

Fundação Oswaldo Cruz –FIOCRUZ
Escola Nacional de Saúde Pública – ENSP
Mestrado : Saúde Pública e Meio Ambiente
Sub-área : Gestão de Problemas Ambientais
e Promoção da Saúde

**Avaliação da contaminação de
Hoplias malabaricus (Traíra) como bioindicadora de
saúde ambiental em pisciculturas em áreas de garimpo.
Estudo de caso município de Paranaíta – MT**

Por

Taliha Dias Perez

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente da Escola Nacional de Saúde Pública, com vistas à obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Saúde Pública e Meio ambiente.

Orientadora: Profa. Sandra Hacon

Rio de Janeiro, 27 de fevereiro de 2008.

*Aos meus pais,
Paulo Cesar e Deise
por tudo que já fizeram por mim. Amo vocês.*

AGRADECIMENTOS

- Aos meus pais Paulo Cesar e Deise, por me terem educado, pelo amor incondicional e sobre tudo, por terem sempre acreditado em mim;
- Ao meu amor e amigo Diogo, não apenas pela paciência, apoio e incentivo, mas principalmente, por me fazer muito feliz;
- À minha orientadora Dra. Sandra Hacon, pela paciência e tempo gastos para me ensinar e ajudar na realização deste trabalho;
- Ao professor Dr. Sérgio Koifman, pelos gestos de incentivo e apoio e, principalmente, pela gentileza sempre dispensada;
- À minha querida irmã Laiza pela força, amizade e incentivo todos esses anos;
- Aos Sr. Roque Pappen e Varli Pappen, pelo carinho em que nos receberam em sua propriedade e pela paciência e boa vontade a nós dispensada;
- Ao Doutor e agora amigo Renato Farias e família, por sempre ajudarem nos momentos mais difíceis e pela excelente recepção em sua cidade;
- À Universidade do Estado do Mato Grosso – UNEMAT, pelo apoio dispensado ao projeto;
- Ao Doutor Reinaldo, responsável pelo Laboratório de Absorção Atômica do Departamento de Química da Pontifícia Universidade Católica – PUC/RJ e ao colega Rodrigo, por tornarem possível a realização deste trabalho;
- Aos meus colegas de turma Cláudia, Gerusa, Leonardo, Marta Brandão, Lavínia, Benny, Rita, Ruy, Juliana, Diana e Cássia, pelos momentos compartilhados dentro e fora das salas de aulas, e pelas palavras de conforto nos momentos desesperadores.

"Sou Brasileira e não desisto nunca!!!!"

Autor desconhecido

RESUMO

"Avaliação da contaminação de *Hoplias malabaricus* (Traíra) como bioindicadora de saúde ambiental em pisciculturas em áreas de garimpo. Estudo de caso município de Paranaíta – MT"

Taliha Perez

Orientadora: Dra. Sandra Hacon

Resumo da dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca – ENSP/FIOCRUZ, como parte dos requisitos necessários a obtenção do título de Mestre em Saúde Pública e Meio Ambiente.

O mercúrio total foi quantificado em 133 peixes da espécie *Hoplias malabaricus* (Traíra), originária da piscicultura de maior expressão econômica do município de Paranaíta, região norte do Mato Grosso. Esta piscicultura se estabeleceu sob passivo ambiental de garimpo de ouro, como uma alternativa ambiental e econômica para a região após o declínio acentuado da atividade garimpeira. Desde a década de 80 até meados da década de 90 a corrida do ouro na região Amazônica tem causado sérios danos ambientais para um dos mais complexos ecossistemas na Terra. Principalmente devido à toxicidade do mercúrio para os humanos este problema tem recebido uma atenção pública ampla. Apesar de estes estudos terem envolvido amostras de peixes, os efeitos negativos da contaminação por mercúrio para os próprios peixes e outras formas de vida selvagem têm sido largamente ignorados. Para avaliar os níveis mais atuais de mercúrio em peixes e suas implicações na saúde ambiental foram coletados e examinados dados das concentrações de mercúrio no ano de 2005. O intervalo encontrado foi de 9,00µgHg/kg a 520µgHg/kg, e do ponto de vista de saúde pública estão abaixo dos limites de tolerância brasileiros, de 1,0mgHg/kg.

Palavras-chave: mercúrio, traíra, *Hoplias malabaricus*, piscicultura, saúde ambiental.

ABSTRACT

"Assessment of contamination of *Hoplias malabaricus* (traira) as bioindicator of environmental health in fish farms in areas of gold mining. Case study city of Paranaíta - MT"

Taliha Perez

Orientador: Dra. Sandra Hacon

Abstract da dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca – ENSP/FIOCRUZ, como parte dos requisitos necessários a obtenção do título de Mestre em Saúde Pública e Meio Ambiente.

The total mercury was measured on 133 species of fish *Hoplias malabaricus* (trairao), from the largest fish of expression of Paranaíta's economic council, the northern region of Mato Grosso. This fish was established under environmental liabilities of gold mining of gold as an alternative environmental and economical for the region after the sharp decline in activity garimpeira. Since the 80s until the mid-90s to the gold rush in the Amazon region has caused serious environmental damage to one of the most complex ecosystems on Earth. Mainly due to the toxicity of mercury for humans this issue has received wide public attention. Although these studies have involved samples of fish, the negative effects of contamination by mercury in the fish themselves and other forms of wildlife have been largely ignored. Although these studies have involved samples of fish, the negative effects of contamination by mercury in the fish themselves and other forms of wildlife have been largely ignored. To evaluate the most current levels of mercury in fish and its implications for environmental health data were collected and examined the concentrations of mercury in 2005. The range was found to 9.00 µgHg / kg to 520µgHg/kg, and from the viewpoint of public health are below the limits of tolerance Brazilians, from 1.0 mgHg / kg.

Key words: mercury, traira, *Hoplias malabaricus*, fish farming, environmental health.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO _____	1
OBJETIVO GERAL _____	4
Objetivos Específicos	4
MARCO TEÓRICO _____	5
Mercúrio no ambiente terrestre.....	5
Mercúrio no ambiente aquático.....	7
Mercúrio nos organismos aquáticos.....	8
Mercúrio na saúde humana.....	10
Mercúrio na saúde do ambiente.....	13
Bioindicadores.....	14
A espécie <u>Hoplias malabaricus</u>	15
ÁREA DE ESTUDO _____	18
ARTIGO I _____	25
1. Introdução.....	27
2. Métodos.....	31
3. Resultados	34
4. Discussão.....	40
5. Conclusão.....	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS _____	43

1- INTRODUÇÃO

Durante as últimas décadas a eliminação não controlada de mercúrio no ambiente, originário de processos industriais, hospitalares, domésticos e atividades garimpeiras tem resultado em um aumento no interesse das sociedades para os problemas de saúde resultantes desta contaminação.

A atividade garimpeira na Amazônia teve seu ápice na década de 80, quando a produção de ouro de origem primária, ouro de aluvião, chegou a oscilar de 200-300 toneladas/ano (Hacon, 2003). A partir da década de 90, com a redução da produção de ouro e da queda ao nível internacional, ocorreu uma redução na atividade garimpeira. A partir da redução da atividade garimpeira, alguns pesquisadores começaram a observar um declínio, ainda que não expressivo, das concentrações de mercúrio em peixes. Em 2000, as concentrações de mercúrio em peixes na bacia do rio Teles Pires, já indicavam este declínio (Hacon et al, 2003). Esta afirmativa contraria estudos de Roulet e colaboradores (1995) que colocavam em pauta a questão do mercúrio (Hg) existente na Amazônia não ter o peso da ação antropogênica e sim ter uma origem natural.

Diversos estudos demonstram a preocupação com os efeitos da exposição ao Hg na Amazônia quando relacionado à saúde da população humana, porém, poucos se preocupam em avaliar os riscos dos efeitos adversos deste metal no ecossistema natural.

Comparativamente aos efeitos no homem, baixas concentrações de metilmercúrio na biota afetam a saúde a reprodução de peixes e outros organismos, podendo resultar nas respectivas mortes. A contaminação de Hg em peixes é uma fonte potencial de problemas não apenas para a biota aquática, mas também para outros animais, que como o homem, ocupa o topo da cadeia trófica (Uryu *et al.* 2001). As aves

aquáticas também são predadores vulneráveis à contaminação de Hg, podendo comprometer o sistema reprodutivo desses organismos.

Os efeitos do Hg, mesmo em níveis subletais, possuem grande importância e é essencial que ocorram programas de monitoramento para avaliação da exposição principalmente neste estágio. Efeitos subletais incluem distúrbios de reprodução, da função imunológica e de comportamento, além de mortalidade embrionária em animais e humanos (Scheuhammer, 1987).

A corrida do ouro acarretou passivos socioambientais que perduram, sendo a marca da exploração mineral na região Amazônica. A atividade garimpeira na região norte de Mato Grosso na Amazônia Legal, deixou um grande passivo ambiental, dando origem a novas atividades econômicas, como a piscicultura estruturada em cavas de garimpo. Alguns passivos na região norte de Mato Grosso passaram a ser uma alternativa ambiental e social na ocupação de áreas degradadas deixadas pelo garimpo do ouro. Porque além de ser uma atividade econômica que gera renda e crescimento para a região, funciona também como um destino para as cavas de garimpos, onde houve uma perda da cobertura vegetal e desestruturação do solo, tornando inviável a utilização do mesmo para a pecuária e a agricultura.

A FEEMA (1997) define passivo ambiental como custos e responsabilidades civis geradoras de dispêndios referentes às atividades de adequação de um empreendimento aos requisitos da legislação ambiental e à compensação de danos ambientais. Como definição econômica temos que passivo ambiental é o valor monetário, composto basicamente de três conjuntos de itens: o primeiro, composto das multas, dívidas, ações jurídicas (existentes ou possíveis), taxas e impostos pagos devido à inobservância de requisitos legais; o segundo, composto dos custos de implantação de procedimentos e tecnologias que possibilitem o atendimento às não-conformidades; o

terceiro, dos dispêndios necessários à recuperação de área degradada e indenização à população afetada. Importante notar que este conceito engloba os custos citados anteriormente mesmo que eles não sejam ainda conhecidos. Pesquisadores estudam como incluir no passivo ambiental os riscos existentes e os potenciais, isto é, não apenas o que já ocorreu, mas também o que poderá ocorrer.

O crescimento da piscicultura na região de Alta Floresta se deve ao seu potencial piscícola, porque é rica em nascentes, com água de boa qualidade, tem grande diversidade de espécies de peixes e um clima adequado para cultivo dos mesmos (Farias, 2002). O início da atividade de piscicultura teve incentivo e apoio de agricultores, da Universidade do Estado do Mato Grosso (UNEMAT) e da Prefeitura Municipal de Alta Floresta constituindo-se a AQUINORTE (Associação dos Aquicultores do Norte Mato-grossense), que engloba 10 municípios, entre eles Alta Floresta e Paranaíta (Farias, 2002).

O mercúrio tem causado uma variedade de impactos adversos tanto na saúde humana quanto no ambiente por todo o planeta. Ele e seus componentes são altamente tóxicos, porém sua toxicidade para humanos e outros organismos depende da forma química em que se apresenta da quantidade, da via de exposição e da vulnerabilidade do organismo exposto.

A preocupação presente neste trabalho é sobre a possibilidade da contaminação por mercúrio comprometer a criação de peixes de tanques de pisciculturas em áreas de passivos ambientais e, por conseguinte o homem, o que conduz a um potencial risco à saúde pública.

OBJETIVOS

O objetivo geral do estudo é investigar o nível de contaminação por mercúrio em pisciculturas em áreas de passivos ambientais de garimpo no município de Paranaíta – MT, através da espécie bioindicadora (*Hoplias malabaricus*).

Objetivos específicos:

- Avaliar as concentrações de mercúrio em musculatura de peixes da espécie traíra, cultivadas no município de Paranaíta - MT (área com histórico de garimpo), como um bioindicador de exposição animal e humana.
- Correlacionar às concentrações de mercúrio encontradas, com os valores que a ANVISA, a OMS (Organização Mundial da Saúde) e a EPA (Environmental Protect Agency) colocam como limites máximos de tolerância do mercúrio em peixes.
- Avaliar a correlação entre a concentração de mercúrio e as variáveis biométricas: peso e comprimento, na espécie *Hoplias malabaricus*.
- Correlacionar os valores das concentrações de Hg total encontradas no município de Paranaíta nos anos de 2000 e 2005;
- Calcular e comparar o fator de condição (K) das amostras coletadas nos anos de 2000 e 2005.

2- MARCO TEÓRICO

O MERCÚRIO NO AMBIENTE TERRESTRE

Segundo Mason *et al.* (1994, 1996) um número crescente de estudos tem confirmado que a contaminação por mercúrio pode ser mais freqüente do que a contaminação observada por outros metais, o que ocorre devido ao seu transporte atmosférico e a sua persistência no ambiente.

Baseado em registros de sedimentos de lagos, dois terços do mercúrio presente hoje na atmosfera e na superfície das águas é de origem antropogênica, e apenas um terço provém de fontes naturais (Morel *et al.*,1998).

A ATSDR (1994) descreve o ciclo biogeoquímico do mercúrio como uma série de transformações físicas, químicas e biológicas, ocorrendo em vários compartimentos ambientais, que proporcionam mudanças nas propriedades físicas e químicas, e conseqüentemente na toxicidade do mercúrio.

A forma do mercúrio varia dependendo do tipo de fonte. Na maior parte das emissões aéreas, o mercúrio se encontra em sua forma gasosa elementar, que é transportado globalmente para regiões distantes das fontes de emissão. Nesta forma, têm um tempo de persistência na atmosfera de 1 a 2 anos e irá se depositar em solos ou corpos d'águas com até 1.000 km de distância de suas fontes (UNEP, 2002).

As emissões de mercúrio e a deposição atmosférica na região Amazônica cresceram significativamente durante a mineração de ouro nas últimas três décadas. Em áreas diretamente afetadas em pequena escala pelas atividades de mineração, as concentrações de Hg são altas, sugerindo um tempo de residência curto do mercúrio emitido para a atmosfera e uma baixa mobilidade do Hg livre (Lacerda e Salomons, 1998).

Na atividade garimpeira, o mercúrio utilizado no processo de amalgamação se torna disponível através da queima da amálgama, que separa o ouro do mercúrio, e que geralmente é realizada sem qualquer uso de equipamentos que recupere o mercúrio volatilizado. Na Amazônia, a queima de biomassa na época da seca, também contribui para o aumento nas taxas de emissão atmosférica do mercúrio (Hacon *et al.*, 1995).

Na atmosfera, o mercúrio se apresenta em três formas: Hg metálico, Hg inorgânico e Hg orgânico (metilmercurio e etilmercúrio). O mercúrio metálico na atmosfera pode sofrer oxidação principalmente pelo ozônio ($\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}^{2+}$), e então se complexar com outros íons, formando compostos (HgCl_2 principalmente) que serão depositados na água ou no solo. No solo poderá haver formação de metilmercurio e sua entrada na cadeia alimentar, ou revolatilização, voltando então o mercúrio à atmosfera como Hg^0 (g), metilHg ou dimetilHg (Bisinoti, 2004). A precipitação do mercúrio da atmosfera para a superfície terrestre ocorre pela precipitação úmida de Hg(II) dissolvido. Após a oxidação ($\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}(\text{II})$), 60% do mercúrio presente no ar é depositado no ecossistema terrestre e 40% é depositado em água (Morel *et al.*, 1998).

Estudos realizados com 177 peixes da espécie *Chila sp.* na usina hidrelétrica de Tucuruí, apresentaram um valor médio de $0,44 \mu\text{g.g}^{-1}$, com um desvio padrão de $0,30 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Santos, 2002), mostrando que mesmo o ambiente estando distante de possíveis fontes de mercúrio, as concentrações na biota foram elevadas (Aula *et al.*, 1994). Isso se deve provavelmente ao transporte atmosférico, o longo tempo de persistência do Hg na atmosfera e as características ambientais do sistema aquático. A formação do metilmercúrio no sistema aquático também é influenciada por uma ampla variedade de fatores ambientais. A eficiência de metilação pela microbiota em geral depende da atividade microbiana e da concentração de mercúrio biodisponível, as quais são

influenciadas por parâmetros como temperatura, pH, potencial redox e a presença de agentes orgânicos e inorgânicos (Ullrich *et al.*,2001).

Em geral, o metilmercúrio no sedimento, representa menos que 1,5% do mercúrio total encontrado, sendo esta sua forma mais tóxica. Pode haver um processo de metilação ou de desmetilação, que caracterizará o local como fonte ou sumidouro de metilmercúrio (Vasquez, 1999).

A distribuição de Hg no sedimento está diretamente relacionada com a quantidade de carbono orgânico presente no solo. Agentes orgânicos complexantes solúveis em água (humatos e fulvatos) quelam as espécies solúveis e insolúveis, e o pH ácido favorece a absorção do mercúrio pelo húmus e no pH básico o mercúrio tem maior afinidade pela fração mineral, reduzindo a metilação (Bisinoti, 2004).

O Hg confinado em sedimentos de rios, lagos e oceanos representam um perigo porque pode permanecer ativo como substrato para a metilação por cerca de cem anos (Pak, 1998).

MERCÚRIO EM AMBIENTES AQUÁTICOS

Nos corpos aquáticos, o mercúrio inorgânico (Hg(II) e Hg(0)) pode sofrer alquilação e formar os compostos orgânicos metilmercúrio e dimetilmercúrio (CH₃Hg e (CH₃)₂Hg, respectivamente). São as bactérias os organismos que realizam a maior parte das transformações bioquímicas, porém a metilação também pode ser mediada quimicamente pelos ácidos húmicos. Estas transformações, químicas ou biológicas, podem ocorrer tanto na coluna d'água como nos sedimentos, e são afetadas aparentemente, pela quantidade de matéria orgânica presente e pelo pH (pH ácido aumenta a taxa de metilação) (Wasserman *et al.*,2003).

Há divergências entre alguns autores sobre a formação do metilmercúrio em meio aeróbio ou anaeróbio. Para alguns é esperada maior metilação em meio aeróbio, porque a matéria orgânica pode oxidar o Hg^0 para Hg^{2+} , e para outro processo inverso é observado em ambientes anaeróbicos, principalmente na presença de ácidos húmicos (Bisinoti, 2004).

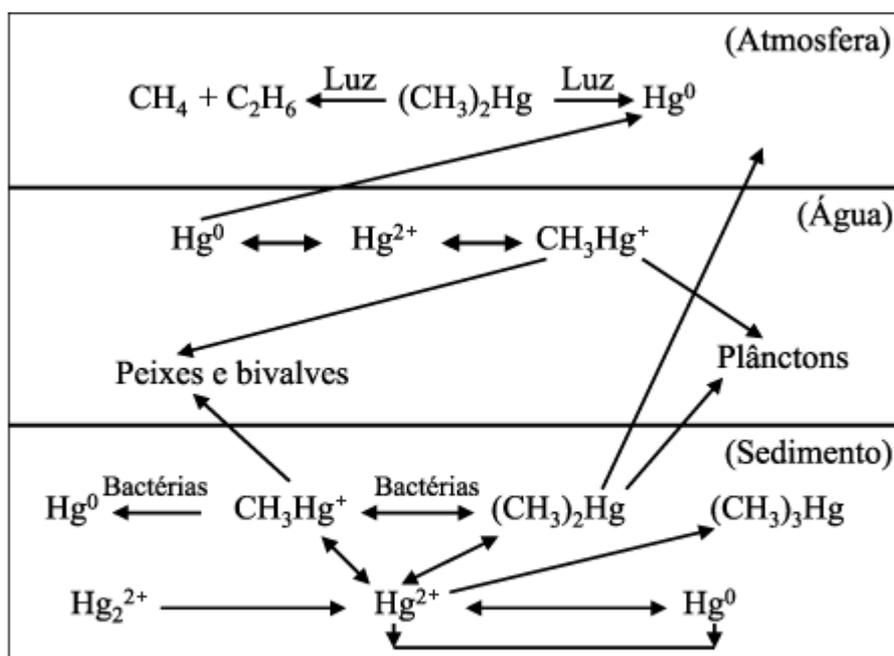


Figura 1. Ciclo do mercúrio em ambientes naturais
 Fonte: Bisinoti *et al.*, 2004.

MERCÚRIO EM ORGANISMOS AQUÁTICOS

O metilmercúrio é facilmente assimilado pela biota e é a forma mais encontrada na flora e fauna, sendo responsável pela maior parte das epidemias por envenenamento por mercúrio (WHO, 1976). Nos sistemas aquáticos, a acumulação de mercúrio em peixes e organismos bentônicos pode ter início na ingestão de alimento e/ou através de difusão pelas brânquias e pele. Após a exposição, por meio de uma destas vias, ocorrerá a bioacumulação nos tecidos. A posição na cadeia trófica que o peixe ocupa, assim

como o seu hábito alimentar e o local onde ele vive, acarretará concentrações maiores ou menores no organismo (Zhou & Wong, 2000).

O metilmercúrio (MeHg) é a forma predominante do mercúrio em peixes. Estudos realizados pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA) mostram que, na maioria dos peixes adultos, 90 a 100% do mercúrio se apresenta na forma orgânica (Bisinoti, 2004). Como consequência, a Agência recomenda que a análise química de mercúrio total seja usada para avaliar o risco por consumo de peixes locais, e que os resultados podem ser utilizados como se o mercúrio estivesse presente em 100% na forma de metilmercúrio, na função de conceder a melhor proteção possível à saúde humana (USEPA, 2001a).

A tabela 1 representa a comparação entre as concentrações de mercúrio dissolvido obtidas em alguns estudos da literatura.

Tabela 1: Concentrações de mercúrio dissolvido obtidas em alguns estudos da literatura.

Localidade	Concentrações (ng L ⁻¹)	Autor
Lago Michigan - USA	0,32	(Mason, 1997)
Davis Creek (rio contaminado com mercúrio da Califórnia)	10 - 34	(Gill, 1990)
Água anóxicas de lagos do Norte do Wisconsin - USA	15	(Bloom <i>et al.</i> , 1991)
Reservatório de piscicultura da China	8,1	(Bloom, 1994)
Rios do hemisfério norte	< 5	(Mason and Morel, 1993)
Rios e reservatórios da Guiana Francesa (apenas Hg(0) dissolvido)*	0,3 - 3,5	(Amouroux <i>et al.</i> , 1999)
Rio Tapajós	1,5	(Roulet <i>et al.</i> , 2000)
Rio Madeira	14	(Nriagu <i>et al.</i> , 1992)
Reservatórios do Norte do MT	230,4 (205,8)	Hacon et al, 2006

O MERCÚRIO NA SAÚDE HUMANA

Alguns exemplos de exposição são os consumos de peixes, ocupacional (indústrias farmacêuticas, indústrias de lâmpadas fluorescentes, indústrias de cloro-soda, garimpo), amalgamas dentárias, efluentes industriais, vacinas, agrotóxicos mercuriais, e outras infinidades de atividades ou produtos nos quais o metal é amplamente utilizado (UNEP, 2002; CETEM, 1991).

Nos episódios de envenenamento por metilmercúrio no Japão e no Iraque verificou-se que os efeitos mais severos ocorreram no desenvolvimento do feto afetando diretamente o cérebro e, conseqüentemente o sistema nervoso dos fetos e crianças em fase de amamentação, sendo que efeitos deletérios em adultos também foram observados (NRC, 2000).

O acidente em 1953, na Baía de Minamata no Japão, ocasionado pela empresa Chisso Fertilizer Co. Ltda ficou mundialmente conhecido e um sinônimo da contaminação por metilmercúrio. A empresa que produzia fertilizante, resinas sintéticas e plásticos obtinham como subproduto de produção do acetaldeído o metilmercúrio, que era despejado nas águas da baía de onde a população local retirava sua principal fonte de proteína, os peixes (Akagi *et al.*, 2001).

Não menos importante, no Iraque na década de 70 houve uma contaminação de agricultores e suas famílias devido à utilização de grãos, para a produção de pães caseiros, tratados com fungicidas a base de metil e etilmercúrio (Nascimento *et al.*, 2001).

Mais recentemente houve um acidente em Sorocaba, na Rede Ferroviária Federal S.A., quando 10 adolescentes se contaminaram com mercúrio metálico contido em um reator elétrico desativado, avariado por saqueadores de sucata de cobre (Bisinoti, 2001).

O metilmercúrio no alimento é rapidamente absorvido no trato gastrointestinal e lentamente eliminado pelo homem. É considerado estável no corpo humano e após absorção é distribuído para todos os tecidos em até seis dias. Possui uma meia vida biológica longa, de 44 a 80 dias e sua excreção é realizada pelas fezes, urina e leite materno (Bisinoti *et al.*, 2004).

A ANVISA, por meio da portaria n ° 685, de 27 de agosto de 1998 aprova o Regulamento Técnico: "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos" e seu Anexo: "Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos" e coloca como limites máximos de tolerância do contaminante inorgânico mercúrio para peixes predadores 1,0 mg/Kg e outros peixes e produtos de pesca 0,5 mg/kg .

De acordo com a World Health Organization (WHO/FAO) no Codex Alimentarius Guideline Level, o valor máximo de metilmercúrio recomendado para a ingestão de peixes é de 1,0 mg/kg para peixes predadores e 0,5 mg/kg para todos os outros peixes, para um consumo semanal de 400g de peixe. Todavia, no Brasil, para o caso da Amazônia, há um desacordo em relação a esses limites (Hacon *et al.*, 2003).

Antes de 1998 a legislação brasileira não diferenciava os peixes quanto seu hábito alimentar; porém, a partir de dados de pesquisa do IBGE (1995-1996), foi estabelecido o ranking de consumo anual e diário *per capita* e de pescado, com isso, a média total do consumo anual (3,021 kg.ano⁻¹) e diário (8,28 g.dia⁻¹) da população brasileira (IBGE, 2001). Entretanto, nesta pesquisa não foram consideradas as peculiaridades das regiões do Brasil, onde na região norte as populações ribeirinhas têm como principal fonte de proteína o peixe, chegando a consumir até 300g de peixe por dia. Com isso, o consumo de peixes carnívoros poderia representar um risco para a saúde humana, em especial para as gestantes e crianças (Hacon, 2000).

O metilmercúrio é altamente tóxico e tem como seu alvo principal o sistema nervoso. Em adultos, os primeiros sintomas que aparecem são inespecíficos, como parestesia, visão borrada e mal estar. Com o aumento da exposição, sinais como redução concêntrica do campo visual, disartria, zumbido, ataxia e por último, coma e morte (UNEP, 2002). Em crianças expostas a altos níveis de metilmercúrio durante a gravidez, o quadro clínico pode ser indistinguível de paralisia cerebral causada por outros fatores. Em casos mais brandos, os efeitos aparecem mais tarde durante o desenvolvimento psicomotor e mental. Em pesquisas em animais há evidências de genotoxicidade e efeitos nos sistemas imunológicos e reprodutivos (Wasserman *et al.* 2003).

Apesar de não haver sintomas clínicos associados à doença de Minamata adquiridos pelo consumo de peixes em ribeirinhos dos Rios Negro (Dórea *et al.*, 2004a) e Tapajó (Santos *et al.*, 2000), as características do metilmercúrio, como a capacidade de sofrer bioacumulação e biomagnificação, devem ser mais profundamente estudadas visto que, além dos sintomas específicos da doença de Minamata, estas populações podem apresentar quadros de intoxicação por mercúrio, ou apenas leves alterações neurológicas que possuem um difícil diagnóstico diferencial de outras patologias que também acometem o Sistema Nervoso (UNEP, 2002).

A preocupação com diagnósticos errôneos ou mal interpretados, ou até mesmo a falta de estrutura local para esses achados, podem estar mascarando achados clínicos importantes para o avanço nesta área. Não menos importantes, fatores como o alcoolismo e a desnutrição presentes em grande parte da região Amazônica são variáveis potencialmente confundidoras, tornando ainda mais complexo um diagnóstico efetivo (Vigisus, 2002).

Reconhecidamente, o mercúrio causa danos importantes à saúde humana, principalmente ao sistema nervoso, decorrentes de compostos orgânicos ou compostos

inorgânicos. Nos dias de hoje, no Brasil, os efeitos biológicos possuem uma relevância particular, tendo em conta o uso do metal em várias atividades econômicas, inclusive na mineração de ouro, bastante discutida na Amazônia (Gonçalves, 2004).

MERCÚRIO NA SAÚDE DO AMBIENTE

Nos peixes, o metilmercúrio possui uma persistência mais alta, devida sua lenta mobilização e o tempo de meia vida em torno de 1 a 3 anos em função da espécie. Eles absorvem Hg com facilidade e o acumulam mesmo quando expostos ao Hg^{2+} , provando que ocorre metilação dentro do animal (Nascimento *et al.*, 2001).

Experimentos revelaram que concentrações em músculo de 10-20 μ gHg/g ou mais, são letais e que concentrações de 1-5 μ gHg/g são subletais para os peixes (Niimi & Kisson, 1994). E que peixes expostos gerações após gerações podem se tornar mais vulneráveis, gerando importantes implicações para a avaliação das concentrações de Hg em peixes da Amazônia, porque estes estão expostos ao Hg por mais de duas décadas (Uryu, 2001).

O metilmercúrio pode afetar a reprodução dos peixes, reduzindo a produção de ovos, viabilidade do esperma, frequência de caça e a sobrevivência. Problemas de reprodução podem ter grandes efeitos na população demográfica destas espécies (Uryu, 2001).

Nas aves aquáticas os sintomas de envenenamento por metilmercúrio são a perda de peso, fraqueza e movimentos musculares incordenados, ocasionando dificuldades no vôo e no andar. O mercúrio nas fêmeas pode ser depositado nos ovos, como resultado de um mecanismo indireto de desintoxicação, causando a morte embrionária (Scheuhammer, 1987).

Golfinhos de rios da Amazônia, o boto (*Inia geoffrensis*), são classificados como espécies vulneráveis pela World Conservation Union (1996). O peixe é sua dieta principal, e suspeita-se que ele esteja ameaçado pela contaminação por mercúrio, mas não há informações sobre níveis tóxicos de Hg em dietas para esses animais, assim como para um outro predador de topo de cadeia, o jaguar (*Panthera onça*) cuja dieta inclui peixes e lontras (Uryu, 2001).

Concentrações de mercúrio em peixes carnívoros parecem ser suficientemente altas para causar intoxicação em animais nos níveis mais elevados da cadeia trófica na Amazônia. Isto significa que a vida selvagem na Amazônia está sofrendo ou em breve sofrerá com os efeitos negativos da contaminação por mercúrio.

BIOINDICADORES

Os bioindicadores constituem uma ferramenta eficiente nos estudos de avaliação de risco e impacto ambiental, pois conseguem realizar a detecção precoce dos efeitos reais que possam estar ocorrendo aos seres vivos em virtude da exposição aos poluentes ambientais.

Existem diversas definições para o termo bioindicadores, e para a finalidade deste estudo, a definição escolhida foi encontrada no estudo Linde *et al.*(2004) onde bioindicadores são definidos como qualquer resposta a um contaminante ambiental ao nível individual, medidos em um organismo ou matriz biológica, indicando um desvio do status normal que não pode ser detectado no organismo intacto. Ou seja, são medidas de fluidos corporais, células, tecidos ou medidas realizadas sobre o organismo completo, que indicam, em termos bioquímicos, celulares, fisiológicos, compartimentais ou energético, a presença de substâncias contaminantes ou a uma resposta do organismo alvo a elas.

Um bioindicador ideal deve sobreviver em ambientes saudáveis, mas também apresentar resistência relativa ao contaminante que está exposto. Outros aspectos que podem facilitar o desenvolvimento de um estudo é a abundância dessa espécie no ambiente e a facilidade em adaptar-se aos ensaios laboratoriais (AKAISHI, 2003).

Os bioindicadores mais utilizados são aqueles capazes de diferenciar entre oscilações naturais e estresse antrópico (Vieira, 2004). No caso do mercúrio, o peixe se torna um excelente bioindicador por diversos fatores, dentre eles ser a principal fonte de exposição para o homem, através da sua ingestão, e por apresentar bioacumulação e biomagnificação.

Os bioindicadores podem ser analisados a nível molecular, celular e ao nível individual. O citocromo P-450 e a acetilcolinesterase (AChE) são exemplos de bioindicadores em nível molecular, que podem ser utilizados para a avaliação da contaminação ambiental. Ao nível celular, o teste do micronúcleo e os testes baseados nas alterações de lisossomas e peroxissomas são os mais utilizados para uma avaliação. E ao nível individual, segundo diversos autores (Moura, 2004; Rocha *et al.*, 2005; Williams, 2000; Chase, 1946), são utilizados os parâmetros tamanho (em centímetro) e peso (em gramas) para calcular o fator de condição.

A ESPÉCIE HOPLIAS MALABARICUS

Os peixes são importantes recursos vivos, seja pelo seu potencial comercial, já que em vários países são a principal fonte de proteína da população, seja pelo aspecto ecológico, não menos importante para os ecossistemas aquáticos. Vários trabalhos utilizam estes vertebrados para avaliar efeitos tóxicos de diversos contaminantes, dentre eles os organofosforados, carbamatos e metais pesados (SILVA FILHO *et al.*, 2000).

A traíra é um peixe da ordem *Characiformes*, família *Erythrinidae* que possui corpo cilíndrico, com ligeira compressão lateral. A cor varia do negro na parte dorsal, ao pardacento na lateral que vai clareando até o ventre perfeitamente branco, notam-se manchas escuras e irregulares pelo corpo. A cabeça é achatada e a boca é larga, com maxilar inferior saliente (Figura 2). Possuem dentes fortes, principalmente quatro incisivos. Pode alcançar até 50 centímetros de comprimento (SANTOS, 1981). A traíra é uma espécie com ampla distribuição geográfica, que abrange todas as bacias hidrográficas da América do Sul (Farias, 2002).

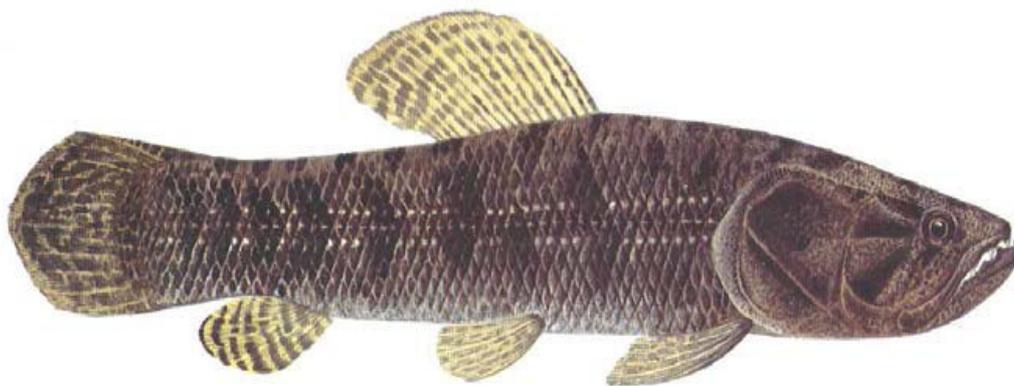
Segundo Hensley & Moody (1975), se os critérios para o sucesso de uma espécie for abundância e distribuição ampla, *H. malabaricus* pode ser considerada bem sucedida devido a sua grande plasticidade ecológica. Nos primeiros anos de seu desenvolvimento, as traíras são onívoras, alimentando-se de microcrustáceos, algas e insetos aquáticos e, na fase adulta, tornam-se essencialmente carnívoras, alimentando-se preferencialmente de peixes de pequeno porte, como os lambaris (*Astyanax* sp.) (Magalhães, 1931). É considerada um predador noturno, que se alimenta através de predação e emboscada (Almeida & Hahn, 1999; Paiva, 1972).

Devido ao fato da traíra ocupar níveis tróficos superiores da cadeia alimentar e de que vários trabalhos com esta espécie mostram uma intensa bioacumulação de metais pesados, esta tem se mostrado um excelente bioindicador de poluição ambiental nesses ecossistemas.

Esta espécie conta com uma resistência física privilegiada, capaz de afrontar variações climáticas das regiões que passa a habitar, vencendo o frio e calor intenso. A traíra pode sobreviver em ambientes pouco oxigenados, o que explica sua grande capacidade de dispersão e ajuste (FERNANDES *et al.*, 1993; SUNDIN *et al.*, 1999), além de apresentarem grande resistência aos períodos de privação de alimento (PAIVA

1972; 1974; MACHADO *et al.*, 1989; RIOS, 2001; RIOS *et al.*, 2002). No entanto, poucas informações sobre respostas metabólicas envolvidas nestes processos são encontradas na literatura (RIOS, 2001; RIOS *et al.*, 2002).

Figura 1 – Desenho representativo da traíra - *Hoplias malabaricus* (BRITZKI *et al.*, 1999).

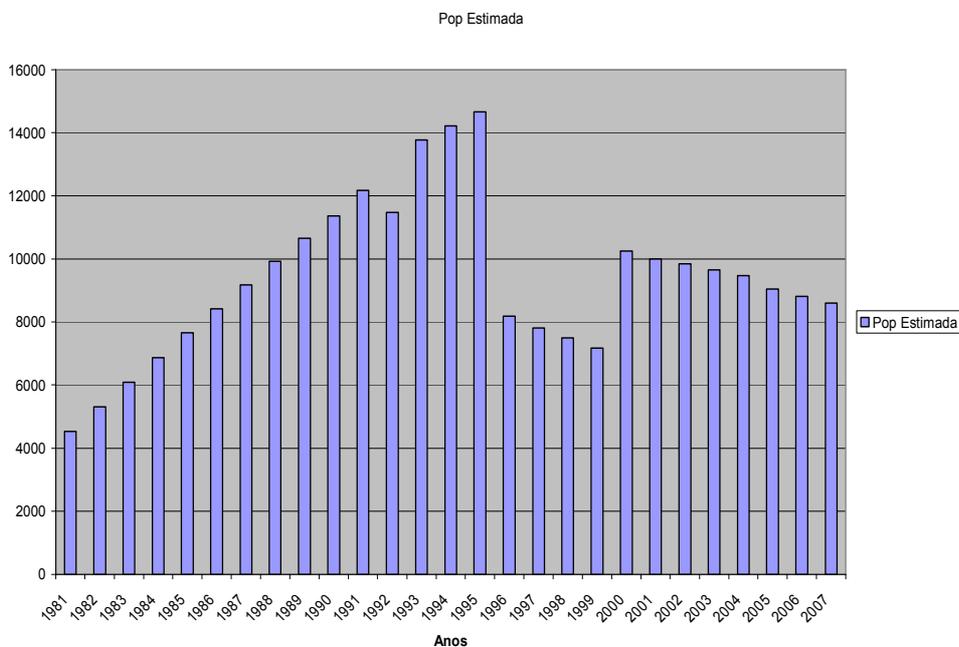


3- ÁREA DE ESTUDO

Durante as décadas de 80 até metade dos anos 90, na região norte do Mato Grosso, foram criados consideráveis passivos ambientais e sociais, conseqüente da exploração de ouro e o concomitante processo de contaminação por mercúrio. (Hacon *et al.*, 2003a).

Segundo Hacon (2003), a produção de ouro estimada durante os anos 80 até metade dos anos 90 foi de aproximadamente 100 a 360 toneladas na região norte do Mato Grosso. Nesse período, toda a região teve um desenvolvimento expressivo, com o aumento da economia local e um crescimento populacional intensos, estabilizando-se a partir de 2003, conforme ilustra a figura 2.

Figura 2 – Gráfico da população estimada do município de Paranaíta-MT, nos anos de 1981 a 2007.



Fonte: DATASUS, 2007

A produção do ouro no Brasil por processos rudimentares representou cerca de 80% da produção brasileira de ouro no período anterior a 1988 e corresponde, atualmente, a não mais do que 20% (DNPM, 2007). Sua atividade se concentra, em grande parte, na Amazônia. O processo de extração do ouro é completamente assistemático e varia de acordo com o tipo de depósito aurífero: se depósito primário (superfície) ou depósitos secundários (minas).

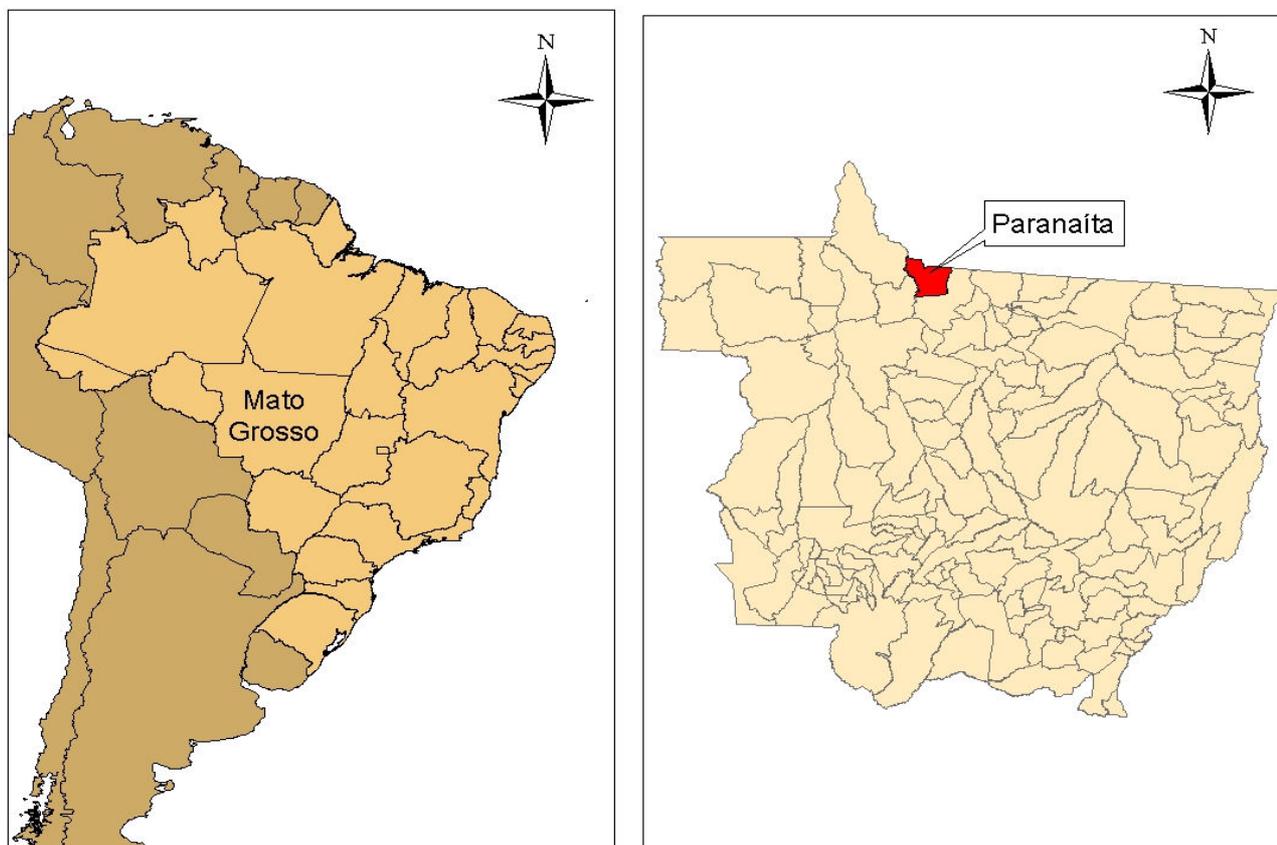
O ouro extraído da região norte do Mato Grosso é de depósitos primários, ou seja, obtido pelo processo de quebra de barrancos, por meio de jatos d'água que formaram grandes crateras, algumas com mais de 40 metros de profundidade (Farias, 2002).

As maiores restrições à atividade garimpeira estão relacionadas exatamente aos impactos ambientais dela decorrentes (poluição por mercúrio, aumento da turbidez dos rios, assoreamento etc.), além dos aspectos legais impostos pela legislação mineral específica (Lei 7.805/89), quanto à proibição do garimpo como atividade individual, só admitindo-se a atividade por cooperativa, embora a legislação não venha sendo cumprida como determina a Lei, especificamente em áreas de grande concentração de garimpeiros.

A região de Alta Floresta, localizada na porção norte do estado do Mato Grosso, tem sua área urbana situada (09°52` S; 56°06`W, altitude 288m) a 800 km da capital do estado (Cordeiro *et al*, 2002). Foi considerada o segundo maior centro de comercialização de ouro no Brasil, alcançando 4 toneladas em 1995 (DNPM, 2007).

O município de Paranaíta, área geográfica analisada neste estudo, vizinho ao município de Alta Floresta, foi alvo de extensa exploração de ouro. Este município do estado de Mato Grosso possui uma área de 4849 km². Localiza-se a uma latitude de 09°39'53" sul e a uma longitude de 56°28'36" oeste, estando a uma altitude de 249 metros (IBGE, 2007).

Figura 3- Mapa do município de Paranaíta/MT.



Fonte: município de Paranaíta – MT.

A exploração de ouro no município ocorreu no garimpo de aluvião, onde realizava-se o processo de quebra de barrancos por meio de jatos d'água, formando grandes crateras/cavas (figura 4), algumas com mais de 40 metros de profundidade.



Figura 4 – cava de garimpo de aluvião
Foto de Renato Farias

A figura 5 apresenta este mesmo passivo, só que agora já preenchido por água, formando uma área produtiva para a atividade de piscicultura.



Figura 5 - Piscicultura
Foto de Renato Farias

A Piscicultura Pappen iniciou suas atividades de criação e comercialização de peixes no ano de 2000, quando possuía uma área total destinada ao cultivo de 140.000

m² (figura 4 e 5); hoje sua extensão chega a 400.000m² e ainda possui projetos de ampliação. É atualmente a maior piscicultura de toda a região norte do Mato Grosso, com uma produção de 140 toneladas de peixes por mês.

Possui uma fábrica de ração própria (figuras 6 e 7), que foi totalmente construída com a reutilização de objetos como motores de veículos, pedaços de metais e madeiras que seriam descartados e possui também um projeto para a construção de seu próprio frigorífico.



Figura 6 - Fábrica de ração (aparelho de produção)
Foto de Taliha Perez



Figura 7 – Fábrica de ração (processo de embalagem)
Foto de Taliha Perez

Na piscicultura é realizado o processo de reprodução induzida onde, segundo o proprietário, há uma taxa de quase 100% de nascimento, sem que se perca uma única larva (figura 8 e 9).



Figura 8 - Tanques para desova
Foto de Taliha Perez



Figura 9 - Tanques berçários.
Foto de Taliha Perez

A alimentação oferecida é exclusivamente ração extrusada ou peletizada, dependendo da espécie e da fase de vida do pescado. No local é realizada a reprodução, alevinagem e processo de engorda dos peixes.

O proprietário, após assistir uma palestra realizada por profissionais da UNEMAT, decidiu realizar o processo de compostagem (figura10) das vísceras dos peixes que são limpos no local. **Compostagem** é o conjunto de técnicas aplicado para controlar a decomposição de materiais orgânicos, com a finalidade de obter, no menor tempo possível, um material estável, rico em húmus e nutrientes minerais; com atributos físicos, químicos e biológicos superiores (sob o aspecto agrônômico) àqueles encontrados na(s) matéria(s) prima(s) originais(wikipedia.org). A produção desta piscicultura é basicamente vendida para a região norte do Mato Grosso.



Figura 10 – Composteira.
Foto de Taliha Perez

ARTIGO

**Avaliação da contaminação de
Hoplias malabaricus (Traíra) como bioindicadora de saúde ambiental em
pisciculturas em áreas de garimpo. Estudo de caso município de Paranaíta – MT**

TALIHA D. PEREZ
SANDRA HACON

Avaliação da contaminação de *Hoplias malabaricus* (Traíra) como bioindicadora de saúde ambiental em pisciculturas em áreas de garimpo. Estudo de caso município de Paranaíta – MT

Assessment of contamination of *Hoplias malabaricus* (traíra) as bioindicator of environmental health in fish farms in areas of gold mining. Case study city of Paranaíta - MT

Taliha Perez¹
Sandra Hacon¹

¹ Departamento de Endemias
Escola Nacional de Saúde Pública- ENSP/ FIOCRUZ
Rua Leopoldo Bulhões 1480, Rio de Janeiro, RJ 21041-210
talihavet@gmail.com

Resumo

O mercúrio total foi quantificado em 133 peixes da espécie *Hoplias malabaricus* (Traíra), originária da piscicultura de maior expressão econômica do município de Paranaíta, região norte do Mato Grosso. Esta piscicultura se estabeleceu sob passivo ambiental de garimpo de ouro, como uma alternativa ambiental e econômica para a região após o declínio acentuado da atividade garimpeira. Desde a década de 80 até meados da década de 90 a corrida do ouro na região Amazônica tem causado sérios danos ambientais para um dos mais complexos ecossistemas na Terra. Principalmente devido à toxicidade do mercúrio para os humanos este problema tem recebido uma atenção pública ampla. Apesar de estes estudos terem envolvido amostras de peixes, os efeitos negativos da contaminação por mercúrio para os próprios peixes e outras formas de vida selvagem têm sido largamente ignorados. Para avaliar os níveis mais atuais de mercúrio em peixes e suas implicações na saúde ambiental foram coletados e examinados dados das concentrações de mercúrio no ano de 2005. O intervalo encontrado foi de 9,00µgHg/kg a 520µgHg/kg, e do ponto de vista de saúde pública estão abaixo dos limites de tolerância brasileiros, de 1,0mgHg/kg.

Palavras-chave: mercúrio, traíra, *Hoplias malabaricus*, piscicultura, saúde ambiental.

1-Introdução

Hoje em dia, um número maior de pessoas vê a degradação ambiental como uma ameaça à saúde e ao bem estar social. Os problemas relativos aos contaminantes ambientais estão de uma forma ou de outra, associados ao crescimento industrial, e estes têm contribuído para por em perigo ou causar danos à saúde do homem e dos ecossistemas.

O acidente em 1953, na Baía de Minamata no Japão, ocasionado pela empresa Chisso Fertilizer Co. Ltda ficou mundialmente conhecido e um sinônimo da contaminação por metilmercúrio (Akagi *et al.*, 2001). No Iraque na década de 70, houve uma contaminação de agricultores e suas famílias devido à utilização de grãos, para a produção de pães caseiros, tratados com fungicidas a base de metil e etilmercúrio (Nascimento *et al.*, 2001).

Durante as últimas décadas a eliminação não controlada de mercúrio no ambiente, originário de processos industriais, hospitalares, domésticos e atividades garimpeiras tem resultado em um aumento no interesse das sociedades para os problemas de saúde resultantes desta contaminação.

Na Amazônia, a atividade garimpeira teve seu ápice na década de 80 quando a produção de ouro de origem primária, ouro de aluvião, chegou oscilar de 200-300 toneladas/ano (Hacon, 2003).

A corrida do ouro acarretou passivos socioambientais que perduram, sendo a marca da exploração mineral na região Amazônica. A atividade garimpeira na região norte de Mato Grosso na Amazônia Legal, deixou um grande passivo ambiental, dando origem a novas atividades econômicas, como a piscicultura estruturada em cavas de garimpo. Alguns passivos na região norte de Mato Grosso passaram a ser uma alternativa ambiental e social na ocupação de áreas degradadas deixadas pelo garimpo do ouro. Porque além de ser uma atividade econômica que gera renda e crescimento para a região, funciona também como um destino para as cavas de garimpos, onde houve uma perda da cobertura vegetal e desestruturação do solo, tornando inviável a utilização do mesmo para a pecuária e a agricultura.

O metilmercúrio é altamente tóxico e tem como seu alvo principal o Sistema Nervoso. Verificou-se que os efeitos mais severos ocorreram no desenvolvimento do feto afetando diretamente o cérebro e, conseqüentemente o sistema nervoso dos fetos e crianças em fase de amamentação, porém efeitos deletérios em adultos também foram

observados (NRC, 2000). O metilmercúrio é um elemento comprovadamente mutagênico e teratogênico (Vieira, 2004).

Para o homem a via de exposição mais importante é através da ingestão de peixes contaminados. Esta preocupação se torna maior quando falamos de populações ribeirinhas da Amazônia, onde a principal fonte de proteína para estas populações e para as que vivem em áreas urbanas de baixa renda é o peixe, e com isso o consumo de peixes carnívoros pode representar um risco para a saúde humana, em especial para as gestantes e crianças (Hacon, 2000).

O metilmercúrio (MeHg) é a forma predominante do mercúrio em peixes. Estudos realizados pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA) mostram que, na maioria dos peixes adultos, 90 a 100% do mercúrio se apresenta na forma orgânica (Bisinoti, 2004). Como consequência, a Agência recomenda que a análise química de mercúrio total seja usada para avaliar o risco por consumo de peixes locais, e que os resultados podem ser utilizados como se o mercúrio estivesse presente em 100% na forma de metilmercúrio, na função de conceder a melhor proteção possível à saúde humana (USEPA, 2001a).

Nos peixes o metilmercúrio possui uma persistência mais alta, devida sua lenta mobilização e o tempo de meia vida em torno de 1 a 3 anos em função da espécie (Bisinoti *et al.*, 2004). O metilmercúrio pode afetar a reprodução dos peixes reduzindo a produção de ovos, viabilidade do esperma, frequência de caça e a sobrevivência. Problemas de reprodução podem ter grandes efeitos na população demográfica destas espécies (Uryu, 2001).

Os maiores teores de MeHg são encontrados em peixes que se encontram no topo da cadeia trófica (peixes carnívoros), como a espécie utilizada neste estudo (a traíra espécie *Hoplias malabaricus*). Isto se deve ao processo de biomagnificação que é caracterizado pela transferência de MeHg acumulado no primeiro nível trófico (os produtores) para os consumidores, sendo que quanto mais longa for a cadeia, maior será a concentração acumulada pelo consumidor final (Cabana *et al.*, 1994).

Diversos estudos demonstram a preocupação com os efeitos da exposição ao Hg na Amazônia quando relacionado à saúde da população humana, porém, poucos se preocupam em avaliar os riscos dos efeitos adversos deste metal no ecossistema natural. Comparativamente aos efeitos no homem, baixas concentrações de metilmercúrio afetam a saúde e a reprodução dos peixes e outras vidas selvagens podendo resultar nas respectivas mortes. Assim, a contaminação de Hg em peixes é uma fonte potencial de

problemas não apenas para estes organismos, mas também para outros animais, que como o homem, ocupam o topo da cadeia trófica (Uryu et al. 2001).

As aves aquáticas também são predadores vulneráveis. Os efeitos do Hg mesmo em níveis subletais possuem grande importância e é essencial que ocorram programas de monitoramento para avaliação da posição principalmente neste estágio. Efeitos subletais incluem distúrbios de reprodução, da função imunológica e de comportamento, além de mortalidade embrionária (Scheuhammer, 1987).

Os peixes são úteis para medir a degradação ambiental por que:

- são sensíveis a ampla faixa de estresses diretos;
- integram os efeitos adversos, por dependerem do meio para sua reprodução, sobrevivência e crescimento;
- têm ciclo relativamente longo e refletem o estresse ambiental de longo prazo e;
- com o aumento da degradação, a riqueza de espécies, o número de espécies intolerantes e o número de especializados tróficos diminuem, enquanto o número de generalistas tróficos (omnívoros) ou o predomínio de espécies tolerantes, aumenta (Vieira, 2004).

Aqui utilizamos a espécie *Hoplias Malabaricus* como bioindicadora da contaminação por mercúrio por esta ser altamente difundida na região, por estar presente em quase todas as pisciculturas, ser um dos peixes mais consumidos para a subsistência das comunidades rurais e um dos mais encontrados em território Nacional (originário do Brasil). A qualidade de sua carne é muito boa, é um peixe carnívoro, de médio porte e possui alta capacidade de sobrevivência em baixo pH e Oxigênio dissolvido (Farias, 2002).

Um bioindicador ideal deve sobreviver em ambientes saudáveis, mas também apresentar resistência relativa ao contaminante que está exposto. Outros aspectos que podem facilitar o desenvolvimento de um estudo é a abundância dessa espécie no ambiente e a facilidade em adaptar-se aos ensaios laboratoriais (AKAISHI, 2003).

A determinação de parâmetros biológicos selecionados, que são conhecidos por variar em resposta aos efeitos tóxicos de poluentes, vem sendo constantemente recomendada para avaliar o estado de saúde ambiental de ecossistemas aquáticos. Estes parâmetros biológicos são conhecidos como indicadores biológicos ou bioindicadores (Viarengo et al., 2000).

Bioindicadores são definidos como qualquer resposta a um contaminante ambiental ao nível individual, medidos no organismo ou matriz biológica, indicando um desvio do status normal que não pode ser detectado no organismo intacto. Ou seja, são medidas de fluidos corporais, células, tecidos ou medidas realizadas sobre o organismo completo, que indicam, em termos bioquímicos, celulares, fisiológicos, compartimentais ou energético, a presença de substâncias contaminantes ou a magnitude da resposta do organismo alvo (Linde *et al.*, 2004).

As duas características mais importantes dos bioindicadores são: a) permitem identificar as interações que ocorrem entre os contaminantes e os organismos vivos; b) podem possibilitar a mensuração de efeitos sub-letais. Esta última característica permite por em prática ações remediadoras ou preventivas. Daí a importância e o interesse de incorporação da análise de bioindicadores em programas de avaliação de contaminação ambiental (Castilho *et al.*, 2004).

A relação entre peso e comprimento corporal permite calcular o grau de bem estar do peixe (fator de condição).

Este estudo tem os seguintes objetivos: 1 – Avaliar a contaminação da espécie bioindicadora traíra ao nível individual em relação ao mercúrio; 2 - Correlacionar os valores das concentrações de Hg total encontradas no município de Paranaíta nos anos de 2000 e 2005; 3 - Correlacionar e discutir as concentrações encontradas com os valores que a ANVISA, a WHO e a EPA colocam como limites máximos de tolerância do mercúrio em peixes (não predadores) 0,5 mg de MeHg/kg e para peixes predadores 1,0 mg/Kg e 4 - Verificar a correlação entre as variáveis biométricas peso e comprimento na espécie e a concentração de Hg 5 - Calcular e comparar o fator de condição das amostras coletadas nos anos de 2000 e 2005.

2 - MÉTODOS

2.1- DESENHO DE ESTUDO

O desenho de estudo realizado é um estudo transversal, objetivando estimar a média da concentração de mercúrio total presente na espécie *Hoplias malabaricus* na piscicultura de maior expressão no município de Paranaíta – MT, e seu impacto toxicológico no consumo pelas comunidades rurais.

2.2- ÁREA DE ESTUDO E ESCOLHA DA PISCICULTURA

Foi realizado um levantamento junto à prefeitura municipal de Paranaíta, relacionado ao cadastro dos agricultores que atuavam na atividade de criação de peixes em suas propriedades. Este levantamento teve por objetivo a identificação das propriedades existentes no município de Paranaíta, que possuíam algum sistema de cultivo de peixe (VIGISUS, 2003).

A Piscicultura Pappen iniciou suas atividades criação e comercialização de peixe no ano de 2000 quando possuía uma área total destinada ao cultivo de 140.000 m² (figura 1) hoje sua extensão chega a 400.000m² e ainda possui projetos de ampliação. É atualmente a maior piscicultura de toda a região norte do Mato Grosso com uma produção de 140 toneladas de peixes por mês.

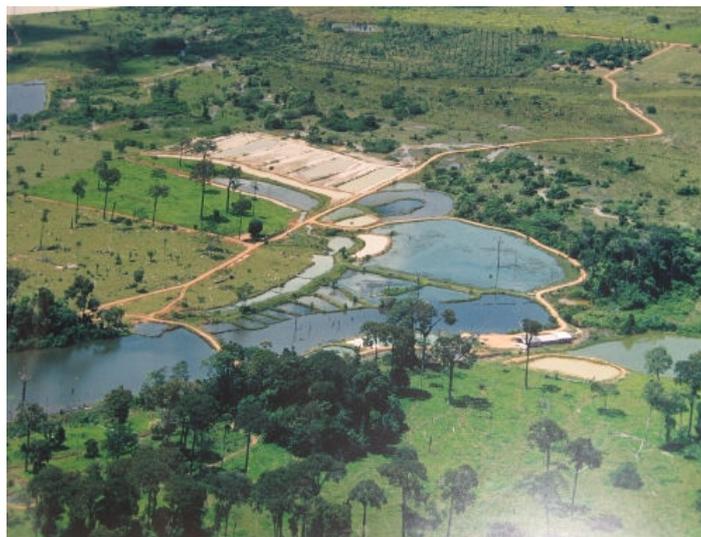


Figura 1- Piscicultura Pappen em 2000.
Foto de Roque Pappen

2.3- COLETA DAS AMOSTRAS DE PEIXES

A espécie de peixe selecionada como bioindicadora de contaminação foi a traíra (*Hoplias malabaricus*), por ser uma espécie altamente difundida na região, realizar sua reprodução naturalmente em locais lânticos (água parada), ser a mais consumida pela população local, inclusive por ter baixo valor econômico (VIGISUS, 2002).

A coleta das amostras de peixes foi realizada por meio de uma rede de arrasto, durante a época de seca. Foram coletadas 133 amostras da espécie Traíra (*Hoplias malabaricus*). Nos peixes coletados, foram aferidos o peso, o comprimento (padrão e total), a data e o local de coleta. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo e armazenadas em um freezer.

Todas as amostras foram coletadas no mesmo dia, na mesma piscicultura porém em diversos tanques diferentes e eram alimentadas da mesma forma através de ração extrusada ou peletizada, dependendo da idade do animal, para evitar viés de confundimento quando analisarmos o fator de condição relacionado à concentração de Hg no peixe.

No laboratório local da UNEMAT (Universidade do Estado do Mato Grosso), foi confirmado o comprimento total e peso de cada amostra e, em seguida, os peixes foram eviscerados e limpos.

2.4- ANÁLISE LABORATORIAL

A análise laboratorial foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC/RJ) por espectrometria de absorção atômica pela técnica de vapor frio (Campos, 1988), no Espectrofotômetro de absorção atômica modelo AA5 fabricado pela VARIAN.

2.5- ANÁLISE DA SAÚDE

A análise da saúde ambiental foi realizada ao nível apenas individual da espécie bioindicadora. Ao nível individual, os parâmetros mais comuns a serem levados em conta quando se estudam populações de peixes são o tamanho e o peso dos peixes, já que fornecem um indicativo do estado de saúde geral dos mesmos. Outro parâmetro útil, que relaciona os dois anteriores é o chamado fator de condição. O fator de condição é calculado pela fórmula : $\text{peso} \times 100 / \text{tamanho}^b$, onde o peso se dá em gramas e o tamanho em centímetros. O fator de condição é usualmente representado pela letra K,

quando os peixes forem mensurados no sistema métrico de comprimento e peso, e a fórmula utilizada é: (Williams,2000):

$$K = \frac{100W}{L^3}$$

Onde W = peso em gramas

L = comprimento padrão em cm

2.6- ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística descritiva preliminar da concentração de Hg foi feita no programa Excel, para um intervalo de confiança de 95%, após análise do gráfico de dispersão da concentração de mercúrio encontrada nas amostras.

3 – RESULTADOS

Os valores mínimo, médio, máximo e desvio padrão de Hg total encontrados na musculatura dos peixes oriundos das pisciculturas do município de Paranaíta, coletadas nos anos de 2000 e 2005 encontram-se na tabela abaixo:

Ano da Coleta	Local da coleta (piscicultura e município)	(n)	Média Hg (mg/kg)	Desvio Padrão (mg/kg)	Mín. – Máx. (mg/kg)
2005	Pappen - Paranaíta	133	0,127	0,081	0,009 - 0,520
2000	Paranaíta	12	0,437	0,221	0,240 – 0,820

Como podemos observar, apesar do número menor de amostras coletadas no ano de 2000, os valores encontrados neste ano foram significativamente superiores aos valores encontrados nas amostras de 2005. A média da concentração de Hg total no ano de 2000 era de 0,437 mg/kg de peixe, valores estes bem próximos aos valores limites máximos relatados pela OMS, ANVISA e EPA. Já no ano de 2005, estas concentrações tiveram uma redução destes valores, o que possivelmente é explicado pela diminuição na utilização do metal na região e/ou pela capacidade de resiliência do ambiente.

Alguns estudos já utilizaram a traíra como bioindicadora da contaminação por mercúrio, e demonstraram a elevada concentração deste metal em várias regiões do Brasil (Tabela 2).

Tabela 2- Alguns estudos que utilizaram a Traíra como bioindicador

Local	n	Média Hg	Desvio Padrão	Referência
Paranaíta - MT	133	0,13 mg/kg	0,081	Este Estudo
Paranaíta - MT	12	0,44 mg/kg	0.221	Hacon <i>et al.</i> 2002
Tucuruí - PA	177	0,44 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0,30	Santos, 2002
Itaituba	21	0,85 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0,37	Uryu <i>et al.</i> ,2001
Tapajós	13	0,16 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0,10	Uryu <i>et al.</i> ,2001
Alta Floresta - MT	02	0,18 mg/kg	0.155	Hacon <i>et al.</i> 2002
Nova Bandeirantes - MT	16	0,41 mg/kg	0.215	Hacon <i>et al.</i> 2002
Nova Monte Verde - MT	02	0,15 mg/kg	0.111	Hacon <i>et al.</i> 2002
Matupá - MT	05	0,46 mg/kg	0.142	Hacon <i>et al.</i> 2002
Cachoeira do Pirai - PA	35	270,37 nmol/g	151.20	Lima <i>et al.</i> 2004.
Florianópolis - SC	03	0,26 mg/kg	0.029	Kitahara <i>et al.</i> 2006
Rio Negro - AM	24	120,1 – 1,59 ng/g	-	A.C. Barbosa <i>et al.</i> 2003
Santarém -	06	0,13 mg/kg	-	Uryu <i>et al.</i> 2001
S. Luís do Tapajós	01	0,55 mg/kg	-	Uryu <i>et al.</i> 2001
Rio Rato	01	1,11 mg/kg	-	Uryu <i>et al.</i> 2001
Jacareacanga	02	0,72 mg/kg	-	Uryu <i>et al.</i> 2001
Rio Teles Pires	02	0,82 mg/kg	-	Uryu <i>et al.</i> 2001
Bariri e Barra Bonita SP	129	< 0,5 mg/kg	-	Moura, 2004

Com relação à análise da saúde dos peixes (fator de condição), este foi calculado pela fórmula $K = \text{Peso} \times 100 / \text{comprimento}^{\text{padrão } b}$. Os valores do coeficiente de regressão (b) para peixes geralmente variam em torno de 3,0 (crescimento isométrico), na relação entre o peso e o comprimento. Usualmente se utiliza $b = 3$ quando o crescimento é isométrico, isto é o peso aumenta com o comprimento elevado ao cubo, e quando $b < 3$, o incremento é devido ao peso, e quando $b > 3$, o incremento é devido ao comprimento (Rocha *et al.*, 2005).

Segundo Junior *et al.* (2004) não há um consenso entre autores sobre o procedimento mais adequado para o cálculo do coeficiente (b), porém após estudos ele concluiu que a utilização de um valor (b) para cada amostra ou subamostra provoca

distorção nos valores do fator de condição. Com isso, nossos cálculos foram realizados com um coeficiente de regressão (b) fixo igual a 3.

O fator de condição pode variar em ambas as direções, a partir do valor normal, em resposta ao aporte nutricional, doenças, temperatura, densidade e contaminantes químicos (Rocha *et al.*, 2005). Neste estudo tentamos controlar os fatores citados acima, capturando as amostras todas em um mesmo local e no mesmo dia, só restando então à concentração de mercúrio e o estado de saúde dos peixes.

Conforme mostrado no figura 2 e 3, os valores de K encontrados nas amostras de traíras coletadas nos anos de 2005 e 2000, foram superiores ao valor 1 (K=1), que segundo Vazzoler (1996) seria o indicador quantitativo do bem estar do peixe. Entretanto, se este valor for inferior a 1,0 houve prejuízo do mesmo.

Figura 2 - K – Fator de Condição das 133 amostras coletadas no ano de 2005 .

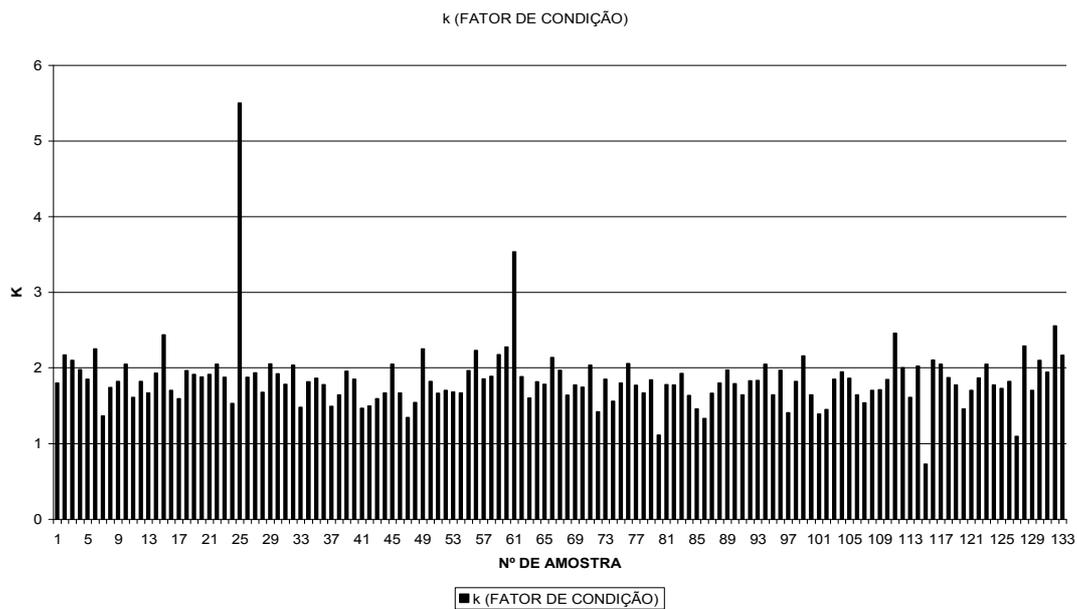
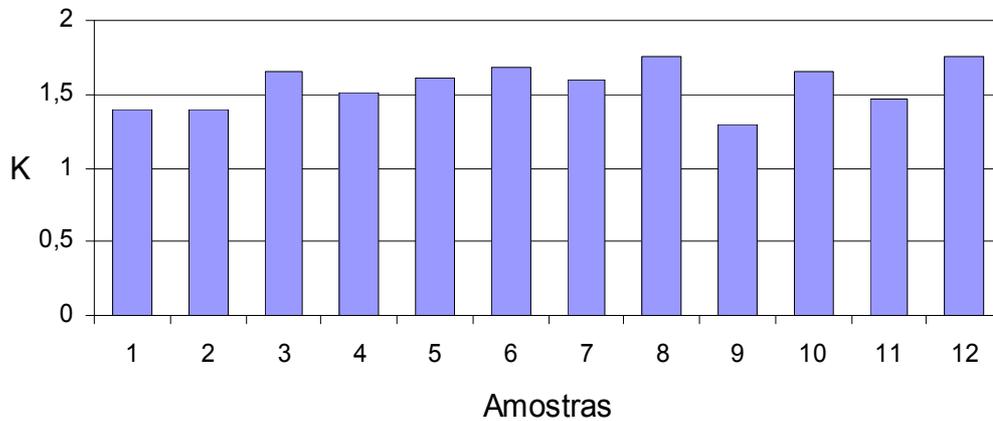


Figura 3- K – Fator de Condição das 12 amostras coletadas no ano de 2000 .

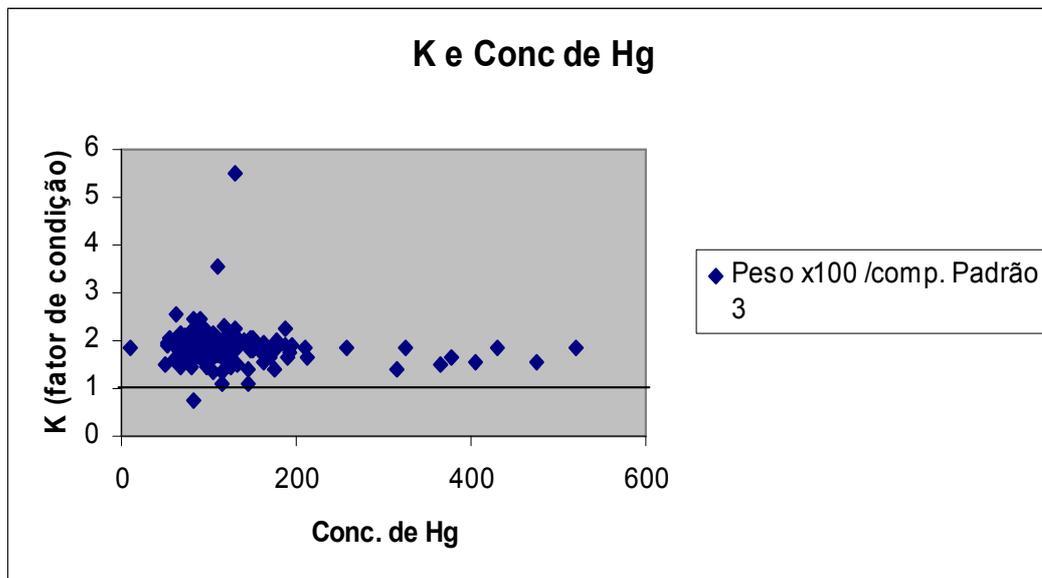
Fator de Condição das amostras do ano de 2000



Apenas 1 amostra coletada no ano de 2005 apresentou valor de $K < 1$, que pode ser explicado por algum tipo de doença, aporte nutricional deficiente ou outros.

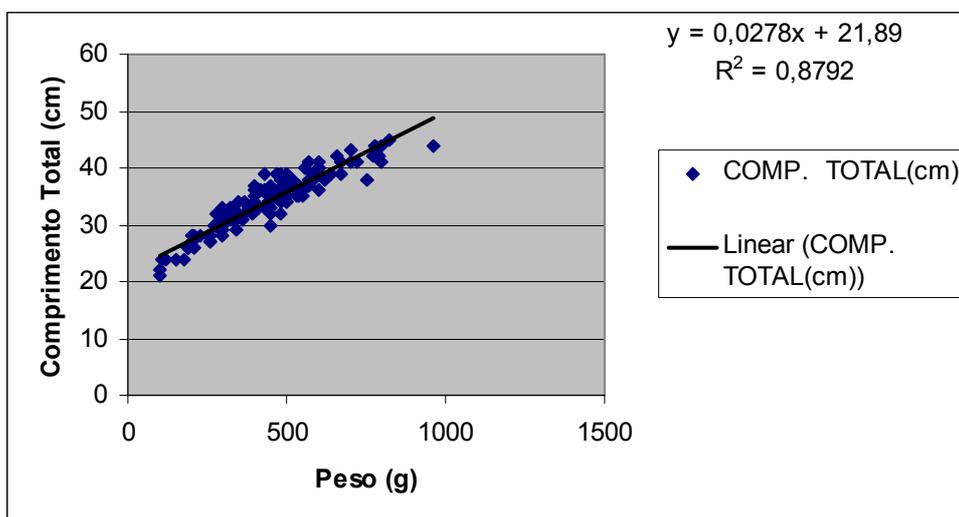
Quando analisamos o fator de condição relacionado com a concentração de mercúrio encontrada em cada amostra (figura 4), verificou-se que a quantidade de mercúrio encontrada na única amostra que apresentou o fator de condição inferior a 1 (um), não possui altas concentrações do metal. Apenas confirmando que não há ligação entre estes dois fatores nesta amostra.

Figura 4 - K – Fator de Condição das 133 amostras X Concentração de Hg



Conforme esperado há uma relação linear entre as variáveis: peso e comprimento. A figura 5 apresenta a regressão linear e como podemos ver quase 88% dos resultados da função são explicados pela função descrita.

Figura 5 – Comprimento total (cm) x Peso (g)



Já foi observado que quanto maior o peso e o comprimento dos peixes, maior sua concentração de mercúrio total no seu tecido muscular (Castro, 1991; Thornton *et al.*, 1996), porém como vemos nos figura 6 e 7, não foi possível estabelecer uma correlação entre estas variáveis neste estudo.

Figura 6 – Concentração de Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$) x Peso (g)

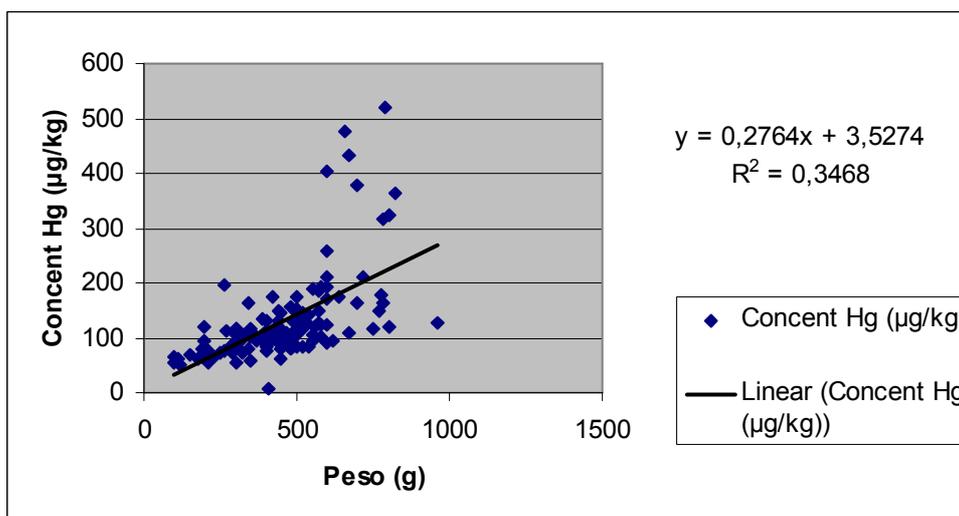
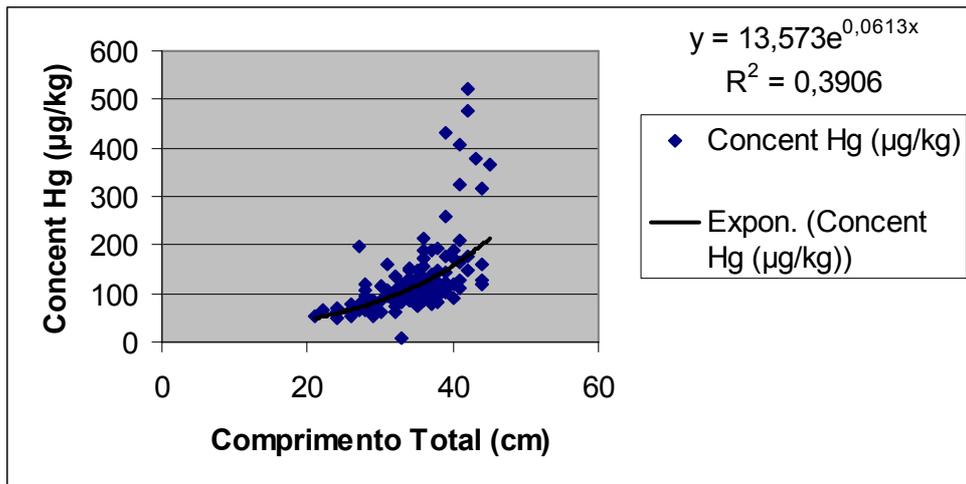


Figura 7– Concentração de Hg (µg/kg) x Comprimento total (cm)



4 – DISCUSSÃO

A ANVISA por meio da portaria n ° 685, de 27 de agosto de 1998 aprova o Regulamento Técnico "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos" e seu Anexo: "Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos" e coloca como limites máximos de tolerância do contaminante inorgânico mercúrio para peixes predadores 1,0 mg/Kg e peixes e produtos de pesca (exceto predadores) 0,5 mg/kg .

Porém, estes valores foram estabelecidos a partir de dados de pesquisa do IBGE em apenas 11 cidades brasileiras, que instituíram o ranking de consumo de pescado anual e diário *per capita* (tabela 2).

Ranking de consumo	Área pesquisada	Consumo anual <i>per capita</i> (kg.ano ⁻¹)	Consumo diário <i>per capita</i> (g.dia ⁻¹)
1º	Belém	13,96	38,25
2º	Salvador	4,61	12,62
3º	Recife	4,25	11,66
4º	Fortaleza	4,12	11,30
5º	Rio de Janeiro	3,43	9,40
6º	São Paulo	2,49	6,81
7º	Brasília	2,00	5,65
8º	Curitiba	1,79	4,91
9º	Belo Horizonte	1,54	4,22
10º	Porto Alegre	1,45	3,99
11º	Mun. Goiânia	1,07	2,94
Média total		3,02	8,28

Como se pode observar, as áreas estudadas são cidades grandes, pertencentes aos maiores e mais desenvolvidos Estados brasileiros e que não mostram a realidade das pequenas comunidades e populações ribeirinhas, principalmente na Amazônia Legal. A principal fonte de proteína para as populações ribeirinhas da Amazônia e para as áreas urbanas de baixa renda é o peixe e, com isso, o consumo de peixes carnívoros pode representar um risco para a saúde humana, em especial para as gestantes e crianças (Hacon, 2000), apesar dos resultados encontrados estarem em sua maioria bem abaixo dos permitidos pela legislação.

De acordo com a World Health Organization (WHO/FAO) no Codex Alimentarius Guidline Level o valor máximo recomendado para a ingesta de metilmercurio em peixes é de 1,0 mg/kg para peixes predadores e 0,5 mg/kg para todos

os outros peixes, para um consumo semanal de 400g de peixe. Todavia, no Brasil, para a Amazônia há um desacordo em relação a esses limites (Hacon et al.,2003).

Apesar de os valores de concentração de Hg encontrados neste estudo estarem em sua maioria abaixo do limite estabelecido pelos órgãos de saúde, a média encontrada de 120 $\mu\text{gHg/kg}$ e com um desvio padrão de 83 $\mu\text{gHg/kg}$, se mostraram extremamente elevadas para a biota aquática.

Experimentos revelaram que concentrações em músculo de 10-20 $\mu\text{gHg/g}$ ou mais são letais e que concentrações de 1-5 $\mu\text{gHg/g}$ são subletais para os peixes (Niimi & Kisson, 1994). E que peixes expostos gerações após gerações podem se tornar mais vulneráveis, gerando importantes implicações para a avaliação das concentrações de Hg em peixes da Amazônia porque estes estão expostos ao Hg por mais de duas décadas (Uryu, 2001).

4- CONCLUSÃO

Apesar dos níveis médios de Hg encontrados estarem em grande parte abaixo dos limites estabelecidos para consumo humano (0,5 mgHg/kg), existem muitos que estão acima daqueles estabelecidos para a conservação da vida aquática (0,01mgHg/kg), e podem representar um risco, devido seus processos de bioacumulação e biomagnificação (Moura, 2004).

Concentrações de mercúrio em peixes carnívoros parecem ser suficientemente altas para causar intoxicação em animais nos níveis mais elevados da cadeia trófica na Amazônia. Isto significa que a vida selvagem na Amazônia está sofrendo ou em breve sofrerá com os efeitos negativos da contaminação por mercúrio.

A possibilidade da contaminação por metais pesados atingir animais e, por conseguinte, o homem, conduz a um potencial risco de saúde pública, pelo consumo de produtos e/ou subprodutos de origem animal contaminados, conforme mencionam diversos autores (Junqueira, 1993; Campos Neto e Marçal, 1996).

Nesta temática, a responsabilidade do Médico Veterinário na preservação do meio ambiente e na proteção da saúde dos animais que servirão de alimento ao homem vem crescendo como conteúdo acadêmico em muitas escolas de Medicina Veterinária do Brasil. É pertinente destacar que em situações de contaminação dos animais, pela negligência nas ações de produção de qualquer tipo de seus subprodutos, bem como pelo dano a fauna, é passível de punição pela aplicação da Lei 9605 de 12 de fevereiro de 1998, conhecida por Lei de Crimes Ambientais (Marçal, 2006).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

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. Lewis Publishers p. 21-40.

Akashi,AKAISHI, F.M. Avaliação do potencial tóxico da fração solúvel de petróleo em água (FSA) em *Astyanax sp.* utilizando biomarcadores de contaminação. Dissertação de Mestrado – UFPR, 141p. 2003.

Almeida, V.L.L. & Hahn, N.N.S. Atividade alimentar de cinco espécies de peixes picívoros, da planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. Anais do XIII encontro brasileiro de ictiologia, 1999.

Bisinoti M C, Jardim W F, *O Comportamento do Metilmercúrio no Ambiente*, Química Nova vol27 N°4 pags593-600, 2004.

Britski, H.A.; Silimon, K.Z.S. & Lopes, B.L. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília, Embrapa, 1999.

Cabana G, Tremblay A, Kaff J, Rasmussen J B (1994) *Pelagic food hain structure in Ontario Lakes: A determinant of mercury levels in lake trout (Salvelinus namaycush)*. Can J Fish Aquat Sc. (51)381-389.

Campos Neto,O.; Marçal W S,1996. *Os fosfatos na nutrição mineral de ruminantes*. Revista dos criadores, São Paulo, n.793, p.8-10.

Castro, ACL 1991, *Quantificação de mercúrio total em tecido muscular do dourado (Salminus maxillosus) do rio Mogi-Guaçu – SP*. São Carlos-SP. Tese (doutorado). Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada. Universidade Federal de São Carlos. 83p.

Chase H B. *Calculation of fish condition from scale dimensions in the Bluegill, Lepomis machrochirus*. Ecology, Vol27,n.2(apr.,1946),p182-184.

Cordeiro R C et al. *Forest fire indicators and mercury deposition in na intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT)*, The science of the Total Environment 293 (2002) 247-256.

Dórea J G, *Cassava Cyanogens and Fish Mercury Are Hight but Safely Consumed in the Diet of Native Amazonians*, Ecotoxicology and Environmental Safety 57 (2004) 248-256.

Farias R A de. *Piscicultura na Região Norte Matogrossense:Criação de Peixes em cavas de Antigo garimpo, com ênfase na avaliação dos níveis de mercúrio*, Tese de mestrado do Programa de pos em Saúde e Ambiente UNEMAT, 2002.

Ferreira R C H. *Fontes e Usos de mercúrio no Brasil*. CETEM/CNPq,1991.

Gonçalves A, Gonçalves NN da S. *Exposição humana ao mercúrio na Amazônia brasileira: uma perspectiva histórica*. Rev Panam Salud Publica. 2004;16(6):415-9.

Hacon S. S. et al. *Current Scenarios of Human Exposure to Mercury in the Northern Region of Mato Grosso Amazon Basin*, Environmental Sciences, 10, 2 (2003) 121-134.

Hacon S et al. *Avaliação da Exposição Humana ao mercúrio na Região norte de Mato Grosso-Amazônia Legal*, Cad Saúde Coletiva, 13(4):837-854, 2005.

Junqueira, O.M.. *Metais pesados contaminam carne*. Avicultura e suinocultura Industrial, n.38, p.27-29, 1993.

Hensley, D.A. & Moody, D.P. Occurrence and possible establishment of *Hoplias malabaricus* (Characoidei, Erythrinidae) in Florida. **Florida scientist**, 38(2):122-128, 1975.

Lacerda L D et al. *The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon*, Environmental Pollution 129 (2004) 247-255.

Linde, A R; Viana T A P; Inácio, A F; *Utilização de Bioindicadores como ferramentas de monitoramento e avaliação ambiental: o caso dos recursos hídricos*. Comunicação técnica elaborada para o XLII Congresso Brasileiro de Geologia, Araxá-MG, 2004. Número do resumo: S18-1188.

Magalhães, A.C. Monografia brasileira de peixes fluviais, São Paulo, Graphicars, 1931.

Malm, O., M.B. Castro, W.R. Bastos, J.P. Viana, F.J.P. Branches, E. G. Silveira, and W.C. Pfeiffer. 1997. *Follow up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brazil*. Water, Air and soil Pollution 97:45-51.

Marçal, W. S., 2006. *Atuação Pericial do Médico Veterinário em ações de biomonitoramento ambiental*. Revista CFMV Brasília DF n. 39: 27-34.

Mason R.P., Donnel J.O. and Fitzgerald W.F., 1994. *Elemental mercury Cycling within the mixed layer of equatorial Pacific Ocean*. In: Mercury Pollution: Integration and Synthesis, Watras, C.J. and Huckabee, J.W., Lewis Publishers, Boca Raton, pp 83-97

Morel F M M; Kraepiel, A M L.; Amyot, M. *The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury*, Annu. Rev. Ecol. Syst. 1998. 29:543-66.

Moura M. A. M., Barbieri G, Ferreira J R, 2004. *Níveis de ocorrência de Hg total em peixes carnívoros das represas de Barra Bonita e Bariri, em função da variação de parâmetros biológicos e da presença de selênio*. Tese doutorado UFSCa, 154.

Nascimento, E. S.; Chasin, A A M.; *Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos*, Salvador: CRA., 2001.

Niimi, A. J., Kisson. G.P., 1994. *Evaluation of the critical body burden concept based on inorganic and organic mercury toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 26:169-178.

Pak, K.R.; Bartha, R.; Appl. Environ. Microbiol. 1998, 64, 1013.

Rocha M A, Ribeiro E L de A, Mizubuti I Y, Silva L das D F, Borosky J C, Rubin K C P. *Uso do fator de condição alométrico e de Fulton na comparação de carpa (*Cyprinus carpio*), considerando os sexos e idade*. Semina: Ciências agrárias, Londrina, v.26, n.3, p.429-434. 2005

Roulet, m. and Lucotte M. 1995. *Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America*. Water Air and Soil Pollut. 80, 1079-1088.

Santos H S B. *Mercúrio em Cichla spp. (peciformes, Cichlidae) do reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí*, Tese de mestrado do Instituto de Química, UFRJ, 2002.

Santos, E. *Peixes de água doce*, Belo Horizonte, Itatiaia Ltda, 1981.

Silva Filho, M.V.; Oliveira, M.M. Cunha, B.V.L.F.; Alves, M.V. & Cunha, B.J.(2000). Validação de espécies sentinelas para biomarcação com colinesterases de peixes. In: Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI (ESPÍNDOLA, E. L.G.; PASNCHOAL, C. M. R. B.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C. & OLIVEIRA NETO, A. L.) São Carlos, Rima, 2000.

Scheuhammer A.M., 1987: *The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review*.- Environ. Pollut. 46, 263-295.

Thornton, K. W.; Price, A, Armstrong, M., Nix, J., Giese, J. & Turmam, D.1996. *Factors affecting fish mercury concentration in Arkansas lakes and streams, USA*. In 4th International Conferenci on Mercury as a Global Pollutant. Book of abstracts. Congress Center Hamburg, Germany p.185

UNEP (2002): *Report of the Global Mercury Assessment Working Group on the work of its First Meeting*, Geneva, 9-13, 2002.

Uryu Y, Malm O, Thorthon I, Paynes I, Cleary D, *Mercury Contamination of fish and Its Implications for Others Wildlife of the Tapajós Basin, Brazilian Amazon*, Conservation Biology, Pages 438-446 vol 15, 2001.

USEPA – UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY 2001b *Mercury update: Impact on fish advisories*. EPA Fact sheet, june 2001. Found on <http://epa.gov/ost/fish>, June, 2001.

Vasquez, M.J.; Abuin M, Carro, AM, Lorenzo, R.A; Celo, R.; *Chemosphere* 1999, 39,1211.

Vazzoler, A E A M. 1996, *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EUEM; São Paulo, SBI. 169p.

Viarengo, A, Lafaurie, M, Gabrielides, G.P, Fabbri, R, Marro, A., Romeo, M. (2000). *Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MED POL biomonitoring program*. Marine Environmental Research 49: 1-8.

Vieira, LM, Nunes, VS, Campos, RC. *Níveis de mercúrio total na carne de peixes como indicadores de contaminação em sistemas aquáticos do Pantanal*.IV Simpósio sobre recursos naturais e Socioeconômicos do Pantanal. Corumbá-23 a 26 de nov 2004.

VIGISUS – *Avaliação de risco da contaminação por mercúrio em áreas de antigos passivos ambientais da atividade garimpeira na região do Norte do Mato Grosso*. Relatório Final do Projeto 914 BRA 02 (2002).

Wasserman J C, Hacon S, Wasserman M A *Biogeochemistry of Mercury in the Amazonian Environment*, Ambio Vol. 32 N°5 (2003)

Wasserman J C, Hacon S, Wasserman M A *O Ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico*, Mundo & Vida vol.2 (1/2) 2001

WHO/IPCS – WORLD HEALTH ORGANIZATION 1990 *Methylmercury. Environmental Health Criteria* N°101. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, 1990.

Williams J E. *The coefficient of condition of fish*. Manual of fisheries survey methods II.Chapter 13. 2000.