



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP  
CAMPUS DE JABOTICABAL



**A PISCICULTURA COMO POSSÍVEL FATOR DE MITIGAÇÃO AOS  
RISCOS DE CONTAMINAÇÃO MERCURIAL ATRAVÉS DO CONSUMO  
DE PEIXES NA REGIÃO DA AMAZÔNIA NORTE MATOGROSSENSE**

RENATO APARECIDO DE FARIAS  
Biólogo

Jaboticabal/SP  
2007

**A PISCICULTURA COMO POSSÍVEL FATOR DE MITIGAÇÃO AOS  
RISCOS DE CONTAMINAÇÃO MERCURIAL ATRAVÉS DO CONSUMO  
DE PEIXES NA REGIÃO DA AMAZÔNIA NORTE MATOGROSSENSE**

***Renato Aparecido de Farias***

Doutorando

***Dr. Roberto Goitein***

*Orientador*

***Dr<sup>a</sup> Sandra de Souza Hacon***

*Co-Orientadora*

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Aqüicultura.

Jaboticabal/SP

2007

**FICHA CATALOGRÁFICA**

F224p Farias, Renato Aparecido de  
A piscicultura como possível fator de mitigação aos riscos de contaminação mercurial através do consumo de peixes na região da Amazônia Norte Matogrossense / Renato Aparecido de Farias. – Jaboticabal, 2007  
ix, 67 f. : il.;28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, 2007  
Orientador: Roberto Goitein Co-Orientadora: Sandra de Souza Hacon  
Banca examinadora: Claudinei da Cruz, Alfredo Martins Paiva Filho, Augusto Shinvia Abe, Isabella Braz Cardone  
Bibliografia

1. *Amazônia* 2. *Mercúrio* 3. *Piscicultura*. 4. Biomagnificação I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aqüicultura.

CDU 639.31(813.3)

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

***À minha querida e amada esposa!!!!  
E a nossa querida e já amada filhinha Bárbara que nascerá neste  
mês de Maio de 2007!!!***

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, pela oportunidade de vida, saúde e disposição de buscar novos conhecimentos e, que estes, não sejam apenas meus, mas que possam contribuir para a melhoria de vida de todos;

A toda minha família pelo constante apoio e incentivo;

À minha grande amiga, orientadora e grande exemplo Dr<sup>a</sup> Sandra de Souza Hacon, a qual admiro e respeito profundamente pela força e garra no trabalho e na vida;

Ao Ministério da Saúde, por meio do Programa VIGISUS, pelo apoio financeiro à pesquisa;

À Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – PUC/RJ, em nome do Prof<sup>o</sup> Dr. Reinaldo Calixto de Campos, pelas excelentes dicas de orientação e, pelas determinações de Hg nos peixes, para a realização deste trabalho;

Ao meu Orientador Roberto Goitein, pela paciência e apoio a mim dispensado;

À Universidade Estadual Paulista, pela oportunidade de realizar este sonho do Doutorado;

Ao amigo Alexandre Olival pela brilhante ajuda nas análises estatísticas;

À Fundação Oswaldo Cruz, pelo apoio e oportunidade de trabalho;

E a todos aqueles que, direta ou indiretamente, colaboraram para mais este passo em minha vida profissional e acadêmica.

## **LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1</b> – Características dos viveiros escolhidos para o estudo e coleta de peixes para determinação de Hg Total nos municípios de Alta Floresta (sem histórico de Garimpo) e Paranaíta – MT (com histórico de garimpo) .....	40
<b>Tabela 2</b> - Parâmetros Físico-Químicos da água nos viveiros das áreas de estudo .....	42
<b>Tabela 3</b> – Espécies mencionadas pelos proprietários como presentes nas pisciculturas de Alta Floresta (sem histórico de garimpo) e Paranaíta (com histórico de garimpo).)	43
<b>Tabela 4</b> – Comprimento idade e Peso em peixes não carnívoros, coletados nos viveiros de Alta Floresta - MT .....	44
<b>Tabela 5</b> – Comprimento, idade e peso em peixes não carnívoros, coletados nos viveiros de Paranaíta – MT. ....	45
<b>Tabela 6</b> – Comprimento e peso em peixes carnívoros coletados nos viveiros de Alta Floresta - MT.....	46
<b>Tabela 7</b> – Comprimento e peso peixes carnívoros coletados nos viveiros de Paranaíta - MT .....	46
<b>Tabela 8</b> - Concentrações de Hg em peixes coletados em Paranaíta (com histórico de Garimpo) e Alta Floresta (sem histórico de garimpo) .....	48
<b>Tabela 9</b> - Número de peixes coletados segundo nível trófico, histórico de garimpo e concentração de Hg. ....	49
<b>Tabela 10</b> - Comparação entre as medias de concentração de Hg nos peixes de acordo com o tipo de alimentação <sup>1</sup> .....	51
<b>Tabela 11</b> - Correlação entre a concentração de mercúrio, o peso, a idade e o comprimento padrão de peixes coletados em pisciculturas e bacias de drenagem do Norte do Mato Grosso. ....	52
<b>Tabela 12</b> - Correlação entre a concentração de mercúrio, o peso e o comprimento padrão de peixes coletados em bacias de drenagem do Norte do Mato Grosso. Jaboticabal, 2006.....	53
<b>Tabela 13</b> - Comparação entre os resultados de sedimento superficial deste estudo com outras áreas da Amazônia e do Pantanal. ....	54
<b>Tabela 14</b> - Comparação entre as médias de concentração de Hg no sedimento de acordo com o tipo de sedimento <sup>1</sup> . ....	56
<b>Tabela 15</b> - Número de amostras de acordo com a concentração de Hg no cabelo e município. ....	57
<b>Tabela 16</b> - Classificação do risco a exposição ao Hg para os municípios da região norte de Mato Grosso. ....	59

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVO GERAL .....</b>	<b>8</b>
<b>2.1 Objetivos Específicos .....</b>	<b>8</b>
<b>3. O MERCÚRIO SEU CICLO BIOGEOQUÍMICO, A PRESENÇA NA BIOTA AQUÁTICA E PISCICULTURA .....</b>	<b>9</b>
<b>3.1 O mercúrio e sua participação em compostos químicos .....</b>	<b>9</b>
<b>3.2 Fontes de contaminação ambiental antropogênica: .....</b>	<b>9</b>
<b>3.3 Transporte Ambiental e distribuição .....</b>	<b>10</b>
<b>3.4 Biodegradação e degradação abiótica .....</b>	<b>11</b>
<b>3.5 Bioacumulação, Biomagnificação e o Ciclo Biogeoquímico .....</b>	<b>12</b>
Figura 1 - Ciclo biogeoquímico do mercúrio .....	15
<b>3.6 A contaminação por mercúrio em ambientes aquáticos .....</b>	<b>17</b>
<b>3.7 O mercúrio nos peixes .....</b>	<b>22</b>
<b>3.8 A atividade de Piscicultura .....</b>	<b>25</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>28</b>
<b>4.1 Região de Estudos: Bacias hidrográficas e pisciculturas .....</b>	<b>28</b>
<b>4.2 Georeferenciamento das áreas de Estudo .....</b>	<b>32</b>
<b>4.3 Coleta das Amostras .....</b>	<b>33</b>
4.3.1 Peixes .....	33
4.3.2 Físico-Química da Água .....	33
4.3.3 Análise de Hg-Total Peixes .....	34
<b>4.4 Análises estatísticas.....</b>	<b>36</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>38</b>
<b>5.1 –Geo-referenciamento .....</b>	<b>38</b>
<b>5.2 Caracterização das pisciculturas .....</b>	<b>38</b>
5.2.1 Características dos Viveiros selecionados para o estudo.....	39
<b>5.2.2 Parâmetros Físicos e Químicos.....</b>	<b>41</b>
<b>5.2.3 Tipos de Peixes presentes nos viveiros .....</b>	<b>43</b>
<b>5.3 Peixes coletados e dados bióticos .....</b>	<b>44</b>
<b>5.4 Análise da concentração de mercúrio nos peixes .....</b>	<b>47</b>
<b>5.5 Marcador de exposição ao mercúrio orgânico .....</b>	<b>56</b>
<b>6. CONCLUSÕES .....</b>	<b>60</b>
<b>7 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO .....</b>	<b>62</b>

## RESUMO

A região amazônica foi alvo de intensa atividade garimpeira nas décadas de 80 e 90. Esta atividade vinculada à utilização intensiva de mercúrio no processo de amalgamação do ouro, gerou uma preocupação mundial com a região, uma vez que acidentes com mortes e seqüelas já ocorreram em países ao redor do mundo devido à exposição direta e indireta ao mercúrio. A presença do mercúrio antropogênico no ambiente amazônico, com possíveis contaminações dos seus ecossistemas aquáticos, e conseqüente contaminação dos peixes preocupa, principalmente sendo estes, uma das principais vias de acesso aos seres humanos na exposição indireta ao metal. Esta preocupação aumenta ainda mais, uma vez que os peixes na Amazônia são a principal fonte protéica para ribeirinhos e pequenos produtores rurais. Assim se torna necessário, além da determinação dos níveis de mercúrio, a identificação de propostas práticas para mitigar os riscos a saúde das populações da região. Este estudo apresenta tópicos relacionados ao mercúrio na Amazônia brasileira, caracterizando seu ciclo biogeoquímico e a presença deste metal na biota aquática, enfocando inicialmente a contaminação de peixes por mercúrio nos ecossistemas naturais, e posteriormente insere a piscicultura, de sistemas semi intensivo e intensivo, como uma nova prática de mitigação para os possíveis danos a saúde humana, decorrente da ingestão de peixes. A inserção da piscicultura nesta temática, segue basicamente o conceito de que, uma vez bem manejada, a piscicultura limita os fatores da transformação do mercúrio metálico, quando presente no ambiente, para o metil mercúrio, a forma tóxica do metal e meio de entrada na cadeia trófica.

**Palavras chaves:** Amazônia; Mercúrio; Piscicultura; Biomagnificação; Bioacumulação



## ABSTRACT

The amazonian region was the object of intensive gold exploitation in the 1980's and 90's. The intensive use of mercury in the amalgamation process became a worldwide concern as the aftereffects of direct and indirect mercury exposure were becoming apparent in other countries. The presence of anthropogenic mercury in the Amazonian environment, related to possible contamination of its aquatic ecosystems and imminent fish contamination, is an issue of high concern largely because food contamination is one of the main ways of human contamination. This concern increases due to the fact that amazonian fishes are the main protein source for the rural inhabitants. As such, it is necessary to determine the actual levels of mercury in the fishes and identify practical ways of mitigating health risks to the local population. This study exposes the problem of mercury contamination on fish in the Brazilian Amazon by describing mercury's biogeochemical cycle and its presence in the aquatic biota, initially focusing on the contamination of fish by mercury through bioaccumulation and biomagnification in natural ecosystems. The study finally proposes intensive and semi-intensive fish farming as a new activity to be taken into account to mitigate the harmful risks to human health due to ingestion of Amazonian fish. The rationale of using fish farming as a mitigation activity is that once it is well managed, fish farming limits the transformation factors of mercury to its toxic form, metal mercury, and its pathway into the trophic chain.

**Key words:** Amazon; mercury; fish farming; bioaccumulation; biomagnification.

## 1. INTRODUÇÃO

Os impactos danosos à saúde causados pela contaminação por mercúrio são focos de amplos estudos ao redor do mundo. Os riscos toxicológicos e ecotoxicológicos deste metal decorrentes da biodisponibilização no meio ambiente são preocupantes (Hacon e Azevedo, 2006), principalmente pelo fato do consumo de pescado ser uma das principais vias de contaminação. Neste quadro a região Amazônica é considerada uma região de amplo risco e, conseqüentemente, de estudos nas últimas três décadas, uma vez que ocorreu uma ampla descarga de mercúrio proveniente de garimpos e por possuir em seu ambiente aquático, uma das mais ricas e importantes fontes protéicas para suas populações, sejam estas ribeirinhas e/ou rurais e/ou das populações urbanas de suas pequenas cidades.

A descarga de mercúrio na Amazônia, proveniente de atividades garimpeiras que se estenderam, em maior escala, do final da década de 70 a meados da década de 90, foi estimada em mais 2000 toneladas (Malm, 1998; Mallas e Benedito, 1986; Cleary, 1990; Lacerda, 1995). Hacon, 1993, estimou que somente na região sul da Amazônia brasileira ao norte de Mato Grosso houve uma utilização superior a 15 toneladas anuais de mercúrio no pico da atividade garimpeira na década de 80, calculando-se que houve uma descarga superior a 100 toneladas até meados da década de 90. Outros autores também exemplificam esta maciça utilização do mercúrio nesta região na década de 80. (Mallas e Benedito, 1986; Pfeiffer; Lacerda, 1988, Pfeiffer *et al.*, 1989, Nriagu *et al.*, 1992).

O primeiro fato que desencadeou uma preocupação pontual sobre os possíveis riscos desta descarga de mercúrio no ambiente amazônico, foi em 1985, quando um pesquisador que acompanhava uma expedição do oceanógrafo Jacques Cousteau encontrou um peixe contaminado com mercúrio na região do garimpo do Rio Madeira. A partir daí a possível contaminação mercurial na Bacia Amazônica tornou-se notícia mundial e

consequentemente alvo de amplos estudos no intuito de se identificar quais as possíveis conseqüências desta ação antropogênica para a contaminação dos peixes e rios da região Amazônica.

O acidente de Minamata onde 2.000 (duas mil) pessoas foram contaminadas por Metil-Hg devido ao consumo de peixes, com mais de 1000 (mil) óbitos e mais de 12.000 com sintomas de contaminação (Akagi, 1995), embora não tenha ocorrido em função de descarga de mercúrio por garimpo, foi sempre evidenciado para exemplificar os perigos da biodisponibilização do Hg no ambiente, com conseqüente contaminação humana pela ingestão de peixes. A percepção da toxicidade do metal, a partir deste desastre aliados as descargas de mercúrio por garimpos, desencadeou estudos mais pontuais quanto ao processo de acúmulo do Hg no ambiente e os riscos à saúde.

Hoje há uma ampla bibliografia técnica que subsidia o conhecimento destes efeitos do metal na saúde, abordando a relação e os riscos do mercúrio quando este está disponibilizado na forma orgânica no ambiente e entrada do metal na cadeia alimentar. (Amouroux et al, 1999; Azevedo, 2003; Azevedo e Ramos, 1993; Azevedo e Ramos, 1994; Fadini e Jardim, 2001; Hacon et al., 1995; Hacon et al., 1996; Malm et al., 1995; Malm et al., 1998; Maurice Bourgoïn et al., 1999; Roulet et al., 1995; Roulet et al., 2001; Wasserman et al., 2001, Hacon, 2003).

A intensificação dos estudos na Amazônia mostraram resultados de concentrações de Hg em peixes carnívoros que impressionam, principalmente por exceder os níveis recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para evitar possíveis contaminações (Martinelli et al., 1988; Malm et al., 1990; Boishchio et al., 1995; Padovani et al., 1996; Eve et al. 1996; Porvari, 1995; Boishchio e Henshel, 2000; Maurice-Bourgoïn et al., 1999; Pfeiffer et al., 1989; Reuther 1994; Pfeiffer et al. 1991; Alho e Vieira 1997; Akagi et al. 1995; Hacon et al. 1995).

A intensa utilização de mercúrio nos garimpos da região Amazônica foi apontada como causa destes altos níveis de mercúrio em

peixes. Estimativas de Ferreira e Appel (1990) mostram que das 337 toneladas de mercúrio importadas em 1989 pelo Brasil, 62% (210t) não foram recuperadas e, portanto, supõe-se que essa quantidade perdeu-se principalmente para o meio ambiente. O fato de que grande parte do processo de amalgamação, com posterior queima era realizada nos acampamentos e em localidades próximas a corpos de água, onde os rejeitos eram possivelmente lançados, aumentam as possibilidades das concentrações de Hg nos peixes terem relação com a atividade garimpeira, uma vez que esta atividade incrementou o mercúrio metálico diretamente nos ambientes aquáticos adjacentes.

Lacerda, (1992) relata que o garimpo foi o principal fator que contribuiu com a contaminação por mercúrio na região amazônica, uma vez que descarregou cerca de 168 toneladas do metal no meio ambiente. Com estas indicações e estudos de avaliações ambientais Forsberg *et al.* (1994), conclui que a contaminação mercurial foi, potencialmente, o maior impacto ambiental associado à atividade garimpeira. Segundo Pfeiffer, et al., 1990 aproximadamente 2 g de mercúrio eram usados na produção de 1 g de ouro na década de 80, dos quais se estima 50% introduzidos nos rios por meio de suspensões em efluentes. Alguns estudos de pesquisadores brasileiros demonstram que ocorre grave contaminação dos sedimentos dos rios e águas próximos de zonas de mineração (Wassermann, 2001).

Estudos sobre modelos de ciclagem do mercúrio indicam que 50% das emissões de mercúrio antropogênico são depositadas local ou regionalmente (EPA, 1994) e, no caso dos garimpos, a deposição do mercúrio particulado pode ocorrer em uma faixa de poucos metros (Hacon *et al.*, 1995; Marins *et al.*, 1996). Entretanto, a dispersão das emissões de mercúrio depende das condições topográficas locais, das condições meteorológicas na área de emissão, assim como das características físicas e químicas das emissões.

Hacon e Azevedo, 2006 relatam que a ictiofauna da região Amazônica, principalmente os peixes piscívoros é muito comprometida pela contaminação por mercúrio, representando um potencial risco de contaminação para as comunidades que têm neste alimento sua maior fonte protéica. A exposição ao metal aumenta ainda mais, quando se trata de comunidades ribeirinhas e de comunidades rurais da Amazônia, que possuem no pescado à base de sua dieta protéica diária (Gonçalves, 1993; Bidone et al., 1997; Barbosa et al., 1997; Boischio e Cernichiari, 1998).

Nestes cenários de risco, a região Norte do Estado de Mato Grosso, configura-se como uma importante área de avaliação e estudos sobre o tema, uma vez que esta foi considerada como a segunda região mais explorada pela atividade garimpeira da Amazônia (Hacon, 2003). Os municípios de Peixoto de Azevedo, Matupá, Apiacás e Paranaíta, extremo Norte de Mato Grosso, foram os principais produtores de ouro de aluvião nesta região na década de 80 até meados de 90. Alta Floresta, embora apareça em destaque em diversos estudos, não foi uma região de garimpagem e sim um centro urbano de comercialização, sendo destacado como o segundo maior centro de comercialização de ouro da região Amazônica neste período, chegando a comercializar 50 toneladas/ ANO (Hacon, 2003).

A partir de meados da década de 90 a atividade garimpeira entra em bancarrota, e a contínua descarga de Hg no ambiente é praticamente cessada. A preocupação, contudo, continua presente, considerando que a presença do metal no ambiente pode ultrapassar 100 anos (D'ITRI, 1992; Hacon, 2003).

Hoje a contribuição da atividade garimpeira para a produção de ouro na região norte de Mato Grosso não ultrapassa a 5% da produção de ouro total da região amazônica. Todavia, as cavas de garimpo e os rejeitos de mercúrio deixados pela atividade garimpeira se constituem em um grande passivo ambiental para a região norte de Mato Grosso e são

apontadas como regiões que comprometem significativamente o ambiente e o uso do solo e da bacia hidrográfica do Teles Pires para as atividades sócio-econômicas da região.

Com o fim do ciclo econômico do ouro, outras atividades começam a ser implementadas, para o re-estabelecimento da economia local. Neste momento surge a criação de peixes em Alta Floresta. Alavancada pelo potencial hídrico e climático regional, diversidade de peixes da Bacia Amazônia rapidamente é implementado um amplo programa de produção de peixes na região. Nos dois primeiros anos de atividade, 1999/2000, mais de quatro milhões de reais são aplicados e como resultados uma produção de mais de 200 toneladas de peixes são comercializadas do município para outras regiões do país.

Com o retorno de garimpeiros para a agricultura, e com a re-estruturação das propriedades rurais, novos agricultores resolvem investir na atividade de produção de peixes. Uma Associação é constituída, - Associação de Aqüicultores do Norte Mato-grossense (AQUINORTE) - com o objetivo de diversificar as atividades econômicas locais, suprir um déficit de mercado pesqueiro ao nível local, regional e nacional. Produtores de outros municípios se inserem na AQUINORTE, dentre os quais do município de Paranaíta, porém, de pisciculturas nas proximidades e mesmo em cavas de antigos garimpos. Com a ampla divulgação dos riscos da contaminação por mercúrio em peixes, dúvidas foram levantadas pela comunidade e pela comunidade científica sobre a criação de peixes neste município.

Com todo o conhecimento da descarga de mercúrio no ambiente nesta região e todo o cenário descrito na literatura que menciona os riscos a saúde humana devido à contaminação mercurial, apresentou-se como prioritária a necessidade de um estudo amplo direcionado a avaliar estes riscos.

O presente estudo é parte de um trabalho iniciado em 2000 pela Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ, que se propõe a avaliar o risco à saúde humana oriundo do consumo de peixes cultivados nestas regiões. O

intuito global do trabalho é contribuir com uma primeira avaliação dessas áreas degradadas e os potenciais riscos que elas representam para os consumidores de peixes oriundos da região ou mesmo das vantagens deste tipo de atividade em uma região que apresenta um histórico de altas concentrações de Hg em peixes nas principais bacias de drenagens.

O presente estudo busca contribuir fornecendo efeitos comparativos entre os peixes cultivados em ambos os municípios e com os peixes coletados nas bacias de drenagens da região, bem como comparando e relacionando as concentrações de mercúrio encontradas em peixes cultivados nas mais importantes áreas de criação de peixes dos dois municípios, distinguindo entre peixes carnívoros e não carnívoros. E a partir deste cenário identifica a piscicultura como possível fator de mitigação, independente dos municípios estudados, para os níveis de concentração de mercúrio atualmente encontrado nas bacias de drenagens dos municípios em estudo. Para isso buscou-se responder as seguintes questões nesta TESE:

- Há uma diferença significativa em concentrações de Hg entre peixes cultivados em pisciculturas com histórico de Garimpo no município de Paranaíta, e sem histórico de garimpo em Alta Floresta?
- Há uma diferença significativa entre concentrações de Hg em peixes de piscicultura e peixes das bacias de drenagem da região? Caso ocorra uma diferença, quais os fatores mensurados que podem indicá-los?
- As concentrações de Hg nas espécies carnívoras e não carnívoras seguem um padrão de crescimento e peso de Hg semelhantes, apresentando características de bioacumulação e biomagnificação semelhante a peixes de ambientes naturais? (Hg/idade, Hg/comprimento padrão e Hg/peso)?
- Quais são os fatores nas pisciculturas que indicam riscos ou minimizam riscos para as possíveis concentrações de Hg nos peixes cultivados que os diferenciam dos peixes das Bacias de drenagem:

hg em sedimento? Físico química da água? Alimentação externa?

Tipo de peixes criados?

- As concentrações de Hg encontradas nos reservatórios de piscicultura configuram-se como impeditivo para o crescimento desta atividade na região?



## **2. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a contribuição da atividade de criação de peixes nos municípios de Alta Floresta (sem garimpo) e/ou Paranaíta (com garimpo), como possíveis fontes mitigadoras de concentrações de mercúrio nas populações expostas a peixes de piscicultura.

### ***2.1 Objetivos Específicos***

Determinação das concentrações de Hg Total em peixes carnívoros e não carnívoros presentes em pisciculturas com histórico de atividades garimpeiras, município de Paranaíta;

Caracterização da atividade de piscicultura nos municípios de Alta Floresta e Paranaíta;

Determinação das concentrações de Hg Total em peixes carnívoros e não carnívoros presentes em pisciculturas sem histórico de atividades garimpeiras, Alta Floresta;

Determinação de Hg Total de peixes em Bacias de drenagens nos municípios de Alta Floresta e Paranaíta;

Dimensionar a ocorrência ou não de biomagnificação dos peixes cultivados nas diferentes espécies cultivadas e entre diferentes ambientes;

Mensurar as concentrações de mercúrio em cabelo de agricultores/piscicultores nos municípios de Alta Floresta e Paranaíta;

Avaliar os níveis de Hg cabelo nos diferentes sexos dos agricultores/piscicultores nos municípios de Alta Floresta e Paranaíta;

Identificar os fatores relacionados à piscicultura que possam contribuir com níveis mais baixos de Hg em peixes cultivados;

### **3. O MERCÚRIO SEU CICLO BIOGEOQUÍMICO, A PRESENÇA NA BIOTA AQUÁTICA E PISCICULTURA**

#### ***3.1 O mercúrio e sua participação em compostos químicos***

O Hg raramente é encontrado como elemento livre na natureza. Encontra-se amplamente distribuído, porém em baixas concentrações por toda a crosta terrestre. Na forma de mercúrio elementar (Hg), encontra-se na 16ª posição em relação à sua abundância na natureza e suas reservas são avaliadas em cerca de 30 bilhões de toneladas.

As fontes mais importantes são as do minério cinábrio (HgS), encontrado em rochas próximas de atividades vulcânicas recentes, em veios ou fraturas minerais e em áreas próximas de fontes de águas termais. As fontes naturais mais significativas de mercúrio são a gaseificação da crosta terrestre, as emissões de vulcões e a evaporação de corpos aquáticos (WHO, 1990). Admite-se que as emissões naturais sejam da ordem de 25.000 a 125.000 toneladas ano. A crosta terrestre é fonte importante para a contaminação de corpos aquáticos naturais. Uma parcela do mercúrio encontrado na água é de origem natural, embora possa parcialmente ser de origem atmosférica e ter sido gerada, também, por atividade antropogênica. Portanto, é difícil de avaliar quantitativamente as contribuições relativas à atividade antropogênica e à natural em relação aos mercuriais que sofrem lixiviação do solo para a água.

#### ***3.2 Fontes de contaminação ambiental antropogênica:***

A estimativa de 272 toneladas de emissões de Hg, a partir de diversas fontes antropogênicas na América, é comparável com achados em inventários globais (faixa de 240 a 333 toneladas) (PRASAD, et al., 2000). Apesar de sua alta densidade, o mercúrio líquido tem uma elevada pressão de vapor. Assim, atividades que envolvam o manuseio e o transporte desta substância, automaticamente implicam numa perda para o ambiente. Esta contaminação é observada em ambientes distantes das fontes de emissão, tais como no gelo da Antártica e da Groenlândia e nos

oceanos, onde podem ser encontradas concentrações de mercúrio acima dos níveis considerados normais. Estas constatações comprovam a importância dos processos de transporte do mercúrio no ambiente (WHO, 1991; Queiroz, 1995).

Estima-se que as atividades de mineração mundial de mercúrio estejam entre 7.000 a 10.000 toneladas por ano, acarretando danos ao ambiente e emissões diretas para a atmosfera. Em indústrias de cloro-álcali as emissões são de 450 g de Hg/tonelada de soda cáustica produzida. O total de liberação de Hg devido às atividades antropogênicas, embora difícil de ser avaliado com precisão, é estimado em torno de 3.000 toneladas/ano (WHO, 1991).

### ***3.3 Transporte Ambiental e distribuição***

Os dados históricos e os contemporâneos indicam que os teores atmosféricos de Hg aumentaram de duas a cinco vezes a partir da era industrial. Assim, devido ao fato de ter um longo período de resistência na atmosfera, e por ser a contaminação do Hg das cadeias alimentares lacustres bastante difundida geograficamente, o Hg é visto como um problema global que desafia esforços nacionais, estaduais e municipais.

Os fatores morfológicos e químicos têm um importante papel na determinação da taxa de adsorção e sedimentação do Hg no sistema aquático. A distribuição do mercúrio é fortemente correlacionável como conteúdo de carbono orgânico, complexos solúveis em água, tais como humatos e fulvatos que podem quelar as espécies solúveis e insolúveis na água; os últimos precipitam-se diretamente da solução para o sedimento. Grande quantidade de mercúrio é adsorvido no húmus, em pH muito baixo. Em valores de pH alto, maior proporção de mercúrio é adsorvido pela fração mineral. Os complexos solúveis de mercúrio são adsorvidos pelo material particulado orgânico e inorgânico e removidos pela sedimentação, em recursos hídricos aeróbicos, enquanto, nos sedimentos anaeróbicos e os compostos de mercúrio precipitados geralmente, são convertidos a sulfeto mercúrico (HgS), o que, pela sua elevada

insolubilidade, reduz a possibilidade de serem reciclados para a coluna d'água (D'Itri, 1990 apud Queiroz, 1995).

Em ambiente aeróbico a matéria orgânica pode oxidar o  $\text{Hg}^0$  para  $\text{Hg}^{2+}$ , enquanto o processo inverso é observado em ambientes anaeróbicos e especialmente na presença de ácido húmico (Queiroz, 1995).

A matéria fina em suspensão tem grande capacidade de adsorver o mercúrio dissolvido. Concentração de 34 mg/kg de peso seco foi detectada, ligada ao material particulado. A capacidade de adsorção do mercúrio dissolvido. Concentração de 34 mg/kg de peso seco foi detectada, ligada ao material particulado. A capacidade de adsorção do mercúrio é exponencialmente proporcional à média da área superficial específica das partículas em suspensão com tamanho menor que 60  $\mu\text{m}$  (Queiroz, 1995).

Em condições aeróbicas, parte do  $\text{HgS}$  presente no sedimento pode ser oxidado a sulfato, muito mais solúvel, mas este processo é muito lento e depende do potencial redox. Uma oxidação enzimática pode levar a uma liberação mais rápida dos íons  $\text{Hg}^{2+}$  (D'ITRI, 1990, apud QUEIROZ, 1995).

### **3.4 Biodegradação e degradação abiótica**

Boening (2000) publicou uma revisão geral dos efeitos ecológicos, transporte e destino dos compostos mercuriais. Nesta revisão ele comenta que se acredita que existam dois ciclos envolvidos no transporte ambiental e na distribuição do Hg. Um é global e envolve, a partir de fontes terrestres (o transporte) para os oceanos. O segundo ciclo é mais local e depende da metilação dos mercuriais inorgânicos que se originam principalmente a partir de fontes antropogênicas. As fases desse processo ainda são pouco compreendidas, porém envolvem a circulação atmosférica do dimetilmercúrio formado por meio da ação bacteriana.

Assim, níveis ambientais de metilmercúrio dependem do balanço entre a metilação e a desmetilação bacteriana.

### **3.5 Bioacumulação, Biomagnificação e o Ciclo Biogeoquímico**

O mercúrio bioacumula-se em plantas aquáticas, invertebrados, peixes e mamíferos. A concentração se eleva quanto maior for o nível trófico do organismo. A capacidade das espécies inorgânicas do metal (excluindo-se o mercúrio elementar) e do metilmercúrio de reagir com ligantes intracelulares parece explicar o alto grau de acumulação desses compostos. A absorção e acumulação do mercúrio são afetadas pelo estado de oxidação do metal; as espécies neutras, como por exemplo o metilmercúrio ( $\text{CH}_3\text{HgCl}$ ), tendem a acumular-se na cadeia alimentar (WHO, 1989).

Em estudos conduzidos por Lacerda et al. (1994) observou-se que as concentrações de mercúrio total em músculo de 12 espécies de peixes coletadas na região mineira de Carajás, no sul do Pará, estavam relacionadas com o tipo de peixe. Os carnívoros apresentavam concentrações de Hg maiores que os herbívoros e onívoros. Os peixes carnívoros maiores apresentavam maior concentração que os menores, conforme observado anteriormente. O metilmercúrio corresponde a cerca de 91,7% do mercúrio total nos peixes analisados, enquanto nos invertebrados bentônicos esse valor cai para 50%. Estudos feitos para se conhecer a relação entre Hg total e metilmercúrio em músculo de peixes de lagos com acidez acentuada mostraram que 99% do mercúrio encontrava-se na forma de metilmercúrio.

Outro estudo, realizado por Maurice-Bourgoin et al. (2000), em peixes da região de mineração da bacia do rio Madeira, mostrou que os peixes piscívoros da região do rio Beni apresentaram concentração de 0,33 a 2,30 ug/g, enquanto nos onívoros e naqueles que se alimentam de lama estes teores variaram de 0,02 a 0,19 ug. O mercúrio acumulado pelos peixes carnívoros encontrava-se principalmente na forma orgânica de metilmercúrio e representou 73 a 98% do total analisado.

Mason e Laporte (2000) analisando dois rios do estado de Maryland, constataram que as concentrações de metilmercúrio na biota aumentam com o nível trófico e que praticamente todo o mercúrio encontrado estava na forma de metilmercúrio em insetos predadores e peixes carnívoros que se alimentam de insetos. Os autores consideram que a transferência dos metais para níveis mais elevados na cadeia trófica esta relacionada com a habilidade do organismo em depurar o metal e o modo de acumulação tanto diretamente da água como do alimento.

Queiroz (1995) analisou amostras de peixes da região do garimpo de Grajaú, no município de Vizeu, no Pará, e os teores encontrados variaram de <0,014 a 0,279 ug/g para metilmercúrio e de < 0,011 a 0,29 ug/g para mercúrio total, todos inferiores ao limite estabelecido para consumo humano no Brasil.

As concentrações de Hg em peixes marinhos e de água doce aumentam com a idade, o que pode ser avaliado através da medida de seu comprimento. A parede intestinal do peixe é a barreira eficaz à absorção de cloreto de mercúrio, porém, é facilmente permeável ao metilmercúrio, acumulando-o preferencialmente no tecido muscular em, aproximadamente, 50% da dose ingerida (WHO, 1989).

Em estudo de avaliação da presença de Hg em diversos tipos de peixes, em ambiente contaminado, observou-se que o metal se concentrava mais intensamente à medida que crescia na cadeia trófica: os peixes herbívoros apresentavam 0,06 ppm; os peixes que se alimentavam de invertebrados 0,12 ppm; os onívoros 0,26 ppm; os peixes piscívoros 4,02 ppm (WHO, 1989; Olivero et al., 1997; Boening, 2000). Os níveis de mercúrio na biota aquática variam entre os espécimes de uma mesma espécie em diferentes localidades.

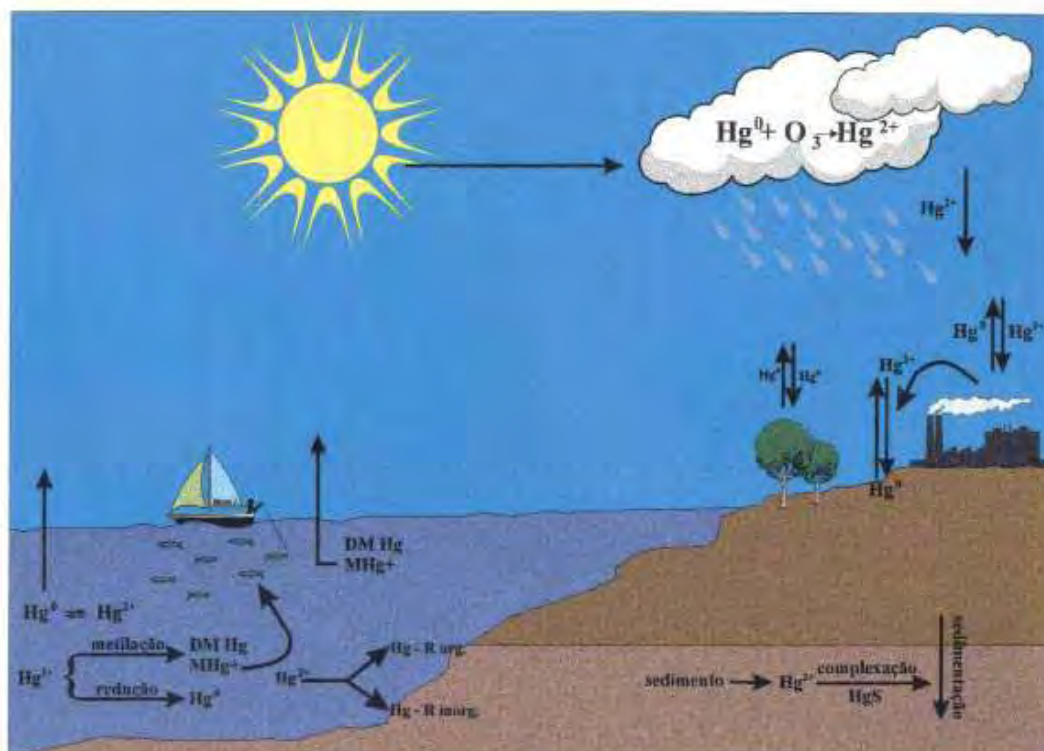
O ciclo biogeoquímico do mercúrio é caracterizado pela desgaseificação do mercúrio nos depósitos de minérios, rochas e águas naturais, seguida do transporte atmosférico, dominado pelo mercúrio

elementar ( $\text{Hg}^0$ ), que passa por vários processos cíclicos, como oxidação-redução, metilação-demetilação e precipitação-dissolução.

Esses processos ocorrem parcialmente ou integralmente na atmosfera e/ou na superfície terrestre e águas naturais (Johnson e Lindberg, 1995). A velocidade desses ciclos e a tendência para certas espécies químicas predominarem são governadas pela variação dos parâmetros ambientais nos compartimentos água, ar e sedimento.

No ciclo global do mercúrio, é sabido que ambas as fontes, natural e antropogênica, emitem  $\text{Hg}^0$  para a atmosfera, em forma gasosa, e seu transporte nessa forma é o mecanismo predominante de dispersão do mercúrio na superfície terrestre. As reações de oxidação e redução são importantes mecanismos controladores da taxa de deposição do mercúrio atmosférico (Lindqvist *et al.*, 1991). A taxa de remoção de mercúrio da atmosfera depende de vários processos físicos e químicos que transformam o mercúrio em várias formas de oxidação e estados físicos (gasoso, particulado, dissolvido ou adsorvido), com subsequente deposição na superfície terrestre e aquática (Schroeder *et al.*, 1991; Rolfhus e Fitzgerald, 1995).

O ciclo biogeoquímico do mercúrio pode ser descrito como uma série de transformações físicas, químicas e biológicas, ocorrendo em diversos compartimentos ambientais e em suas interfaces. Essas transformações conduzem a mudanças nas propriedades físicas e químicas, assim como na toxicidade do mercúrio (ATSDR, 1994). A figura 1 esquematiza, de modo simplificado, o ciclo biogeoquímico do mercúrio.



Adaptado de Lindqvist, 1991

### Figura 1 - Ciclo biogeoquímico do mercúrio

A interação do mercúrio com partículas de aerossóis tem papel importante na sua química atmosférica e na precipitação, uma vez que uma grande parte do mercúrio atmosférico oxidado está adsorvida nestas partículas. A fração do mercúrio total ligada ao particulado tem influência direta na taxa de deposição seca e úmida, contribuindo para o impacto local e regional.

Possivelmente, na Amazônia, os mecanismos de deposição devem ter um importante papel no ciclo biogeoquímico do mercúrio, considerando-se a grande extensão da copa da floresta, a sazonalidade da região, assim como a elevada taxa de evapotranspiração desse sistema. Todavia, a biodiversidade da floresta também deve ser considerada, visto que as diferentes espécies de plantas devem apresentar diferentes comportamentos fisiológicos, o que possivelmente não é considerado nos modelos de deposição de mercúrio em plantas (Hacon, 1996).



Na Amazônia Brasileira, a preocupação com a contaminação mercurial aparece desde a década de 80, quando alguns trabalhos (Mallas e Benedito, 1986; Pfeiffer e Lacerda, 1988, Pfeiffer *et al.*, 1989, Sena-Couto, 1990; Nriagu *et al.*, 1992;) enfatizaram a importância da corrida do ouro na década de 80 para o incremento do mercúrio no ambiente, bem como a possível contaminação das populações.

Com a descoberta dos primeiros peixes contaminados na Amazônia em meados da década de 90, a região Amazônica passou a ser foco de estudos diretos, com resultados que demonstravam realmente uma contaminação ambiental presente (Martinelli *et al.*, 1988; Malm *et al.*, 1990; Boishchio *et al.*, 1991; Padovani *et al.*, 1996). Tais estudos atribuíram essas contaminações ao uso indiscriminado nos garimpos de ouro. De todo mercúrio negociado até 1989, cerca de 210 toneladas foram perdidas para o meio ambiente, e estima-se que cerca de 80% (168 toneladas) destes foi lançado no ambiente diretamente pela atividade garimpeira. (Lacerda e Salomons, 1992). Reafirmado por Fosberg, 1994, o mercúrio como um dos maiores impactos ambientais causados pela atividade garimpeira.

Na década de 90 o garimpo tornou-se um assunto polêmico nos âmbitos nacional e internacional, dada à diversidade de interesses envolvidos e problemas ambientais gerados. Do ponto de vista ambiental, o uso extensivo e intensivo de mercúrio metálico no processo de extração de ouro por amalgamação preocupou diversos setores da sociedade, com destaque para o setor da saúde (Hacon, 1996).

Mais recentemente, um número crescente de estudos têm mostrado que a contaminação mercurial pode ser mais freqüente do que a observada em outros metais, devido ao transporte atmosférico (Mason, 1994; Mason *et al.*, 1994; Fitzgerald, 1998) ou por biomagnificação (Mason *et al.*, 1996; Schaanning *et al.*, 1996; Vaithiyathan *et al.*, 1996).

Alguns autores suspeitam que os altos níveis naturais de contaminação do mercúrio em solo poderiam ser os responsáveis pelo aumento da contaminação em peixes e posteriormente em seres humanos, por meio do ciclo biogeoquímico na biota aquática (Roulet e Lucote, 1995; Roulet *et al.*, 1996), enquanto outros estimam que o transporte do mercúrio atmosférico poderia ser o responsável pela freqüente contaminação da região Amazônica (Nriagru, *et al.*, 1992; Porcella, 1994; Hacon *et al.*, 1995; Lacerda, 1995; Lacerda e Salomons, 1998; Lacerda *et al.*, 1999).

Estudos mais recentes, mostraram que, embora a organificação do mercúrio ocorra de maneira branda na maioria dos ambientes aquáticos, locais com bancos de plantas aquáticas seriam responsáveis pela metilação de mercúrio no ambiente amazônico (Guimarães *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 2000.).

### **3.6 A contaminação por mercúrio em ambientes aquáticos**

A lixiviação e a erosão de solos contendo mercúrio são processos que os transferem para a água e o sedimento, tanto em ambientes marinhos como de água doce. Este fluxo envolve o mercúrio inorgânico, mas grande parte esta associada com matéria orgânica particulada e dissolvida. Nos corpos d'água, o mercúrio pode ser lançado diretamente através de efluentes líquidos ou ser depositado na forma de particulado inerte ou reativo ( $\text{Hg}^{+2}$ ). O íon mercúrico ( $\text{Hg}^{+2}$ ) pode estar presente complexado ou quelado com ligantes, sendo esta, provavelmente, a forma predominante de mercúrio presente nas águas superficiais (Lindqvist, 1991).

Em águas e sedimentos, o  $\text{Hg}^{+2}$  dissolvido é convertido em metilmercúrio por processos químicos e, principalmente, microbiológicos, quando se trata de ambientes aeróbicos e anaeróbicos (D'Itri, 1992). As taxas de metilação parecem variar em função de alguns parâmetros ambientais, como temperatura, pH, carbono orgânico dissolvido e

particulado, cálcio e concentrações de sulfeto (Compeau e Bartha, 1985; Bjornberg *et al.*, 1988; Miller, 1989; Anderson *et al.*, 1987; Pettersson *et al.*, 1995; Lechler, 1997; Lechler *et al.*, 2000).

O metil-mercúrio, ao contrário da forma metálica, é facilmente assimilado pela biota, tem a tendência de se acumular nos organismos (bioacumulação) e magnificar-se através da cadeia alimentar (biomagnificação) (Bache *et al.* 1971, Barak e Mazon 1990, Leah *et al.* Meili 1991; Bidone *et al.*, 1997; Barbosa *et al.*, 1995).

O peixe constitui a principal fonte de proteína para as populações ribeirinhas da Amazônia e para aquelas de baixa renda nas áreas urbanas. Logo, o consumo de peixes predadores pode representar um risco para a saúde humana dessas populações, principalmente para mulheres em idade reprodutiva e para crianças (Hacon, 2000).

A meia-vida biológica do mercúrio em peixes, dependendo da espécie, pode ser de vários anos (D'Itri, 1992, Akagi *et al.*, 1995; Bidone *et al.*, 1997). As concentrações elevadas de mercúrio em peixes são comumente encontradas naquelas espécies que ocupam o topo do nível trófico (Aula *et al.*, 1994). Entretanto, a extensão da cadeia alimentar, a taxa de crescimento individual e a idade do peixe são fatores responsáveis pela variabilidade dos níveis de mercúrio nos predadores. (Kidd *et al.*, 1995; Trudel, 1997). Outras variáveis a serem consideradas são as mudanças de hábitos alimentares que freqüentemente variam em função da idade, assim como podem variar significativamente entre indivíduos da mesma espécie (Trippel e Beasmish, 1993).

Tanto o mercúrio orgânico quanto o inorgânico são absorvidos diretamente da água como dos alimentos ou da ingestão dos sedimentos. No entanto, o metilmercúrio acumula-se mais eficientemente do que o mercúrio inorgânico na maioria dos organismos aquáticos. Tanto a absorção como a depuração dependem da forma do metal, da fonte de exposição (água ou alimento) e do tipo de tecido receptor, resultando em diferentes padrões de acumulação (NOAA, 1996). Os microorganismos

convertem Hg elementar em sais metilmercúrio ( $\text{CH}_3\text{HgCl}$ ) e dimetilmercúrio. A maior parte dessas reações acontece em sedimentos de oceanos e rios (PRASAD et al., 2000).

As formas de mercúrio orgânico tendem a ser mais tóxicas que as inorgânicas para os organismos aquáticos. As concentrações de  $1\mu\text{g/L}$  de Hg inorgânico afetam esses organismos. Vários são os efeitos fisiológicos e alterações bioquímicas, além de efeitos na reprodução associados às concentrações sub-letais de Hg. Essas alterações são difíceis de serem avaliadas (WHO, 1989).

Em relação às plantas aquáticas, a presença de sedimento e material húmico reduz a disponibilidade do Hg por meio de adsorção. Os compostos organomercuriais, tais como cloreto de metil ou butilmercúrio, são mais tóxicos para as plantas aquáticas que as formas inorgânicas (WHO, 1989).

Em geral, os fatores que influem na toxicidade do Hg aos invertebrados aquáticos incluem a sua concentração e especiação, estágio de desenvolvimento do organismo, temperatura, salinidade, dureza, oxigênio dissolvido e fluxo da água. Assim, o estágio larval é o mais sensível no ciclo biológico dos invertebrados. A toxicidade do mercúrio aumenta com a temperatura e diminui com a dureza da água e é menos acentuada em sistemas estáticos, como lagos, do que em rios, com fluxo constante de água.

Amostras de sete espécies de peixes piscívoros, onívoros e herbívoros de 12 localidades do rio Madeira, Brasil, foram analisadas e os valores encontrados variaram de 0,41 a 6,66 nmol/g dependendo da espécie considerada (Dorea et al., 1998).

O acúmulo de mercúrio nas cadeias aquáticas e terrestres resulta em risco para o homem, principalmente através do consumo de peixe de águas contaminadas, particularmente os predadores, como atum, peixe espada e outros peixes de água salgada – mesmo se pescados distantes

da região costeira -, frutos do mar como mariscos, além de pássaros e mamíferos que se alimentam de peixes e ovos de pássaro (WHO, 1976).

Os sais de mercúrio e, principalmente, os organomercuriais são rapidamente absorvidos por organismos aquáticos. Estes, e particularmente os insetos, acumulam mercúrio em altas concentrações. Os peixes absorvem o Hg com facilidade e o acumulam em seus tecidos, principalmente na forma de metilmercúrio, embora se exponham ao Hg inorgânico. A fonte de metilação é duvidosa, porém, evidências sugerem que a ação bacteriana seja a causa da metilação em organismos aquáticos. Os níveis ambientais do metilmercúrio dependem do balanço existente entre a metilação e a desmetilação bacteriana. Aparentemente, a conversão no peixe a metilmercúrio acontece em função da metilação bacteriana do Hg inorgânico que pode ocorrer tanto no ambiente, quanto por meio das bactérias encontradas nas guelras, superfície ou intestinos do peixe. Poucas são as evidências de que os peixes metilem ou demetilem Hg (WHO, 1989). Em sistemas aquáticos, o Hg é metilado incorporado em microorganismos e bioacumula-se através da cadeia alimentar onde ocorre à exposição humana, frequentemente por ingestão de peixe.

Alguns estudos têm confirmado que as cheias periódicas dos rios amazônicos provocam a disseminação do mercúrio no meio ambiente aquático, lagos de várzea e igapós, onde características dominantes das águas, como baixa condutividade e baixo pH e elevada concentração de matéria orgânica, associados a uma elevada atividade microbiológica, facilitam as reações de metilação (Lacerda *et al.*, 1990). Como resultado desse processo de transformação, forma-se o metil-mercúrio que possui alta estabilidade e solubilidade na água, sendo incorporado à cadeia alimentar, ao longo da qual vão sendo concentrados ao mesmo tempo, esses ambientes representam locais de engorda e reprodução de inúmeras espécies.

Os efeitos danosos causados pela bioacumulação de metilmercúrio (Me-Hg) em biotas dos sistemas aquáticos de água doce têm causado crescente preocupação internacional nas últimas duas décadas. Enquanto numerosos artigos têm mostrado elevados níveis de mercúrio em peixes de lagos naturais (Björklund *et al.*, 1984; Swain e Helwing, 1989; Hakanson *et al.*, 1990; Wren *et al.*, 1991; Schetagne e Verdon, 1999), concentrações em biotas aquáticas de reservatórios são geralmente altas e tem sido encontradas ligeiramente mais altas, de acordo com o enchimento do reservatório (Potter *et al.*, 1975; Cox *et al.*, 1979; Meister *et al.*, 1979; Bodaly *et al.*, 1997; Tremblay e Lucotte, 1997; Tremblay, 1999).

A absorção do mercúrio presente na água por organismos aquáticos, é influenciada pela concentração deste elemento, pela taxa metabólica e pela eficiência de absorção (disponibilidade), determinada pelas características do ambiente aquático. Este último fator é menos entendido e talvez seja a condição mais importante que governa a absorção do mercúrio pelos peixes em condições naturais. (Stones e Wren, 1987, apud Queiroz, 1995).

A metilação é influenciada por fatores tais como temperatura, concentração de bactérias presentes no meio, pH, tipo de solo ou sedimento, concentração de sulfito e condições de óxi-redução do meio e de variações sazonais (Chen Yan *et al.*, 1994 apud Villas Boas, 1997).

Em águas com pH baixo e pequenas concentrações de cálcio, os peixes podem apresentar altas concentrações de mercúrio. Uma hipótese para isto é que, nestas condições, há uma maior absorção do mercúrio pelas guelras, pois a permeabilidade das mesmas é mediada pelo cálcio, e qualquer metilmercúrio produzido na coluna d'água de lagos acidificados está diretamente disponível para a absorção através delas. Para valores de pH maiores que 6, este efeito é mínimo (D'Itri, 1990, apud QUEIROZ, 1995).

Enquanto alguns microorganismos metilam os metais nos sistemas aquáticos, outros podem desmetilá-los. Esta interconversão, metilação/desmetilação, pode estabelecer um sistema ecologicamente dinâmico de reações competitivas que produzirá uma concentração equilibrada, entre os vários metais e metalóides e suas formas metiladas, no ambiente. Contudo a introdução de quantidades adicionais pelas atividades antropogênicas pode romper este equilíbrio. Bactérias do gênero *Pseudomonas*, que são resistentes ao  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ , induzem a desmetilação deste composto a  $\text{Hg}^0$  volátil. A degradação microbiana do  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  a  $\text{Hg}^0$  e metano tem sido observada nos sedimentos de lagos e rios e na coluna d'água (D'Itri, 1990, apud Queiroz, 1995).

A concentração de metilmercúrio encontrada nos peixes demonstra que o processo de desmetilação natural não consegue degradar o  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  na mesma velocidade com que ele é produzido nos sedimentos, na coluna d'água, ou no intestino dos peixes, e assimilado por estes (D'Itri, 1990, apud Queiroz, 1995). Em águas contaminadas, o mercúrio encontra-se predominantemente ligado ao material particulado (WHO, 1976).

### **3.7 O mercúrio nos peixes**

Tem-se observado concentrações bastante elevadas de mercúrio em peixes amazônicos, particularmente aqueles carnívoros (de topo de cadeia trófica) e que têm maior longevidade (Akagi *et al.*, 1995; Bidone, 1997). O fenômeno é explicado pela elevada bioacumulação do mercúrio ao longo da cadeia trófica (Aula *et al.*, 1994). Assim, as algas e plantas aquáticas apresentam concentrações poucas vezes maiores do que as das águas. Os peixes que consomem exclusivamente estas algas e plantas têm concentração algumas vezes maiores que às das algas e plantas e assim por diante até atingirmos peixes como o pintado ou a piranha, que apresentam concentrações até um milhão de vezes superiores às da água (Wassermann, 2001).

O enriquecimento dos peixes de maior longevidade está relacionado ao fato de mercúrio ser muito dificilmente eliminado pelo organismo (Trudel, 1997). Assim, à medida que o organismo envelhece, suas concentrações em mercúrio aumentam constantemente e os organismos que vivem mais tempo vão ter maiores concentrações de mercúrio (Wassermann, 2001).

Outro aspecto que aumenta ainda mais o potencial de contaminação dos peixes é que à medida que subimos na cadeia trófica, não apenas a concentração de mercúrio aumenta, mas também vai ocorrendo transformação em metil-mercúrio. Em um peixe carnívoro adulto podemos encontrar mais de 90% do mercúrio na forma metilada (Malm *et al.*, 1995). Este valor nas águas não ultrapassa os 2% (De Diego *et al.*, 1999).

Até há pouco tempo, o mercúrio presente nos peixes era exclusivamente atribuído à atividade garimpeira, o que parecia lógico, na medida em que na Amazônia nunca foram observadas rochas que apresentassem elevadas concentrações de mercúrio, sendo por consequência um ambiente com baixas concentrações naturais deste elemento (Rodrigues- Filho e Maddock, 1994).

Contudo, estudos feitos em peixes da usina hidroelétrica de Tucuruí demonstraram que apesar do ambiente estar muito distante de qualquer possível fonte de mercúrio, as concentrações de mercúrio nos organismos eram elevadas (Aula *et al.*, 1994).

Várias hipóteses foram levantadas para explicar tal comportamento e a que talvez seja a mais convincente é de que o mercúrio, como elemento volátil, teria na atmosfera sua principal via de transporte. Isto ficou comprovado em estudos sobre as taxas de emissão de mercúrio dos rios, onde sua forma volátil apresenta concentrações até 20 vezes maiores que sua saturação, indicando considerável perda para a atmosfera (Amouroux *et al.*, 1999).



Pfeiffer et al., (1989) observaram que, na região de mineração de Rondônia, as concentrações nas águas de rios tributários de florestas variavam de 0,1 a 8,6 µg/L. Nas partes comestíveis de peixes desses rios a concentração de mercúrio atingia até 2.700 µg/L de peso seco, cinco vezes o recomendado pela legislação brasileira para consumo humano.

As regiões de mineração bolivianas, da bacia do rio Madeira, também foram estudadas. As concentrações medidas nas águas superficiais da bacia do rio Madeira variaram de 2,24 a 2,57 ng/L nas águas glaciais do rio Zongo, passando para a faixa de 2,25 a 2,57 ng/L nas águas glaciais do rio Zongo, passando para a faixa de 2,25 a 6,99 ng/L em Porto Velho, na região de exploração de ouro aluvial, até 9,49 a 10,86 ng/L na sua confluência com o rio Amazonas (Maurice-Bourgoin et al., 2000).

Marins et al. (1998), ao analisar a presença de Hg no sedimento da baía de Sepetiba, observaram um aumento 10 vezes maior do que os valores encontrados como níveis normais no ambiente, e admitiram que o potencial de disponibilidade do Hg em sedimentos da costa é dependente dos processos biogeoquímicos que afetam o metal após a sua deposição.

A concentração de mercúrio em sedimentos foi medida por volta dos anos 60, antes de ser identificada como um problema ambiental, e estes dados servem de referências básicas para muitas matrizes. Dependendo da localização, esta concentração tem variado de 10 a 200 µg/kg. A grande maioria das análises contemporâneas, indicam os sedimentos dos sistemas aquáticos têm sido contaminados pelo Hg e sua taxa vem aumentando a partir do século passado. Em alguns locais, onde posteriormente se realizaram novas medições, a concentração de mercúrio aumentou de 5 a 10 vezes.

Nos sedimentos da baía de Minamata, no Japão, onde ocorreu a doença de Minamata, a concentração de mercúrio, naquela época, alcançou níveis de até 2.010 mg Hg/kg (peso seco), na confluência do

canal de descarga da fabrica da Chisso, que liberava CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup> (D'tri, 1990 apud QUEIROZ, 1995).

Nem sempre as atividades de mineração, aparentemente, levam a elevada contaminação. Ikigura e Akagi (1999) avaliaram os níveis de exposição ambiental em regiões de mineração de ouro no lago Vitória, na região da baía de Nungwe na Tanzânia. Porém, as concentrações de Hg encontradas em peixes, eram baixas, variando entre 1,8-16,9 ppb, sendo a média de 7 ppb. Os teores de Hg no cabelo de moradores da região foram de 156-5.433 ppb, média de 947 ppb que representa os níveis referência normalmente encontrados na população em geral. Os autores comentam que nessa região a atividade de mineração não causou aumento de metilmercúrio disponível para bioacumulação em organismos aquáticos da cadeia alimentar.

### **3.8 A atividade de Piscicultura**

Nas décadas de 80 e 90, a piscicultura se tornou a atividade econômica vinculada à agricultura, com maior crescimento de produção, sendo este estimado em 10% ao ano (Ceccarelli *et al.*,; 2000, Valenti *et al.*, 2000). Um dos fatores para esse crescimento, foram ações de pesquisa, com a participação de Universidades em conjunto com os órgãos públicos e privados (Valenti *et al.*, 2000).

O conhecimento gerado sobre as espécies regionais propiciou a produção de espécies nobres para as populações regionais, peixes como Pintado (*Pseudoplatystoma coruscans*), Matrinxã (*Brycon* sp), Cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*), Tambaqui (*Colossoma macropomum*), Tambacu, Pacu (*Piaractus mesopotamicus*), o híbrido Tambacu (Tambaqui X Pacu) e outros, associados à produção de Tilápia e Carpa na região Sul, alavancando a atividade no País.

Os estudos sobre a aqüicultura brasileira revelam que a base concentra-se em pequenas propriedades. Dos organismos aquáticos cultivados no Brasil, os peixes de água doce são os únicos presentes em

todos os estados do país. Na produção nacional total do país, estimada em 115 mil toneladas, com um predomínio marcante dos peixes de água doce, com cerca de 80 % de toda a produção.

Segundo Valenti *et al.*, (2000), a criação de organismos aquáticos está centrada em três pilares: a *produção lucrativa*, a *preservação do meio ambiente* e o *desenvolvimento social*. Os três componentes são essenciais e indissociáveis para que se possa ter uma atividade perene, possibilitando o aproveitamento efetivo dos recursos naturais locais, com geração de renda, criação de postos de trabalho assalariados e/ou emprego e fornecimento de proteína para a população.

A região Centro-Oeste, ricamente abastecida por rios das bacias hidrográficas do Prata e Amazônia, possui um sistema de aquicultura com 99% de peixes de águas continentais e, destes, 75 % de espécies nativas Benites, 2000 *in* Valenti, 2000). Merece destaque o cultivo de grandes bagres, como os surubins, que representam a melhor opção entre as espécies autóctones para a piscicultura intensiva, nos próximos anos, principalmente pela proibição da criação de espécies exóticas na região.

No Mato Grosso, a atividade de piscicultura tem se configurado, como uma das melhores formas de agregação de renda e/ou alimento, para os pequenos e médios agricultores, já que o potencial hídrico da região, aliado características climáticas (sem períodos intensos de frio) e à disponibilização de alimento natural, fornece as condições ideais para o cultivo das diversas espécies presentes na região que, conforme Benites, (2000) *in* Valenti, (2000), são representadas por 14 espécies, mais o híbrido Tambacu. Com o advento de tecnologias de produção, o Estado caracteriza-se como um dos mais promissores produtores de peixes do país.

No norte de Mato Grosso, a iniciativa para a produção do pescado nasceu timidamente por ações de produtores independentes que, no início da década de 80, importaram alevinos de espécies exóticas (Carpas e Tilápias) de outros estados do país, inicialmente sem fins comerciais,

sendo que os peixes eram colocados em pequenos tanques construídos manualmente em suas propriedades.

A criação de centros de produção de alevinos e treinamento para pequenos e médios produtores comunitários para a utilização de métodos de reprodução induzida, por meio de aplicação de hormônios hipofisários em espécies nativas, tem proporcionado um crescimento significativo na atividade de piscicultura na região norte de Mato Grosso. Hacon et al. (2003) identificou mais de 500 propriedades com presença de cultivo de peixes em 12 municípios do norte de Mato Grosso, dentre os quais vários com atividade em áreas de antigas atividades garimpeiras, com cultivo das mais variadas espécies, não carnívoras principalmente o híbrido Tambacu, e de espécies carnívoras principalmente o Cachara. No mesmo estudo, foi identificado que no período do final da década de 90, as associações de piscicultores já tinham comercializado mais de 200 toneladas de peixes produzidos na região, e que a atividade estava em franco desenvolvimento.

A produção atual de alevinos, segundo a Associação dos Aqüicultores da Região Norte do Estado de Mato Grosso, ultrapassou os 15 milhões no ano de 2006, dentre os quais se destaca a produção de Tambaquis, Piaus, Pacus e Cacharas.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Região de Estudos: Bacias hidrográficas e pisciculturas

Os estudos foram realizados nos municípios de Alta Floresta e Paranaíta, extremo Norte do Estado de Mato Grosso (Figura 2).



**Figura 2** – Municípios de Alta Floresta e Paranaíta Região do Norte de Mato Grosso

Na região o clima pertence ao grupo A (tropical chuvoso), com tipo climático **Am**, caracterizando-se por um pequeno período de estiagem, sem influência significativa no comportamento da vegetação (Matos, 1995).

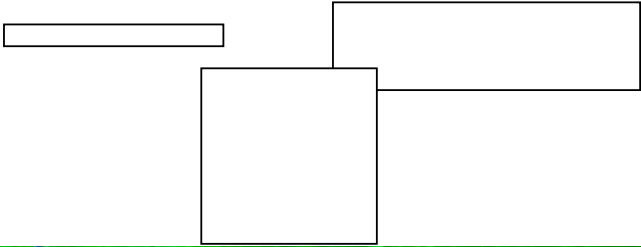
O balanço hídrico, com uma retenção hídrica de 125 mm, demonstra uma precipitação pluviométrica total anual de 2364 mm, um déficit hídrico de 352 mm entre os meses de maio e setembro, caracterizado como inverno seco e um excedente de 1071 mm, que vai de

outubro a abril no verão chuvoso. A temperatura média anual é de 26,5 °C, variando de 23 a 37° C durante o ano. (Matos, 1995; Silva-Filho, 2001).

O relevo é plano e montanhoso, com cotas topográficas mais elevadas ocorrendo ao norte e a oeste da região, caracterizando a classe de relevo forte ondulado e montanhoso, enquanto que, ao sul e a leste, são encontradas classes de relevo plano e ondulado, com vales em forma de "V" e encostas longas com topos planos e arredondados. O relevo apresenta predominância de rochas do complexo Cristalino, abrangendo desde o Proterozóico até o Paleozóico não diferenciado. Os solos predominantes são os podzólicos distrófico. A depressão Interplanática da Amazônia meridional é a mais extensa unidade geomorfológica da área que compreende o piso regional do relevo, posicionando-se entre 250 a 450 metros de altitude (Matos, 1995 *apud* Hacon, 1996).

Foram consideradas como unidades de análise a bacia hidrográfica do Rio Teles Pires e pisciculturas dos municípios de Alta Floresta e Paranaíta. Sendo Paranaíta com pisciculturas e bacias de drenagens em ambientes com histórico de garimpo e Alta Floresta sem histórico de garimpo.

Os Rios Teles Pires e o Rio Paranaíta foram os rios caracterizados neste estudo como os rios da Bacia de Drenagem para coleta. Rios escolhidos em função da piscosidade; proximidade dos municípios e, por estes serem os rios que fornecem as matrizes reprodutivas para as pisciculturas da região.





**Figura 3** – Seta indica local de coleta no Rio Teles Pires Alta Floresta Extremo Norte de Mato Grosso



**Figura 4** – Seta indica local de coleta no Rio Paranaíta Extremo Norte de Mato Grosso Alta Floresta Mato Grosso



As etapas para a seleção das piscicultura seguiram-se uma pré-avaliação de dados secundários disponíveis nas prefeituras, Associações e Cooperativas. Posteriormente foi feita uma checagem *in loco* confirmando a existência das pisciculturas e avaliando os critérios de elegibilidade para escolhas destas áreas. Para isso foi aplicado um questionário semi aberto, que possibilitou caracterizar todas as pisciculturas.

Uma vez levantadas, e visitadas *in loco*, e com os questionários preenchidos, foi possível identificar um cadastro geral de 116 propriedades com pisciculturas, sendo que no período da pesquisa, 70 em Alta Floresta e 22 em Paranaíta apresentavam algum tipo de viveiro com criação de peixes. Destas, 10 em Alta Floresta (sem histórico de atividade garimpeira) e 10 em Paranaíta (com histórico de atividade garimpeira) apresentavam critérios de elegibilidade anteriormente estabelecidos: possuir pelo menos 2 anos de atividade de criação de peixes e os peixes atuais de cultivo possuírem acima de 6 meses de idade.

#### **4.2 Georeferenciamento das áreas de Estudo**

Técnicas de geoprocessamento foram aplicadas durante o estágio de coleta e análise dos dados. O Sistema Global de Posicionamento (GPS Garmin 12) foi usado para identificação das localidades em estudo, áreas de piscicultura com e sem histórico de garimpo. O objetivo do georeferenciamento foi à plotagem das localidades em mapas cartográficos de Alta Floresta e de Paranaíta, baseada em imagem de Satélite Land Sat 7, usando o Sistema Geográfico de Informação (GIS) (Xavier, 2001).

Posteriormente, os pontos coletados por GPS foram plotados nas imagens para o dimensionamento das áreas de lâmina d'água com e sem peixes em ambos os municípios e a caracterização das áreas degradadas pelo garimpo no município de Paranaíta. Este trabalho foi realizado por meio do programa Auto Cad 2000. O método de mensuração das lâminas d'água com e sem peixes, bem como das áreas degradadas pela atividade garimpeira, foram adquiridas pelos cadastros e informações dos

piscicultores e por grau de coloração das imagens de Satélite seguindo o método proposto por Xavier, (2001).

### **4.3 Coleta das Amostras**

#### **4.3.1 Peixes**

A análise dos questionários propiciou a identificação dos tipos de peixes presentes nos viveiros, bem como os tipos de viveiros. Definiu-se a coleta das amostras de peixes em função do tipo de viveiro, sendo que, em viveiros muito profundos, com presença de restos de árvores e entulhos (viveiros sem a prévia limpeza para o enchimento), utilizou-se linha e anzol; já em viveiros escavados, isto é, previamente limpos e rasos, utilizou-se uma rede de arrasto para coleta dos peixes.

Os peixes coletados foram identificados quanto à espécie, peso, comprimento (padrão e total), data e local de coleta, hábito alimentar. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo e, finalmente, em um freezer.

No laboratório, foi confirmado o comprimento total e o peso de cada amostra. As porções da musculatura analisadas foram as seguintes: para peixe pequeno (até 2 kg), uma metade longitudinal foi tomada para análise; os peixes maiores foram cortados em três fatias do músculo transversal – uma na parte de trás da membrana peitoral, uma parte entre a membrana peitoral e a abertura e uma imediatamente atrás da abertura. Os pedaços foram triturados em um triturador de alimentos e misturados até a completa homogeneização. As frações para determinação de mercúrio total foram tomadas da amostra homogeneizada.

#### **4.3.2 Físico-Química da Água**

Os parâmetros físico-químicos foram determinados em amostras de 4 propriedades em Paranaíta e 4 propriedades em Alta Floresta. Esse número de propriedades foi escolhido devido à necessidade de as análises

serem feitas em um mesmo período. Estes compreenderam o intervalo das 08:00 às 10:00 horas da manhã, para assim auxiliar nos efeitos comparativos, e por ser um período de pouca variação diária das características físicas e químicas de cada viveiro, conforme recomendação de Ribeiro (1999). A realização dos mesmos em todas as propriedades seria praticamente impossível. Os equipamentos utilizados para a medição dos parâmetros, foram calibrados de acordo com a orientação dos seus respectivos manuais, considerando que os mesmos estavam sendo utilizados pela primeira vez.

Não houve o armazenamento de água para coleta, pois as medições foram realizadas todas no local, com a inserção dos bulbos dos equipamentos nos viveiros, sendo os resultados transcritos no momento da coleta. As medidas foram realizadas próximo aos sistemas de escoamento, devido à facilidade em realizar estas análises, seguindo o modelo de Melo (1993). A temperatura da água (°C) e teor de oxigênio (mg/L), foram mensurados com oxímetro YSI-55 com sensor para temperatura; o pH por meio de um pHmetro portátil BERNAUER F<sup>-1</sup>002. Todas as medições foram realizadas junto à superfície, com lâmina d'água, de até 10 cm, uma vez que a padronização da profundidade evita as variações geralmente apresentadas em tanques de pisciculturas que possuem estratificação térmica, que pode influenciar na temperatura, pH e O<sub>2</sub> (Ribeiro, 1999; Cantelmo, 2000; Ceccarelli *et al.*, 2000). A transparência (m), foi medida por meio de um disco de Secchi, com 20 cm de diâmetro, como recomendado por Melo (1999) e Ceccarelli (2000). As amostras de água para determinação da alcalinidade total (mg/L) foram coletadas sob profundidade de 30 cm, evitando a influência dos sólidos presentes na superfície, em intervalos quinzenais, pois segundo Wetzel (1993), o carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>), sofre alterações sazonais.

#### **4.3.3 Análise de Hg-Total Peixes**

De 0,2 a 0,5g de amostras foram pesadas (peso úmido), a 0,1mg, em tubos plásticos de fundo cônico, de 50 mL, com tampa

plástica, de rosca. Em seguida, adicionaram-se 10 mL de mistura sulfonítrica (1:1), contendo 0,1% de pentóxido de vanádio. Após 30 minutos de espera, para a pré-digestão, os tubos foram aquecidos em bloco digestor, a 80-90 °C, por um período de 30 minutos, ou até a digestão total da amostra. Durante o processo, os tubos foram mantidos levemente fechados. Em seguida, retiraram-se os tubos do bloco digestor, deixava-se resfriar e adicionavam-se de 5 a 10 mL de permanganato de potássio 5% m/v, garantindo a permanência da cor violeta, e mais 1mL de dicromato de potássio 1% m/v. Os tubos eram assim mantidos, em geladeira, até o momento da análise.

As determinações de mercúrio foram realizadas por espectrometria de absorção atômica pela técnica do vapor frio, utilizando um gerador MHS-10 (P. Elmer), acoplado a um espectrômetro de absorção atômica Varian AA6, utilizando barohidreto de sódio 8% m/v como redutor. Assim as amostras digeridas eram deixadas alcançar a temperatura ambiente, e o excesso de permanganato de potássio reduzido com 0,5mL de hidroxiamina 50% m/v, e avolumadas a 50 mL, no próprio tubo de digestão. Desta solução, eram retiradas alíquotas convenientes, (1 a 10mL), levadas ao frasco de reação, onde o volume final foi sempre de 10mL, avolumados, quando foi o caso, com água deionizada. As medidas foram feitas a altura de pico, em  $\lambda=253,7$  nm, utilizando uma lâmpada de cátodo oco como fonte primária.

Foi utilizado o material certificado de referência DORM-2 (Dogfish), do National Research Council of Canadá, no acompanhamento da metodologia empregada nas determinações de Hg total nos peixes, intercalando-se duplicatas ao longo das séries de bateladas do trabalho. Os resultados encontrados, em  $\mu\text{g/g}$ , estão resumidos no quadro abaixo e referem-se às médias encontrado. O valor certificado pelo NRC é **4,64 ± 0,26  $\mu\text{g/g}$**

<b>Batelada 1</b>	<b>Batelada 2</b>	<b>Batelada 3</b>	<b>Batelada 4</b>	<b>Batelada 5</b>	<b>Batelada 6</b>	Média	Desvio Padrão
4,4	4,5	4.4	4.5	4.4	4.7	<b>4.5</b>	<b>0,1</b>

**Observação:** o teor de água deste material foi determinado em alíquota a parte.

#### **4.4 Análises estatísticas**

Um banco de dados foi elaborado para facilitar as análises estatísticas. Foram usadas análises estatísticas descritivas para ilustrar as concentrações de mercúrio em peixes e para caracterizar variáveis importantes na atividade de piscicultura (calagem, profundidade, adubação).

Para a análise de média todos os dados foram testados para avaliação da normalidade e da homogeneidade da variância. Para aqueles dados que apresentaram esta homogeneidade foram realizados testes T, sendo estes: concentração Hg X áreas de garimpo e sem garimpo; concentração Hg X Peixes Carnívoros e não Carnívoro; concentração Hg X comprimento, peso e idade de não carnívoros; concentração Hg X comprimento e peso de Carnívoros; e ANOVA com teste Tukey para identificação das médias diferentes: Hg X tipo de alimentação; Hg X tipo de sedimento.

Para aqueles dados que não apresentaram homogeneidade da variância foi utilizado o Teste não paramétrico de Mann-Whitney (para detectar diferença de médias). Estes testes não paramétricos foram feitos para concentração Hg Carnívoros entre os dois ambientes, garimpo não garimpo; concentração Hg não carnívoros entre os dois ambientes, garimpo e não garimpo; concentração Hg em peixes cultivados e das bacias de drenagens para os dois municípios.



## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 –Geo-referenciamento**

Os resultados aqui apresentados demonstram inicialmente os dados de cálculo da área geo-referenciadas no início dos trabalhos, com a identificação das pisciculturas presentes nos dois municípios estudados, bem como uma avaliação do potencial de aumento da atividade e da presença das pisciculturas nas proximidades de ambientes garimpados e de bacias de drenagem.

Nas pisciculturas visitadas em Alta Floresta foi mensurada uma área total de 172,4 hectares de lâmina d'água com peixes, e por estimativa cerca de mais de 200 hectares com áreas já preparadas para criação de peixes que se encontram sem utilização para este fim, desconsiderando os rios e pequenos riachos. Em Paranaíta foi encontrada uma área menor de lâmina d'água com peixes, com uma área total de 54,4 hectares e mais de 100 hectares de áreas prontas para o cultivo que se encontram sem a atividade.

Esses dados mostram-se essenciais para planejamentos futuros da atividade de piscicultura, considerando as informações técnicas apresentadas por Kubitzka, (1998) Cantelmo, (2000) e Cecarelli (2000), de estimativas ideais de produção, para um sistema semi-intensivo de criação, de 2 metros quadrados de lâmina d'água para cada peixe, a região pode prever e adequar e planejar os próximos anos.

### **5.2 Caracterização das pisciculturas**

De todas as pisciculturas identificadas nos dois municípios, 68% apresentam-se como represas, com abastecimento de água por pequenos riachos e de nascentes das proximidades. Das 92 propriedades levantadas, 75% possuíam entre 5000 e 10000 m<sup>2</sup>, e o restante acima de 10000m<sup>2</sup>. Os viveiros em sua ampla maioria, 84% não receberam

calagem<sup>1</sup> e/ou adubação. Segundo os proprietários devido à extensão destas áreas, e como, geralmente, são áreas de represas, o processo de calagem, indicado para a atividade de piscicultura não foi possível. A adubação, embora também inviabilizada em muitos viveiros, foi dispensada pela grande quantidade de matéria orgânica presente no momento do alagamento das áreas, como árvores e capins. Os viveiros restantes são tanques, escavados na terra, recebendo água de represas pré-constituídas com outras finalidades, e/ou abastecimento de água da propriedade. Estes tanques receberam calagem e adubações, e, assim como as represas, possuem fluxo contínuo de água.

A profundidade média (em metros) encontrada nos viveiros foi de  $2,12 \pm 0,52$  com máxima de 3,5 metros e mínima de 1,2 metros, com viveiros com idade de  $55 \pm 9,02$  meses.

Das 92 pisciculturas, em 69 já foram fornecidas ração farelada de milho e/ou arroz, acrescida com subprodutos da propriedade; 12 forneciam apenas subprodutos da propriedade, como mamão, melancia, sobras de comida, milho e outros, e as 11 restantes alimentavam seus peixes com ração extrusada e balanceada.

Nos municípios em estudo, as espécies Tambaqui (*Colossoma macropomum*) e o Tambacu híbrido Tambaqui e Pacu (*Piaractus mesopotamicus*), foram colocados nos viveiros como espécies principais, devido à disponibilidade destes peixes na região.

### **5.2.1 Características dos Viveiros selecionados para o estudo**

#### *Características gerais*

As características dos viveiros selecionados exemplificam o padrão geral das pisciculturas da região, caracterizada como uma atividade semi intensiva, com cuidados mínimos sobre o sistema de

---

<sup>1</sup> A calagem geralmente é realizada em viveiros com propensão a ter predadores, deste modo a elevação rápida do pH, a uma esterilização do ambiente. A calagem também, é realizada em viveiros com pH ácidos e pouca reserva alcalina.



criação, aliadas a utilização da disponibilização das características propícias de tamanhos de área e características dos peixes para um sistema de produção (Castagnoli, 1984; Tavares, 1995; Val e Honczaryk, 1995; Film, 1995; Kubitza, 1998; Ricardo, 1999; Cantelmo, 2000 e; Cecarelli *et al.*, 2000).

Conforme apresentado na Tabela 1, características marcantes dos viveiros esta na profundidade, alta para sistemas de criação, evidenciando principalmente Paranaíta, que possui dentre os viveiros de criação, buracos profundos oriundos de antigas cavas de garimpo o que, segundo os proprietários, dificulta a preparação do ambiente dos viveiros, com adubação e calagem. Assim como a viabilidade econômica e, também, conforme indicado pelos produtores, falta de assistência técnica.

Tabela 1 – Características dos viveiros escolhidos para o estudo e coleta de peixes para determinação de Hg Total nos municípios de Alta Floresta (sem histórico de Garimpo) e Paranaíta – MT (com histórico de garimpo)

Município	N	Prof. (média***)	Idade (meses)	Alimentação*		Adubação		Calagem	
				Ração**	Farelo	Sim	Não	Sim	Não
<b>A. Floresta</b>	<b>10</b>	<b>1,80 ± 0,27</b>	<b>62 ± 33</b>	<b>1</b>	<b>9</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>5</b>
<b>Paranaíta</b>	<b>10</b>	<b>2,38 ± 0,49</b>	<b>39 ± 24</b>	<b>1</b>	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>9</b>

\* Alimentação dos peixes com subprodutos da propriedade (frutas e restos de comida), e alimentos farelados (farelo de arroz e milho)

\*\* Foi considerada como ração, as extrusadas e com balanceamento de proteínas

\*\*\* Esta profundidades média configura-se da soma das profundidades média de todos os viveiros.

### ***Alimentação nestes viveiros***

Apenas duas das propriedades apresentam alimentação com ração extrusada, uma em Paranaíta e outra em Alta Floresta, sendo as outras com alimentação de farelo de Milho e complementadas com utilização de subprodutos da propriedade (restos de frutas). Contudo todas apresentaram um fornecimento de alimentação. O incremento de

alimento, seja ele de origem balanceado ou não se configura como uma das características mais marcantes na diferenciação e exposição dos peixes ao mercúrio, considerando principalmente os processos, até hoje estudados, de biomagnificação e bioacumulação de Hg nos peixes. Principalmente conforme descrito por vários estudos, que demonstram a elevação das concentrações de Hg nos peixes de acordo com a cadeia trófica (Mason *et al.*, 1996; Schaanning *et al.*, 1996; Vaithyanathan *et al.*, 1996; Bache *et al.* 1971, Barak e Mazon 1990, Meili 1991; Bidone, 1997; Barbosa *et al.*, 1997; Hacon, 2003). O input de alimentos na biota aquática diminui o período normal de crescimento dos peixes, portanto diminuindo o período de exposição e as concentrações de Hg nos ambientes aquáticos.

### **5.2.2 Parâmetros Físicos e Químicos**

Os processos físicos e químicos da água exercem influência sobre o processo de metilação e, segundo Björklund *et al.*, (1984); Gilmour e Henry, (1991), em lagos ácidos e de baixa condutividade, as concentrações de Hg em peixes são geralmente mais altas do que em lagos neutros e de alta condutividade; já Callister e Winfrey (1986), Porvari e Vertra, (1995), Watras *et al.*, (1995), Driscoll *et al.*, (1995) afirmaram que o processo de metilação do mercúrio aparece principalmente em condições anóxicas e o aumento da temperatura pode estimular o processo de metilação do mercúrio, como apresentado no Lago de Kena na Finlândia, onde foram encontrados grandes atividades de metilação, em temperaturas de 35 °C (Matilainen, 1995).

Para atender uma boa produtividade em pisciculturas, o pH deve estar em uma faixa de 6,5 e 7,5; oxigênio dissolvido entre 3 e 5 mg/l, a condutividade entre 20 e 100 $\mu$ S/ cm, e transparência Secchi entre 30 a 40 cm e a temperatura do corpo d'água entre 26 a 29 °C. Para que esses valores sejam atingidos, os piscicultores deveriam adubar os seus tanques, aplicar a cal, e controlar o fluxo da água. Em comparação com esses valores apontados como ótimos para atividade de piscicultura, os

resultados obtidos no presente estudo, apresentados na Tabela 2 são, na maioria, adversos à criação de peixes, e ao mesmo tempo favoráveis ao processo de metilação. Assim sendo, em Alta Floresta o valor médio de pH foi de  $5.7 \pm 0.6$  enquanto que para a condutividade foi de  $19 \pm 7$ , resultados semelhantes aos de Paranaíta com pH médio  $5.3 \pm 0.2$  e condutividade  $12.26 \pm 5.96$ . Os valores encontrados para oxigênio dissolvido também mostraram condições favoráveis ao processo de metilação em ambos os municípios sendo  $1.7 \pm 0.8$  em Alta Floresta  $1.3 \pm 1.1$  em Paranaíta, quanto a alcalinidade, esta foi baixa tanto em Alta Floresta ( $27 \pm 5$ ) como em Paranaíta ( $19 \pm 7$ ).

**Tabela 2** - Parâmetros Físico-Químicos da água nos viveiros das áreas de estudo

Parâmetros	pH	OD (mg/L)	Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	Alcalinidade (mg/L)	Transparência (cm)
Alta Floresta	$5.7 \pm 0.6$	$1.7 \pm 0.8$	$19 \pm 7$	$29 \pm 1.2$	( $27 \pm 5.2$ )	$50 \pm 30$
Paranaíta	$5 \pm 0.2$	$1.3 \pm 1.2$	$12 \pm 6$	$27.3 \pm 2.14$	$19 \pm 7.2$	$55 \pm 38$

**Obs.:** Os valores em parênteses correspondem ao mínimo e ao máximo valor encontrado

Meili, (1990), sugere que é a co-variação entre o pH e as outras variáveis da d'água que afetam os níveis de Hg nos peixes, isto interagindo com as influências externas e a decomposição da matéria orgânica seguida do processo de inundação em lagos, exatamente como ocorre nas pisciculturas da região, principalmente em represas, recém construídas, segundo, Trop, (2000), é possível que muitos destes fatores interajam juntos, no processo de metilação e agreguem o Hg nos organismos aquáticos. Segundo Esteves (1998), o pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular dos organismos integrantes, interferindo então, no transporte iônico intra e extracelular, bem como entre os organismo e o meio. Arana (1997), diz que a acidez da água, aumenta a capacidade dos peixes de absorver metais pesados, e principalmente o mercúrio na sua forma metilada.

Matilainen (1995), observou o aumento da metilação em lagos com altas temperaturas, sendo este o processo de metilação mais

eficiente, sendo corroborado com estudos semelhantes de Callister e Winfrey (1986). A presença de viveiros com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, é caracterizado na maioria das vezes, pela alta concentração de matéria orgânica dissolvida (Henry *et al.*, 1995).

### 5.2.3 Tipos de Peixes presentes nos viveiros

Como o tipo de viveiro configurou-se como represa, a presença de peixes nativos (considerados como invasores, por não possuírem fins comerciais) foi mencionada pelos piscicultores constantemente e os dados obtidos sobre eles estão relacionados na Tabela 3.

**Tabela 3** – Espécies mencionadas pelos proprietários como presentes nas pisciculturas de Alta Floresta (sem histórico de garimpo) e Paranaíta (com histórico de garimpo).<sup>2)</sup>

Nome Popular	Nome Científico	Hábito Alimentar	Finalidade Viveiro	Presença nas Pisciculturas*%
Tambaqui	<i>Colossoma macropomum</i>	NC	CO	100
Pacu	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	NC	CO	8
Tambacu	Híbrido = Tambaqui e Pacu	NC	CO	100
Pintado	<i>Pseudoplatystoma coruscans</i>	C	CO/RE	10
Tucunaré	<i>Cichla spp</i>	C	IN	60
Curimba	<i>Prochilodus sp</i>	NC	CO	8
Cara/Apaiari	<i>Astronotus sp</i>	NC	IN	70
Lambari	<i>Astyanax sp</i>	NC	IN	75
Piau	<i>Leporinus sp</i>	NC	CO	25
Trairão	<i>Hoplias lacerdae</i>	C	CO/RE	5
Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	C	IN	80
Jundiá	<i>Leiairius marmoratus</i>	NC	CO/RE	8
Pirarara	<i>Pharactocephalus hemioliopteus</i>	C	CO/RE	8

**NC** = NÃO CARNÍVORO – **C** = CARNÍVORO – **CO** = COMERCIAL – **CO/RE** = COMERCIAL REPRODUTOR – **IN** = INVASOR

\* Descritos os peixes mencionados pelos proprietários das 20 pisciculturas escolhidas para o estudo tabela 1.

<sup>2</sup> Os peixes considerados como invasores, são os peixes que entraram nos viveiros por meio das entradas de águas provenientes de córregos ou trazidos por pássaros de outras localidades, não sendo portanto colocado pelos proprietários.

### **.5.3 Peixes coletados e dados bióticos**

Foram coletados ao total 169 peixes entre carnívoros e não carnívoros nas duas regiões. Devido a maior concentração dos peixes Tambaqui e Tambacu, e o sistema de coleta aleatória, estes peixes foram coletados em maior quantidade. Nas tabelas 4 (Alta Floresta) e 5 (Paranaíta) são apresentadas as espécies não carnívoras coletadas e seus respectivos comprimento, peso e idade; e nas tabelas 6 (Alta Floresta) e 7 (Paranaíta) para os peixes carnívoros peso e comprimento.

**Tabela 4** – Comprimento idade e Peso em peixes não carnívoros, coletados nos viveiros de Alta Floresta - MT

Espécie	Variáveis	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
<b>Tambaqui</b> <b>(N = 35)</b>	Comprimento (cm)	37	24	65	9
	Idade (meses)	30	18	78	14
	<b>Não</b> Peso (kg)	1,5	0,5	6,5	1,3
<b>Carnívoro</b>					
<b>Tambacu</b> <b>(N = 14)</b>	Comprimento (cm)	37	32	45	4
	Idade (meses)	29	15	54	9
	<b>Não</b> Peso (kg)	1,7	1	3,4	0,7
<b>Carnívoro</b>					
<b>Pacu</b> <b>(N = 3)</b>	Comprimento (cm)	33	30	40	5,8
	Idade (meses)	20	15	30	8,7
	<b>Não</b> Peso (kg)	1,2	0,8	2	0,7
<b>Carnívoro</b>					
<b>Curimba</b> <b>(N = 1)</b>	Comprimento (cm)	36	-	-	-
	Idade (meses)	15	-	-	-
	<b>Não</b> Peso (kg)	1	-	-	-
<b>Carnívoro</b>					

**Tabela 5** – Comprimento, idade e peso em peixes não carnívoros, coletados nos viveiros de Paranaíta – MT.

<b>Espécie</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Desvio padrão</b>
<b>Tambaqui (N = 16)</b>	Comprimento (cm)	37	24	55	9
	Idade (meses)	30	18	42	9
	<b>Não</b> Peso (kg)	1,8	0,5	4,2	1,1
<b>Carnívoro</b>					
<b>Tambacu (N = 9)</b>	Comprimento (cm)	36	31	48	6
	Idade (meses)	39	34	46	4
	<b>Não</b> Peso (kg)	2,5	1,8	33	6
<b>Carnívoro</b>					
<b>Pacu (N = 1)</b>	Comprimento (cm)	29	-	-	-
	Idade (meses)	42	-	-	-
	<b>Não</b> Peso (kg)	0,6	-	-	-
<b>Carnívoro</b>					
<b>Cara (N = 3)</b>	Comprimento (cm)	17	-	-	-
	<b>Não</b> Peso (kg)	0,1	-	-	-
<b>Carnívoro</b>					

Como anteriormente citado, a presença de exemplares de Tambaqui e Tambacu nos viveiros da região(sem,) mostrou-se em maior quantidade em todas as propriedades visitadas, o que justifica o maior número de espécimes desses peixes coletado. Em ambiente de viveiros de criação, essas espécies se desenvolvem muito bem, com crescimento chegando a 3 kg em 18 meses, desde que alimentados com ração extrusada com proteínas balanceadas (Castagnoli, 1994).

A pouca presença das espécies Piau, Curimba e Pacu na amostragem é justificada pelo insucesso do cultivo destas espécies, sendo que no início da atividade de piscicultura na região, eram espécies consideradas comerciais; mas, devido ao pouco crescimento e pouco

mercado, estas espécies passaram a ser utilizadas exclusivamente para divertimento e/ou subsistência para os produtores, estando praticamente extintas nos viveiros.

**Tabela 6** – Comprimento e peso em peixes carnívoros coletados nos viveiros de Alta Floresta - MT

<b>Espécie</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Desvio padrão</b>
<b>Tucunaré (N = 15)</b>	Comprimento (cm)	38	31	48	6
	Peso (kg)	1,5	0,4	2,5	0,7
<b>Traíra (N = 2)</b>	Comprimento (cm)	30	26	34	5,7
	Peso (kg)	0,6	0,5	0,8	0,2
<b>Pintado (N = 1)</b>	Comprimento (cm)	53	-	-	-
	Peso (kg)	1,1	-	-	-
<b>Jundiá/ Pintado (N = 6)</b>	Comprimento (cm)	46,5	40	66	9,7
	Peso (kg)	1,3	0,79	4,1	1,3

**Tabela 7** – Comprimento e peso peixes carnívoros coletados nos viveiros de Paranaíta - MT

<b>Espécie</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Desvio padrão</b>
<b>Tucunaré (N = 9)</b>	Comprimento (cm)	37	21	49	9
	Peso (kg)	0,93	0,16	2,1	0,7
<b>Traíra (N = 12)</b>	Comprimento (cm)	35	26	42	6
	Peso (kg)	0,6	0,3	0,8	0,2
<b>Piranha (N = 11)</b>	Comprimento (cm)	24	19	27	2,8
	Peso (kg)	0,4	0,2	0,5	0,13
<b>Jundiá/ Pintado (N = 21)</b>	Comprimento (cm)	46,5	37	57	5,1
	Peso (kg)	1,08	0,60	3,2	0,7

#### **5. 4 Análise da concentração de mercúrio nos peixes**

Foram analisadas 169 amostras sendo 88 provenientes de locais com histórico de garimpo (município de Paranaíta) e 83 de locais sem histórico desta atividade (município de Alta Floresta).

A tabela 8 apresenta os resultados médios de Hg por espécie coletada evidenciando que os peixes coletados nos rios da região apresentaram as mais elevadas concentrações de mercúrio variando de 0,4 a 3,5 mg/kg. Por exemplo, a espécie *Brachyplatystoma spp* (Piraíba) capturada no rio Paranaíta, apresentou concentrações de 3,5 mg/kg, com valores médios. A espécie *Paulicea lutkeni* (Jaú), também capturada no rio Paranaíta, apresentou concentrações médias de 1,3 mg/kg. Os níveis de mercúrio encontrados em peixes piscívoros de rios correspondem ao dobro das concentrações para a mesma espécie e nível trófico em pisciculturas. Há algumas hipóteses que explicam as diferenças nas concentrações medidas nos peixes do rio Teles Pires em relação às pisciculturas. Entre elas, destacam-se o tipo de alimento consumido nos dois sistemas e as taxas de crescimento dos espécimes, diferenciadas nos dois sistemas (ou seja, maior nas pisciculturas), que influencia no tempo de exposição, tendendo a diminuir a taxa de metilação e consequentemente os processos de biomagnificação.



**Tabela 8** - Concentrações de Hg em peixes coletados em Paranaita (com histórico de Garimpo) e Alta Floresta (sem histórico de garimpo)

Municípios	Espécies (n)	Nome Científico	Origem da coleta	Nível Trófico	Média Hg ppm	SD	Hg Min-Max ppm
Paranaita (N= 88)	Bicuda (01)	<i>Acestrorhynchus sp</i>	1R	C	0.900		0.900
	Cara (03)	<i>Satanoperca sp</i>	3P	C	0.088	0,003	0.085-0,091
	Jau (01)	<i>Paulicea luetkeni</i>	1R	C	1.500		1,500
	Pacu (01)	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	1P	NC	0.020		0.020
	Pintado (01)	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1R	C	0.630		0.630
	Piraíba (01)	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	1R	C	3,500		3,500
	Piranha (11)	<i>Serrasalmus sp</i>	7P - 4R	C	0.370	0,499	0.190-0.650
	Tambaqui (09)	<i>Híbrido Tambaqui X Pacu</i>	9P	NC	0.018	0.011	0.010-0.046
	Tambaqui (16)	<i>Colossoma macropomum</i>	16P	NC	0.036	0.026	0.015-0.100
	Traira (12)	<i>Hoplias malabaricus</i>	5P- 7R	C	0.438	0.221	0.240-0.820
Jundiá/Pintado (21)	<i>Híbrido Jundiá/Cachara</i>	P 21	C	0,024	0,023	0,008-0,078	
Trairão (02)	<i>Hoplias lacerdae</i>	1P- 1R	C	0.825	0.672	0.350-1.300	
Tucunaré (09)	<i>Cichla ocellaris</i>	4P- 5R	C	0.325	0.144	0.190-0.550	
<hr/>							
<b>Alta Floresta (N=81)</b>							
Alta Floresta (N=81)	Pacu (03)	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	3P	NC	0.015		0.015-0.015
	Curimba (01)	<i>Prochilodus scrofa</i>	1P	NC	0,040		0,040
	Piaçu (04)	<i>Leporinus sp</i>	4P	NC	0,035	0.039	0.015-0.032
	Jundiá/Pintado (06)	<i>Híbrido Cachara e Jundiá</i>	6P	C	0,024	0,005	0,017-0,031
	Pintado (01)	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	1P	C	0.310		0.310
	Tambaquí (14)	<i>Híbrido Tambaqui X Pacú</i>	14P	NC	0.032	0.021	0.015-0.081
	Tambaqui (35)	<i>Colossoma macropomum</i>	35P	NC	0.022	0.011	0.015-0.060
	Traira (02)	<i>Hoplias malabaricus</i>	2P- 1R	C	0.177	0.155	0.020-0.330
	Tucunaré (15)	<i>Cichla ocellaris</i>	15P	C	0.320	0.178	0.062-0.660

Obs: Em origem da coleta ; R= Rio; P= Piscicultura  
Em nível trófico; C= Carnívoros ; NC= Não Carnívoros

Quando agrupados de acordo com as localidades, conforme apresentado na tabela 9, as média para os locais com histórico de garimpo foi de  $0,248 \pm 0,451$  ppm, enquanto nos locais sem histórico, a média foi de  $0,109 \pm 0,159$  ppm. A análise estatística revelou que há diferença significativa entre estas médias ( $P = 0,001$ ). Cabe avaliar contudo, que não foram distinguidas a origem dos peixes, quanto a pisciculturas e bacias de drenagens sendo que o intuito aqui foi a obtenção de uma percepção geral das concentrações observando-se as concentrações apenas pela presença dos peixes nos diferentes ambientes.

Os resultados por espécies na Tabela 8 também evidenciam que tanto em Alta Floresta como em Paranaíta, 100% dos peixes não carnívoros analisados apresentaram valores abaixo de 0,5 ppm. Já para os peixes carnívoros, 14 em ambos os municípios apresentaram valores acima de 0,5 ppm, sendo que 3 destes na região de Paranaíta, excederam as concentrações máximas, 1 ppm, permitidas para o consumo. Estes peixes que excederam os limites foram peixes coletados no Rio Paranaíta, sendo estes: Piraiba 3,5 ppm; Jaú 1,5 ppm e trairão 1,3 ppm. Hacon (1995), encontrou em resultados semelhantes na região.

**Tabela 9 -** Número de peixes coletados segundo nível trófico, histórico de garimpo e concentração de Hg.

Concentração de Hg (ppm)	% de Peixes Carnívoros		% de Peixes Não Carnívoros	
	Paranaíta <sup>1</sup>	Alta Floresta <sup>2</sup>	Paranaíta <sup>1</sup>	Alta Floresta <sup>2</sup>
0,000 – 0,500	48/59	21/24	29/29	57/57
0,501 – 1,000	8/59	3/24	0	0
> 1,000	3/59	0	0	0
<b>Total</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

(1) Município com histórico de garimpo

(2) Município sem histórico de garimpo

Considerando apenas o nível trófico, também foi observada

diferença significativa entre a concentração de Hg nos peixes carnívoros (média de  $0,45 \pm 0,04$  ppm) em comparação aos não carnívoros ( $0,05 \pm 0,006$  ppm) ( $P < 0,001$ ). Embora as análises sejam integradas, como mencionado anteriormente, os resultados exemplificam e corroboram com o até aqui descrito na literatura quanto aos processos de biomagnificação, onde os peixes do topo da cadeia alimentar possuem níveis elevados de Hg (Akagi *et al.*, 1995; Bidone, 1997; Trudel, 1997; Dorea *et al.*, 1998; De Diego *et al.*, 1999; Wassermann, 2001).

O que pode ser explicado pela forma de captação de mercúrio na biota aquática pelos peixes, que acumulam o Metil-Hg por meio da respiração e da dieta. Todavia, a dieta parece ser a principal via de contaminação para os peixes. O Metil-Hg apresenta sua eliminação mais lenta do que a sua incorporação. A acumulação do metil-Hg em tecidos de peixes ocorre de forma mais rápida do que a eliminação deste agente (WHO 1990, USEPA, 1996). É difícil prever quanto tempo pode levar para os níveis de Hg se reduzirem nos peixes, a literatura relata que em reservatórios naturais e/ou artificiais, as concentrações de Hg em peixes permanecem acima dos valores basais durante 15 a 50 anos (Schetagne *et al.*, 2000; Porvari, 1995; Tremblay *et al.*, 1998).

Estudos anteriores demonstraram que peixes da região norte do estado de Mato Grosso apresentam níveis de mercúrio que caracterizam risco para a saúde (Hacon, 2003). Os peixes coletados nas bacias de drenagem corroboraram com estes estudos. As análises estatísticas entre peixes de origem de bacias de drenagem e de piscicultura apresentaram diferença significativa no nível de  $p < 0,001$ . Os níveis médios de mercúrio nos peixes das bacias de drenagem foram de  $0,642 \pm 0,697$  ppm enquanto que nos peixes de piscicultura  $0,105 \pm 0,155$  ppm. Aqui não foram separados os municípios, mas apenas o ambiente de coleta. A diferença nos valores demonstram que os peixes cultivados apresentam valores

bem abaixo dos peixes de rios da região, sinalizando a possível importância do sistema de criação na diminuição dos riscos aos altos níveis de Hg nos peixes das bacias de drenagens da região.

A tabela 10 apresenta a comparação entre a concentração média de Hg nos peixes de acordo com o tipo de alimentação. Verifica-se que nos peixes criados sem fornecimento de alimentação externa a concentração de Hg foi maior do que nos peixes que receberam alimentação, independentemente se esta foi ração extrusada ou farelo de milho.

**Tabela 10** - Comparação entre as médias de concentração de Hg nos peixes de acordo com o tipo de alimentação<sup>1</sup>.

Tipo de alimentação	N	Média	Desvio Padrão
Ração extrusada	30	0,049 <sup>a</sup>	0,096
Farelo de milho	80	0,034 <sup>a</sup>	0,035
Alimentação natural	59	0,448 <sup>b</sup>	0,486

(1) Foi utilizado o teste de ANOVA, com teste de Tukey para identificação das médias diferentes. Para letras iguais, médias iguais.

Tais análises mostram uma considerável redução nos níveis de Hg sinalizando a diminuição nos processos de bioacumulação no peixes, uma vez que estes bioacumulam e biomagnificam o mercúrio na biota aquática. O alimento externo proporciona um rápido crescimento dos peixes, diminuindo assim a exposição das espécies cultivadas com as fontes de mercúrio. Foram realizadas determinações de Hg nos alimentos fornecidos, ração e farelos, e ambos apresentaram valores sempre menores que 0,001 ppm. Resultados estes que contribui na relação alimento externo menos concentração de Hg nos peixes cultivados. O fator tamanho e comprimento dos peixes sempre foi um parâmetro considerado como fator determinante nos níveis de concentração de Hg, uma vez que os processos de bioacumulação se dão através do tempo, o que automaticamente este relacionado com a disponibilização do Hg nos alimentos e o ambiente.

Os resultados com todos peixes coletados e agrupados, sem distinção de nível trófico e local de coleta para a correlação entre Hg nos peixes e peso para os peixes do ambiente natural, se mostraram altas com 74,3% ao nível de  $p < 0,001$  ( $P < 0,001$ ), O mesmo ocorrerá com uma correlação entre a concentração de Hg e a idade e o comprimento padrão ( $R = 30,7\%$  e  $54,3\%$ , respectivamente).

**Tabela 11** - Correlação entre a concentração de mercúrio, o peso, a idade e o comprimento padrão de peixes coletados em pisciculturas e bacias de drenagem do Norte do Mato Grosso.

Variáveis		Concentração de Mercúrio	Peso	Idade	Comprimento Padrao <sup>1</sup>
Concentração de Mercúrio	R <sup>2</sup>	1	0,743*	0,307*	0,543*
	P <sup>3</sup>		< 0,001	< 0,001	< 0,001
Peso	R <sup>2</sup>	0,743*	1	0,251*	0,769*
	P <sup>3</sup>	< 0,001		0,001	< 0,001
Idade	R <sup>2</sup>	0,307*	0,250*	1	0,299*
	P <sup>3</sup>	< 0,001	0,001		,000
Comprimento Padrao <sup>1</sup>	R <sup>2</sup>	0,543*	0,769*	0,299*	1
	P <sup>3</sup>	< 0,001	< 0,001	< 0,001	

(1) Desconsiderado a calda.

(2) Coeficiente de correlação

(3) Probabilidade

Dividindo-se este grupo de análise em dois grupos: o primeiro apenas os peixes coletados nas bacias de drenagem (24 amostras), foi verificado que o peso médio das amostras foi de  $5,047 \pm 19,216$ . O comprimento padrão médio foi de  $41,063 \pm 29,042$  e a concentração de mercúrio média foi de  $0,642 \pm 0,697$ . Identificou-se uma forte correlação positiva entre a concentração de mercúrio, o peso e o comprimento padrão das amostras, no nível de 90%, revelando que no ambiente natural apresenta a biodisponibilização natural para os processos de bioacumulação e biomagnificação, assim corroborando com estudos anteriores.

**Tabela 12** - Correlação entre a concentração de mercúrio, o peso e o comprimento padrão de peixes coletados em bacias de drenagem do Norte do Mato Grosso. Jaboticabal, 2006

Variáveis		Peso	Comprimento Padrão <sup>1</sup>	Concentração de mercúrio
Peso	R <sup>2</sup>	1	0,900*	0,899*
	P <sup>3</sup>		0,000	0,000
Comprimento Padrão <sup>1</sup>	R <sup>2</sup>	0,900*	1	0,882*
	P <sup>3</sup>	0,000		0,000
Concentração de mercúrio	R <sup>2</sup>	0,899*	0,882*	1
	P <sup>3</sup>	0,000	0,000	

(1) Comprimento do peixe, desconsiderando a cauda.

(2) Coeficiente de correlação

(3) Probabilidade

Já para as amostras das pisciculturas, independente do local de pesquisa (Alta Floresta ou Paranaíta), (145 amostras), carnívoros e não carnívoros, não foi identificada correlação entre a concentração de mercúrio, o peso, a idade ou o comprimento padrão dos peixes ( $P > 0,05$  para todos os casos). Tais resultados apresentam-se como muito importantes neste estudo, uma vez que demonstram uma possibilidade de não estar ocorrendo um processo de bioacumulação significativa entre as espécies cultivadas. Os fatores alimentação, ligados ao rápido crescimento poderá estar explicando tais resultados.

Quando divididas as análise quanto ao nível trófico, os resultados de não carnívoros também apresentou a não correlação entre o tamanho, a idade e o peso dos peixes em relação as concentrações de Hg ( $P > 0,05$ ). Em geral há correlações positivas entre tamanhos, peso e idade de peixes e concentrações de mercúrio, mas referenciada em ambientes naturais e para peixes carnívoros, devido aos fatores de biomagnificação. Neste estudo não foi calculada

a correlação entre a concentração de Hg nos peixes carnívoros criados em piscicultura e as outras variáveis uma vez que a concentração de Hg não respeitou a distribuição normal.

#### *Sedimentos*

Os sedimentos nos corpos aquáticos são considerando como um depósito e conseqüentemente uma fonte potencial de Hg. As concentrações de Hg em sedimentos e sua caracterização foram analisados em todas as pisciculturas selecionadas na região.

**Tabela 13** - Comparação entre os resultados de sedimento superficial deste estudo com outras áreas da Amazônia e do Pantanal.

<b>Localidade</b>	<b>Media Hg mg/kg</b>	<b>Varição mg/kg</b>	<b>Referência</b>
Pisciculturas em áreas de garimpo	0.08 (sd ± 0.05)	0.008 – 0.191	Este estudo
Pisciculturas em áreas de sem garimpo	0.05 (sd ±0.04)	0.008 – 0.173	Este estudo
Serra Pelada	0.18	0.15 –0.22	Aula <i>et al</i> ,1994
Rio Madeira	0.35	0.13-0.5	Nogueira <i>et al</i> , 1997
Lago Muru, após a barragem de Tucuruí)	0.037	0.022-0.047	Aula <i>et al</i> , 1994
Rio Teles Pires	0.88	0.10- 2.04	CETEM,1992
Rio Bento Gomes	0.192	0.13 –0.32	Aula <i>et al</i> , 1994
Sedimentos não contaminados	0.06	0.01 –0.5	Bloom 1992

Os níveis de mercúrio encontrados, conforme tabela 13, apresenta concentrações de mercúrio em sedimentos com valores inferiores aqueles encontrados em outras áreas da Amazônia e similares aqueles reportados em sedimentos não contaminados por Bloom (1992). Em relação as variações dos níveis de mercúrio em áreas degradadas pelo garimpo ou sem histórico desta atividade, evidenciaram valores similares aqueles encontrados em lagos da região de Serra Pelada. Entretanto, ressalta-se que a variável

calagem, profundidade e idade do tanque/represa são variáveis que influenciam nestas concentrações.

A análise estatística comparando os diversos valores de Hg encontrados nos sedimentos das pisciculturas que fazem a calagem (media de Hg 0.06 mg/kg e amplitude de 0.008 a 0.191 mg/kg) com aquelas que não realizam este tipo de intervenção (media de Hg 0.05 mg/kg com uma variação de 0.008 a 0.139 mg/kg) mostrou não haver diferença estatisticamente significativa ( $p > 0.005$ ). Nos tanques e reservatórios os fatores morfológicos, físicos e químicos têm um importante papel na determinação da taxa de adsorção do Hg ao sedimento e na sedimentação do Hg. Nos sedimentos a distribuição do mercúrio é fortemente correlacionável com as concentrações de carbono orgânico, argila, ferro, fósforo e enxofre. Os complexos solúveis de mercúrio são adsorvidos pelo material particulado orgânico e inorgânicos, e removidos pela sedimentação em meios aeróbicos, enquanto em sedimentos anaeróbicos os compostos de mercúrio precipitados são geralmente convertidos em sulfeto mercúrico (HgS) (D'Itri, 1992). Nas pisciculturas analisadas observou-se haver diferença nas concentrações de Hg relacionadas com o tipo de sedimento.

A Tabela 14 apresenta média, desvio das concentrações de Hg por tipo de sedimento. Os sedimentos foram classificados em sedimentos orgânicos, argilosos e arenosos. As pisciculturas situadas em reservatórios naturais<sup>3</sup>, normalmente possuem uma grande quantidade de matéria orgânica, porque muitas vezes a vegetação é cortada, mas não é retirada, encontrando-se grandes quantidades de troncos de árvores, plantas, macrófitas, apresentando sedimentos do tipo orgânico. As pisciculturas que passam pelo processo de calagem, normalmente apresentam o sedimento arenoso. As pisciculturas com sedimentos do tipo orgânico apresentaram as maiores concentrações de Hg 0.085 ppm  $\pm$  0,048, este resultados

---

<sup>3</sup> Reservatorio natural, é aquele em que a piscicultura esta localizada em antigas cavas de garimpo



corroboram com as características das represas maiores em Paranaíta, nas proximidades das antigas cavas de garimpos com grandes volumes de áreas represadas. As pisciculturas com sedimentos do tipo argiloso, apresentam concentrações média de Hg de  $0.049 \text{ ppm} \pm 0.03$ . As pisciculturas com sedimentos arenosos com a concentração mais média mais baixa, uma concentração média de  $0.016 \text{ ppm} \pm 0.005$ ). Os tipos de sedimentos orgânicos, apresentam características que podem ser favoráveis à metilação, com a disponibilização de materiais como particulado orgânico, aumentado com fatores como baixo pH, baixa condutividade, baixa alcalinidade. As análises subseqüentes entre tipos de sedimentos e valores de Hg nos peixes, apresentaram uma correção positiva no nível de 17,6% independente do local de coleta (  $P = 0,022$ ). De modo a despertar cuidados e um maior cuidado com estes ambientes.

**Tabela 14** - Comparação entre as médias de concentração de Hg no sedimento de acordo com o tipo de sedimento<sup>1</sup>.

Tipo de Sedimento	N	Médias	Desvio Padrão
Orgânico	82	0,085 <sup>a</sup>	0,048
Argiloso	73	0,049 <sup>b</sup>	0,030
Arenoso	14	0,016 <sup>c</sup>	0,005

(1) Foi utilizado o teste de ANOVA, com teste de Tukey para identificação das médias diferentes. Para letras iguais, médias iguais.

### **5. 5 Marcador de exposição ao mercúrio orgânico**

Considerando todos os dados, não foi identificada diferença significativa entre a média de concentração de Hg no cabelo dos indivíduos que trabalhavam em Alta Floresta ( $1,291 \pm 2,288$ ) ou Paranaíta ( $1,451 \pm 1,262$ ) ( $P = 0,434$ ). Entretanto, a análise da concentração de mercúrio nos trabalhadores das pisciculturas foi prejudicada tendo em vista que em Alta Floresta, apesar das amostras terem sido coletadas em áreas consideradas sem histórico

de garimpo, alguns trabalhadores tinham sido garimpeiros. Desta forma, a presença destes indivíduos, com elevada concentração de mercúrio, interferiu diretamente nos dados (Tabela 15).

**Tabela 15** - Número de amostras de acordo com a concentração de Hg no cabelo e município.

Concentração de Hg (ppm)	Paranaíta <sup>1</sup>			Alta Floresta <sup>2</sup>		
	Homens	Mulheres	Total	Homens	Mulheres	Total
≤ 1	26	25	51	118	112	229
> 1 < 5	15	6	21	27	11	38
> 5 < 10	0	0	0	1	0	1
> 10,001	0	0	0	2	0	2
<b>Total</b>	<b>41</b>	<b>31</b>	<b>72</b>	<b>148</b>	<b>123</b>	<b>271</b>

(1) Município com histórico de garimpo

(2) Município sem histórico de garimpo

Com base nos dados e informações analisadas no presente estudo, as simulações dos cenários de exposição para os vários grupos da população adulta e os valores derivados de LOAEL com um limite de confiança de 95%, propõe-se a classificação do risco com base na seguinte categorização: 1. risco desprezível ≤ 1 2. baixo > 1 < 5 risco moderado > 5 < 10 risco alto > 10 < 15 Risco crítico > 15.

Considerando que a dose de efeito marcador (3-7 µgHg/kg de peso corpóreo), pode causar efeitos adversos no sistema nervoso, manifestando-se em aproximadamente 5% no aumento de parestesia. Para Alta Floresta foi estimado um risco probabilístico de aproximadamente 0.4 – 31. Alta Floresta apresentou para 5% dos resultados uma situação de risco moderado a crítico. Já em Paranaíta

os riscos se classificaram em risco baixo a alto. O risco baixo com 50% dos resultados abaixo de 2.5 e o alto com 5% dos resultados compreendidos no intervalo de 1.6 a 15.3.

**Tabela 16** - Classificação do risco a exposição ao Hg para os municípios da região norte de Mato Grosso.

<b>Municípios</b>	<b>Media de Risco</b>	<b>95% de Confiança</b>	<b>Valor dos percentis</b>	<b>Classificação do risco</b>
Paranaíta	2.9	0.23 - 11	50 % > 1.6 5 % > 10	Baixo - alto
Alta Floresta	7.2	0.37 - 31	50 % > 6 5% > 17.5	Moderado a Critico

Usando-se como referência a categorização dos riscos, os resultados desta estudo sugerem que o consumo de peixe para os municípios de Alta Floresta deve ser melhor gerenciado, com orientação aos consumidores das espécies a serem evitadas e aquelas que podem ser consumidos sem riscos a saúde humana.

Os resultados das áreas de passíveis ambientais, aproximando-se da área sendo que as tabelas abc corroboram para estes valores com menor significado para exposição humana através do consumo dos peixes.

## **6. CONCLUSÕES**

O presente estudo objetivou o preenchimento de uma lacuna até então existente entre os estudos de concentração de mercúrio em peixes cultivados. Até então os estudos foram concentrados nos riscos a saúde por meio do consumo de peixes de rios das regiões contaminadas da Amazônia. A proposta de se avaliar os níveis em peixes de criação abrem uma perspectiva para novas iniciativas e que contribuam para minimizar os impactos negativos e os riscos a saúde humana proveniente do consumo de peixes em regiões com histórico de intensa atividade garimpeira. Acredita-se que este trabalho possa desencadear o preenchimento desta lacuna, de modo que a continuidade passa a ser um anseio de toda uma comunidade produtora de pescado na região, contribuindo principalmente com uma população de demanda de fontes protéicas saudáveis.

O presente estudo foi desenvolvido com o respaldo da construção coletiva das necessidades locais e regional em responder as expectativas da população e do poder público local em relação ao risco que a contaminação mercurial representa para a atividade de piscicultura. A construção do processo de abordagem participativa desde o início deste projeto, nos permite concluir que:

- Há diferença significativa entre os peixes encontradas entre regiões de garimpo e sem garimpo, mas tais resultados são indicados pelos altos índices de mercúrio encontrados nos peixes nas Bacias de Drenagens da região de Paranaíta.
- Há uma diferença significativa entre as concentrações de Hg em peixes de pisciculturas e os peixes de Bacias de drenagens, sinalizando para os efeitos positivos da piscicultura como mitigadora das concentrações médias de Hg na região;

- A biomagnificação presente em ambientes de piscicultura é praticamente inexistente, ou no mínimo bem inferior aos processos do ambiente natural.
- Os sedimentos orgânicos apresentam os maiores valores de Hg e se correlacionam, a baixos níveis, com as concentrações de Hg nos peixes. Mas em pisciculturas com calagem as concentrações de Hg também inferiores;
- Os fatores que minimizam os riscos das concentrações de Hg nos peixes avaliados neste estudo foram: espécies de peixes não carnívoros de pisciculturas; parâmetros físicos químicos a serem controlados em pisciculturas; alimentação externa independente ração extrusada ou farelada;
- As concentrações de Hg em cabelo dos proprietários de piscicultores se mostraram maiores em Alta Floresta do que em Paranaíta. Contudo os níveis mais altos em Alta Floresta estão correlacionados com antigos garimpeiros e queimadores de amalgamas ouro/Hg, e não ao consumo;
- Os níveis de Hg encontrados em peixes cultivados não se configuram como um impeditivo para o crescimento da atividade de piscicultura, mas sim demonstram que a piscicultura, quando bem manejada, pode ser considerada uma atividade que pode contribuir para a diminuição dos riscos ao consumo de peixes nestes ambientes com histórico de garimpo.

## **7 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO**

AKAGI H.; MALM O.; BRANCHES J. P. *Human exposure to mercury due to gold mining in the Amazon, Brazil - a review*. Environmental Science 43, 1996.. 9-211 p.

AKAGI H.; MALM O.; KINJO Y., HARADA M.; BRANCHES F. G. P.; PFEIFFER W. C.; KATO H *Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil*. The Science of the Total Environment 175, 1995. 85-95. p

ALVES DE OLIVEIRA, R.C. *Monitoramento de Fatores Físico-Químicos de Represas Utilizadas para Criação de **Colossoma macropomum** no Município de Carlinda – Mato Grosso*. Alta Floresta, 2001, p. 65 (Monografia) - Universidade do Estado de Mato Grosso.

ALVES, M. B. M.; ARRUDA, S. M. *Como fazer referências bibliográficas*. Atualizada em maio de 2001, conforme NBR-6023/2000. Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. p.75

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

ARANA, L. V. *Princípios Químicos de Qualidade da Água em Aqüicultura – Uma Revisão para Peixes e Camarões*. Trad. Por COELHO, M. A. Florianópolis; Ed. Da UFSC, 1997. p. 16.

ATSDR - Agency Toxicological Profile for Mercury Registry *Toxicological Profile for Mercury*. US Public Health Service, 1994.

AULA I., BRAUNSCHWEILER H.; MALIN I. *The watershed flux of mercury examined with indicators in Tucuruí reservoir in Para, Brazil*. The Science of the Total Environment 175, 1995. p. 97-107.

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

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

AZEVEDO, F.A., RAMOS, A.C. *Bibliografia brasileira de mercúrio. Aspectos ambientais e toxicológicos*. Bol. Téc. CEPED, v. 8, n. 1, p. 7 a 13, 1993.

AZEVEDO, F.A., RAMOS, C. Bibliografia Brasileira de Mercúrio – Aspectos ambientais e toxicológicos. II. TECBAHIA R. Baiana Tecnol., v. 9, n. 2, p. 41 a 48 (encarte), 1994.

BARBOSA, A. C., BOISCHIO, A. A. , EAST, G. A., et al. (1995). "Mercury Contamination in the Brazilian Amazon. Environmental and Occupational Aspects." *Water, Air and Soil Pollution*. 80(1): 109-121.

BARBOSA, A. C., et al. (1997). "Mercury in Brazil: present or future risk?" *Ciência & Cultura* 49(1/2): 111-116.

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

BJÖRKLUND I., BORG H.; JOHANSSON K., *Mercury in swedish lakes\_*– Its Regional Distribution and Causes, *Ambio*, Vol 13, 1984. p. 118/21.

BOISHCHIO, A. A. P, HENSHEL, D. ; BARBOSA, A. *Mercury Exposure through fish consumption by the upper Madeira River population, Brazil-1991.* *Ecosystem Health*. V. 1, n-3, 1995. p.177.

BOISHCHIO, A. A. P, HENSHEL, D. ; BARBOSA, A. *Mercury Exposure through fish consumption by the upper Madeira River population, Brazil-1991.* *Ecosystem Health*. V. 1, n-3, 1995. p.177.

CALLISTER S. M.; WINFREY M. R., *Microbial Methylation of Mercury in Upper Wisconsin River Sediments,* *Water, Air and Soil Pollution*, vol 29, 1986. p. 453-465

CASTAGNOLLI, N. *Piscicultura de Água Doce.* Jaboticabal: FUNEP, 1992. p. 189.

CECCARELLI, P.S.; SENHORINI, J.A.; VOLPATO, G. *Dicas em Piscicultura.* Botucatu: Santana, 2000. p. 247.

CLEARY, D. *The anatomy of the gold rush.* London, the Macmillan Press. 1990. p. 245.

COX, C.; CLARKSON, T. W.; MARSH, D. O. AMIN-ZAKI, L. ; TIKRTI, S.; MYERS, G. G. *Dose-response analysis of infants prenatally exposed to methyl mercury: An application of a single compartment model to single-stand hair analysis.* *Environmental Reserch*. v. 49, 1989, p.318-332

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



EPA. *Health Study to Assess Methylmercury Exposure Among Members of the Fond Du Lac Band of Chippewa Indians in Northern Minnesota. Final Report.* PB 94-134798. Department of Health and Human Registry, 1994.

ESTEVEZ, F.A. *Fundamentos de Limnologia.* 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p. 602.

FADINI PS, JARDIM WF. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Sci. Tot. Environ.* 2001, 275:71-82.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON. J. A. S.; SANTOS, GERALDO M. *Peixes Comerciais do Médio Amazonas: Região Santarém, Pará.* Brasília: Edições IBAMA. 1998. p. 211.

FERREIRA, R. C. H.; APPEL, L. E. *Fontes e usos de mercúrio no Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq (Estudos e Documentos, 13), 1991. p. 32*

FERREIRA, R.C.H; APPEL, L. E. *Fontes e usos de mercúrio no Brasil.* Rio de Janeiro: CETEM/CNPq Estudos e Documentos 13, 1991. p. 32.

FITZGERALD W. F., ENGSTROM, D., MASON, R.P., NATER, E.A. *The Case for Atmospheric Mercury Contamination in Remote Areas.* Environmental Science; Technology 1998. p. 32.

FITZGERALD, W. F. *Is Mercury increasing in the atmosphere? The need for an atmospheric mercury network (amnet).* Water, Air, and Soil. v. 80, 1995 p 245-254.

FOSBERG, B. R. *High levels of mercury in fish and human hair from the Rio Negro Basin Brazilian Amazon; Natural background or anthropogenic.* In; International workshop on "Environmental Mercury Pollution and Its Health Effects in Amazon River Basin" *Proceedings.* Rio de Janeiro. 1994. p.33-38.

GONCALVES C, FAVARO DIT, MELFI AJ, DE OLIVEIRA SMB, VASCONCELLOS MBA, FOSTIER AH, GUIMARAES JRD, BOULET R, FORTI MC. Evaluation of mercury levels in sediment and soil samples from Vila Nova river basin, in Amapa State, Brazil, using radiochemical neutron activation analysis. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2000, 243:789-796.

GUIMARÃES, J. R. *A summary of data on net mercury methylation rates in sediment, water, soil and other samples from the Amazon Region, obtained through radiochemical methods.* In: International workshop on "Environmental Mercury Pollution and Its Health Effects in Amazon River Basin" *Proceedings,* Rio de Janeiro, 1994. p 94-96.

GUIMARÃES, J.R.; SILVEIRA E. G.; BASTOS W. R.; VERGOTTI M.; TORRES J. P. M. *Mercury net methylation in five tropical flood plain region of Brazil: High in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils.* The Science of the Total Environment 261, 2000. p. 99 - 107.

HACON, S.; AZEVEDO F.; *Plano de ação regional para prevenção e controle da contaminação por mercúrio nos Ecossistemas Amazônicos* Brasília – DF – OTCA 2006. p 8-46.

HACON, S. S., FARIAS, R. A.; CAMPOS R. C.; ARGENTO, R.C.; ROSSI, A. P.; VALENTE, J.; WASSERMAN, J. The new human exposure scenarios to mercury in the North region of Mato Grosso - Amazon Basin. Environmental Science 10, 2, 121-134.2003

HACON S, FARIAS RA, ARGENTO RR, CAMPOS RC, ROSSI AP, WASSERMAN JC. The impact of long-term mercury contamination on the new human exposure scenarios in the North Region of Mato Grosso, Amazon basin. J. Phys. IV 2003a, 107:357-360.

HACON S, FARIAS RA, CAMPOS RC, ARGENTO RR, CAIRES SM, ROSSI AP, VALENTE J, WASSERMAN JC. Current scenarios of human exposure to mercury in the Northern region of Mato Grosso, Amazon Basin. Environ. Sci. 2003b, 10:121-134.

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

HACON, S. *Mercury Contamination in Brazil with emphasis on human exposure to mercury in the Amazonian Region.* A Technical Report. Rio de Janeiro, FINEP. 1991. p. 69.

HACON, S. S., FARIAS, R. A.; CAMPOS R. C.; ARGENTO, R.C.; ROSSI, A. P.; mercury in the North region of Mato Grosso - Amazon Basin. Environmental

HACON, S. S.,1996. *Avaliação do Risco Potencial para a Saúde Humana da exposição ao mercúrio na área urbana de Alta Floresta. MT - Bacia Amazônica – Brasil* Rio de Janeiro p. 182 Dissertação de mestrado em Geoquímica Ambiental Universidade Federal Fluminense.

HACON, S.; CAMPOS, R. C.; ROCHEDO, E.R.R. *Environmental exposure to mercury in Alta Floresta.* In. International Symposium;

"*Perspectives for Environmental Geochemistry in Tropical Country*", proceedings. Rio de Janeiro, Brasil. 1993.

HENRY, E. A.; DODGE-MURPHY, L. J.; BIGHAM, G. .; KLEIN, S. M.; GILMOUR.; *Total mercury and Methylmercury Mass Balance in an Alkaline, Hypereutrophic Urban Lake*. Water, Air, and Soil Pollution, vol. 80, 1995. p 509-518.

IKIGURA, J.R., AKAGI, H. Methylmercury production and distribution in aquatic systems. *Sci. Total Environ.*, v.234, n.1-3, p.109-118, 1999.

JOHNSON, D. W.; LINDBERG, S. E. *The biogeochemistry cycling of Hg in forests: Alternative methods for quantifying total deposition and soil emission*. Water, Air and Soil Pollution. v 80, 1995. p. 1069-1077.

KIDD, K. A.; HESSLEIN, R. H.; FUDGE, R. J. P.; HALLARD, K. A. *The influence of trophic level as measured by N on mercury concentrations in freshwater organisms*. Water, Air and Soil Pollution,. v.80. 1995, p. 1011-1015

KUBITZA, F. *Fundamentos operacionais do pesqueiro*. Piracicaba: 1998. p. 42.

KUBITZA, F.; ONO, E. A. *Técnicas de produção de peixes*. Brazilian Sport Fish. Piracicaba. 1999. p. 34.

KUBITZA, F.; SAMPAIO, A. V.; LOVSHIN, L. L. *Planejamento da Produção de Peixes*. Brazilian Sport Fish. Piracicaba. 2000. p. 38.

LACERDA L. D. (1995) Amazon mercury emissions. *Nature* 374, 20-21.

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

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

LACERDA LD, DE SOUZA M, RIBEIRO MG. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Environ. Pollut.* 2004, 129:247-255.

LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. *Mercúrio na Amazônia: uma bomba relógio química?* Rio de Janeiro: CETEM/ CNPq.. Série Tecnologia Ambiental, 3. 1992. p. 78.

LACERDA. L. D. *Ciclo biogeoquímico do mercúrio na Amazônia*. In; Hacon, S.; Lacerda, L. D.; Carvalho, D.; Pfeiffer, W. C. eds. *Riscos e Conseqüências do Uso do mercúrio*. Rio de Janeiro, FINEP/CNPq/MS/IBAMA. 1990. p. 80-90.

LACERDA. L. D.; PFEIFFER, W. C.; SILVEIRA, E. G.; BASTOS, W. R.; SOUZA, C. M. M. *Mercury contamination in the Madeira River. Amazon: mercury inputs to the environment. Biotropica*. v. 21. 1989. p. 91-93.

LACERDA. L. D.; PFEIFFER, W. C.; SILVEIRA, E. G.; BASTOS, W. R.; SOUZA, C. M. M. *Contaminação por mercúrio na Amazônia: Análise preliminar do Rio Madeira, RO*. In: Congresso Brasileiro de Geoquímica, 1 Porto Alegre, 1987. Anais. Rio de Janeiro, SBGq. V. 2. 1987, p 295-299

LECHLER PJ, MILLER JR, LACERDA LD, VINSON D, BOZONGO J-C, LYONS WB, WARWICK JJ. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *Sci. Tot. Environ.* 2000, 260:87-96.

LINDQVIST O., JOHANSSON, K., AASTRUP, M., ANDERSSON, A., BRINGMARK, L., HOVSENIUS, G., HÅKANSON, L., IVERFELDT, Å., MEILI, M., TIMM, B. *Mercury in the swedish environment - recent research on causes, consequences and corrective methods*. *Water, Air and Soil Pollution* 55 1991.

MALLAS J.; BENEDITO, N. *Mercury; gold mining in the Brazilian Amazon* *Ambio*. V. 15, 1986. p. 248-249.

MALM O.; CASTRO M. B.; BASTOS W. R.; BRANCHES F. J. P.; ZUFFO C. E.; PFEIFFER W. C. *An assessment of mercury pollution in different gold mining areas, Amazon Brazil*. *The Science of the Total Environment* 175, 1995. p. 127 - 140.

MALM, O., FONSECA, M. de F., MIGUEL, P. H., et al. (1998). *Use epiphyte plants as biomonitors to map atmospheric mercury in a gold trade center city, Amazon, Brazil* *The Science of the Total Environment* 213(1): 57-64.

MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; SOUZA, C. M. M.; REUTHER, R. *Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil*. *Ambio*, v. 19, 1990. p. 11-15.

MARINS R. V., SILVA-FILHO E. V.; LACERDA L. D. *Atmospheric deposition of mercury over Sepetiba Bay, SE Brazil*. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 7 3, 1996. p. 177-180.

MARTINELLI, L. A.; FERREIRA J. R.; FORSBERG B. R.; VICTORIA R. L. *Mercury contamination in the Amazon a gold rush consequence.* Journal of the human environment Ambio. 1988. p. 252-254.

MASON R. P., REINFELDER J. R.; MOREL F. M. M. *Uptake, toxicity, and trophic transfer of mercury in a coastal diatom.* Environmental Science; Technology 30, 1996. p. 1835-1845.

MASON R. P.; FITZGERALD W. F.; MOREL F. M. M. *The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences.* Geochimica et Cosmochimica Acta 58(15), 1994. p. 3191-3198.

MATILAINEN T. *Involvement of Bactéria in Methylmercury Formation in Anaerobic Lake Waters.* Water, Air and Soil Pollution, vol 80, 1995, p 757-764

MAURICE BOURGOIN L., QUIROGA I., GUYOT J. L., AND MALM O. (1999) *Mercury pollution in the upper Beni River, Amazonian Basin: Bolivia.* Ambio 28(4), 302-306.

MAURICE-BOURGOIN, L., QUEMERAIS, B., GUYOT, J. L., et al. (1999). *Transport and behavior of total mercury in the Amazon River at the confluence of black and white waters. In: Hydrological and Geochemical Processes in Large Scale River Basins -Manaus'99, Manaus.* 8p.

MEILI M. (1991) *The Coupling of Hg and Organic Matter in the Biogeochemical Cycle - a Mechanistic Model for the Borreal Forrest Zone.* Water, Air and Soil Pollution, vol 56, pp 333-347

MELAMED, R.; VILLAS-BOAS R. C. *Application of physico-chemical amendmets for counteraction of mercury pollution.* The Science of the Total Environment, 261. 2000. p. 203-209.

MELO, J.S.C. *Água e Construção de Viveiros na Piscicultura.* 1999. p. 102.

MENESES, L. *Integração Nacional: As políticas públicas e o novo ordenamento da Amazônia..* Mimeo. 1994.

MENEZES, J. R. R.; YANCEY, D. R. *Manual de Criação de Peixes.* Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola. 1986. 116p.

MEROLA, N.; SOUZA, H. *Cage Culture of the Amazon Fish Tambaqui, **Colossoma macropomum**, at Two Stocking Densities.* Aquaculture, v 71, 1988, p.15-21.

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

PAVANELI, G. C.; EIRAS, J. C.; TAKEMOTO R. M. *Doenças de Peixes: Profilaxia, Diagnóstico e Tratamento*. Nupélia: Maringá. 1998. p. 246.

PFEIFFER W. C., LACERDA L. D., MALM O., SOUZA C. M. M., SILVEIRA E. G.; BASTOS W. R. (1989) *Mercury concentrations in Inland Waters of Gold Mining Areas in Rondonia, Brazil*. *The Science of the Total*

PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D. *Mercury inputs into the Amazon Region, Brazil*. *Environment Technology Letter*. V. 9, 1988. p.325-330.

PIAIA, M. *Geografia do Mato Grosso*. Cuiabá. 1998. 125p.

PORCELLA D. B. *Mercury in the environment: biogeochemistry*. In *Mercury Pollution: Integration and Synthesis* ed. C. J. Watras, Huckabee, J.W., 1994. p. 3-19.

PORVARI, P. (1995). *Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazônia, in the state of Pará, Brazil*. *The Science of the Total Environment* 175: 109-117.

PRASAD, P.; NIEMI, D.; POWERS, B. A. North American Inventory of anthropogenic emissions. *Fuel Processing Technol.*, v. 65-66, p.101-115, 2000.

PROENÇA, C. E. M; BITTENCOURT, P.R.L. *Manual de Piscicultura Tropical*. Brasília: IBAMA, DIREN, DEPAQ/DIPEA, 1994. p. 196

QUEIROZ, I. R. Determinação de metilmercúrio em peixes de região de garimpo, 1995, 109p. [Dissertação de mestrado. – Faculdade de Ciências Farmacêuticas da USP].

RIBEIRO, R. P. *Ambiente e água para a piscicultura e compostos nitrogenados*. AZOPA. Maringá. 2000. p. 41.

RIBEIRO, R. P. *Controle da qualidade de água: Estratégias de Manejo*. AZOPA. Maringá. 1999. p. 29

RIBEIRO, R. P. *Curso de Qualidade de água aplicado a piscicultura de água doce por tutoria a distância*. AZOPA. Maringá. 2000. p. 43.

RODRIGUES, M. R.; MASCARENHAS, A. F. S.; ICHIHARA, A. H.; SOUZA, T. M.; BIDONE, E. D.; BELIA, V.; HACON, S. S.; SILVA, A. R.; BRAGA, J. B.; STILIANIDI, B. (1994). *Estudos dos impactos ambientais decorrentes do extrativismo mineral e poluição mercurial no Tapajós -prediagnóstico*. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq. (Série Tecnologia Ambiental, 4).1994. p 220.

RODRIGUES, S.P.F. 1994 *Determinação dos níveis de "background" e avaliação do grau de contaminação por metais pesados em sub-bacias hidrográficas das regiões garimpeiras de Poconé-MT Hg, CU, Pb, Zn, Fe, e Mn e Alta Floresta-MT Hg*. Rio de Janeiro, p. 80  
Dissertação de mestrado em Geoquímica Universidade Federal Fluminense.

ROLFHUS, K. R.; FITZGERALD, W. F. *Linkages between atmospheric mercury deposition and the methylmercury content of marine fish*. Water, Air and Soil Pollution. v, 80. 1995. p.291-297.

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

ROULET M.; LUCOTTE M.; GUIMARÃES J. R. D.; RHEAULT I. *Methylmercury in water, seston and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain*. Tapajós River, Brazil. The Science of the Total Environment 2612000 (1-3), 43-59.

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

SCHAANNING M. T.; HYLLAND K.; ERIKSEN D. O.; BERGAN T. D.; GUNNARSON J. S.; SKEI J. *Interactions between eutrophication and contaminants*.2. Mobilization and bioaccumulation of Hg and Cd from marine. 1996.

SCHROEDER W. H. YARWOOD, G; NIKI, H. *Transformation processes involving mercury species in the atmosphere – Results from literature survey*. Water, Air and Soil Pollution. v, 563, 1991. p. 653-666.

SILVA-FORSBERG M. C., FORSBERG B. R.; ZEIDEMANN V. K. *Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon Basin*. Ambio 28 6, 1999. p. 19-521.

TAVARES, L.H. *Limnologia Aplicada a Aqüicultura*. Jaboticabal: FUNEP, 1995. p. 70.

TREMBLAY A.; LUCOTTE M. *Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54, 1997. p. 832-841.

VAITHIYANATHAN P.; RICHARDSON C. J.; KAVANAUGH R. G.; CRAFT C. B.; BARKAY T. *Relationships of eutrophication to the distribution of mercury and to the potential for methylmercury production in the*

*peat soils of the Everglades*. Environmental Science; Technology 30, 1996. p. 2591-2597.

VALENTE, J.; WASSERMAN, J. The new human exposure scenarios to

VALENTI, W. C.; *et al.* *Aqüicultura no Brasil: Bases para um desenvolvimento sustentável*. CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia: Brasília. 2000. 399p.

VILLAS BÔAS, R. C. The problem in the Amazon due to gold extration. J. Geochem. Exploration, v. 58, p.217-222, 1997.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S.; WASSERMAN, M. A. *O Ciclo do mercúrio no Ambiente Amazônico*. Rio de Janeiro: Revista Mundo e Vida vol 2,. 2001. p. 46-53.

WETZEL, R. G. *Limnologia*. 2 ed. traduzida, Fundação Colouste Gulbewkian, 1993. p. 487.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION 1976 *Environmental Health Criteria for Methylmercury International Programme on Chemical Safety*. Geneva. 1976 p. 144.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION *Environmental Health Criteria 1: Mercury*. Geneva. 1990. p. 132.

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

XAVIER, S. J. *Geoprocessamento para Análise Ambiental*. Rio de Janeiro. 2001. p. 228.