

**AVALIAÇÃO SEMIQUANTITATIVA DE TEORES DE
MERCÚRIO TOTAL EM SEDIMENTO E *Pygocentrus
nattereri* KNER, 1858 (PIRANHA) NA BACIA DO ALTO
PARAGUAI, MATO GROSSO, BRASIL**

CLAUTENES MARIA DE ALMEIDA FERREIRA

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2013**

CLAUTENES MARIA DE ALMEIDA FERREIRA

**AVALIAÇÃO SEMIQUANTITATIVA DE TEORES DE MERCÚRIO TOTAL
EM SEDIMENTO E *Pygocentrus nattereri* KNER, 1858 (PIRANHA) NA
BACIA DO ALTO PARAGUAI, MATO GROSSO, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Profa. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2013**

CLAUTENES MARIA DE ALMEIDA FERREIRA

**AVALIAÇÃO SEMIQUANTITATIVA DE TEORES DE MERCÚRIO TOTAL
EM SEDIMENTO E *Pygocentrus nattereri* KNER, 1858 (PIRANHA) NA
BACIA DO ALTO PARAGUAI, MATO GROSSO, BRASIL**

Essa dissertação foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Cáceres, 02 de Abril de 2013

Banca examinadora

Dra. Allegra Viviane Yallouz
Centro de Tecnologia Mineral (CETEM – RJ)

Profa. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
(Orientadora)

Profa. Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangeli
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2013

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, d'Ele vem a força, a disposição, o ânimo para recomeçar, a coragem para não desistir. Obrigada, Senhor!

Aos meus pais, exemplo de dedicação, esse mérito também é vosso.

Ao meu esposo Jackson e ao meu pequeno Nicolás, pela paciência nas ausências, pelo abraço carinhoso nos retornos. Vencemos juntos mais essa etapa, obrigada pelo apoio.

À Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), por me proporcionar esta tão engrandecedora imersão nas Ciências Ambientais e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo oportuno auxílio financeiro.

À Dra. Áurea Regina Alves Ignácio, minha orientadora, pela confiança depositada durante esse período, pela determinação frente aos imprevistos e por me proporcionar junto à equipe do laboratório de Ecotoxicologia e genética, esta ímpar possibilidade de amadurecimento.

À Dra. Allegra Viviane Yallouz, pesquisadora do Centro de Tecnologia Mineral do Rio de Janeiro (CETEM), criadora do método Allegra, grata pela oportunidade de crescimento intelectual e pessoal.

Ao bolsista do LASQ/CETEM Jean Macêdo da Torre, pelo prestativo apoio nas análises semiquantitativas.

Ao professor Dr. Claumir César Muniz, pela valiosa colaboração desde o início desta pesquisa, nas coletas, atividades laboratoriais e contribuições teóricas.

À professora Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangeli (Dedé), pelas valiosas contribuições teóricas.

À professora Dra. Célia Alves de Souza, que gentilmente me abriu as portas do Laboratório de Pesquisas em Geomorfologia Fluvial (LAPEGEOF) e assim possibilitou as análises granulométricas em sedimento.

Ao bolsista do LAPEGEOF Maxsuel, pela grande ajuda nas análises em sedimento, inclusive em fins de semana, grata!

Ao professor Dr. Olaf Malm, do Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca/UFRJ e à Pesquisadora Patricia Araújo, do Laboratório de Especiação de Mercúrio Ambiental/CETEM, que prestativamente nos permitiram a realização de análises quantitativas em pescado.

Ao Engenheiro Agrônomo Alan Soares do Nascimento, coordenador do Laboratório de solos do IFMT/Cáceres, pela indispensável ajuda com as análises de matéria orgânica em sedimento.

Ao pesquisador Wilkinson Lopes Lázaro, por todos os “socorros” prestados com as análises estatísticas.

Às colônias de pescadores de Cáceres e Barra do Bugres, e demais pescadores, que possibilitaram a coleta dos peixes e boas doses de aprendizado.

Aos amigos Juliano Marchesi, Thadeu Deluque e Marcos dos Santos, que por diversas vezes foram pescadores/pilotos/guias, grata!

Ao amigo Fernando André Silva Santos, pelas valiosas contribuições e exemplo de determinação.

Às amigas Elaine Cardozo Cebalho e Thayane Hughes das Mercês, pelo apoio nas análises da UFRJ e da UNEMAT, e por tornarem imensamente mais divertida a rotina de laboratório.

À Secretária do CELBE Pantanal Kelle dos Reis e aos Secretários do Programa de Mestrado em Ciências Ambientais Francismar Petini e Jônatas Santiago, pelo sempre prestativo apoio.

ÍNDICE

LISTA DE TABELAS.....	7
LISTA DE QUADROS.....	8
LISTA DE FIGURAS.....	9
RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	12
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 A Bacia do Alto Paraguai.....	17
2.2 O Mercúrio: Aspectos gerais.....	19
2.2.1 Mercado do mercúrio no Brasil.....	20
2.2.2 Mercúrio e garimpo de ouro.....	20
2.2.3 O ciclo do mercúrio no ambiente.....	21
2.2.4 Mercúrio e saúde.....	22
2.2.5 Mercúrio em sedimento.....	24
2.2.6 Mercúrio em peixes.....	25
3. MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1 Área de Estudo.....	27
3.2 A espécie <i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858 (piranha).....	30
3.3 O Método Allegra.....	32
3.4 Métodos de Amostragem.....	34
3.4.1 Coleta de sedimento.....	34
3.4.2 Coleta de peixe.....	34
3.5 Análise Semiquantitativa de THg através do Método Allegra.....	35
3.5.1 Ações para garantia da qualidade analítica.....	37
a) Controle da qualidade dos reagentes pré-consumo.....	37
b) Cuidados na etapa do pré-tratamento.....	38
c) Amostra controle.....	38
d) Cuidados na etapa de determinação.....	39
e) Comparação de resultados obtidos por análise quantitativa e semiquantitativa, sub-amostras de uma mesma amostra.....	39

3.6	Matéria orgânica em sedimento.....	40
3.7	Textura em sedimento.....	41
3.8	Biometria do pescado.....	42
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
4.1	Mercúrio em sedimento.....	43
4.2	Teores de Mercúrio em <i>P. nattereri</i>	45
4.3	Garantia de qualidade.....	49
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	52
6	REFERÊNCIAS.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas geográficas das áreas de coleta de sedimento no rio Paraguai e afluentes.....	29
Tabela 2 – Classificação das amostras de peixe de acordo com o teor de mercúrio e recomendações da OMS. Adaptado de (YALLOUZ, 2005).....	33
Tabela 3 – Teores de matéria orgânica em sedimento do rio Paraguai e afluentes.....	41
Tabela 4 – Granulometria e textura de sedimentos coletados no rio Paraguai e afluentes.....	42
Tabela 5 –Biometria de <i>P. nattereri</i> coletadas no rio Paraguai e afluentes.....	42
Tabela 6 – Teores de mercúrio total em sedimento no rio Paraguai e afluentes.....	43
Tabela 7 – Porcentagem de amostras de <i>P. nattereri</i> distribuídas por faixas de concentração de THg.....	45

LISTA DE QUADROS

- Quadro 1** – Comparação dos resultados obtidos através dos métodos quantitativo e semiquantitativo para determinações quantitativas de THg, realizadas no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca/UFRJ.....50
- Quadro 2** - Comparação dos resultados obtidos através dos métodos quantitativo e semi-quantitativo para determinações quantitativas de THg, realizadas no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA)/CETEM.....51

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Rio Paraguai e afluentes com destaque para as áreas de nascentes.....28
- Figura 2:** Cores semelhantes às desenvolvidas nos papéis detectores, usando soluções padrão equivalentes a 0, 300, 600 e 1000 ng.g⁻¹. Adaptado de YALLOUZ et al., (2004).....32
- Figura 3:** Esquema do sistema de determinação de mercúrio em pescado e amostras ambientais: 1-solução analítica no erlenmeyer (1a); 2 - tubo aerador; 3 - bomba de aeração; 4 - conjunto detector constituído de suporte do papel(5), papel detetor (6), anéis de borracha (7); 8 – minicondensador.....36
- Figura 4:** Etapas do método Allegra. (1) sistema de digestão; (2) digestão em banho-maria; (3) sistema de determinação em detalhes; (4) sistema de determinação; (5 e 6) comparação colorimétrica - papéis detectores.....37
- Figura 5:** Porcentagens de amostras de pescado distribuídas por faixas de concentração de THg (ng g⁻¹) em *P. nattereri* do rio Paraguai, por ponto amostral.....48
- Figura 6:** Porcentagens de amostras de pescado por faixas de concentração de THg (ng g⁻¹).....49

RESUMO

FERREIRA, Clautenes Maria de Almeida. **Avaliação semiquantitativa de teores de mercúrio total em sedimento e em *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 (piranha) na Bacia do Alto Paraguai, Mato Grosso - Brasil.** Cáceres: UNEMAT, 2013. 60f. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais).¹

Atividades humanas potencialmente poluidoras aliadas a processos naturais de contaminação ambiental têm sido causa de preocupação da população, principalmente quando se trata de poluição aquática. Quando elementos como o mercúrio são indiscriminadamente lançados no ambiente, a água, o solo e a biota são prejudicados. No Brasil, a contaminação mercurial é mais preocupante em áreas de garimpo de ouro. O objetivo da presente pesquisa foi a avaliação semi-quantitativa da contaminação por mercúrio total (THg) em sedimento e piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858), através do Método Allegra, no trecho da Bacia do Alto Paraguai que se estende da nascente do rio Paraguai até a foz do rio Jauru. Foram realizadas ao longo do rio Paraguai e seus afluentes coletas de sedimento em dez pontos e coletas de peixe em seis pontos, como forma de monitorar a contaminação mercurial nesse trecho do rio. Dentre as amostras de sedimento analisadas, nenhuma apresentou teores de mercúrio superiores ao menor valor de referência para contaminação ambiental (170 ng g⁻¹). Quanto às concentrações de THg em *P. nattereri*, foi constatada uma variação nos teores de mercúrio por ponto de coleta, sendo maiores em Alto Paraguai, onde 100% dos exemplares coletados apresentaram valores superiores a 300 ng g⁻¹, seguidos por Porto Estrela, Barra do Bugres e Jauru, que apresentaram estas concentrações em 52, 32 e 24% dos peixes, respectivamente. O pescado coletado entre os rios Sepotuba e Cabaçal apresentou 93% dos seus resultados para THg menores que 300 ng g⁻¹, e aquele coletado próximo à cidade de Cáceres, 100%. Considerando-se o universo amostral independentemente do local de coleta, foi observado que

¹ Orientadora: Profa. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio - UNEMAT

64% do pescado apresentou teores de mercúrio máximos de 300 ng g^{-1} e que os demais 36% apresentaram valores de mercúrio acima de 300 até 600 ng g^{-1} . Com base nos resultados, observa-se que no trecho estudado existem pontos que devem ser monitorados e novos estudos devem ser realizados a fim de avaliar possíveis causas da contaminação existente e possíveis medidas mitigadoras destas.

Palavras-chave: Método Allegra; Rio Paraguai; Peixe

ABSTRACT

FERREIRA, Clautenes Maria de Almeida. **Semi-quantitative assessment of levels of total mercury in sediment and *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 (piranha) in the Upper Paraguay River Basin, MatoGrosso – Brazil.** Cáceres: UNEMAT, 2013. 60f. (Dissertation – Master in Environment Science)²

Potentially polluting human activities combined with natural processes of environmental contamination have caused public concern, especially when it comes to water pollution. When elements such as mercury are released into the environment indiscriminately, water, soil and biota are disturbed. In Brazil, mercury contamination is more worrying in areas of gold mining. Mercury contamination occurs mainly through erosion and evaporation of mineralized soils, volcanic eruptions and geothermal activity. Methylmercury (MeHg) is the main form of mercury absorption by humans, mainly through ingestion of contaminated fish. The objective of the present study was to assess the total mercury contamination in sediments and piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) and sediments using a semiquantitative Allegra's method at a stream of the Upper Paraguay Basin that extends from the headwaters of the Paraguay river to the delta of the Jauru river. We sampled fishes along the Paraguay river and its tributaries in six points and we collected sediments in ten points. Granulometric and organic matter analyses were performed to consider a possible correlation between organic matter content, sediment grain size and mercury levels. The results indicated that soil texture in the study sites ranges from medium to sandy and organic matter content ranged from 1.7 g kg⁻¹ in Cabaçal river to 32.0 g kg⁻¹ in Sepotuba river. Among the sediment samples analyzed, there were no values of mercury level above the reference value for environmental contamination. For THg concentrations in *P. nattereri*, one can observe a variation in the levels of mercury per collection point, being higher in Alto Paraguay, where 100% of fishes sampled returned values higher than

² Major Professor: Áurea Regina Alves Ignácio, DSc. - UNEMAT

300ng g⁻¹, followed by Porto Estrela, Barra do Bugres and Jauru, which presented high concentrations for 52, 32 and 24% of fishes sampled, respectively. Considering all fishes sampled, independent of the collection point, it was observed that 64.22% of the fishes had mercury levels up to 300ng g⁻¹, the remaining 35.78% returned values of mercury above 300 up to 600ng g⁻¹. Based on these results, we can conclude that in the studied region there are points that should be monitored and further studies should be conducted to establish the causes of the existing contamination and possible mitigation actions.

Keywords: Allegra's Method; Paraguai river; Fish

INTRODUÇÃO

Os efeitos adversos das atividades humanas sobre o ambiente representam grande preocupação. A contaminação ambiental por substâncias tóxicas é consequência da grande industrialização, da utilização crescente de veículos e do uso intensivo dos recursos naturais pela agropecuária, silvicultura e mineração (FERNICOLA et al., 2003).

Casarin (2007) acrescenta que os processos de assoreamento causados pela erosão natural são fatores preocupantes pela perda de terras férteis, obstrução de canais e diminuição da vazão dos rios. Mas, quando estes processos são causados pelas atividades antrópicas, neste caso pelos garimpos, os problemas ambientais aumentam porque juntamente com os sedimentos são carregados rejeitos provenientes das atividades como a amalgamação do ouro, tornando os rios contaminados.

A água é um componente vital e está se tornando um elemento-chave da questão ambiental: a sua ausência ou contaminação, leva à redução dos espaços de vida e ocasiona, além de imensos custos humanos, uma perda global de produtividade social (DOWBOR, 2005).

Além da água, a ictiofauna, o solo e os sedimentos são conjuntamente alterados quando ocorre contaminação da água por elementos como o mercúrio. Tinôco et al. (2010) afirmam que no Brasil, a questão da contaminação do meio ambiente é mais preocupante nas áreas de garimpo de ouro, atividade que representa uma das fontes emissoras de mercúrio antrópicas mais impactantes.

As emissões atmosféricas de mercúrio dos garimpos de ouro na Amazônia resultam numa taxa de emissão por área da ordem de 27 g km^{-2} , semelhante a taxa de emissão de todas as fontes industriais dos Estados Unidos, por exemplo (LACERDA, 1997). Estudando uma área de garimpo de ouro no rio Madeira, em Rondônia, Pfeiffer e Lacerda (1988) encontraram valores médios para o Fator de Emissão (FE) de mercúrio de 1,3 kg de Hg por kg de ouro produzido, sendo, porém essa taxa muito variável na região amazônica.

O FE é a quantidade de Hg liberado para o meio ambiente em áreas de garimpo para produzir 1 kg de ouro (LACERDA E SALOMONS, 1992).

Na garimpagem manual, após o processo de amalgamação, promove-se a “queima”, quando é separado o ouro do mercúrio por aquecimento, feita normalmente com maçarico ou fogão de lenha (KUNO, 2003). A amalgamação é um processo de concentração de ouro que se baseia na ligação preferencial do ouro ao mercúrio, quando na presença de água, ar e outros minerais, com a formação de uma liga (FARID et al., 1992).

De acordo com Casarin (2007) o mercúrio utilizado na amalgamação do ouro em garimpos polui o sedimento, que é carregado para os rios, contaminando também a água.

Uma vez no sedimento, esse elemento pode se associar a partículas inorgânicas ou orgânicas por meio de adsorção e assimilação por microrganismos (GUILHERME et al., 2005), tornando-se ou não disponíveis para o ecossistema, sofrer transformações (originando formas mais ou menos tóxicas) ou migrar do sedimento para os organismos bentônicos ou para a coluna d'água (ARAÚJO et al., 2008).

Além dos processos antrópicos, existem também fontes naturais de emissão de mercúrio para a atmosfera, como a erosão e evaporação de solos mineralizados, erupções vulcânicas e atividade geotérmica (ALMEIDA, 2005).

O mercúrio inorgânico (Hg^0 ou Hg^{2+}) pode sofrer um processo de biometilação no ambiente aquático (KASPER et al., 2007). Tal processo o transforma em metilmercúrio (MeHg), que é umas das formas mais tóxicas ao ambiente e mais dificilmente eliminada.

Malm (1993) acrescenta que o MeHg pode ser formado a partir de Hg^{2+} por inúmeros processos biologicamente mediados, mas também abióticos. A forma orgânica di-metilada [$(CH_3)_2Hg$ ou Me_2Hg] (volátil em águas ácidas), tende a se quebrar formando MeHg.

A principal forma de exposição do homem ao MeHg se dá através da dieta, onde este é absorvido rapidamente e eliminado lentamente se comparado às outras formas mercuriais. No entanto, o ar e a água, dependendo da concentração, podem contribuir significativamente para o

aumento do nível de mercúrio total (THg) no organismo humano (BISINOTI e JARDIM, 2004).

De acordo com Malm (1993) a ingestão de peixes carnívoros pelo homem pode ser altamente crítica quando rotineira, pois geralmente mais de 85% do THg encontrado em peixes está na forma de MeHg, mais tóxica, e a absorção intestinal apresenta grande eficiência (> que 95%).

Malagrino (2003) afirma que no homem, a meia vida biológica do mercúrio depende da composição da dieta e da estrutura química do metal, sendo para mercúrio inorgânico a meia vida ($T_{1/2}$) de 30 a 60 dias; para metilmercúrio, $T_{1/2}$ de 70 a 90 dias e em peixes a $T_{1/2}$ de 200 dias. O autor relata estudos com mercúrio radioativo em humanos que retornaram valores para mercúrio inorgânico de meia-vida biológica de 42 ± 3 dias e o metilmercúrio, meia-vida de 76 ± 3 dias.

Exemplos de intoxicação mercurial aconteceram em Minamata (Japão) em 1953 e no Iraque, em 1955 e 1971, foram consumidos pela população alimentos preparados com sementes tratadas com fungicidas mercuriais o que resultou em novas ocorrências de intoxicação (MIRANDA et al., 2007).

Considerando que o MeHg bioacumula nos tecidos e tende a se concentrar e magnificar com a elevação do nível trófico nas cadeias alimentares e longevidade do indivíduo, conforme (VIEIRA E ALHO, 2000; AKAGI et al., 1995), a piranha (*P. nattereri*) é um bom indicador de acumulação mercurial. Os níveis de mercúrio atingem maiores concentrações nas espécies aquáticas adultas, de maior tamanho e predadores (NEIS, 2003).

A área de estudo do presente trabalho situa-se na bacia do Alto Paraguai, a qual, de acordo com dados do relatório da Agência Nacional de Águas ANA/GEF/PNUMA/OEA (2004), reveste-se de grande importância no contexto estratégico da administração dos recursos hídricos do Brasil, da Bolívia e do Paraguai, que a compartilham, não somente por suas dimensões, mas também por incluir o Pantanal, uma das maiores extensões de áreas alagadas do planeta, com 147.574 km². Este funciona como um grande reservatório de deposição de sedimentos e metais pesados provenientes dos planaltos adjacentes (VIEIRA e ALHO, 2000).

A presente pesquisa teve por objetivo a avaliação da contaminação por mercúrio total em sedimento e pescado, de forma semiquantitativa, através do Método Allegra, conforme proposto por (YALLOUZ, 2005).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A Bacia do Alto Paraguai

O rio Paraguai é um dos principais rios da bacia hidrográfica do Prata, a segunda maior bacia da América do Sul e a quinta maior do mundo. A Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (BAP) é definida pela seção em que o rio Paraguai recebe a contribuição do rio Apa, na fronteira entre o Brasil e o Paraguai (PICCILLI, 2007).

Pinho (2008) discutindo olhares sobre o rio Paraguai em Cáceres-MT, traduz a importância do rio Paraguai para a cidade.

O rio Paraguai tem características peculiares que marcam o ciclo das águas no Pantanal – uma das maiores áreas úmidas contínuas do Planeta. As suas águas são redutos de grande biodiversidade, pois possibilitam a uma gama de pessoas que delas dependem direta ou indiretamente a reprodução cultural (rezas, batismos, mitos), para tirar sustento familiar ou simplesmente para se deliciar com a contemplação de suas paisagens. Para a cidade de Cáceres, este rio tem sua relevância indiscutível, desde a perspectiva histórica de navegação, conectando a economia local aos grandes centros nos séculos passados, possibilitando surgimento de aglomerados humanos e conseqüentemente a cidade que, nos dias atuais, ostenta os cenários de grande beleza natural e cultura de seu povo (PINHO, 2008).

As águas do rio Paraguai escoam em sentido SW-NE percorrendo aproximadamente 18 quilômetros, recebendo o primeiro tributário, o

Paraguaizinho, logo em seguida, o córrego do Amolar. A seguir toma a direção L-W, onde recebe os córregos do Macaco e Mato Seco. A partir deste ponto, se direciona no sentido NE-SO. Quando recebe o rio Diamantino, o seu trajeto direciona-se N-S, configurando a estrutura de um anfiteatro, com abertura para o sul e o curso segue esta direção (CASARIN, 2007).

O regime hídrico do rio Paraguai é diretamente influenciado pela baixa e pantanosa região conhecida como “Pantanal”, considerada ímpar no continente americano, situada quase totalmente em território brasileiro, nos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (BEZERRA, 2009).

O Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai BRASIL/PCBAP (1997), elenca que inundações periódicas anuais e/ou excepcionais com certa ciclicidade são influenciadas por características do pantanal, quais sejam: a uniformidade topográfica, o baixo gradiente do relevo, a predominância de litologias sedimentares recentes e a pluviosidade, que dificultam o escoamento das águas de superfície.

A bacia hidrográfica do rio Paraguai abrange uma área de 1.095.000 km² abrangendo Brasil, Argentina, Bolívia e Paraguai. Até sua confluência com o rio Paraná, o Paraguai percorre 2.612 km, sendo 1.683 km em território brasileiro, com alguns trechos compartilhados com a Bolívia e o Paraguai (ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004).

Moura (1943) cita que a bacia do alto Paraguai nada mais é que uma enorme planície delimitada por platôs e chapadas, dos lados norte e leste, e por pequenas serranias do lado oeste, como ainda platôs típicos.

De acordo com Picilli (2007), o clima predominante na região da Bacia do Alto Paraguai é tropical de Savana, com concentração de precipitação pluviométrica no verão. A estação chuvosa começa em outubro e termina em abril, e a sua estação seca vai de maio a setembro.

De acordo com Tucci (2011), a bacia do Alto Paraguai é subdividida em duas áreas bem distintas, tanto em comportamento hidrológico como ambiental e socioeconômico: a primeira delas é o Planalto que corresponde à parte superior do rio principal e dos afluentes e a segunda é o Pantanal, que é separado do planalto por cotas acima de 200 m.

A Bacia do Alto Paraguai tem a maior parte de sua área posicionada na região dos planaltos, sendo que na posição central, deprimida e plana, ocorrem as planícies, cuja rede hidrográfica apresenta um difícil escoamento superficial, promovendo inundações (BEZERRA, 2009).

Para Campos Filho (1999) o Pantanal mato-grossense é uma área de grande importância para a conservação, concorrendo, para a sua diversidade, a baixa densidade demográfica e as formas de manejo utilizadas pela população que historicamente demonstra compatibilidade da economia com a conservação da natureza.

Dentre as atividades que impactam o meio ambiente da Bacia do Alto Paraguai (BAP), destacam-se: a pecuária, a agricultura, reflorestamento, silvicultura, extrativismo vegetal e mineral e a agroindústria. Apesar da alta tecnologia empregada na agricultura em larga escala, o comprometimento do meio ambiente não é minimizado, uma vez que muitas nascentes de drenagens formadoras do Pantanal estão sendo degradadas. A intensa mecanização favorece o escoamento superficial da água da chuva, propiciando, desta forma, uma maior carga de sedimentos e agrotóxicos em direção aos mananciais (ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004).

2.2 Mercúrio: aspectos gerais

O mercúrio é conhecido e utilizado pelo homem há mais de 3.500 anos. Provavelmente a aplicação mais antiga seja como pigmento vermelho em pinturas rupestres na forma de sulfeto de mercúrio (HgS) (MIRANDA et al., 2007).

De acordo com Kasper et al., (2007), o Hg tem muitas aplicações em diversas atividades humanas. Populações antigas já faziam o uso terapêutico do metal, desconhecendo seus efeitos tóxicos. Durante a idade média, o Hg era usado em processos de amalgamação e na alquimia.

Conforme Almeida (2005) o mercúrio é um elemento natural. Atividades naturais e humanas podem redistribuir esse elemento nos ecossistemas

terrestres, atmosféricos e aquáticos com uma combinação complexa de transformações e transporte.

Bastos (1997) acrescenta que o mercúrio é um metal líquido à temperatura ambiente (ponto de fusão $-38,89\text{ }^{\circ}\text{C}$; ponto de ebulição $357,25\text{ }^{\circ}\text{C}$), tem alta densidade ($13,5\text{ g mL}^{-1}$), alta tensão superficial, condutividade térmica e volatilidade.

2.2.1 Mercado do mercúrio no Brasil

O Brasil não produz mercúrio, importando a totalidade de seu consumo. As importações de mercúrio foram relativamente constantes de 1972 a 1984 em torno de 160 toneladas anuais, quando ocorreu um aumento de cerca de 150%, atingindo 340 toneladas em 1989 (LACERDA, 1997).

O relatório Mercado de Mercúrio no Brasil da Associação de Combate aos Poluentes ACPO (2006) apresenta uma estimativa geral atualizada das importações e uso deste metal por setor, afirmando que o total estimado de origem externa, que representa as importações, é de 155,9 toneladas/ano, distribuídas entre garimpo de ouro, indústria de cloro-soda e lâmpadas fluorescentes, odontologia, aterros sanitários e lixões. Quanto às estimativas para origem interna, o relatório afirma que esse total é de 29,4 toneladas distribuídas entre produção de aço e ferro, pirometalurgia, combustíveis fósseis e gás natural, além das emissões por queimadas. Perfazendo assim um total de 185,3 toneladas anuais de mercúrio.

2.2.2 Mercúrio e garimpo de ouro

Algumas formas de usos atuais do mercúrio são: na indústria de cloro-soda, fabricação de aparelhos elétricos, em tintas, fungicidas, em instrumentos científicos, como catalisadores, em amálgama dentária, na amalgamação industrial, entre outros (KASPER et al., 2007).

Nos garimpos o mercúrio é usado para a separação das partículas finas de ouro através de amalgamação, após uma etapa de pré-concentração

gravítica da fração pesada da etapa de amalgamação, a mistura de Au-Hg em geral é queimada em retortas ao ar livre, emitindo vapor de mercúrio à atmosfera (SILVA, 2007).

O garimpo provoca a degradação do meio ambiente degenerando a área com as escavações, poluindo com os insumos, como peças descartáveis de maquinários que são abandonados, óleos e graxas, e, principalmente pelo mercúrio. Resíduos destes insumos e sedimentos são carregados pelas águas da chuva para o leito do rio contaminando grandes lençóis d'água (CASARIN, 2007).

2.2.3 O ciclo do mercúrio no ambiente

Na natureza, a transformação do mercúrio metálico e mercúrio inorgânico para compostos orgânicos, mais biodisponíveis, voláteis e conseqüentemente mais perigosos, pode ocorrer por reações químicas e biológicas (KUNO, 2003).

Wasserman (2001) descreve o processo de transformação do mercúrio inorgânico a compostos orgânicos como sendo realizado por bactérias que estão presentes no ambiente aquático. O princípio ecológico é relativamente simples: a presença de mercúrio livre no sedimento é prejudicial às bactérias que tentam eliminá-lo transformando-o em metilmercúrio.

Segundo a ANA/GEF/PNUMA/OEA (2004), a distribuição de metilmercúrio no ambiente apresenta a seguinte proporção: 90 a 99% se encontram na biota, 1 a 10% no sedimento e apenas 1% na água. Segundo o mesmo relatório, em sistemas estratificados, pode-se generalizar que as maiores concentrações de mercúrio elementar encontram-se próximo à interface ar-água, enquanto a maior concentração do metilmercúrio encontra-se nos sedimentos de fundo.

Do ponto de vista do seu ciclo global, o mercúrio é emitido para a atmosfera de várias fontes pontuais e difusas, e então disperso, transportado e transformado na atmosfera, depositando-se no solo ou na água onde é armazenado ou redistribuído para os diferentes compartimentos.

Conseqüentemente, o ciclo do mercúrio e sua partição entre os diferentes compartimentos ambientais, é um fenômeno complexo que depende de diversos parâmetros ambientais (ALMEIDA, 2005).

A Agency for Toxic Substances and Disease Register – ASTDR (1999) acrescenta que as principais características do ciclo biogeoquímico do mercúrio incluem desgaseificação de mercúrio da litosfera e hidrosfera, transporte a longas distâncias na atmosfera, deposição seca e úmida em terra e água de superfície, adsorção a partículas de solo e sedimento, revolatilização da terra e da água de superfície, e bioacumulação em cadeias alimentares tanto terrestres quanto aquáticas.

Os meios de transferência de elementos-traço de um compartimento para outro também têm grande importância no entendimento da dinâmica desses elementos. Uma vez que os metais, geralmente, não se degradam, volatilizam ou decaem por fotólise, seu destino em sistemas aquáticos é, principalmente, controlado por processos de transporte (GUILHERME et al., 2005).

2.2.4 Consequências para a saúde

No que se refere às vias de absorção do mercúrio pelo homem, a Agência para o Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças - ASTDR (1999) cita que aproximadamente 80% do vapor de mercúrio inalado é retido. Para compostos inorgânicos, a absorção de mercúrio a partir de alimentos é de cerca de 7% da dose ingerida, enquanto a absorção gastrointestinal do MeHg é praticamente completa. Compostos orgânicos de mercúrio, como o MeHg, são mais solúveis em lipídeos e por isso quase completamente absorvidos, ao passo que o mercúrio metálico extremamente insolúvel é fracamente absorvido através do intestino.

A presença de MeHg no corpo humano pode ocasionar grandes danos à saúde. Devido à sua acumulação progressiva e irreversível, esse elemento fica retido nos tecidos, causando lesões graves, principalmente aos rins, fígado, aparelho digestivo e sistema nervoso central (TINÓCO et al., 2010).

Vários autores discorrem a respeito da intoxicação mercurial, tendo como referência a doença de Minamata. A doença, causada pela contaminação por MeHg ocorreu na Baía de Minamata, Japão, em 1953, quando a Chisso Fertilizer Co. Ltd. produzia acetaldeído, formando como subproduto do processo o metilmercúrio (BISINOTI e JARDIM, 2004).

Os sintomas desta doença consistem em ataxia (dificuldade de coordenar o movimento dos pés e das mãos), disartria (a dificuldade de articular as palavras com clareza), parestesia (dormência e sensibilidade diminuída nas extremidades (pés e mão) e na boca), neurastenia (dificuldade de concentração), constrição concêntrica bilateral dos campos visuais e deficiência auditiva. Em alguns casos, perturbações gustativas ou olfativas podem existir. Os seguintes sinais e sintomas neurológicos também podem ser encontrados: tremor, fraqueza muscular, movimento anormal dos olhos, convulsão, e transtorno mental (ETO, 1997; TAKEUCHI, 1999; YALLOUZ, 2005).

Kuno (2003) descreve a ação do MeHg em organismos adultos e em fetos de animais intoxicados. No adulto, a ação tóxica do metilmercúrio se manifesta principalmente no sistema nervoso. As lesões são localizadas e comumente afetam as funções sensitiva, visual e auditiva. O metilmercúrio inibe a síntese protéica de células neurais, sendo este um dos primeiros efeitos bioquímicos detectáveis e inibe também o crescimento do cérebro do feto e a migração de neurônios embrionários para o destino final no córtex cerebral.

Ignácio (2007) avaliando o efeito *in vivo* da intoxicação aguda por MeHg em ratos adultos, afirma que o MeHg acumula-se nos ratos de forma semelhante a pacientes com doença de Minamata. A autora relata que o cérebro adulto, assim como o de neonatos, mantém importante sensibilidade à forma orgânica do mercúrio, que atravessa a barreira hemato-encefálica e pode lhe acarretar distúrbios irreversíveis.

2.2.5 Mercúrio em sedimento

Conforme Bisinoti e Jardim (2004), os sedimentos de rios, lagos e oceanos contaminados com mercúrio são perigosos porque o mercúrio confinado pode permanecer ativo como substrato para a metilação por cerca de 100 anos, mesmo quando a fonte é eliminada.

A resolução Conama 344/2004 define duas concentrações limite para os teores de mercúrio em sedimento: 170 ng g⁻¹, valor abaixo do qual raramente são esperados efeitos adversos à biota; e 486 ng g⁻¹), acima do qual esses efeitos são frequentemente observados.

Tinôco et al. (2010), avaliaram uma área na Zona da mata mineira, município de Descoberto/MG, onde em dezembro de 2002 foi encontrado afloramento de mercúrio elementar, associando tal fato à exploração de ouro que ocorreu na região no século 19. A área de afloramento do metal encontra-se a 20 m do córrego Rico, que deságua no ribeirão do Grama, afluente da bacia do Paraíba do Sul. Os autores avaliaram concentrações de mercúrio em água, solo, sedimento e peixes, encontrando concentrações elevadas deste em solos, sedimento e na água.

Os sedimentos podem apresentar um quadro da dimensão da contaminação, representando um verdadeiro histórico da contaminação, através da determinação do teor de Hg nas diversas camadas dos perfis (BASTOS, 1997).

Azevedo (1993) afirma que nas camadas superiores do sedimento, que são biologicamente ativas, o Hg bivalente (Hg²⁺) é, em parte, metilado por bactérias bênticas a MeHg e depois a dimetilmercúrio (Me₂Hg), elevando-se desta maneira sua capacidade para vencer membranas biológicas. Nas camadas inferiores do sedimento o Hg permanece inativo, principalmente sob a forma de sulfeto.

A metilação do Hg inorgânico no sedimento de lagos, rios e outros corpos d'água, como também nos oceanos, é a chave no transporte de mercúrio nas cadeias alimentares aquáticas. Baixo pH e concentrações altas de Hg no sedimento favorecem a formação de metilmercúrio, que tem maior

potencial de biodisponibilidade para organismos aquáticos do que compostos inorgânicos de mercúrio (KUNO, 2003).

Tucci (2011) estudando a degradação ambiental associada a diversos fatores na região do Alto Paraguai afirma que a mineração utiliza o Hg que contaminou vários rios da região, gerando um depósito deste elemento junto aos sedimentos. Segundo o mesmo autor, nos últimos anos existiu uma atividade fiscalizadora mais intensa, o que potencialmente reduziu a carga do Hg no sistema hídrico, no entanto ainda existem depósitos de sedimento no leito do rio, que se deslocam para jusante.

Vera (2007) estudando a acumulação de Hg em tucunaré em dois ambientes amazônicos, um com histórico de mineração e outro sem, constatou que houve agravamento da contaminação por mercúrio em ambas as regiões com o passar do tempo, apesar da redução nas atividades de mineração. Segundo o autor, depois da diminuição drástica das atividades de mineração de ouro na Amazônia, as principais fontes de poluição mercurial passaram a ser outras, como as severas secas na região que ocasionam um aumento no número de incêndios acidentais. Além da seca, Guilherme et al., (2005) citam que o desmatamento e a erosão aumentam a quantidade de partículas de solo ricas em Hg que entram nos cursos d'água, as quais reduzem e liberam o Hg na água.

2.2.6 Mercúrio em peixes

Os peixes são um componente comum e familiar nos ecossistemas aquáticos, sendo vistos como excelentes indicadores das condições ambientais, uma vez que podem refletir os distúrbios em diversas escalas, devido às suas características de mobilidade, estilo de vida e por sua posição próxima do topo da cadeia alimentar (Freitas e Siqueira-Souza, 2009).

Para Silva (2007), a alimentação é a fonte principal de absorção de MeHg pelo homem, o que torna extremamente importante conhecer os níveis de Hg encontrados nos peixes utilizados como alimento.

Compostos organo-mercuriais têm alta afinidade por tecidos vivos, por organismos e são incorporados à cadeia alimentar. Isto pode causar acúmulo de mercúrio no nível trófico mais alto quando o valor da ingestão é maior que o da eliminação (KUNO, 2003).

Bezerra (2009) traz um resumo da atividade de pesca no município de Cáceres-MT. Segundo o autor, atualmente distinguem-se três modalidades principais de pesca: pesca de subsistência, integrada à cultura regional, como importante fonte de proteína nobre para as populações ribeirinhas; pesca esportiva, que se tornou o principal atrativo do turismo regional e a tradicional atividade de pesca profissional, que reúne cerca de 3.000 pescadores atuantes em toda a região.

A pesca é um importante recurso para os habitantes do Pantanal, seja diretamente para consumo ou indiretamente como atrativo para o grande número de turistas que visitam a região. Assim, ações que reduzam a quantidade ou a qualidade do peixe afetariam seriamente as condições de vida da população do Pantanal (KUNO, 2003).

A Portaria 685/98 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA, Brasil (1998), que estabelece limites máximos de tolerância para contaminantes químicos em alimentos, determina que para o Hg, os teores máximos em peixes e produtos da pesca (exceto predadores) não devem exceder 500 ng g^{-1} e para peixes predadores, este limite é de 1000 ng g^{-1} .

Vieira et al. (2004) afirmam que níveis elevados de Hg em peixes induzem à morte e mesmo em concentrações subletais podem afetar o crescimento, o comportamento e o sucesso reprodutivo.

O nível letal em peixes acontece quando seus tecidos atingem a concentração de 10.000 a 20.000 ng g^{-1} . Níveis normais em peixes estão geralmente abaixo de 300 ng g^{-1} . As concentrações podem variar, portanto, em função da espécie do peixe, qualidade da água, tamanho, idade, mas principalmente do seu hábito alimentar e posição na cadeia trófica na qual está inserido (MALM, 1993).

Fernicola et al. (2003) conceituam o fenômeno da bioacumulação como um termo que descreve a transferência dos contaminantes do meio externo

para um organismo, no qual as concentrações observadas são muito superiores às do meio.

Silva (2007) acrescenta que a bioacumulação de Hg depende de vários fatores como estratégias de alimentação, tamanho e idade do indivíduo, bem como dos parâmetros físicos e químicos da água que influenciam a especiação do Hg aumentando ou diminuindo sua biodisponibilidade.

De acordo com Wasserman (2001), 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 concentrações algumas vezes maiores do que às das águas e plantas e assim por diante até atingir peixes como o pintado ou a piranha, que apresentam concentrações até um milhão de vezes superiores às da água.

O relatório final ANA/GEF/PNUMA/OEA (2004), tratando de pontos de acumulação e rotas de transporte de mercúrio na Bacia do Alto Paraguai, considera que, dada a extensa área da bacia do Alto Paraguai, uma das características de um bioindicador seria a sua distribuição em toda a área que se deseja monitorar. Além disso, deve ainda ser de fácil captura ou coleta bem como apresentar capacidade de indicação do poluente que se deseja monitorar. Características que são comuns à espécie *P. nattereri* e que possibilitam que a mesma seja considerada bioindicadora para toda a Bacia do Alto Paraguai.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

No estado do Mato Grosso, o curso do rio Paraguai é, por convenção, dividido em dois trechos, Paraguai Superior e Alto Paraguai. A área de interesse do presente estudo corresponde ao Paraguai Superior, que de acordo com Moreno e Higa (2005), abrange da nascente até a foz do rio Jauru, com 430 quilômetros de extensão. Este trecho corresponde à zona de nascentes ou

das serras e depressões e, por isso, apresenta em seu curso muitas corredeiras.

A fim de se obter informações acerca dos níveis de contaminação mercurial em peixes e sedimento na bacia do Alto Paraguai, pontos de coleta foram estabelecidos ao longo do rio Paraguai no trecho compreendido entre a nascente do rio no município de Alto Paraguai até a sua confluência com o rio Jauru, além de pontos localizados na foz do rio Cabaçal e do rio Sepotuba, tributários do rio Paraguai.

A Figura 1 traz uma visão geral da área de estudo, mostrando o rio Paraguai e seus afluentes, bem como as áreas de nascentes destes, em destaque.

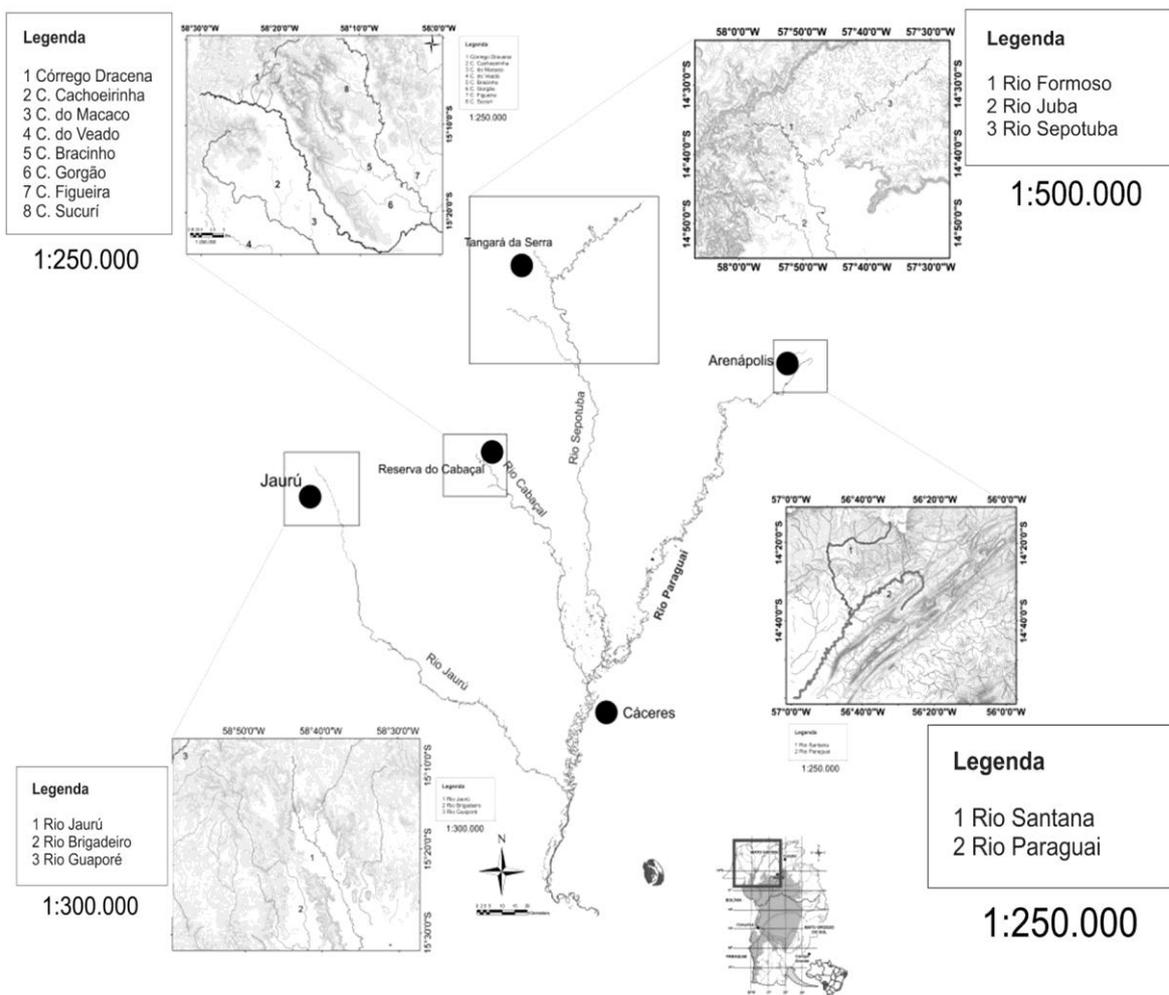


Figura 1: Rio Paraguai e afluentes com destaque para as áreas de nascentes.

Os dados geográficos dos pontos de coleta de sedimento são apresentados na Tabela 1. Foram estabelecidos 10 pontos de coleta de sedimento assim distribuídos: S1 – rio Diamantino; S2 – rio Paraguai, município de Alto Paraguai; S3 – rio Paraguai, município de Barra do Bugres; S4 – rio Paraguai, município de Porto Estrela; S5 – foz do rio Sepotuba; S6 – foz do rio Cabaçal; S7 – rio Paraguai, município de Cáceres; S8 – rio Paraguai, Praia do Julião; S9 – foz do rio Jauru; S10 – rio Paraguai, após confluência com o rio Jauru.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas das áreas de coleta de sedimento no rio Paraguai e afluentes.

Local	Longitude	Latitude
Rio Diamantino	14°27'59"S	56°29'35"W
Alto Paraguai ¹	14°30'12,29"S	56°29'06,00"W
Barra do Bugres ¹	15°04'34,3"S	57°10'56,6"W
Porto Estrela ¹	15°18'53,8"S	57°13'38,3"W
Rio Cabaçal	15°55'15,5"S	57°39'11,45"W
Rio Sepotuba	15°59'59"S	57°42'30"W
Praia do Julião ¹	16°03'24"S	57°42'26"W
Cáceres ¹	16°04'02"S	57°41'42"W
Rio Jauru	16°20'34,6"S	57°47'35,9"W
Abaixo do rio Jauru ¹	16°21'15,3"S	57°46'19,1"W

Locais marcados com (1) são pontos de coleta no rio Paraguai.

Para a coleta de peixes foram selecionados seis pontos de coleta de *P. nattereri*: P1 – Alto Paraguai; P2 – Barra do Bugres; P3 – Porto Estrela; P4 – entre a foz do rio Sepotuba e a foz do rio Cabaçal; P5 – Cáceres; P6 – abaixo da foz do rio Jauru.

Tendo em vista a capacidade migratória da espécie estudada e o fato de que os ambientes da pesquisa se constituem em um trecho contínuo de um mesmo rio – o rio Paraguai – optou-se por um número de pontos de coleta de peixes inferior ao número de pontos para sedimento por se considerar que

estes peixes têm a capacidade de explorar o ambiente no trecho entre pontos de coleta adjacentes.

3.2 A espécie *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 (Piranha)

Pygocentrus nattereri (piranha vermelha) é um peixe carnívoro encontrado com abundância em rios nas Américas Central e do Sul. Voraz predadora possui mandíbulas fortes e dentes afiados e atinge até cinquenta centímetros de comprimento de corpo (BARROS et al., 2010).

A espécie é caracterizada por apresentar perfil dorsal convexo, focinho curto e arredondado com mandíbula volumosa e prognata. O corpo tem um perfil geral arredondado e padrão de colorido cinza-prateado, com o dorso mais escuro e região antero-ventral alaranjada a avermelhada (PIORSKI et al., 2005).

Britski et al (2007) descrevem o gênero *Pygocentrus* como possuidor de dentes tricúspides cortantes, 6 no pré-maxilar e 7 no dentário; dentes do palato ausentes; perfil dorsal anterior convexo sobre a cabeça. Segundo os autores, *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858, possui nadadeira anal com 28 a 32 raios e uma quilha ventral com 25 a 29 espinhos. Dorso escuro, região ventral mais clara; indivíduos menores (até 10 cm de comprimento aproximadamente) com pequenas manchas no flanco; os maiores com colorido uniforme. Possui colorido amarelo ou vermelho amarelado na região ventral.

Machado (2003) descreve a espécie *P. nattereri* como um peixe que vive em ambientes de média profundidade, mas também podem ser encontrados em locais rasos menos frequentemente. É uma espécie primariamente piscívora, porém apesar desta constatação, a espécie pode ter formas alternativas de alimentação em função das mudanças estacionais. O autor afirma existirem movimentos migratórios da espécie *P. nattereri* observados em época de vazante, principalmente no mês de julho, em grupos de 20-30 indivíduos, quando também realizam atividades alimentares.

Vicentin et al. (2012) analisando piranhas capturadas no rio Negro, pantanal do Mato Grosso do Sul, encontrou dados de comprimento padrão

estimado de primeira maturação (L50) para a espécie, variando de 15,4 cm a 16,1 cm. O padrão estimado de comprimento no qual todos os indivíduos estão maduros (L100) encontrado foi de 22,1 a 24,9 cm. Estimando a curva de crescimento Von Bertalanffy, onde os comprimentos correspondem à idade relativa, o autor concluiu que o tempo para a população chegar a L50 e L100 foi estimado em cerca de 1,6 e 2,8 anos, respectivamente e ainda que o Lmax (30,2 cm) foi atingido de acordo com a estimativa de longevidade, aos 6,9 anos.

A espécie *P. nattereri* é topo de cadeia trófica (Machado, 2003), importante para a amostragem da pesquisa por seus hábitos alimentares que favorecem a bioacumulação do mercúrio (KHERIG et al., 2009; TEODORO, 2007) e também por sua ocorrência ao longo de todo o trecho estudado do rio Paraguai, além da larga utilização destes na alimentação da população ribeirinha, conforme observações a campo.

3.3 O Método Allegra

O Método Semiquantitativo de Determinação de Mercúrio – Método Allegra, foi desenvolvido tendo como principal motivação a grande extensão de áreas afetadas pela contaminação por mercúrio, a falta de infraestrutura laboratorial e a dificuldade de acesso aos laboratórios de análises, associados ao elevado custo das análises pelos métodos convencionais. Como resultado, obteve-se um método de fácil operação, baixo custo e que atende às recomendações da OMS. Este método foi idealizado para que fosse operacionalizado por agentes comunitários, após treinamento, e com supervisão de técnicos regionais (YALLOUZ et al., 2000; YALLOUZ, 2005).

O processo analítico pode ser dividido em três etapas: pré-tratamento para a solubilização ou extração do mercúrio para a solução, determinação colorimétrica e comparação visual das intensidades da cor característica (que varia na gradação de cor salmão bem suave até vermelho tijolo) desenvolvidas na determinação do mercúrio contido nas soluções de calibração e nas soluções resultantes do pré-tratamento das amostras desconhecidas.

Cores similares às observadas estão ilustradas na Figura 3.



Figura 3: Cores semelhantes às desenvolvidas nos papéis detectores, usando soluções padrão equivalentes a 0, 300, 600 e 1.000 ng g⁻¹. Adaptado de YALLOUZ et al., (2004).

Apesar de inicialmente ser recomendada a comparação com escalas artificiais (YALLOUZ et al, 2000), na prática observou-se várias não conformidades quando do uso de fotografias e imagens impressas para comparação visual (YALLOUZ, 2012) já que a intensidade da luz e o tipo de tinta dentre outros fatores, não garantem a fidelidade da cor. Sendo assim, é necessária a realização das determinações das amostras desconhecidas simultaneamente a de soluções padrão com teores conhecidos de mercúrio.

Considere-se ainda que o Método Allegra foi desenvolvido tendo por objetivo servir como uma ferramenta de triagem, para garantir o consumo seguro do pescado, o descarte adequado de efluentes e a avaliação da poluição ambiental (www.cetem.gov.br/mercurio/semiquanti/por/pesquisadora.htm), não se propondo a substituir os métodos analíticos tradicionais (YALLOUZ, 2005), e que por se tratar de um método semiquantitativo, análises estatísticas dos resultados são dispensáveis.

3.4 Métodos de Amostragem

3.4.1 Coleta de Sedimento

Para a coleta das amostras de sedimento, foram utilizados pá e draga do tipo Van Veem, utilizando-se a pá para fazer a coleta nos cursos de pouca

profundidade, de 50 cm ou menos, e o Van Veem nos cursos mais profundos, conforme sugestão de (CASARIN, 2007). Foram coletadas 06 (seis) amostras compostas de 05 (cinco) subamostras de sedimento por ponto amostrado. Essas amostras foram acondicionadas em sacos previamente etiquetados e transportadas em caixas térmicas com gelo para o Laboratório de Ecotoxicologia, Neurotoxicologia e Genética da UNEMAT, para análise.

Em laboratório, as amostras foram secas ao ar em bandejas plásticas destinadas exclusivamente para este fim, em ambiente livre de possível contaminação. Após completa secagem, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos do tipo “zip”, devidamente identificados para posterior análise. Destas amostras foram retiradas alíquotas de aproximadamente 100g para procedimentos de análise granulométrica e teor de matéria orgânica.

3.4.2 Coleta de Peixe

As coletas de peixes foram realizadas de modo convencional, com uso de vara de pesca ou adquiridos de pescadores ribeirinhos. Foram coletados em cada ponto de coleta 30 amostras de *P. nattereri*, com exceção do ponto localizado no município de Alto Paraguai, onde, a despeito do esforço amostral não foi possível a totalização do número de amostras semelhante ao dos demais pontos de coleta, resultando em cinco exemplares. Os peixes coletados foram abatidos e transportados em caixa térmica com gelo para o laboratório de Ecotoxicologia, Neurotoxicologia e Genética da Unemat, campus de Cáceres, para tomada de dados biométricos, sendo em seguida armazenados em sacos plásticos tipo “zip” previamente identificados, para posterior análise.

3.5 Análise semi-quantitativa de THg nas amostras de pescado e de sedimento

Para a determinação de THg em sedimento, foram pesadas 10 g do sedimento em duplicata, adicionando-se às amostras 5 gotas de solução antiespumante, e 25 mL de mistura ácida (1 parte de ácido nítrico e 3 partes

de ácido clorídrico) Após aquecimento à fervura por 30 minutos em banho-maria, as amostras foram colocadas a resfriar naturalmente e posteriormente transferidas para o frasco de determinação (Figura 4), acrescidas de 20 mL de água e 10 mL de cloreto de estanho 50% em ácido clorídrico 50% e levadas à determinação, simultaneamente com soluções de concentração conhecida.

Para a determinação de teores de THg em pescado, foram pesadas em duplicata 10 g de amostra às quais foi adicionado 3 gotas de antiespumante (dimeticona) e, em seguida, solubilizadas por aquecimento a 90°C com 25 mL de mistura ácido oxidante constituída de partes iguais de ácido nítrico e sulfúrico, contendo 0,1% de pentóxido de vanádio. A solubilização foi feita em frasco erlenmeyer com um condensador tipo dedo frio (Figura 5 (1)). Após a solubilização, as amostras foram aquecidas por mais 30 minutos, resfriadas, adicionando-se na sequência, 20 mL de água e 25 mL de solução permanganato de potássio a 5%.

Imediatamente antes da determinação o excesso de permanganato foi reduzido com solução de cloridrato de hidroxilamina a 20% e a solução analítica transferida para o frasco de determinação (Figura 4).

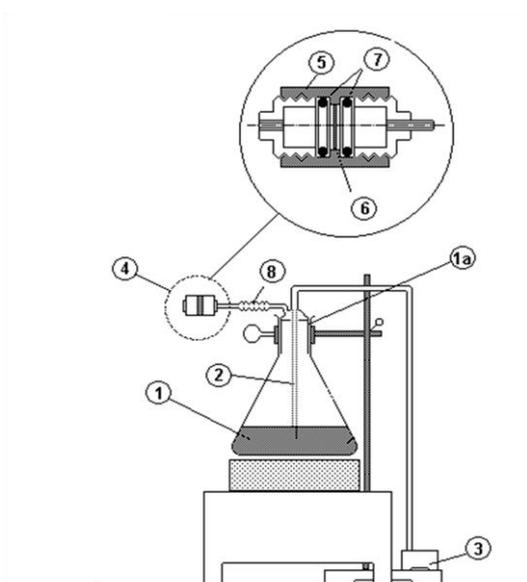


Figura 4: Sistema de determinação de mercúrio em pescado e amostras ambientais: 1-solução analítica no erlenmeyer (1a); 2 - tubo aerador; 3 - bomba de aeração; 4 - conjunto detector constituído de suporte do papel (5), papel detector (6), anéis de borracha (7); 8 - minicondensador

Adicionou-se 25 mL de solução de cloreto estanoso 50% em ácido clorídrico 50%. O mercúrio formado é então expulso por aeração e forçado a passar por um papel detector recoberto com emulsão contendo iodeto cuproso, resultando num complexo de cor característica (Figura 4). Dada a necessidade de serem realizadas as determinações simultâneas de amostras desconhecidas e soluções padrões, costuma-se usar de 6 a 9 sistemas sendo que 2-3 com soluções padrão de concentração conhecida e os outros sistemas com as soluções originadas do pré-tratamento das amostras em estudo.

Ao final da determinação, foi feita a comparação visual e o resultado emitido em faixa de concentração. As etapas de pré-tratamento, digestão, determinação e comparação visual encontram-se ilustradas na Figura 5.

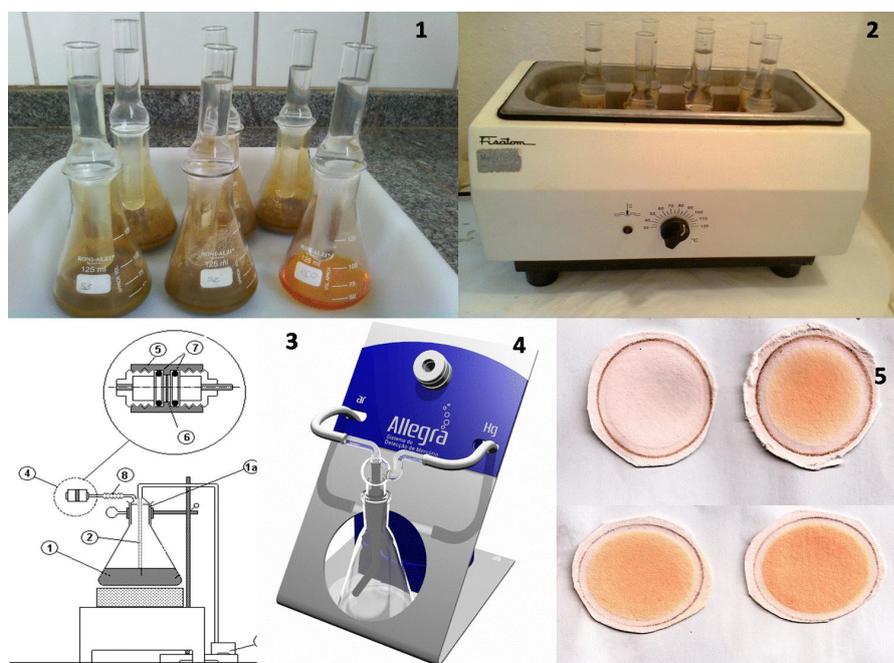


Figura 5 – Etapas do Método Allegra. (1) sistema de digestão; (2) digestão em banho-maria; (3) sistema de determinação em detalhes; (4) sistema de determinação; (5) comparação colorimétrica - papéis detectores.

3.5.1 Ações para garantia da qualidade analítica

Várias ações foram tomadas visando garantir a qualidade dos resultados analíticos e estão descritas a seguir:

a) Controle da qualidade dos reagentes pré-consumo

O controle de qualidade dos reagentes diz respeito aos procedimentos de preparo e manuseio de reagentes e soluções a serem utilizados no processo analítico. Tal controle no processo de análises semiquantitativas consistiu em uma análise branco de reagentes, utilizando-se água destilada mais o reagente testado e levando-se ao equipamento de determinação. Ao final do processo, estando o papel detector do equipamento branco, foi indicativo suficiente de ausência de contaminante que possa interferir no resultado das análises.

O branco do método é usado para determinar a contribuição dos reagentes e das etapas de preparação analítica para o erro de medição, servindo para verificar se analitos ou interferentes estão presentes dentro do processo ou sistema analítico (ABNT, 2010).

b) Cuidados na etapa do pré-tratamento

Todas as amostras analisadas através do método de determinação semiquantitativa foram feitas em duplicatas, conforme sugestão de (YALLOUZ et al., 2001). Tal procedimento é importante para que se possa mensurar a precisão do processo analítico e deve ser processada independentemente, através de todo o processo de preparação e análise das amostras (ABNT, 2010). Além disso, a cada grupo de 10 amostras, **uma** amostra branco foi analisada. Ao final, os resultados das duplicatas eram comparados e no caso de não haver concordância, uma triplicata foi determinada para escolha dos resultados coincidentes.

c) Amostra controle

Assim como para o branco de solubilização, a cada grupo de 10 amostras, uma amostra controle foi analisada.

Das 150 amostras de pescado coletadas, 20 amostras escolhidas aleatoriamente foram submetidas à análise por absorção atômica com pirólise da amostra de determinação direta, através da espectrometria de absorção atômica Zeeman (ZAAS) (ARAUJO E CASTILHOS, 2007), no Laboratório de Especificação de Mercúrio, CETEM. As mesmas amostras foram analisadas pelo método semiquantitativo, servindo como amostra controle no Laboratório de Análises Semiquantitativas do CETEM, acompanhando as análises rotineiras. Vale lembrar que as análises foram feitas de forma independente, i.e., em laboratórios diferentes e por operadores diferentes. Para tanto, $10,0 \pm 0,3$ g destas amostras foram então analisadas de forma semiquantitativa, a fim de observar se as duplicatas apresentavam resultados similares. Ao final os resultados foram tabelados e comparados criticamente.

d) Cuidados na etapa da determinação

Antes do início dos trabalhos foi feito um teste de similaridade simultaneamente a todos os aparelhos utilizados no método de determinação semiquantitativa, com o objetivo de confirmar que a resposta em todos os sistemas se apresentava similar. Esta recomendação é seguida pelos operadores quando do início de um trabalho, após a manutenção de algum dos sistemas ou após um longo período sem uso. Tal teste consiste em analisar simultaneamente, frascos contendo 70 mL de água destilada, 500 μ L de solução de cloreto de mercúrio 10 ng mL^{-1} e 2 mL de solução de cloreto de estanho em ácido clorídrico. Posteriormente os papéis detectores foram comparados para a comprovação de resultado idêntico para todos os aparelhos.

Outro cuidado tomado durante a rotina analítica consiste no uso de padronização com soluções padrão de concentração conhecida simultaneamente à análise das amostras desconhecidas. Tal procedimento é

importante porque a coloração exibida no papel detector descolore sutil e gradativamente, provocando erros nos resultados.

Outro fator importante a ser considerado em análises semiquantitativas é a independência entre as duplicatas, para facilitar a identificação de erros sistemáticos. Para tal, as amostras analisadas foram identificadas com sua nomenclatura e acrescidas das letras A e B e determinadas em rodadas de determinação diferentes e só depois conferidos os resultados das anotações e o resultado final obtido pela média das duas. Quando necessário, uma triplicata foi analisada e escolhidos os dois resultados mais coerentes.

e) Comparação de resultados obtidos por análise quantitativa e semiquantitativa, sub-amostras de uma mesma amostra

Para uma maior segurança na emissão dos resultados obtidos, 41 amostras analisadas pelo método semiquantitativo foram também analisadas quantitativamente para comparação crítica dos resultados, em dois outros laboratórios, sendo 21 amostras utilizando o método de absorção atômica com vapor frio (CVAAS) e 20 amostras utilizando o método de absorção atômica com pirólise da amostra (ZAAS).

No primeiro caso, a quantificação de mercúrio total foi realizada no Laboratório de Radioisótopos da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) utilizando pré tratamento onde a amostra foi aquecida com uma mistura oxidante com posterior determinação do mercúrio pelo método de espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor frio (CV-AAS). Nesta técnica, os íons do metal são primeiramente reduzidos à forma elementar e carregados por um gás até o caminho ótico, onde os átomos sofrem interação com a radiação. Devido à volatilidade apresentada pelo mercúrio elementar, não necessita da utilização de chama, daí a denominação “vapor frio”. (Araujo e Castilhos 2007).

No segundo caso, a técnica utilizada foi a Absorção atômica com pirólise da amostra de determinação direta (LUMEX). As análises foram

conduzidas no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA/CETEM) utilizando o equipamento LUMEX RA – 915+ associado a um reator de pirólise. Este equipamento é específico para análise de mercúrio total. O THg foi quantificado através de espectrometria de absorção atômica Zeeman (ZAAS) pela conversão dos átomos a Hg^0 através de pirólise da amostra a 800 °C. A concentração é medida pelo sinal na faixa de absorção de 253,7 nm. As interferências espectrais são anuladas devido à correção de background Zeeman (ARAUJO e CASTILHOS, 2007).

3.6 Matéria orgânica em sedimento

A determinação dos teores de matéria orgânica em sedimento foi conduzida no laboratório de solos do Instituto Federal de Mato Grosso (IFMT), Campus de Cáceres. Para a determinação, tomou-se por base a metodologia adotada pela EMBRAPA (1998), que consiste no método volumétrico pelo bicromato de potássio. Os teores de matéria orgânica encontrados no sedimento analisado estão expressos na Tabela 3.

Tabela 3 – Teores de matéria orgânica em sedimento do rio Paraguai e afluentes

LOCAL	TEOR DE M.O. (g kg ⁻¹)
Rio Diamantino	27,4
Rio Paraguai - Alto Paraguai	20,5
Rio Paraguai - Barra do Bugres	5,8
Rio Paraguai - Porto Estrela	22,8
Rio Sepotuba	33,2
Rio Cabaçal	1,7
Rio Paraguai - Praia do Julião	14,7
Rio Paraguai – Cáceres	31,0
Rio Paraguai - Foz do rio Jauru	8,8
Rio Jauru	17,0

3.7 Textura em Sedimento

As análises granulométricas ou de textura do sedimento coletado foram realizadas no Laboratório de Pesquisa e Estudo em Geomorfologia Fluvial (LAPEGEOF), da UNEMAT, campus universitário de Cáceres.

Para as análises de textura do sedimento o protocolo adotado foi o método da pipeta, recomendado pela EMBRAPA (1997). A classificação textural do sedimento foi determinada através do software GEOTEXTURAL2000, arquivo de dados, desenvolvido em Excel, que utiliza as classes de textura empregadas pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

A análise granulométrica do sedimento coletado apresenta valores para areia, argila e silte conforme expressos na Tabela 4.

Tabela 4 – Granulometria e textura de sedimentos coletados no rio Paraguai e afluentes (g kg^{-1}).

Local	Argila	Areia	Silte	Textura
Rio Diamantino	13	502	485	Franco-arenosa
R.Paraguai – Alto Paraguai	12,5	668,5	319	Franco-arenosa
Rio Paraguai – Barra do Bugres	15	607,5	377,5	Franco-arenosa
Rio Paraguai – Porto Estrela	18,5	177	804,5	Siltosa
Rio Cabaçal	13	734	253	Areia-franca
Rio Sepotuba	21	330,5	648,5	Franco-siltosa
Rio Paraguai – Praia do Julião	14,5	676,5	309	Franco-arenosa
Rio Paraguai - Cáceres	22	367,5	610,5	Franco-siltosa
Rio Jauru	16	699	285	Franco-arenosa
Rio Paraguai – foz do rio Jauru	11	769	220	Areia-franca

3.8 Biometria do pescado

Os peixes coletados foram pesados, medidos, eviscerados e o músculo destes foi separado e armazenado sob refrigeração para análise de teores de THg. Os dados médios e o desvio padrão (DP) de comprimento e peso do pescado se encontram na Tabela 5.

Tabela 5 – Biometria de *P. nattereri* coletadas no rio Paraguai e afluentes.

LOCAL DE COLETA	COMPRIMENTO (cm) ± DP	PESO (g) ± DP
Alto Paraguai	16 ± 1,9	182 ±92
Barra do Bugres	24 ± 2,2	750 ± 218
Porto Estrela	22 ± 3,2	561 ± 233
Sepotuba	19 ± 1,9	370 ± 116
Cáceres	19 ± 2,4	397 ± 142
Jauru	21 ± 2,9	503 ± 212

As análises de distribuição de tamanho dos exemplares de *P. nattereri* foram aqui expressas em comprimento padrão, que é a medida que se faz em linha reta da ponta do focinho até a última vértebra da nadadeira caudal, para que se evite falhas na medição ocasionadas por exemplares com parte da nadadeira caudal arrancada, fato comum para a espécie.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Mercúrio em Sedimento

As amostras de sedimento analisadas de forma semiquantitativa através do método Allegra, apresentaram valores de THg equivalentes ou muito próximos à faixa de concentração (0 – 100 ng g⁻¹), como pode ser observado na Tabela 6.

Tabela 6 – Teores de mercúrio total em sedimento no rio Paraguai e afluentes.

Local	Teor de mercúrio (ng g⁻¹)	n amostral
Rio Diamantino	< 100	6
Rio Paraguai - Alto Paraguai	< 100	6
Rio Paraguai - Barra do Bugres	< 100	6
Rio Paraguai - Porto Estrela	~100	6
Rio Paraguai - Praia do Julião	< 100	6
Rio Sepotuba	~ 100	6
Rio Paraguai – Cáceres	< 100	6
Rio Cabaçal	< 100	6
Rio Jauru	~100	6

No compartimento sedimento, as análises realizadas indicam teores de Hg pequenos, haja vista que na grande maioria das análises a coloração obtida nos papéis indicadores esteve imperceptível para comparação visual, assemelhando-se à análise “branco”, isenta de mercúrio. Apenas as amostras sedimento do rio Jauru, amostra 01 (SEJA 01), sedimento de Porto Estrela, amostra 06 (SEPE 06) e sedimento do rio Sepotuba, amostras 02 a 06 (SERS 02 a 06), o que equivale a 7 das 60 amostras analisadas, apresentaram traços do metal estudado, observada em leve coloração do papel detector.

De posse dos dados de teores de mercúrio em sedimento no trecho estudado, pode-se afirmar, com base na resolução Conama 344/2004, que define a menor concentração para teores de mercúrio em sedimento considerados perigosos à biota: $0,17 \text{ mg kg}^{-1}$ (ou 170 ng g^{-1}), que o sedimento do trecho estudado pode ser considerado como não contaminado.

Vergotti et al. (2009) avaliando a influência da matéria orgânica na adsorção de mercúrio na bacia do rio Madeira em Rondônia, encontrou correlação significativa entre a concentração média de Hg e a matéria orgânica nos sedimentos estudados ($r = 0,72$). Sendo de maneira inversa, encontrada pelos autores incompatibilidade do Hg com sílica e bases ($r = - 0,91$ e $r = - 0,92$) respectivamente. Segundo esses autores, com o aumento da matéria orgânica e elevação da superfície específica dos sedimentos, é aumentada a capacidade de troca/adsorção de elementos como o mercúrio, que apresentou correlação direta com a matéria orgânica.

Eichhoff (2011) também encontrou uma correlação positiva ($r = 0,7360$) entre o teor de matéria orgânica e o teor de mercúrio em sedimento de fundo em pisciculturas no município de Alto Paraguai - MT.

A correlação citada pelos autores entre teores de mercúrio e matéria orgânica pode ser o fator que explique o resultado das análises de mercúrio em amostras de sedimento coletadas no rio Sepotuba, onde 66% das amostras expressaram traços de mercúrio, tendo em vista que o teor de matéria orgânica dessas amostras ($33,2 \text{ g kg}^{-1}$) foi o maior encontrado nesse grupo de análises. Embora tal fato não se justifique para amostras de sedimento coletadas em Cáceres, que retornaram valores de matéria orgânica na ordem de 31 g kg^{-1} .

Antunes et al. (2007) analisaram teores de mercúrio em sedimento de alguns rios da bacia do Alto Paraguai e encontraram valores de 15,3 e 29,5 ng g⁻¹ para montante e jusante do rio Jauru, respectivamente; 14,7 ng g⁻¹ para a foz do rio Sepotuba; 17,8 ng g⁻¹ para a foz do rio Cabaçal e 12,0 ng g⁻¹ para o rio Salobra, afluente do rio Paraguai em Porto Estrela. Tais dados são corroborados pela presente pesquisa que encontrou teores de Hg nas amostras analisadas próximos ou menores que 100 ng g⁻¹.

Avaliando uma área em Descoberto/MG onde no séc XIX existiu garimpo de ouro, Tinôco et al. (2010) encontraram concentrações elevadas de mercúrio nos solos (260 a 550 ng g⁻¹), em sedimentos (130 a 610 ng g⁻¹) e na água (< 0,2 a 2,10 ng mL⁻¹). Embora nos peixes analisados por esses autores não tenham sido detectadas concentrações acima do limite considerado pela legislação brasileira como seguro para consumo.

4.2 Teores de mercúrio em *P. nattereri*

Sistematizados os dados de análise dos teores de mercúrio em *P. nattereri*, foi observado, conforme apresentado na Tabela 7 e também na Figura 6, que os teores de mercúrio presentes nos peixes analisados apresentaram comportamento diferente para cada ambiente estudado.

Tabela 7 – Porcentagem de amostras de *P. nattereri* distribuídas por faixas de concentração de THg.

Faixas	pontos amostrais					
	A. Paraguai	B. Bugres	P. Estrela	Sepotuba	Cáceres	Jauru
0-100	0	0	0	0	13,79	6,9
~100	0	3,57	3,45	6,67	6,9	3,45
100-300	0	35,71	27,59	73,33	58,62	48,27
~300	0	28,58	17,24	13,33	20,69	17,24
300-600	60	32,14	41,38	6,67	0	24,14
~600	40	0	10,34	0	0	0
Total	100	100	100	100	100	100

De acordo com os dados percentuais exibidos na Tabela 7, podemos observar que se tomando os valores totais por faixa de concentração, 74,77%

das amostras de pescado analisadas apresentaram valores de THg entre 0 a 300 ng g⁻¹, o que de acordo com ASTDR (1999) pode ser consumido de forma regular; 25,33% deles apresentaram valores de THg entre 300 e 600ng g⁻¹, fato que merece especial atenção, pois o consumo de peixes com tais concentrações de mercúrio é adequado apenas de forma eventual (YALLOUZ, 2005), conforme recomenda a Organização Mundial de Saúde, que preconiza que para populações que consumam peixe regularmente, os teores de mercúrio neles contidos devem ser inferiores a 300 ng g⁻¹ (YALLOUZ,2005; ASTDR,1999).

Destes 25,33% das amostras com teores de THg acima de 300ng g⁻¹, 3,33% apresentaram valores de concentração de THg muito próximos a 600ng g⁻¹, limite crítico para o consumo de peixe.

Os peixes advindos do primeiro local de coleta, próximo ao município de Alto Paraguai (n=5), são os que apresentaram os maiores valores de THg. A totalidade dos peixes coletados nesse ponto apresentou níveis de THg no músculo acima de 300 ng g⁻¹, encontrando-se os teores assim distribuídos: 60% deles com valores entre 300 e 600 ng g⁻¹ e 40% muito próximo a 600 ng g⁻¹. No entanto, como o n amostral para este ponto foi inferior aos demais, devido às dificuldades encontradas no ato da coleta, é possível que o total de peixes analisados não seja significativo para a apresentação de um quadro geral da contaminação do rio Paraguai nesse trecho. Sendo assim, um novo esforço amostral deverá ser realizado a fim de obter número adequado de exemplares e assim melhor avaliar seus resultados.

Os peixes coletados próximo aos municípios de Barra do Bugres (n = 28) e Jauru (n = 29) apresentaram comportamento semelhante para teores de THg em músculo, apresentando teores de até 300 ng g⁻¹ em 67,86% dos peixes de Barra do Bugres e 75,86% para os de Jauru. Quando se consideram os teores acima de 300 até 600 ng g⁻¹ de THg nestes peixes, Barra do Bugres tem 32,14% dos peixes analisados dentro dessa faixa de concentração enquanto Jauru tem 24,14%.

A análise dos peixes coletados em Porto Estrela (n=29) também apresentou valores merecedores de atenção quanto aos teores de THg,

quando 51,72% das suas amostras se enquadraram na faixa de concentração acima de 300 até 600 ng g⁻¹.

É possível que em Barra do Bugres, Jauru e Porto Estrela, os teores de mercúrio nos peixes tenham sido influenciados pelo tamanho e peso dos indivíduos conforme observações de (MALM, 1993; SILVA, 2007), justificando assim a bioacumulação do mercúrio nestes. Os pesos dos peixes coletados nesses locais apresentaram médias de 749,14 ± 217,86 g em Barra do Bugres, 503,34 ± 212,06 g em Jauru e 560,84 ± 233,00 g em Porto Estrela, conforme já citado na Tabela 02. No entanto, Nascimento (2009), estudando as concentrações de THg em três espécies de peixes carnívoros dos rios Cuiabá e Paraguai, no estado do Mato Grosso e Teodoro (2007) avaliando diferentes espécies dos rios Miranda e Aquidauana no pantanal Sul-matogrossense, não encontraram correlação entre teores de THg e peso ou tamanho dos indivíduos analisados.

Os peixes coletados entre os rios Sepotuba e Cabaçal (n = 30), na tabela designados apenas como Sepotuba e aqueles coletados próximo ao município de Cáceres (n = 29), são os que apresentaram os menores valores de THg. Dos peixes coletados entre os rios Sepotuba e Cabaçal, 93,33% exibiram teores de THg entre 0 e 300ng.g⁻¹, os demais 6,66% deles apresentaram teores acima de 300 até 600ng.g⁻¹ de THg.

Nascimento (2009) estudando teores de mercúrio em *P. nattereri* no rio Paraguai, próximo à foz do rio Sepotuba, avaliando porém os teores de THg em fígado, rins, estômago, brânquias e cérebro, encontrou valores máximos de 440 ng g⁻¹ em estômago e mínimo de 40 ng g⁻¹ em brânquias.

Quanto aos peixes coletados próximos à cidade de Cáceres (n=29), a totalidade dos exemplares analisados apresentaram teores máximos de THg de até 300 ng g⁻¹, tendo inclusive 4 exemplares (13,79%) com menos de 100 ng g⁻¹ de Hg no músculo. Tais valores mostraram-se relativamente menores, porém ainda próximos daqueles encontrados por Hylander et al. (2000) que analisou teores de mercúrio em piranhas coletadas no rio Paraguai, próximo à cidade de Cáceres em períodos distintos de cheia e seca, encontrando valores

mínimo de 310 e máximo 378 ng g^{-1} no período de cheia e mínimo de 205 e máximo de 345 ng g^{-1} no período de seca.

Embora os dados ora apresentados não sejam alarmantes com relação aos teores de THg contidos nas amostras, é importante salientar que aqueles indivíduos considerados mais susceptíveis, seja por sua condição biológica ou por possuírem maiores probabilidades de exposição ao mercúrio como as gestantes, lactantes e crianças ou indivíduos que têm o pescado como fonte principal de proteínas (BUENO et al., 2011), devem atentar para os riscos do consumo de peixes contaminados por mercúrio, mesmo em doses menores. Lebel et al. (1998) afirmam existir correlação significativa entre a exposição por um período prolongado a baixas doses de MeHg e danos causados a indivíduos, com base em estudos com ribeirinhos residentes em uma aldeia às margens do rio Tapajós.

Os teores de THg por ponto amostral podem ser mais detalhadamente visualizados na Figura 6 a seguir:

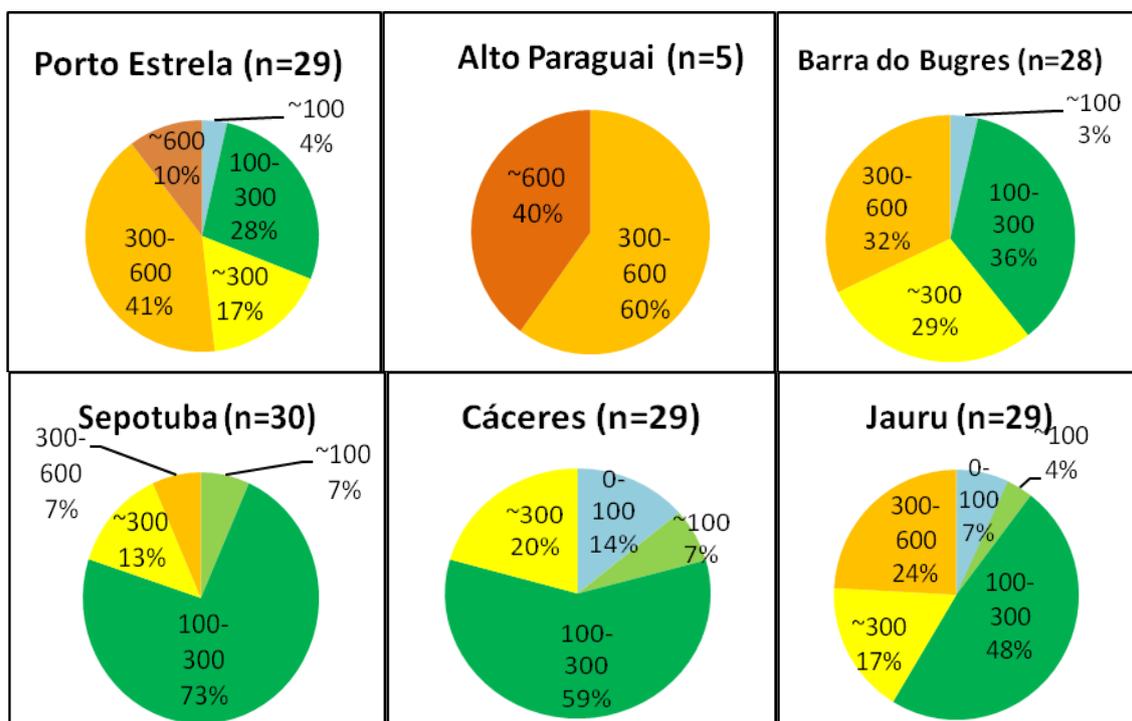


Figura 6: Porcentagens de amostras de peixe distribuídas por faixas de concentração de THg (ng g^{-1}) em *P. nattereri* do rio Paraguai, por ponto amostral.

Os dados acima detalhados estão adensados no gráfico da Figura 7, que apresenta os teores de THg por ponto de coleta em colunas sobrepostas de acordo com as faixas de concentração utilizadas no método Allegra (YALLOUZ, 2005), na sequência que estes pontos estão dispostos ao longo do rio Paraguai no trecho estudado.

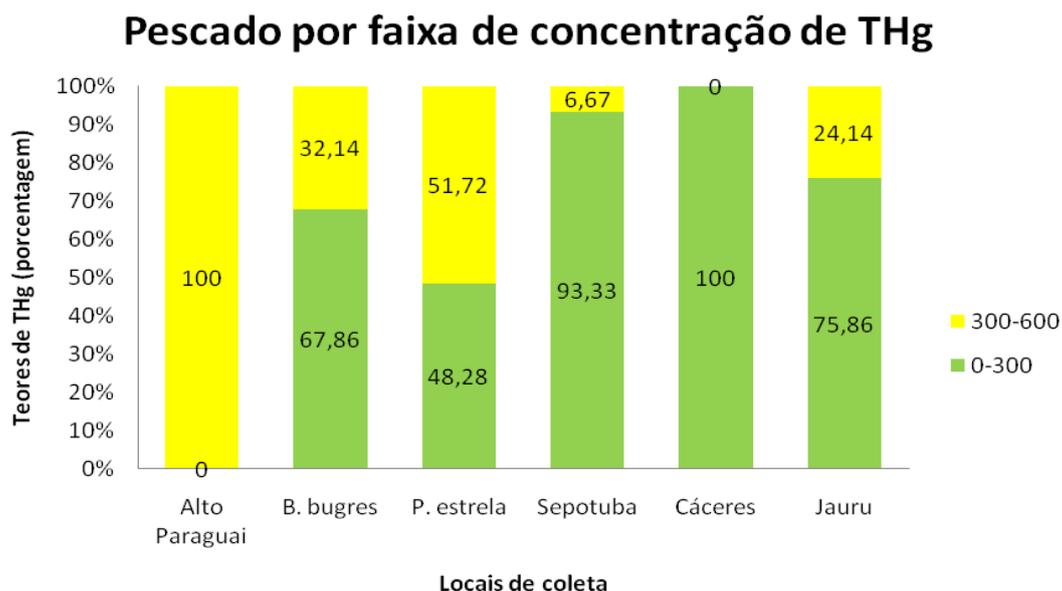


Figura 7 – Porcentagens de amostras de pescado por faixas de concentração de THg (ng g^{-1}).

Os estudos de monitoramento de mercúrio na Bacia do alto Paraguai realizados por ANA/GEF/PNUMA/OEA (2004) comprovaram que 37% das amostras de peixe analisadas estavam acima dos limites reconhecidos para peixes de água doce de rios considerados não contaminados, indicando assim, que existe Hg disponível no meio aquático da Bacia do Alto Paraguai. Tais dados são corroborados pelos obtidos na presente pesquisa, que embora não tenham apresentado valores de THg maiores que 600 ng g^{-1} , têm 35,78% das suas amostras entre 300 e 600 ng g^{-1} de THg.

4.3 Garantia de qualidade

Os quadros 1 e 2 mostram os resultados das análises comparativas para determinação de teores de THg nas amostras de pescado, comparando-os através dos métodos quantitativo e semiquantitativo. Tal procedimento é importante para a garantia da qualidade analítica, conforme proposto por (YALLOUZ et al., 2004).

Quadro 1 – Comparação dos resultados obtidos através dos métodos quantitativo e semiquantitativo para determinações quantitativas de THg, realizadas no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca/UFRJ.

Amostra	MQ (¹) (radioisótopos) (média ± DP)	MSQ (²)	Avaliação
PESC 09	336 ± 28	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PESC 16	158 ± 04	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PECAC 06	168 ± 09	~300	MQ pouco menor que o MSQ
PECAC 08	205 ± 49	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PECAC 11	236 ± 41	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PECAC 13	162 ± 07	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PECAC 15	246 ± 04	~300	MQ pouco menor que o MSQ
PECAC 18	120 ± 16	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEBAR 21	348 ± 94	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEBAR 24	384 ± 39	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEPE 02	497 ± 23	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEPE 04	272 ± 04	300-600	MQ pouco menor que MSQ
PEPE 10	361 ± 04	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEPE 22	277 ± 55	~300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEPE 30	189 ± 02	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 02	157 ± 16	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 05	265 ± 40	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 06	372 ± 33	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 16	165 ± 32	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 17	343 ± 47	~300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 24	197 ± 27	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ

(¹)Método Quantitativo; (²) Método Semiquantitativo

Quadro 2 - Comparação dos resultados obtidos através dos métodos quantitativo e semi-quantitativo para determinações quantitativas de THg, realizadas no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA)/CETEM.

Amostra	MQ (¹) (LEMA) (média ± DP)	MSQ (²)	Avaliação
PEBAR 04	337 ± 21	~300	MQ pouco maior que o MSQ
PEBAR 10	295 ± 22	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEBAR 14	319 ± 11	~300	MQ pouco maior que o MSQ
PEBAR 15	147 ± 13	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PESC 02	145 ± 05	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PESC 06	156 ± 01	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PESC 19	184 ± 09	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PESC 20	211 ± 18	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PECAC 04	254 ± 08	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PECAC 09	80 ± 03	~100	MQ pouco maior que o MSQ
PECAC 21	226 ± 10	~100	MQ pouco maior que o MSQ
PECAC 28	277 ± 17	~300	MQ pouco menor que o MSQ
PEJA 08	137 ± 05	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 19	99 ± 11	<100	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEJA 20	218 ± 12	~300	MQ pouco menor que o MSQ
PEJA 30	136 ± 03	100-300	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEPE 15	509 ± 14	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEPE 21	535 ± 26	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ
PEPE 24	633 ± 49	300-600	MQ dentro do intervalo MSQ
PEPE 26	386 ± 21	300-600	MQ dentro do intervalo do MSQ

(¹)Método Quantitativo; (²) Método Semiquantitativo

De posse dos dados de avaliação dos teores de THg obtidos através do método semiquantitativo e das análises quantitativas, a avaliação da eficiência foi realizada conforme sugerido por Yallouz et al., (2004): verificando se a média dos resultados de análise quantitativa estava contida no intervalo detectado através do método semiquantitativo.

Comparando-se os resultados de análises semiquantitativas aos equivalentes resultados das 41 amostras analisadas nos dois laboratórios de forma quantitativa, foi observado que:

Cerca de 78% dos resultados das médias \pm DP das amostras quantitativas estavam contidas no intervalo obtido para as amostras semiquantitativas quanto aos teores de THg, o que indica que estes resultados são equivalentes, mesmo quando comparados através de métodos analíticos diferentes.

Os demais 22% apresentaram um pequeno desvio, sem sobreposição das faixas de concentração do método semiquantitativo à média e DP do método quantitativo, fato que pode ter ocorrido devido a uma falha operacional fora de controle (PEREIRA et al., 2003) ou naquelas amostras em que este desvio foi muito pequeno pode ter ocorrido falha interpretativa da faixa de coloração devido à sutileza com a qual esta varia em pequenos intervalos.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se afirmar que o trecho estudado da bacia do Alto Paraguai é merecedor de atenção especial tanto para o monitoramento como para o desenvolvimento de novos estudos que esclareçam as variações em teores de THg encontrados no pescado analisado. Tal monitoramento deve ser feito com vistas a acompanhar a evolução da incorporação do mercúrio nos peixes da região, bem como o estabelecimento de suas causas e possíveis medidas mitigadoras.

Os níveis de mercúrio no pescado analisado ao longo do trecho estudado no rio Paraguai variaram por ponto de coleta, apresentando os maiores teores nos peixes coletados no município de Alto Paraguai, com a totalidade dos seus exemplares coletados apresentando mais de 300 ng g^{-1} de THg. De modo semelhante, 51,72% dos peixes coletados no município de Porto Estrela, apresentaram teores de THg acima de 300 ng g^{-1} seguidos pelos municípios de Barra do Bugres e Jauru, com 32 e 24% respectivamente.

Comparando-se os teores de mercúrio encontrados no músculo do peixe e no sedimento, foi observado que não é possível uma correlação entre os teores por ponto amostral, considerando os baixos teores detectados no sedimento em toda a área da pesquisa, aliados ao limite inferior de detecção do Método Allegra, que se situa em torno de 100 ng g^{-1} .

Embora o quadro geral da contaminação mercurial nos peixes e sedimentos estudados não esteja em níveis muito elevados, a presença do contaminante no ambiente aquático é razão suficiente para que se implementem medidas preventivas, sendo aconselhável um contínuo monitoramento da contaminação ambiental, e que a população dos locais de estudo seja orientada quanto ao consumo do pescado.

Tal orientação pode ser direcionada ainda no sentido que se incentive o consumo de espécies não-predadoras, considerando que o quadro de contaminação para a espécie predadora estudada apresentou valores aceitáveis para consumo eventual, o que sugere que espécies de hábito alimentar frugívoro, como o *Piaractus mesopotamicus* (Pacu), apreciada regionalmente seja indicada ao consumo preferencial daquelas populações consideradas de risco, como crianças, grávidas e idosos.

Deve-se considerar, entretanto, que tal monitoramento e orientação também são importantes no sentido de que se evite estigmatizar uma região ou causar pânico na população local, avaliando a sazonalidade e os hábitos alimentares da população.

Com relação ao primeiro ponto de coleta, situado no município de Alto Paraguai, onde a despeito do esforço amostral realizado, não foi possível a captura dos peixes em um n representativo do local estudado e considerando-se ainda os valores preocupantes de THg observados para este ponto, uma pesquisa complementar deverá ser desenvolvida a fim de obter uma amostra representativa do pescado desse local.

Quanto ao uso do Método Semiquantitativo de Determinação de Mercúrio (Método Allegra), podemos afirmar que os dados de análise e de comparação para garantia da qualidade analítica apresentaram resultados satisfatórios, indicando que o método semiquantitativo é uma ferramenta para a

detecção de mercúrio em amostras ambientais, sendo confiável, de menor custo que os métodos convencionais e de aplicação mais rápida, o que permite que seja utilizado como método de triagem para recomendações para consumo, objetivo inicial de sua aplicação.

7. REFERÊNCIAS

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

ALMEIDA, M.D. **Biogeoquímica do mercúrio na interface solo-atmosfera na Amazônia**. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) – Faculdade de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2005.

ANA/GEF/PNUMA/OEA. **Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: Subprojeto 1.4 – Distribuição e Transporte de Mercúrio na Bacia do Alto Paraguai. Relatório Final** – Brasília: TDA Desenho & Arte Ltda. 2004, 316p.

ANTUNES, K.C.P.; CASTRO E SILVA, E.; DA SILVA, J.D.; FREITAS, R.M.; GUEDES, S.F.; MAGALHÃES, A.; SILVA, D.D. **Mercúrio em Sedimento de alguns rios da Bacia do Alto Paraguai. XLVII Congresso Brasileiro de Química**. 2007, Natal. Disponível em: <<http://www.abq.org.br/cbq/2007/trabalhos/5/5-73-73.htm>>. Acesso em 26 out. 2012.

ARAUJO, P. C.; CASTILHOS, Z. C. Técnicas analíticas para determinação de mercúrio orgânico e inorgânico e em amostras ambientais e biológicas no LEMA/CETEM. In: Jornada do Programa de Capacitação Interna do CETEM, 1., Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: CETEM, 2007.

ARAÚJO, R.P.A.; SHIMIZU, G.Y.; BOHRER, M.B.C.; JARDIM, W. **Avaliação da Qualidade de Sedimentos**. In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Ed.). *Ecotoxicologia Aquática – princípios e aplicações*. São Carlos: RiMa, 2008. p.293 – 326.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma N° NIT DICLA-057: 2010**. Critérios para acreditação da amostragem de águas e matrizes ambientais. Primeira Edição: set/2010. ABNT: Rio de Janeiro, RJ.10p.

Associação de Combate aos Poluentes (ACPO). **O mercado de mercúrio no Brasil**, ACPO, 2006. Disponível em: <www.acpo.org.br/Campanhas/mercúrio/relatorio_mercado_portugues.pdf>. Acesso em 29 out. 2012.

ASTDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTER. **Toxicological profile for mercury**. Atlanta: ASTDR, 1999. 676p.

AZEVEDO, F.A. Dinâmica ambiental e riscos do mercúrio. **TECBAHIA R. Baiana Tecnol.**, v. 1, n. 1, p. 32 a 48, 1993.

BARROS, L.A.; MATEUS, L.A.F.; BRAUM, D.T. e BONALDO, J.. Aspectos ecológicos de endoparasitos de piranha vermelha (*Pygocentrus nattereri*, Kner,

1860) proveniente do rio Cuiabá. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.** [online]. v.62, n.1, p. 228-231, 2010.

BASTOS, W.R. **Métodos de digestão utilizando microondas para determinação automatizada de Hg em amostras ambientais e humanas: Implantação de laboratórios e avaliação da qualidade analítica.** Rio de Janeiro, 1997. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Biofísica). Universidade Federal do Rio de Janeiro.

BEZERRA, D.O.S. **Educação ambiental não formal: A práxis coletiva dos pescadores artesanais no rio Paraguai, Cáceres/Mato Grosso/Brasil.** Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W.F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Química Nova**, Vol. 27, No. 4, p. 593-600, 2004.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária – Divisão Nacional de Vigilância de alimentos – **Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998.** Brasília. Seq.1, pt.1, p.1415-1437, 24 set. 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP.** Programa Nacional do Meio Ambiente. Brasília: PNMA, 1997. 3.v.

BRITSKI H. A., SILIMON K. Z. de S. de; LOPES B. S. 2007. **Peixes do Pantanal, Manual de identificação.** 2ª. Brasília: Embrapa – SPI, Corumbá: Embrapa – CPAP. 227p.

BUENO P.C. Exposição humana a mercúrio: subsídios para o fortalecimento das ações de vigilância em saúde. **Cad. Saúde Colet.**, Rio de Janeiro, v.19, n. 4, p. 443-7, 2011.

CAMPOS FILHO, L.V. Tradição e ruptura: subsídio ao planejamento conservacionista, direcionado à pecuária e ao turismo, no Pantanal de Poconé - MT. Dissertação – Instituto de Biociências, UFMT, Cuiabá, 1999. 184p.

CASARIN, R. **Caracterização dos principais vetores de degradação ambiental da bacia hidrográfica Paraguai /Diamantino.** Rio de Janeiro, 2007. 169p. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº. 344, de 25 de março de 2004.** 2004. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml>>. Acesso em: 16 out. 2012.

DOWBOR, L.; TAGNIN, R. A. (Orgs). **Economia da água**. IN: Administrando a água como se fosse importante: gestão ambiental e sustentabilidade. Ladislau Dowbor. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2005. 290p.

EICKHOFF, A.P.N. **Elementos-traço em passivos ambientais de garimpo de ouro: Uma avaliação da possibilidade de contaminação de solos, sedimentos, plantas e peixes em áreas de pisciculturas em Poconé e Alto Paraguai – MT**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2011.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de solos. **Análises químicas para avaliação da fertilidade do solo – Métodos usados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1998. 56p. (Embrapa Solos. Documentos, 3).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de solos **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

ETO, K. Pathology of Minamata disease. **Toxicologic Pathology**. V. 25, n. 6, p.614-23, Nov-Dez 1997.

FARID, L.H.; LINS, F.F.; GONÇALVES, M.M. Amalgamação. In: LINS, F.F. (Coord.). **Aspectos diversos da garimpagem de ouro**. Rio de Janeiro: CETEM, 1992. (Tecnologia Mineral, 54). p. 53-66.

FERNICOLA, N.A.G.G.; BOHRER-MOREL, M.B.C.; BAINY, A.C.D. Ecotoxicologia. In: AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. (Coord.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RiMa, 2003. São Paulo: Intertox, 2003. p. 221 – 243.

FREITAS, C.E.C; SIQUEIRA-SOUZA, F.K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da Bacia Amazônica. **Agrogeoambiental**. Ago 2009.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q.; CAMPOS, M. L. & MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M. & SILVA, A.P., eds. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v.4. p.345-390

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

IGNÁCIO, A.R.A. **Efeito da intoxicação mercurial sobre progenitores neurais e a glia do cérebro**. Tese (doutorado) – UFRJ/IBCCF, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Biofísica. Rio de Janeiro; 2007.

KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E.F.A.; MALM, O. Mercúrio em peixes – fontes e contaminação. **Oecol. Bras.**, Rio de Janeiro, vol. 11, n. 2, p 228 – 239, 2007.

KEHRIG, Helena A. et al . Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 32, n. 7, 2009.

KUNO, R. **Avaliação da contaminação por mercúrio em peixes do alto pantanal**. São Paulo, 2003. Dissertação (Mestrado em epidemiologia). Universidade de São Paulo.

LACERDA, L. D.. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 20, n. 2, Abr. 1997 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40421997000200012&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 02 Out. 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421997000200012>.

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

LEBEL, J; MERGLER,D; BRANCHES, F; LUCOTTE, M; AMORIM, M; LARRIBE, F; DOLBEC, J. 1998. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the amazonian basin. **Environmental Research**, v. 79, p. 20-32, 1998.

MACHADO, F.A. **História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores**. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

MALAGRINO, W. **Bioacumulação e eliminação de mercúrio (²⁰³Hg) no mexilhão (perna perna, linné, 1758) modelo cinético para avaliar o risco de ingestão no homem**. 2003. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear – aplicações). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MALM, O. Avaliação da Contaminação Ambiental por Mercúrio Através da Análise de Peixes, in **Mercúrio em Áreas de Garimpo de Ouro, Série vigilância 12**, ed. Câmara, V., Centro Panamericano de Ecologia e Saúde Humana, OPAS/OMS, Metepec, México D.F, México, p. 81-98, 1993.

MIRANDA, M.R.; COELHO-SOUZA, S.A.; GUIMARÃES, J.R.D.; CORREIA, R.R.S; OLIVEIRA, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecol. Bras.**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 240-251, 2007.

MORENO, G.; HIGA, T.C.S. (Orgs.) **Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente**. Cuiabá: Entrelinhas, 2005. 296p.

MOURA, P. Bacia do Alto Paraguai. **Revista Brasileira de Geografia**. v.7, n.1, p. 3 – 38, jan/mar 1943.

NASCIMENTO, A.D. **Mercúrio total em peixes carnívoros e variabilidade genética do pacú (*Piaractus mesopotamicus*) por meio de microssatélites – provenientes do rio Paraguai e rio Cuiabá – Alto Pantanal, MT**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2009.

NEIS, E. C. **Mercúrio em peixes à jusante de represas de usinas hidrelétricas: caso Manso Cuiabá – MT**. Cuiabá, 2003. 136p. Dissertação (Mestrado em saúde e ambiente). Universidade Federal de Mato Grosso.

PEREIRA, D.M.; YALLOUZ, A.V.; EGLER, S. (2003) **Método de determinação semiquantitativa de mercúrio em peixe: Difusão, controle de qualidade e estudo de nova aplicação**. Disponível em: < http://www.cetem.gov.br/publicacao/serie_anais_XI_jic_2003/05_Debora_Pereira_JIC_2003.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2012

PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. D.; Mercury inputs into the Amazon Region, Brasil. **Environm. Technol. Lett.** 1988, 9, 325 – 330.

PICCILLI, D.G.A. **Avaliação da previsão hidroclimática no Alto Paraguai**. Tese (Doutorado em Engenharia com ênfase em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

PINHO, C.R.S. **Agenda 21 Local: Olhares sobre o rio Paraguai em Cáceres – MT**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2008.

PIORSKI, N. M., ALVES, J. R. L., MACHADO, M. R. B., CORREIA, M. M. F., Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Characiformes: Characidae) do lago de Viana, estado do Maranhão, Brasil. **Acta Amazonica**, 35: 63 - 70, 2005.

SILVA, G.S. **Avaliação dos efeitos da exposição crônica ao mercúrio em *hoplias malabaricus* (block, 1794) coletados na usina hidrelétrica de Samuel- Rondônia**. Curitiba, 2007, 91p. Dissertação (Mestrado em biologia celular e molecular). Universidade Federal do Paraná. 2007.

TAKEUCHI, T.; ETO, K. **The pathology of Minamata Disease – A tragic story of water pollution**. Kyushu University Press Inc., Fukuoka, Japan, 1999.

TEODORO, E.M. **Determinação de mercúrio em cérebro e músculo de peixes do pantanal sul via CV-AAS**. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

TINÔCO, A.A.P.; AZEVEDO, I.C.A.D.A.; MARQUES, E.A.G.; MOUNTEER, A.H.; MARTINS, C.P.; NASCENTES, R.; REIS, E.L.; NATALINO, R.; Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto, MG. Nota Técnica. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.15, n.4, p. 305-314, out/dez 2010.

TUCCI, C.E.M. **Recursos Hídricos e Conservação do Alto Paraguai**. Disponível em: <<http://www.iph.ufrgs.br/corpodocente/tucci/publicacoes/revparagua.PDF>> Acesso em: 23 mai. 2011.

VERA, Y.M.; **Acumulação de Mercúrio em Tucunarés da Amazônia**. (Série Gestão e Planejamento Ambiental, 08). Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2007. 60p.

VERGOTTI, M.; BONOTTO D. M.; SILVEIRA. E. G.; BASTOS, W. R. 2009. Influência da matéria orgânica na adsorção de Hg e outros elementos em sedimentos de lagos da bacia do rio Madeira (RO). **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n.1, p.91-100, 2009.

VICENTIN, W; COSTA, F.E.S.; SÚAREZ, Y.R. Population ecology of Red-bellied Piranha *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 (Characidae: Serrasalminae) in the Negro River, Pantanal, Brazil. **Environ Biol Fish**, Abr. 2012, DOI 10.1007/s10641-012-0022-5.

VIEIRA, L. M.; ALHO, C. J. R. Biomagnificação de mercúrio no Pantanal, Brasil. In: III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Os Desafios do Novo Milênio, 2000, Corumbá. **Biomagnificação de mercúrio no Pantanal, Brasil**. Disponível em: < <http://www.cpap.embrapa.br/agencia/congresso/Bioticos/VIEIRA-081.pdf> > Acesso em 25 mai. 2011.

VIEIRA, L.M; NUNES, V.S; CAMPOS R.C. **Níveis de mercúrio total na carne de peixes como indicadores de contaminação em sistemas aquáticos do Pantanal**. IV Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 23-26/Nov/2004. Corumbá/MS. 2004.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo & Vida** v. 2, n.1/2, 2001.

YALLOUZ, A.V. Método alternativo de determinação de mercúrio em amostras ambientais: uma ferramenta na Prevenção de intoxicação por peixe

contaminado. **Cadernos Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 855-868, 2005.

YALLOUZ, A.V.; CAMPOS, R.C.; PACIORNIK, S. 2000. A low-cost non instrumental method for semiquantitative determination of mercury in fish. **Fresenius Journal of Analytical Chemistry**. v. 366, p. 461-465, 2000.

YALLOUZ, A.V.; CAMPOS, R.C.; LOUZADA, A. Níveis de mercúrio em atum sólido enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro. **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, Campinas, v. 21, n. 1, Jan. 2001.

YALLOUZ, A. V.; GOES, M. A.; PEREIRA, D.M.; TATIANA CALIXTO, T.; AGUIAR, P.F. (2004): **Improvements and quality assurance evaluation of semi quantitative method for mercury determination in fish**. 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/mercurio/semiquanti/por/publicacoes/ICMGP-350-QA-SMQ.pdf> . Acesso em: 02 ago. 2012.

YALLOUZ, A.V.; PEREIRA, D.; RODRIGUES-FILHO,S.; VILLAS-BÔAS,R.; VEIGA,M.; BEINHOFF,C. (2004): **Alternative low cost method for mercury semi-quantitative determination in fish: Training of local users in Itaituba, Brazil and Manado, Indonesia**. 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/mercurio/semiquanti/por/publicacoes/ICMGP-%20352%20-%20Diffusion-SMQ.pdf>>. Acesso em: 21 jul. 2012.