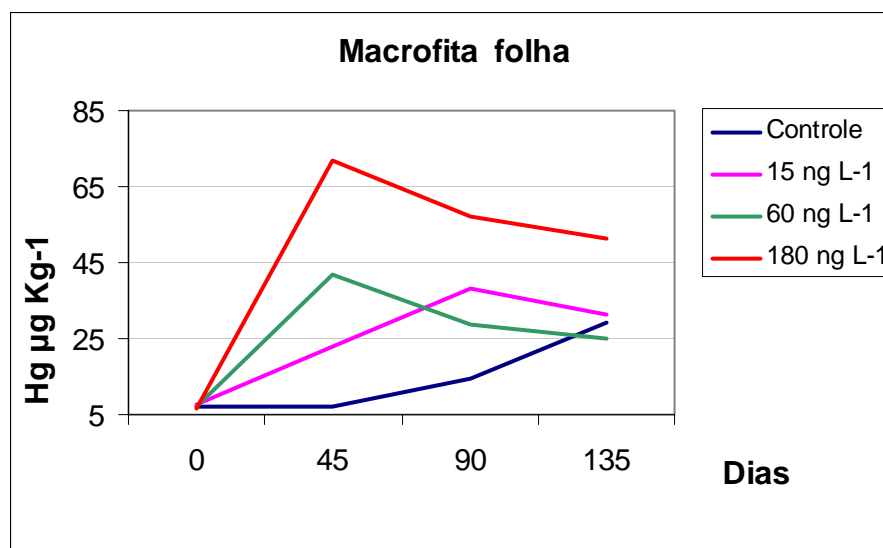


Figura 11. Distribuição de mercúrio nas folhas de *S.auriculata*

### 3.4 Distribuição de cátions e ânions na água superficial dos lagos e água subterrânea nas três áreas sob diferente nível de impacto antrópico

As águas subterrâneas estudadas têm como principal ânion o cloreto (Tab. 11). Na área de reserva natural a ordem de concentração dos elementos segue a seguinte seqüência crescente: fluoreto < sulfato < magnésio < sódio e potássio < cálcio < cloreto, enquanto que na área suburbana a distribuição em ordem crescente foi: fluoreto < nitrato < sulfato < magnésio < potássio < cálcio < sódio < cloreto, já na área industrial a ordem crescente de concentração foi: fluoreto < nitrato < cloreto < sulfato, os íons potássio, sódio, cálcio e magnésio apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção. Na área industrial a concentração de

sulfato na água subterrânea é mil vezes maior que na área de reserva e cento e noventa e oito vezes maior que na área suburbana.

Tabela 11. Concentração de cátions e ânions na água subterrânea

Local (N)	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )							
	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
Área de reserva (3)	0,021	18,595	0,161	n/d	1,168	1,168	5,939	0,32
Área suburbana (3)	0,0195	13,778	1,04	0,5195	11,5365	3,22	5,751	2,353
Área Industrial (3)	0,15	14,238	198,466	1,037	n/d	n/d	n/d	n/d

n/d- não detectado

O principal ânion das águas superficiais dos lagos também foi o cloreto (Tab. 12). Na área de reserva natural a seqüência de concentração apresenta a seguinte ordem crescente: nitrito < fluoreto < nitrato < sulfato < cloreto, enquanto que na área suburbana a seqüência de concentração de anions em ordem crescente foi: fluoreto < ortofosfato < nitrato < sulfato < cloreto, já na área industrial a ordem crescente foi: fluoreto < sulfato < cloreto, apresentando o nitrito, nitrato e ortofosfato concentrações abaixo do limite de detecção. A área suburbana apresentou o maior nível de sulfato na água superficial sendo este valor quatro vezes maior que o encontrado na área de reserva natural, e 1,6 vez maior que na área industrial.

Tabela 12. Concentração de ânions na água superficial dos lagos

Local (N)	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )					
	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
Área de reserva (3)	0,108	24,04	2,005	n/d	2,651	0,052
Área suburbana (3)	0,192	29,823	0,762	0,612	8,089	n/d
Área Industrial (3)	0,216	24,587	n/d	n/d	5,701	n/d

n/d- não detectado

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 Estudo da distribuição de mercúrio em lagos sob diferente impacto antrópico

#### 4.1.2 Distribuição de mercúrio no material abiótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico

O nível de mercúrio de 37,1 µg Kg<sup>-1</sup> encontrado no material particulado em suspensão no ar da área de reserva natural para o período de verão é condizente com o relatado por Cavalcante (2002) que para a mesma estação do ano relata a concentração de 35 µg Kg<sup>-1</sup> de mercúrio para esta área, onde a média anual de mercúrio no material particulado atmosférico é de 30,4 µg Kg<sup>-1</sup>. Na área suburbana onde se registrou 145,25 µg Kg<sup>-1</sup> de mercúrio no material particulado atmosférico, no período de verão, foi muito inferior ao registrado por Cavalcante (2002) que encontrou 2104,2 µg Kg<sup>-1</sup> para este local, durante esta estação do ano. Sendo o nível de mercúrio registrado na área suburbana, semelhante ao relatado para

períodos de inverno e primavera neste local que são de  $153,1 \mu\text{g Kg}^{-1}$  e  $165,7 \mu\text{g Kg}^{-1}$  respectivamente.

As análises das precipitações atmosféricas totais demonstraram claramente o efeito antropogênico nos lagos das áreas suburbana e industrial. Na reserva natural a concentração de mercúrio está praticamente a mesma que ocorre em águas superficiais demonstrando valores próximos ao background mundial para águas doce superficiais  $4 \text{ ng L}^{-1}$  (Bens, 1976), já na área suburbana esse valor é quase 5 vezes maior, enquanto que na área industrial é aproximadamente 20 vezes mais alto. A contaminação das precipitações atmosféricas por mercúrio próximo ao lago da zona industrial é comparável com valores de mercúrio nas precipitações em grandes áreas urbano-industriais do Brasil e do mundo (Lacerda *et al.*, 2002).

No solo os valores encontrados na fração menor que  $63\mu\text{m}$  na camada superficial estão dentro dos valores de background para região que é de  $65 \mu\text{g Kg}^{-1}$  (Cavalcanti, 2002) e muito abaixo da concentração média de mercúrio nos solos urbanos que é de  $0,13 \text{ mg kg}^{-1}$  (Reimann & Caritat, 1998). A área de reserva natural apresentou concentração de mercúrio na camada superficial de solo, semelhante à da área suburbana. Este nível maior de mercúrio no solo da área de reserva natural pode ser explicado por este local ser um ambiente com maior concentração de matéria orgânica no solo. Enquanto que na área suburbana o solo possui menos matéria orgânica, pois originalmente este local era composto por cordões de dunas com pouca vegetação, que foram re-mobilizados a cerca de 30 anos para a construção do Campus universitário. A área industrial apresentou

os menores valores por se tratar de um solo alterado devido à construção da Br 392, os valores de mercúrio encontrados demonstram que na realidade o material coletado na superfície foi em outrora a camada intermediária, pois a camada superficial foi removida para construção de aterros.

Os níveis de mercúrio encontrados na água subterrânea das três áreas demonstram um gradiente crescente: área de reserva < área suburbana < área industrial, o valor da área industrial superar em 2 vezes o valor da área de reserva, concordando com estudos feitos por Barringer<sup>1</sup> (2005), no qual também encontra maior nível de mercúrio na água subterrânea da de zonas industriais em relação a zonas com outros tipos de atividades.

A concentração de mercúrio na água subterrânea da área de reserva natural está de acordo com os níveis de background de mercúrio relatados para águas subterrâneas como, por exemplo, na planície costeira de New Jersey nos Estados Unidos, que é de 0,05 a 10 ng L<sup>-1</sup> (Barringer<sup>2</sup> *et al*, 2005).

No Brasil, em trabalho realizado no rio Madeira na Amazônia Bastos *et al* (2005) descreve a concentração de 20,0 a 48,0 µg Kg<sup>-1</sup> e de 10,0 µg Kg<sup>-1</sup> a 84,6 µg Kg<sup>-1</sup> nos lagos marginais do rio, sendo que neste rio existiu atividade de garimpo. Em outro estudo Lacerda e Gonçalves (2001) nas lagoas costeiras do Rio de Janeiro afetadas pelos aportes provindos da área urbana, descrevem a concentração de 30,0 µg Kg<sup>-1</sup> a 400,0 µg Kg<sup>-1</sup> de mercúrio no material particulado em suspensão nas zonas de baixa salinidade passando para mais de 1088,0 µg Kg<sup>-1</sup> na área de mistura dos mesmos estuários. Os valores de mercúrio encontrados no presente estudo aproximam-se mais dos valores encontrados nas

áreas de baixa salinidade por Lacerda e Gonçalves (2001), demonstrando que a área industrial é a que possui maior concentração de mercúrio no material particulado na água dos lagos. O nível de mercúrio menor no material particulado da área suburbana, em relação às demais áreas, pode ser explicado, pelo fato de este lago estar com pH alcalino na época da amostragem devido a forte estiagem, é sabido que em pH alcalino o mercúrio precipita.

Os sedimentos dos lagos não apresentaram grande diferença entre si em concentração de mercúrio, e são muito próximos aos valores de background de mercúrio nos sedimentos da Lagoa dos Patos - maior corpo de água doce na região de estudo (Mirlean *et al.*, 2001). Apesar de a área de reserva ter obtido valor um pouco acima das demais regiões, deve-se levar em conta o tempo de acumulação do mercúrio nos sedimentos do lago da área suburbana e industrial os quais são artificiais e foram escavados a cerca de 30-40 anos, ser relativamente pequeno, contra 2-3 mil anos, no lago da área de reserva natural. Nesse caso pode-se sugerir que durante algumas décadas a concentração de mercúrio nos sedimentos sob impacto antropogênico dos lagos da zona urbana e industrial subiu mais de 4 e 5 vezes respectivamente.

#### **4.1.3 Distribuição de mercúrio no material biótico dos lagos das três áreas sob diferente impacto antrópico**

As concentrações de mercúrio na espécie flutuante fixa *N.indica* e emergente: *P.hydroperoides* são inferiores as encontradas nos sedimentos, não havendo relação entre a concentração nas plantas e no sedimento, assim como o descrito por Coquery e Welbourn(1995) que encontraram níveis de mercúrio de  $30 \mu\text{g Kg}^{-1}$  a  $220 \mu\text{g Kg}^{-1}$  nas raízes e  $30 \mu\text{g Kg}^{-1}$  a  $160 \mu\text{g Kg}^{-1}$  nas folhas de *Eriocaulon septangulare* uma planta emergente, no lago Bentshore o qual possui concentração de  $7 \mu\text{g Kg}^{-1}$  a  $247 \mu\text{g Kg}^{-1}$  no sedimento. As concentrações encontradas nas duas espécies flutuantes livre: *E.azurea* e *E.crassipes* encontram-se abaixo do relatado por Olivero e Solano (1998) os quais descrevem níveis de mercúrio entre  $219 \mu\text{g Kg}^{-1}$  e  $277 \mu\text{g Kg}^{-1}$  em *Eichhornia crassipes* na região de garimpo no norte da Colômbia.

Os valores de mercúrio registrados no presente estudo em *Pomacea canaliculata* um gastropoda herbívoro são bem próximos aos encontrados nas folhas das plantas e inferiores aos relatadas por Naklé *et al* (2005) em *Patella sp*, um gastropoda marinho herbívoro coletado na costa do Líbano onde os níveis de mercúrio no corpo dos moluscos variam de  $140 \mu\text{g Kg}^{-1}$  a  $200 \mu\text{g Kg}^{-1}$ .

A distribuição em diferentes partes do corpo de *Pomacea canaliculata* segue o descrito por outros autores, que encontraram maiores concentrações de mercúrio nos órgãos internos do que no pé em moluscos: bivalva (Saha *et al*, 2006; Sálaki *et al*, 2003).



#### **4.1.3.1 Distribuição de mercúrio em peixes de lagos sob diferente nível de impacto antrópico**

A distribuição do mercúrio nos peixes do local não contaminado (reserva natural) apresentou seus valores médios em ordem crescente (*G.brasiliensis*, *Astyanax spp*) > (*H.malabaricus*, *O.jenynsii*). Esta ordem corresponde bem com fatos descritos de biomagnificação do mercúrio (Campbell *et al.*, 2003), no qual as espécies de topo de cadeia trófica (*H.malabaricus* e *O.jenynsii*) se enriquecem com mercúrio por sua dieta (*G.brasiliensis*, *Astyanax spp*). Nos lagos das zonas de impacto (suburbano e industrial) a ordem da concentração do mercúrio nos peixes foi diferente: *O.jenynsii* > *Astyanax spp* > *H.malabaricus* > *G.brasiliensis*. A espécie *H.malabaricus* não segue a ordem de biomagnificação, a pesar de ser considerada topo de cadeia trófica. Essa espécie não apresenta praticamente nenhum aumento de mercúrio se comparado à zona de reserva natural e suburbana, e somente na zona industrial a concentração de mercúrio elevou-se um pouco mais de duas vezes. Sendo relativamente fraca a acumulação de mercúrio por *H.malabaricus* correspondendo com dados de Mol (2001) que mostram que ainda nas regiões de garimpo altamente poluídas por mercúrio *H.malabaricus* não acumula grandes valores do elemento. Todas as outras espécies demonstram aumento significativo de acumulação do mercúrio em zonas de impacto urbano e industrial em 3.5, 4.0 e 7.0 vezes respectivamente para *O.jenynsii*, *G.brasiliensis* e *Astyanax spp*.

#### 4.1.4 Bioacumulação de mercúrio em peixes como reflexo do impacto antropogênico

Bioacumulação do mercúrio em peixe manifesta-se como o aumento da concentração de Hg em músculos com o aumento da idade das espécies (Monteiro and Lopes, 1990). A literatura científica não apresenta concordância plena sobre qual parâmetro do peixe (peso ou comprimento do corpo) é mais correlativo com a acumulação do mercúrio (Monteiro and Lopes, 1990). Neste trabalho os dados demonstram que em condições de impacto antropogênico, o aumento da concentração do mercúrio em peixes, correlaciona-se melhor com o comprimento do corpo do que com o peso (Tab.13).

Tabela 13. Índices de correlação do Hg e parâmetros corporais dos peixes.

Espécie	Peso úmido			Comprimento do corpo		
	R <sup>2</sup>	p	N	R <sup>2</sup>	p	N
<i>Astyanax spp</i>	0,894	0,004	15	0,932	0,002	15
<i>O.jenynsii</i>	0,731	0,003	19	0,762	0,002	19

Em *G.brasiliensis*, apesar de haver conformidade entre a concentração de mercúrio em músculos e nível de contaminação das precipitações atmosféricas, esta espécie não apresenta nenhuma tendência confiável de bioacumulação em nenhuma das áreas de coleta (Fig. 12).

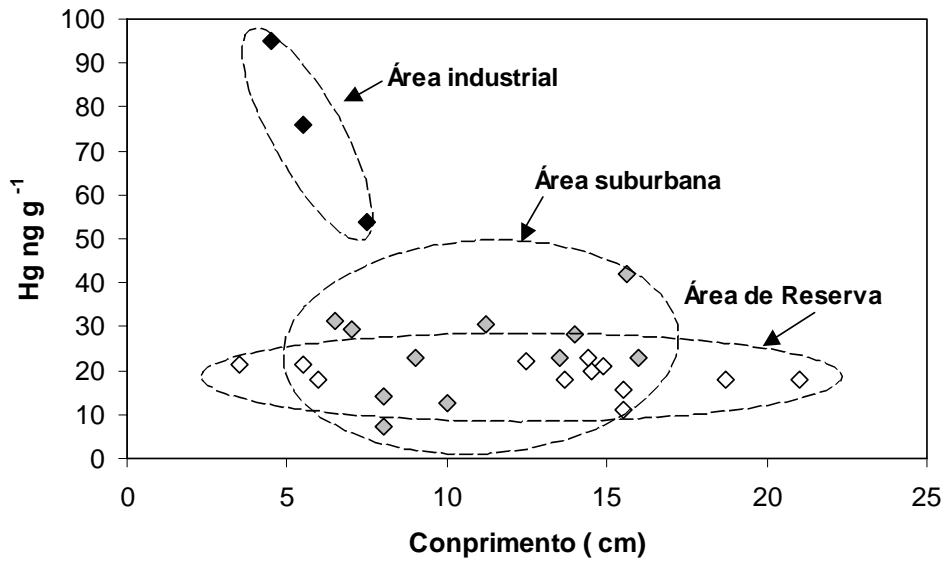


Figura 12. Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em *G. brasiliensis*.

Na reserva natural, *G. brasiliensis* demonstrou a variação de mercúrio em limites muito restritos para plena faixa de comprimento de seu corpo. A mesma situação ocorre em *H. malabaricus*, que não apresentou nenhuma correlação entre seu tamanho e a concentração de mercúrio (Fig. 13).

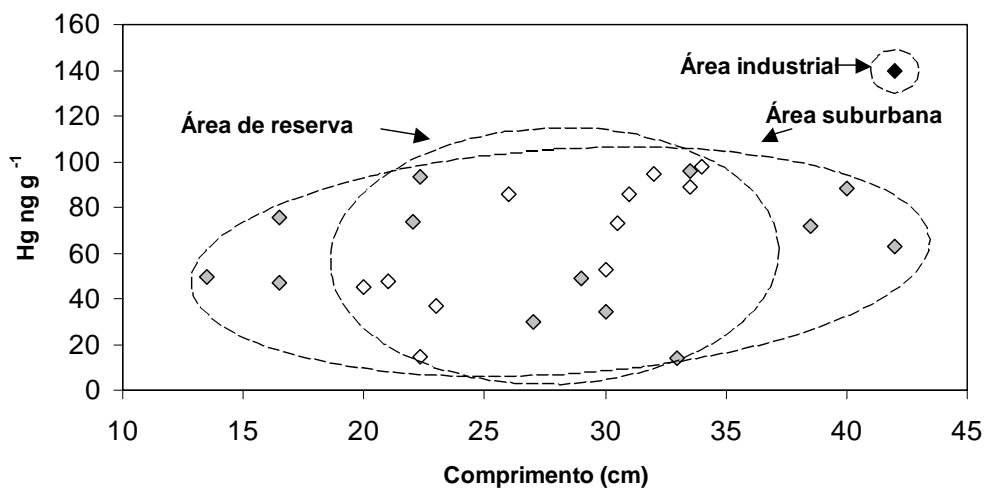


Figura 13. Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em *H. malabaricus*

Em contraste com *H.malabaricus* e *G.brasiliensis*, os músculos de *Astyanax spp* e *O.jenynsii* intensivamente acumularam mercúrio com seu crescimento. Para *Astyanax spp* a bioacumulação do mercúrio está presente também nos exemplares da reserva natural:  $R^2 = 0,683$  ( $p=0.004$ ,  $N=13$ ), onde *O.jenynsii* ainda não demonstrou bioacumulação significativa.

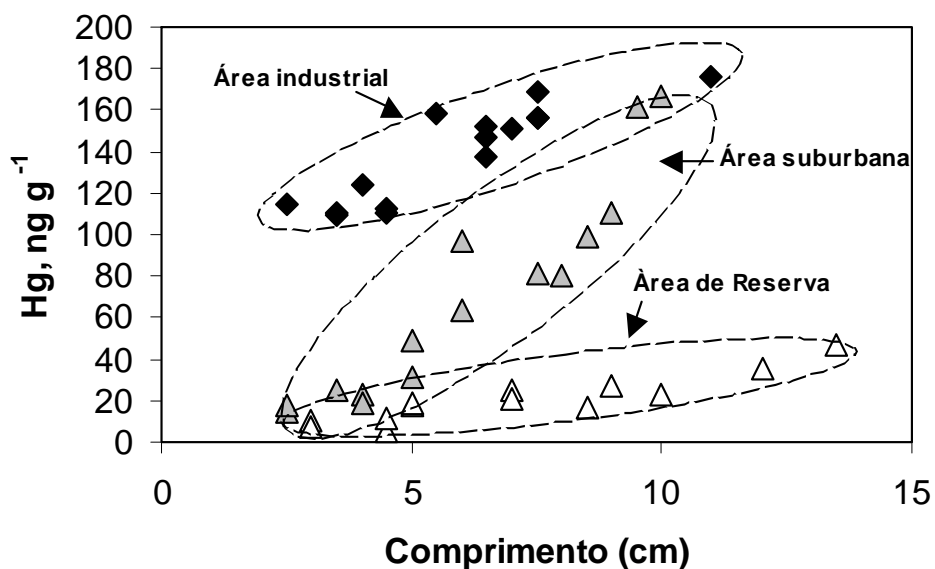


Figura 14. Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em *Astyanax spp*

Já na área suburbana, ambas espécies manifestaram um aumento drástico na variação da concentração do mercúrio, que possui uma correlação intensa com o tamanho dos peixes (Fig. 14 e 15).

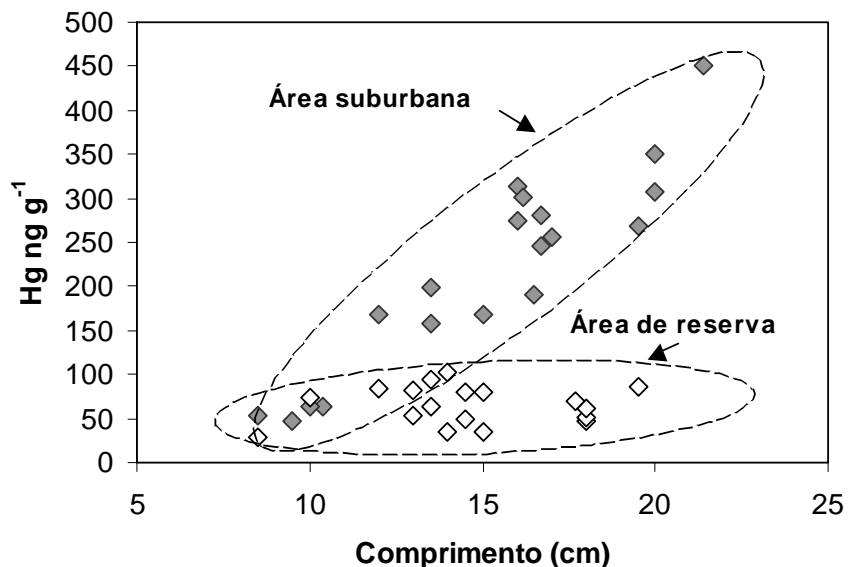


Figura 15. Relação entre teores de mercúrio e comprimento do corpo em *O.jenynsii*

Na área de impacto industrial, a concentração de mercúrio em *Astyanax spp* aumenta mais, preservando significativa correlação entre o valor de mercúrio e o comprimento do corpo:  $R^2 = 0,793$  ( $p=0,002$ ,  $N=15$ ).

Assim, os dados de *Astyanax spp* e *O.jenynsii* demonstraram forte efeito de bioacumulação de mercúrio, bem ligado ao nível do impacto antropogênico em termos de contaminação das precipitações atmosféricas por mercúrio.

A espécie *G.brasiliensis* alimenta-se principalmente de organismos bênticos (Nunes *et al.*, 1996). A baixa concentração de mercúrio em sedimentos é a causa mais provável das pequenas concentrações e a ausência de bioacumulação do mercúrio nessa espécie. Em contraste *Astyanax spp* tem sua base alimentar em organismos de camadas mais superficiais da água ou que caem nela (insetos), sendo o único grupo dentre as espécies estudadas, que se alimenta, de algas e zooplâncton (Hartz *et al.*, 1996; Villela *et al.*, 2002). É provável que o material das precipitações atmosféricas esteja sendo retido por algas plantônicas e colônias de bacteriais da camada superficial da água, provendo assim, uma elevada

concentração do mercúrio na dieta de *Astyanax spp*. Assim explica-se a boa resposta de *Astyanax spp* em relação à contaminação das precipitações atmosféricas por mercúrio.

A diferença na acumulação do mercúrio pelas duas espécies principais de predadores *H.malabaricus* e *O.jenynsii*, também é explicado pelos seus hábitos alimentares. A espécie *H.malabaricus*, apesar de ser considerada uma espécie de topo de cadeia trófica, leva uma vida menos ativa do que *O.jenynsii*, alimentando-se de insetos e crustáceos, caçando peixes doentes ou debilitados (Bemvenuti and Fisher, 1998). Os indivíduos do gênero *Astyanax spp* não são a fonte dominante de sua alimentação, enquanto que *O.jenynsii* é o principal predador de *Astyanax spp* (Nunes *et al*, 2002), e por isso apresenta boa acumulação de mercúrio. Assim, a cadeia de biomagnificação do mercúrio nos lagos estudados pode ser proposta na seguinte ordem: precipitações>algas e bactérias> *Astyanax spp* > *O.jenynsii*.

A acumulação de mercúrio nos diferentes órgãos está relacionada com as características fisiológicas e hábito alimentar de cada espécie (Ribeiro *et al*, 2000; Régine *et al*, 2005). Na literatura é descrita a seguinte distribuição em ordem crescente nos órgãos de peixes conforme o hábito alimentar de cada espécie: bentívoro: fígado> músculo> intestino> estômago> brânquias; perifitófago: fígado> estômago> intestino> brânquia> músculo; herbívoros: fígado> estômago> intestino> brânquia> músculo; onívoros: músculo> fígado> estômago> intestino> brânquia; carnívoro: fígado> músculo> intestino> estômago> brânquia; piscívoro: fígado> músculo> intestino> estômago> brânquias (Régine *et al*, 2005).

Experimentos demonstram distribuição diferente da que ocorre em *O.jenynssi* e *Astyanax* spp. Em experimento com *Carassius auratus*, exposto 28 dias a resíduos de amalgama dental na concentração de  $1\text{g L}^{-1}$ , apresentam a maior concentração de mercúrio no fígado seguido de músculo e cérebro (Kennedy, 2003), assim como, *Jenynsia lineata* exposta a  $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$  durante 15 dias, também apresentam maior concentração no fígado seguido de músculo (De la Reza, 1983), outros estudos com: rainbow trout, carpa, catfish, *Ictalurus melas*, expostos a  $\text{HgCl}_2$ , exibem alta concentração do metal nos rins e brânquias seguido de fígado e músculo( Walczak *et al*, 1986; Yediler e Jacobs, 1995; Elia *et al*, 2000; Elia *et al*, 2003) enquanto que quando esta forma de mercúrio é recebida via alimentação verifica-se que em *Solea solea* a distribuição passa a ser rins>fígado>brânquias>músculo (Serra *et al*, 1996).

A concentração média de mercúrio no cérebro de *O.jenynsii* e *Astyanax* spp é respectivamente 2,8 e 3,08 vezes superior à descrita na literatura em estudo com *Salmo salar*, onde o nível médio de mercúrio é de  $50\text{ ng g}^{-1}$  (Berntssen *et al*, 2003).

Em *O.jenynssi* e *Astyanax* o nível de mercúrio no músculo supera em 2,46 e 2,51 vezes respectivamente a concentração no fígado. A mesma relação também é relatada em *Abramis brama*, no entanto, esta proporção é 1,1 vez maior (Farkas *et al*, 2003); já em *Jenynsia lineata* a relação é inversa onde fígado acumula mais mercúrio que músculo, e indivíduos machos acumulam mais mercúrio tanto no músculo como no fígado em relação às fêmeas (De la Reza, 1983). A concentração média de mercúrio no fígado de *O.jenynsii* é de  $102,98\text{ ng g}^{-1}$  e em

*Astyanax* spp de 106,82 ng g<sup>-1</sup> valores estes inferiores ao encontrado em outras espécies, como por exemplo: *Salmo salar* com nível médio de mercúrio no fígado de 120 ng g<sup>-1</sup> (Berntssen *et al*, 2003), *Abramis brama* com 260 ng g<sup>-1</sup> (Farkas *et al*, 2003) e *Jenynsia lineata* com 225 ng g<sup>-1</sup> em machos e 126 ng g<sup>-1</sup> em fêmeas (De La Reza, 1983).

O nível de mercúrio nas brânquias de *O.jenynssi* e *Astyanax* está de acordo com o descrito por Farkas *et al* (2003) que encontrou a concentração de 50 ng g<sup>-1</sup> em *Abramis brama*.

A concentração média de mercúrio nas gônadas de *O.jenynssi* de 36,13 ng g<sup>-1</sup> e de 36,33 ng g<sup>-1</sup> em *Astyanax spp* são elevadas se comparadas às relatadas por De La Reza (1983), onde em embriões pouco desenvolvidos descreve a concentração de 14 ng g<sup>-1</sup> chegando à média de 28,75 ng g<sup>-1</sup> em embriões muito desenvolvidos de *Jenynsia lineata* uma espécie vivípara.

#### **4.2 Distribuição de mercúrio em peixes comercializados de lagos, estuário e oceano**

Existem diferenças na descrição da acumulação de mercúrio em relação ao hábito alimentar em espécies de peixe de água doce. Régine *et al* (2005) relata a seguinte ordem decrescente de biomagnificação: piscívoros > onívoros > canívoros > herbívoros, enquanto que Bastos *et al* (2005) no rio Madeira na Amazônia descreve a seguinte seqüência em ordem decrescente: carnívoros > onívoros > herbívoros > detritívoros. Mol *et al* (2001) também relata maior nível de



mercúrio nas espécies com hábito alimentar piscívoro que nos não piscívoro, tanto para espécies de água doce como estuarinas e marinhas.

No presente estudo as maiores concentrações de mercúrio também são encontradas nas espécies piscívora e onívora nos ambientes de água doce. Quando apresentados em concentração de mercúrio por centímetro de comprimento do corpo, a relação hábito alimentar bioacumulação de mercúrio se mostra diferente, apresentando a maior bioacumulação de mercúrio nas espécies de hábito onívoro em relação às de hábito piscívoro. No ambiente de lago fechado há um destaque da espécie *Astyanax* spp, que supera o valor de mercúrio encontrado nas espécies de hábito piscívoro ( Fig. 16).

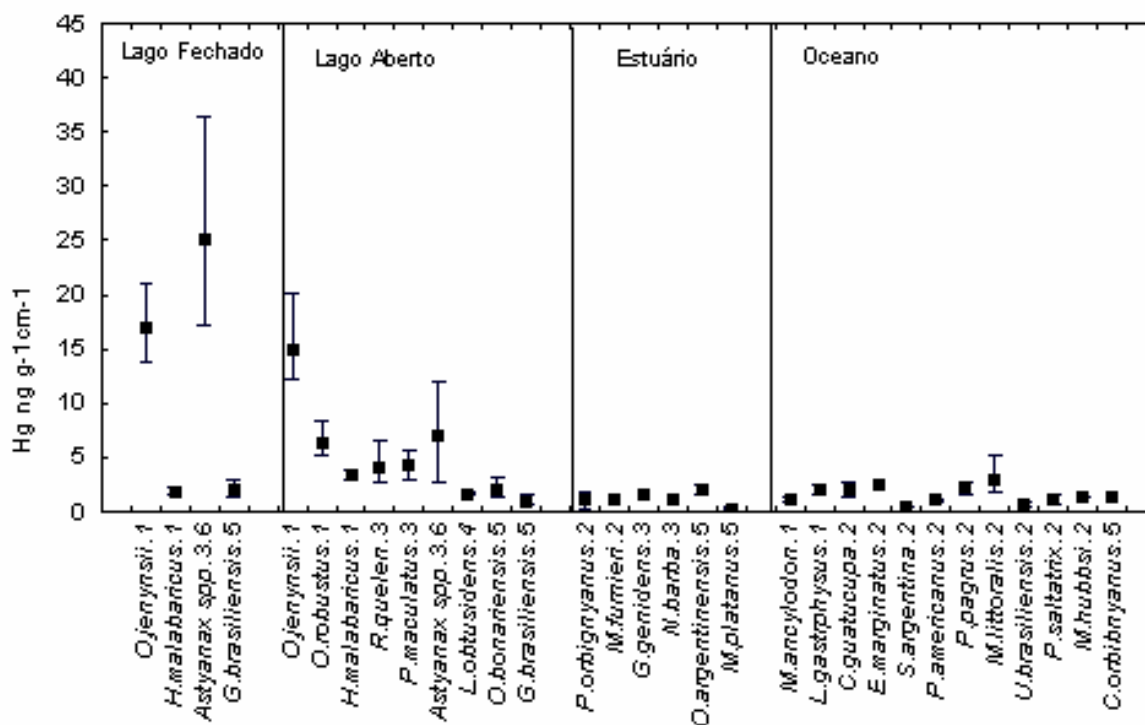


Figura 16. Bioacumulação de mercúrio por comprimento, em peixes de lagos, estuário e oceano: 1.Piscívoro, 2.carnívoro, 3.Onívoro, 4.Insetívoro-frugívoro, 5.Zooplactófago, 6.Detritívoro

### 4.3 Fatores de acumulação de mercúrio em peixes

Sabe-se que os processos de metilação do mercúrio em lagos ocorrem principalmente em sedimentos (Guimarães *et al.*, 2000). Além disso, existe a informação de que em lagos de clima tropical e subtropical o processo de metilação de mercúrio acontece também na coluna de água pelos tapetes de macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* e *Salvinia sp.*(Guimarães *et al.*, 1998). Muito provável que a metilação do mercúrio seja realizada também no intestino do peixe (Joy e Manson, 2002). Nesse ultimo caso a presença do mercúrio no meio

aquático em suas formas metiladas não é obrigatória, para que se encontre alta concentração do mercúrio no peixe.

No caso em estudo, há grande diferenciação na concentração do mercúrio em diferentes espécies de peixes, sendo os principais fatores de acumulação a presença de mercúrio na água e na dieta dos peixes, onde esta última tem papel principal na acumulação do mercúrio nos peixes.

#### **4.4 Relevância da simulação em relação à situação na natureza**

O fato de *Astyanax* spp não ter demonstrado acumulação significativa após 90 dias de exposição nos tanques contaminados com solo, deve-se ao pouco tempo de exposição o qual não permitiu que ocorresse biodisponibilidade do mercúrio. Trabalhos anteriores demonstram que após um ano de exposição em água de descarte com mercúrio sob diferentes tratamentos com sulfato, *Erimyzon sucetta*, uma espécie de peixe onívora-detritívora acumula 20,0 ng g<sup>-1</sup> sob tratamento com pouco sulfato e 167,0 ng g<sup>-1</sup> quando em tratamento com alto sulfato já *Gambusia holbrooki*, espécie carnívora acumula 146,0 ng g<sup>-1</sup> no tratamento com pouco sulfato e 239,0 ng g<sup>-1</sup> no teste com alto sulfato. Sabido que no ambiente aquático o mercurio inorgânico é transformado em metil mercúrio por bactérias sulfatoredutoras, nesse estudo atribuiu-se esta acumulação de mercúrio no tecido dos peixes devido à formação de metil mercúrio. (Harmon *et al*, 2005).

## 5. CONCLUSÃO

1. Os resultados obtidos indicam que provavelmente o principal aporte de mercúrio para os lagos sob diferente impacto antrópico deve ser as precipitações atmosféricas.

2. Os níveis de mercúrio nos sedimentos dos lagos fechados nas áreas sob diferente impacto antrópico, refletem a contaminação atmosférica. Em cerca de 40 anos as áreas suburbana e industrial alcançaram níveis de mercúrio próximos aos da área de reserva natural que tem cerca de 3 mil anos.

3. Foram determinados os valores de background para: precipitação atmosférica total; molusco aquático *P.canaliculata*; e as espécies de peixes: (*Astyanax spp*, *O.jenynsii*, *H.malabaricus*, *G.brasiliensis*).

4. O molusco *P.canaliculata* apresentou níveis de mercúrio semelhante aos encontrados nas plantas aquáticas. As maiores concentrações de mercúrio no molusco foram registradas nas vísceras seguidas do pé. Os indivíduos coletados na área industrial demonstraram maior acumulação de mercúrio em relação aos da área de reserva.

5. Foi demonstrado o impacto das precipitações atmosféricas contaminadas por mercúrio na acumulação do mesmo em peixes de lago fechado.

6. Existe ligação entre a contaminação das precipitações atmosféricas e de peixes por mercúrio. O nível de acumulação do mercúrio nos peixes depende de seu hábito alimentar e idade. Os *Astyanax spp* são o grupo que demonstrou maior intensidade de bioacumulação de mercúrio, devido ao seu hábito alimentar onívoro-detritívoro alimentando-se na camada superficial da água. A espécie

*O.jenynsii* como principal predadora de *Astyanax spp* através de biomagnificação também apresenta boa resposta a contaminação das precipitações atmosféricas por mercúrio.

7. Confirmou-se que as espécies de hábito piscívoro acumulam mais mercúrio que as que possuem outros hábitos alimentares. No entanto quando é feita a relação entre concentração de mercúrio no tecido dos peixes por tamanho, as espécies de hábito onívoro apresentam maior valor de mercúrio.

8. As espécies de peixes comerciais coletadas na Lagoa dos Patos, estuário e Oceano apresentam valores de mercúrio dentro dos limites estabelecidos pela organização Mundial de saúde.

9. Levando em conta que a distribuição geográfica do gênero *Astyanax spp* bem como a abundância desse gênero em bacias de água doce, este grupo poderia ser considerado como bioindicador de poluição atmosférica por mercúrio sendo necessários mais estudos para confirmar esta sugestão.

10. O experimento de simulação demonstrou que o mercúrio presente no solo utilizado para contaminar os tanques provavelmente está em uma forma pouco disponível para acumular diretamente na biota. O fato de os peixes: *Astyanax spp* não terem sido contaminados ressalta esta conclusão. No experimento se supôs que a principal fonte de mercúrio para o ambiente aquático no município de Rio Grande fosse à re-suspensão do mercúrio ligado à fração fina do solo, no entanto este demonstrou que provavelmente não é esta a principal fonte.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUSA, T., KUNITO, T., IWATA H., MONIRITHA, I., TANAC, T.S., SUBRAMANIANA, A., TANABE, S., 2005. Mercury contamination in human hair and fish from Cambodia: levels, specific accumulation and risk assessment *Environmental Pollution* 134 (2005) 79–86
- ALTINDAG A., YIGIT, S., 2005, Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beysehir, Turkey. *Chemosphere* 60, 552–556.
- ARTAXO, P., CAMPOS, R.C. de., FERNANDES, E.T., MARTINS, J.V., XIAO, Z., LINDQVIST, O., JIMÉNEZ, M.T.F. AND MAENHAU, W., 2000. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmospheric Environment*, Volume 34, Issue 24, pp 4085-4096
- BASTOS, W.R., GOMES, J.P.O., OLIVEIRA, R.C., ALMEIDA, R., NASCIMENTO, E.L., BERNARDI, J.V.E., LACERDA, L.D., DA SILVEIRA, E.G., PFEIFFER, W.C. 2005. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment* (2005)
- BARRINGER<sup>1</sup>, J.L., SZABO, Z., KAUFFMAN, L.J., BARRINGER, T.H., STACKELBERG, P.E., IVAHNENKO, T., RAJAGOPALAN, S., KRABBENHOFT D.P. (2005) Mercury concentrations in water from an unconfined aquifer system, New Jersey coastal plain. *Science of the Total Environment* 346 (2005) 169– 183

- BARRINGER<sup>2</sup>, J.L., SZABO, Z., SCHNEIDER, D., ATKINSON, W.D., GALLAGHER, R.A. 2005. Mercury in ground water, septage, leach-field effluent, and soils in residential areas, New Jersey coastal plain. *Science of the Total Environment* (2005)
- BENS, A.A, GRABOVSKOIA, L.I, TICHONOVA, N.B, 1976. Geoquímica ambiental. Moscou, Nedra, 237pp
- BEMVENUTI, M. A. & FISHER, L.G., 1998. Guia dos principais peixes da região estuarina da Lagoa dos Patos e área adjacente, RS, Brasil. 8-13, pp.43
- BELYAEV, M.P., GNEUSHEV, M.I., GLOTOV, YA.K., SHAMOV, O.I., 1993. Reference Book on the Permissible Concentrations Hazardous Contaminants in the Foodstuffs and Environment. Gosstandart [State Standard Publ. House], Moscow. 120 pp.
- BERNTSSEN, M.H.G., AATLAND, A., HANDY, R.D., 2003. Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquatic Toxicology* 65 (2003) 55-72
- BINDLER, R., RENBERG, I., APPLEBY, P.G., ANDERSON, N.J., ROSE, N.L., 2001. Mercury accumulation rates and spatial patterns in lake sediments from west Greenland: a coast to ice margin transect. *Environ. Sci. Technol.* 35, 1736–1741.
- BRABO, E.S., SANTOS, E.O., DE JESUS, I.M., MASCARENHAS, A.F.S., FAIAL, K.F., 2000. Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Pará State, Brazil. *Environ.Res.Sec. A* 84, 197-203

- BURGER, J., DIXON, C., SHUKLA, T., TSIPOURA, N., GOCHFELD, M. 2002. Metal levels in horseshoe crabs (*Limulus polyphemus*) from Maine to Florida. *Environmental Research* 90, 227–236
- CALLIARI, L. J., 1998, Características geológicas. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J. P. (org.). Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. *Ecocientia.*, p. 11-18. Rio Grande.
- CAMPBELL, L.M., OSANO, O., HECKY, R.E. AND DIXON, D.G., 2003. Mercury in fish from three rift valley lakes (Turkana, Naivasha and Baringo), Kenya, East Africa. *Environmental Pollution*, volume 125, Issue 2, pp 281-286
- CAVALCANTE, R.M., 2002. Estudo da distribuição de mercúrio nos componentes principais do meio ambiente da zona estuarina da laguna dos patos e áreas adjacentes. Dissertação de mestrado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil.
- CHAO, L.N., PEREIRA, L.E., VIEIRA, J.P., BEMVENUTI, M.A., CUNHA, P.R., 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da lagoa dos patos e região costeira adjacente, Rio Grande do sul, Brasil. *Ver. Atlântica*, Rio Grande, vol 5: 67-75
- COELHO, J.P., PEREIRA, M.E., DUARTE, A., PARDAL, M.A., 2005. Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*
- CONCEIÇÃO, C.O. 2005. Contaminação dos aterros urbanos por metais pesados no município de Rio Grande-Rs. Dissertação de mestrado, Fundação Universidade federal do Rio Grande, Brasil.



- COQUERY, M., e WELBOURN, P.M. (1995) The relationship between metal concentration and organic matter in sediments and metal concentration in the aquatic macrophyte *eriocaulon septangulare*. *Wat. Res.* Vol. 29, No. 9, pp. 2094-2102, 1995
- CORDAZZO, C.V; SEELIGER, U., 1995. Guia ilustrado da vegetação costeira do extremo sul do Brasil. 2ªed. Rio grande: FURG
- DE IA REZA, G.F., 1983. Bioacumulação e toxidez de mercúrio em *Jenynsia lineata* (Pisces-Anablepidae). Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade federal do Rio Grande, Brasil.
- DOREA, J.G., 2003. Fish are central in the diet of Amazonian riparians: should we worry about their mercury concentrations?. *Environmental Research*, volume 92, Issue 3, pp 232-244.
- ELIA, A.C., DÖRR, A.J.M., MANTILACCI, L., TATICCHI, M.I., GALARINI, R., 2000. Effects of mercury on glutathione and glutathione-dependent enzymes in catfish (*Ictalurus melas* R.). In: Markert, B., Friese, K. (Eds.), Trace Elements—Their Distribution and Effects in the Environment: Trace Metals in the Environment, Vol. 4. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 411–421.
- ELIA, A.C., GALARINI, R., TATICCHI, M.I., DÖRR, A.J.M., MANTILACCI, L., 2003. Antioxidant responses and bioaccumulation in *Ictalurus melas* under mercury exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 55 (2003) 162–167
- FANG, F., WANG, Q., LI, J., 2004. Urban environmental mercury in Changchun, a metropolitan city in Northeastern China: source, cycle, and fate *Science of the Total Environment* 330 (2004) 159.170

- FARKAS, A., SALÁNKI, J., SPECZIÁR, A.,. 2003. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Research* 37 (2003) 959–964
- FIGUEIREDO, J.L., E MENESES, N.A., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III Teleostei(2). São Paulo. MZUSP.
- FIGUEIREDO, J.L., E MENESES, N.A., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei(3). São Paulo. MZUSP.
- FIGUEIREDO, J.L., E MENESES, N.A., 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI Teleostei(5). São Paulo. MZUSP.
- FISHER, L.G., PEREIRA,L.E., VIEIRA,J.P., 2004. Peixes estuarinos e costeiros. Rio grande. *Ecocientia* 139(série biodiversidade do Atlântico sudoeste;v.01)127pp
- FÖRSTNER, U., WITTMANN, G.T.W., 1983. *Metal Pollution in Aquatic Environment*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg,New York, Tokyo, 486.
- GARCIA, A.M., VIEIRA, J.P., WINEMILLER, K.O. 2003. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57 (2003) 489–500
- GELAIN, D., 2000. *Biologia de Astyanax eigenmanniorum* (Cope,1894) e *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger,1887) da Lagoa Fortaleza, município de Cidreira, Rs, Brasil. (Characiformes, Characidae). Tese de dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil

- GUIMARÃES, J.R.D., MEILI, M., MALM, O., BRITO, E. M. S. de., 1998. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake in the Pantanal floodplain, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 213, pp. 165-175.
- GUIMARÃES, J.R.D., ROULET, M., LUCOTTE, M. AND MERGLER, D., 2000. Mercury methylation along a lake–forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of Total Environment*. Volume 261, Issue 1-3, pp 91-98
- GRAY, J.S., 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist *Marine Pollution Bulletin* Volume 45, Issues 1-12, pp 46-52
- HARMON, S.M., KING, J.K., GLADDEN, J.B., CHANDLER, G.T., NEWMAN, L.A. 2005. Mercury body burdens in *Gambusia holbrooki* and *Erimyzon sucetta* in a wetland mesocosm amended with sulfate. *Chemosphere* 59 (2005) 227–233
- HARADA, M., 1995. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Crit. Rev. Toxicol.* 25, 1–24.
- HARRISON, R.M E DE MORA, S.J. 1996. Introductory chemistry for the environmental science. Second edition. Cambridge environmental Chemistry series. Cambridge University Press.
- HARTZ, S..M., MARTINS, A., BARBIERI, G. 1996. Dinâmica e dieta de *Oligosarcus jenynsii*(Gunther,1864) na Lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil( Teleostei, Characidae). *Boletim Instituto de Pesca* 23(único):21-29
- HILL, M.K. 1997. Understanding environmental pollution. Cambridge University press-New York. P 205.

- HUI, C.A., RUDNICK D., WILLIAMS E. 2005. Mercury burdens in Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) in three tributaries of southern San Francisco Bay, California, USA. *Environmental Pollution* 133, 481–487
- IKIGURA, J.D., AKAGI, H., 1999. Methylmercury production and distribution in aquatic systems. *The Science of the Total Environment*. 234, pp 109-118.
- JOY, J.L., MANSON, P.R., 2002. Methylmercury accumulation and fluxes across the intestine of channel catfish, *Ictalus punctatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology part C* 132, pp 247-259
- KENNEDY, C.J., 2003. Uptake and accumulation of mercury from dental amalgam in the common goldfish, *Carassius auratus*. *Environmental Pollution* 121 (2003) 321–326
- KRUPA, V.S., 2002 Sampling and physico-chemical analysis of precipitation: a review. *Environmental Pollution* 120, pp. 565-594
- LACERDA, L.D., GONÇALVES, G.O., 2001. Mercury distribution and speciation in waters of the coastal lagoons of Rio de Janeiro, SE Brazil *Marine Chemistry* 76 (2001) 47–58
- LACERDA, L.D., PARAQUETTI, H.M., REZENDE, C.E., SILVA, L.F., SILVA FILHO, E.V., MARINS, R.V. e RIBEIRO, M.G., 2002. Mercury concentrations in bulk atmospheric deposition over the coast of Rio de Janeiro, Southeast Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.*13, pp. 165-169
- LECHLER, P.J., MILLER, J.R., LACERDA, L.D., VINSON, D., BONZONGO, J.-C., LYONS, W.B., WARWICK, J.J., 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a

function of natural enrichments? *The Science of the Total Environment* 260  
2000 87-96

LEGRAND, M., ARP, P., RITCHIE, C., CHAN, H.M., 2005. Mercury exposure in two coastal communities of the Bay of Fundy, Canada. *Environmental Research* 98,14-21

MAILMAN, M., BODALY, R.A. 2005. Total mercury, methyl mercury, and carbon in fresh and burned plants and soil in Northwestern Ontario. *Environmental Pollution* 138, 161-166

MANAHAN, S. (1994) *Environmental chemistry*. 6ª edição. Lewis Publishers

MARINS, R.V., SILVA FILHO, E.V., LACERDA, L.D, J.  
*Braz.Chem.Soc.*1996,vol.7, No.3, pp 177-180).

MENESES, N.A., e FIGUEIREDO, J.L., 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V Teleostei(4). São Paulo. MZUSP.

MIRLEAN, N., 1999. The effect of rain acidification on heavy metals wet-only deposition (Rio Grande, RS). In: 3-RD Int.Symp. Environmental Geochemistry in Tropical Countries. Niteroi, RJ. Book of Abstr. Niteroi, RJ: p. 474-475.

MIRLEAN, N.; BARAJ, B., NIENCHESKI, L.F., BAISH, P., 2001. The effect of accidental sulphuric acid leaking on metal distributions in estuarine sediment of Patos Lagoon. *Marine pollution Bulletin*.42-11:1114

MIRLEAN, N., ANDRUS, V.E., BAISH, P., 2003. Mercury pollution sources in sediments of Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Marine pollution bulletin* 46 -331-334

- MOL, J.H., RAMLAL S.J., LIETAR, C., VERLOO, M., 2001. Mercury Contamination in Freshwater, Estuarine, and Marine Fishes in Relation to Small-Scale Gold Mining in Suriname, South America. *Environmental Research Section A* 86, 183-197 (2001)
- MONTEIRO, L.R., LOPES, H.D. 1990. Mercury content of sowerdfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age and sex. *Marine Pollution Bulletin*, volume 21, No.6, pp 293-296.
- MUNTHE, J., WÄNGBERG, I., IVERFELDT, A., LINDQVIST, O., STRÖMBERG, D., SOMMAR, J., GARDFELDT, K., PETERSEN, G., EBINGHAUS, R., PRESTBO, E., LARJAVA, K., SIEMENS, V., 2003. Distribution of atmospheric mercury species in Northern Europe: final results from MOE project. *Atmospheric Environment*, 37 supplement n°1 s9-s20
- NAKHLÉ, K.F., COSSA, D., KHALAF, G., BELIAEFF, B., 2005. *Brachidontes variabilis* and *Patella* sp. as quantitative biological indicators for cadmium, lead and mercury in the Lebanese coastal waters *Environmental Pollution* xx (2005) 1-10
- NIENCHESKI, L.F., WINDOM, H.L., BARAJ, B., WELLS, D. AND SMITH, R., 2001. Mercury in fish from Patos and Mirim Lagoons, Southern Brazil. *Marine pollution Bulletin* vol.42, pp. 1403-1406
- NUNES, D.M, BECKER, F.G, HARTZ, S.M., 1996. Alimentação de *Geophagus brasiliensis* (Perciformes, Cichlidae) no Rio Maquiné, litoral norte do RS,

Brasil. Livro de resumos. Salão de iniciação científica. Porto Alegre: UFGRS. pp196, resumo 243.

NUNES, D.M, HARTZ, S.M., 2002. Dinâmica reprodutiva e alimentar de *Oligosarcus jenynsii* e *O.robustus* (Pisces, Characiformes) em uma lagoa costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Mestrado.

PESTANA, M.H.D., LECHLER, P., FORMOSO, M.L.L., MILLER, J. 2000. Mercury in sediments from gold and copper exploitation areas in the Camaquã River Basin, Southern Brazil Journal of South American Earth Sciences 13 (2000) 537±547

PESTANA M.H.D., FORMOSO M.L.L. 2003. Mercury contamination in Lavras do Sul, south Brazil: a legacy from past and recent gold mining The Science of the Total Environment 307 (2003) 125–140

PIRRONE, N., COSTA, P., PACYNA, J.M., FERRARA, R., 2001. Mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources in the Mediterranean region. Atmospheric Environment.35, 2997-3006

PORVARI, P., 1995. 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*, volume 175, Issue 2, pp 109-117

RÉGINE, M.B., GILLES, D., YANNICK, D., ALAIN, B., 2005. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Science of the Total Environment* (2005)

- REIMANN, C. & CARITAT, P., 1998, Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. Springer, p. 397. Berlin.
- RESENDE, S.B., de CORRÊA, G.F., 1997. Pedologia: base para distinção de ambientes. 2ed. NEPUT, 367p. Viçosa.
- RIBEIRO, C.A.O., PELLETIER, E., PFEIFFER, W.C., ROULEAU, C., 2000. Comparative Uptake, Bioaccumulation, and Gill Damages of Inorganic Mercury in Tropical and Nordic Freshwater Fish. Environmental Research Section A 83, 286 -292 (2000)
- SAEKI, K., OKABE Y., KIM E.Y., TANABE S., FUKUDA M., TATSUKAWA R., 2000. Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) Environmental Pollution 108 (2000) 249-255
- SAHA, M., SARKAR, S.K., BHATTACHARYA, B., 2006. Interspecific variation in heavy metal body concentrations in biota of Sunderban mangrove wetland, northeast India Environment International 32 (2006) 203 – 207
- SALÁNKI, J., FARKAS, A., KAMARDINA, T., RÓZSA, K.S., 2003. Molluscs in biological monitoring of water quality Toxicology Letters 140 -141 (2003) 403 - 410
- SERRA, R., BARGHIGIANI, C., ROSSI, A., CATTANI, O., CARPENÉ, E., 1996. Mercury concentrations in tissues of *Solea solea* treated with HgCl<sub>2</sub>. Oebalia 22, 113–118.



- ULRICH, S.M., TANTON, T.W AND ABDRASHITOVA, S.A., 2001. Mercury in the Aquatic Environment: A review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 31(3): pp 241-293
- ÜNLÜ, E., GÜMGÜM, B., 1993. Concentrations of copper and zinc in fish and sediments from the Tigris river in Turkey. *Chemosphere* 26 (11), 2055–2061.
- VANZ, A., 2000. Estudo geoquímico das precipitações sólidas atmosféricas na região do Rio Grande. Dissertação de mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. Brasil.
- VARMA, A. (1984) Handbook Of Atomic Absorption Analysis. Vol I E li. Crc Press, Inc. 528 P. E 464 P.
- VILLELA, F.S, BECKER, F.G, HARTZ, S.M, 2002. Diet of Astyanax species(teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. *Braz.Arch.Bio and Techn.*Vol.45,Nº2:pp223
- VILLWOCK, J.A., E TOMAZELLI, J.L.1995. Geologia costeira do Rio grande do Sul. Notas técnicas, 8, 45p, UFRGS, RS.
- WAECHTER, J.L., 1985. Comunidades vegetais das restingas do Rio Grande do Sul. In Simpósio de Ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira. Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste brasileira. ACIEP.,v3 .p 228-248. São Paulo.
- WALCZAK, B.Z., HAMMER, U.T., HUANG, P.M., 1986. Ecophysiology and mercury accumulation of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) when exposed to mercury in various concentrations of chloride. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 710–714.

WHO, 1991. Environmental Health Criteria 101 (IPCS), Methylmercury. Geneva:  
World health Organization

YAMAGUCHI, N., GAZZARD, D., SCHOLEY, G. AND MACDONALD, D.W., 2003.  
Concentrations and hazard assessment of PCBs, organochlorine pesticides  
and mercury in fish species from the upper Thames: River pollution and its  
potential effects on top predators. *Chemosphere*, volume 50, Issue 3, pp265-  
273

YEDILER, A., JACOBS, J., 1995. Synergistic effects of temperature, oxygen and  
water flow on the accumulation and tissue distribution of mercury in carp  
(*Cyprinus carpio* L.). *Chemosphere* 31, 4437–4453.

ZHOU, H. Y. e WONG, M. H., 2000. Mercury accumulation in freshwater fish with  
emphasis on the dietary influence *Water Research*, 34, pp. 4234-4242

ZYRIN V.E. (1981) Methods of Mercury Determination in Natural Objects. M. 345  
P.

[WWW.IBGE.GOV.BR](http://WWW.IBGE.GOV.BR)

## 7. ANEXOS

### Anexo 1. Lista de espécies de peixes estudadas.

Nome científico	Nome vulgar	Habitat	Habito alimentar	Biogeografia
<i>Oligosarcus robustus</i>	tambica-vermelha	agua-doce	piscivoro	Sul do Brasil, Uruguai e Argentina
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	tambica-amarela	agua-doce	piscivoro	Sul do Brasil, Uruguai e Argentina
<i>Hoplias malabaricus</i>	traira	agua-doce	piscivoro	América Central e do Sul: da Costa Rica a Argentina
<i>Pimelodus maculatus</i>	pintado	agua-doce	onivoro	América do sul: bacia do Paraná e São Francisco
<i>Rhamdia quelen</i>	jundia	agua-doce	onivoro	América central e América do sul
<i>Astyanax spp</i>	lambari	agua-doce	onivoro-detrítico	América Central e do Sul, sul da África
<i>Leporinus Obtusidens</i>	piava	agua-doce	insectívoro-frugívoro	América do sul
<i>Odontesthes bonariensis</i>	peixe-rei	agua-doce	zooplantofago	Sul do Brasil, Uruguai e Argentina
<i>Geophagus brasiliensis</i>	cara	agua-doce	zooplantofago	América do sul
<i>Micropogonias furnieri</i>	curvina	estuarino	carnívoro	Atlântico oeste: Antilhas até Argentina
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	linguado	estuarino	carnívoro	Brasil, Uruguai e Argentina
<i>Genidens genidens</i>	bagre	estuarino	onivoro	Sudoeste do Atlântico até sul da América do Sul
<i>Netuma barba</i>	bagre	estuarino	onivoro	Desde as Guianas até o rio da Prata (Argentina)
<i>Mugil platanus</i>	tainha	estuarino	zooplanctofago	Sudeste e sul do Brasil até a Argentina
<i>Odontesthes argentinensis</i>	peixe-rei	estuarino	zooplanctofago	Sul do Brasil até Baía Blanca (Argentina)
<i>Macrodon ancylodon</i>	pescadinha	marinho	piscivoro	Atlântico oeste: Venezuela ao norte da Argentina
<i>Lophius gastrphysus</i>	peixe-sapo	marinho	piscivoro	Atlântico Sul
<i>Urophycis brasiliensis</i>	Abrotea	marinho	carnívoro	Atlântico sudoeste: sul Brasil, Uruguai, e Argentina
<i>cynoscion guatucupa</i>	pescada-olhuda	marinho	carnívoro	Sudeste e sul do Brasil , Uruguai e Argentina
<i>Pomatomus saltatrix</i>	anchova	marinho	carnívoro	Todos oceanos exceto Pacífico leste
<i>Menticirrus littoralis</i>	papa-terra	marinho	carnívoro	Atlântico Sul
<i>Pagrus pagrus</i>	pargo-rosa	marinho	carnívoro	Atlântico leste e oeste

<i>Epinephelus marginatus</i>	garoupa	marinho	carnívoro	Atlântico leste e oeste, oeste do oceano Índico
<i>Merluccius hubbsi</i>	merlusa chernes- poveiro	marinho	carnívoro	Atlântico sudoeste: do sul do Brasil a Argentina
<i>Polyprion americanus</i>		marinho	carnívoro	Atlântico leste e oeste, oeste do oceano Índico
<i>Squatina argentina</i>	cação-anjo	marinho	carnívoro	Atlântico sudoeste: sul Brasil a Argentina Atlântico leste: para larvas. Atlântico oeste:
<i>Conger orbignyanus</i>	congro rosa	marinho	zooplanctofago	adultos

Anexo 2. Bioacumulação de mercúrio em órgãos de *O.jenynsii* e *Astyanax spp.*

Espécie	Órgãos										
	Tamanho(cm) Média (min-max)	Músculo Média (min- max)	DP (n)	Cérebro Média (min- max)	DP (n)	Fígado Média (min- max)	DP (n)	Brânquia Média (min- max)	DP (n)	Gônada Média (min- max)	DP (n)
<i>O.jenynsii</i>	15 (13-18)	254,3 (71,1- 442,8)	132,3 (5)	140 (98- 180,4)	34,9 (5)	102,9 (46,7- 128,7)	37,2 (5)	41 (32,4- 64,4)	13,6 (5)	36,1 (18,6- 49,9)	12,7 (5)
<i>Astyanax spp</i>	10 (10-11,5)	268,7 (171,4- 382,9)	76,3 (5)	154,3 (76,3- 208,2)	61,7 (5)	106,8 (70,7- 140,1)	29,9 (5)	58,2 (30,6- 115,2)	36,5 (5)	36,3 (24,5- 65)	16,8 (5)

## Anexo 3. Distribuição de mercúrio em peixes de lagos, estuário e oceano

Ambiente	Espécie	Comprimento (cm)	Hg ng g <sup>-1</sup>	(N)
		Media (min-max)	Media (min-max)	
Lago fechado	<i>O.jenynsii</i>	20,2 (19,5-21,4)	344,3 (269,2-451,2)	4
Lago fechado	<i>H.malabaricus</i>	40,1 (38,5-42)	74,3 (63,1-88,5)	3
Lago fechado	<i>Astyanax spp</i>	10,7 (10-11,5)	268,7 (171,4-382,9)	5
Lago fechado	<i>G.brasiliensis</i>	15,2 (14-16)	32,5 (23-46,2)	3
Lago aberto	<i>O.robustus</i>	29,2 (28-32)	187,5 (149,8-237,1)	4
Lago aberto	<i>O.jenynsii</i>	23,6 (22,5-25)	349 (292,7-462,0)	4
Lago aberto	<i>H.malabaricus</i>	51,6 (50-54)	173,5 (156,3-197,1)	3
Lago aberto	<i>P.maculatus</i>	29,6 (29-30)	130, (86,5-171,6)	3
Lago aberto	<i>R.queleu</i>	37,0 (33-45)	153,9 (89,2-233,0)	4
Lago aberto	<i>Astyanax spp</i>	29,0 (29-29)	203,6 (76,3-346,6)	3
Lago aberto	<i>L.obtusidens</i>	50,0	84,6 (82,6-86,6)	2
Lago aberto	<i>O.bonariensis</i>	37,7 (37-40)	75,9 (52,2-113,3)	4
Lago aberto	<i>G.brasiliensis</i>	20,8 (20-22)	20,9 (15,3-32,0)	3
Estuário	<i>M.furnieri</i>	51,5 (48-55)	53,4(32,7-74,1)	2
Estuário	<i>P.orbignyanus</i>	42,0 (24-50)	47,1 (14,5-79,0)	4
Estuário	<i>G.genidens</i>	36,0	57,8	1
Estuário	<i>N.barba</i>	49,0	60,3	1
Estuário	<i>M.platanus</i>	41,0 (31-50)	12,4 (9,9-19,5)	4
Estuário	<i>O.argentinensis</i>	21,3 (20-22)	41,6 (35,4-52,9)	3
Oceano	<i>M.ancylodon</i>	37,2 (35-40)	38,5 (28,9-48,5)	4
Oceano	<i>L.gastrphysus</i>	46,0 (43-49)	95,8 (69,3-122,3)	2
Oceano	<i>U.brasiliensis</i>	51,2 (46-54)	35,0 (16,7-54,3)	4
Oceano	<i>C.guatucupa</i>	44,5 (35-50)	88,8 (65,3-126,9)	4
Oceano	<i>P.saltatrix</i>	45,7 (49-54)	52,8 (32-75,1)	4
Oceano	<i>M.littoralis</i>	45,2 (40-48)	124,3 (86,8-210,5)	4
Oceano	<i>P.pagrus</i>	32,0 (29-36)	68,0(60,7-75,7)	3
Oceano	<i>E.marginatus</i>	90,0	215,8	1
Oceano	<i>M.hubbsi</i>	64,0 (50-78)	84,2 (66,4-101,9)	2
Oceano	<i>P.americanus</i>	46,0 (44-48)	48,5 (45,3-51,0)	3
Oceano	<i>S.argentina</i>	61,0 (58-64)	30,4 (24,5-36,3)	2
Oceano	<i>C.orbignyanus</i>	70,0 (65-78)	95,9 (57,4-138,3)	3